

DACHVERBAND DER ÖSTERREICHISCHEN
LANDESFISCHEREIVERBÄNDE UND
LANDESORGANISATIONEN DER FISCHEREI
IM GESAMTEN BUNDESGBEIT



ÖSTERREICHISCHER
FISCHEREI
VERBAND

STUDIE
2026



Einfluss von Gewässerbelastungen auf Fische
Bereiche Landwirtschaft und Bauabwasser

IMPRESSUM

Auftraggeber, Medieninhaber und Herausgeber

Österreichischer Fischereiverband
Dresdner Straße 73, 1200 Wien, Österreich
ZVR-Zahl: 821-193-701

Mitwirkende und Unterstützer

- Tiroler Fischereiverband
- Oö Landesfischereiverband
- NÖ Landesfischereiverband
- Landesfischereiverband Steiermark
- Fischereiverband für das Land Vorarlberg
- Landesfischereiverband Salzburg
- Landesfischereiverband Kärnten
- Wiener Fischereiausschuss
- Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz

Autor

Prof. Dr. Ralf Schulz
ecoco_{GBR} – consultants for the environment

Erscheinungsort und -datum

Wien, Mai 2026

Fotos

Äsche, Fisch-des-Jahres 2021

Foto © Clemens Ratschan

Stoffeinträge durch Landwirtschaft in Gewässer

Adobe Stock

Einleitung von Bauabwässer in Gewässer

KI-generiertes Bild, 30.06.2026



Gliederung

Gliederung	II
Glossar	IV
Zusammenfassung	VII
1 Einführung.....	1
2 Grundlagen.....	5
2.1 Gewässer als Ökosysteme	5
2.2 Stressoren und Störungen in Gewässerökosystemen.....	6
2.3 Umweltverhalten von Schadstoffen	10
3 Methoden.....	12
3.1 Wissenschaftliche Literatur.....	12
3.2 Medienrecherche	13
4 Ergebnisse	14
4.1 Pflanzenschutzmittel (PSM) aus der Landwirtschaft	14
4.1.1 Hintergrund	14
4.1.2 Relevante Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern	18
4.1.3 Gefährdungspotential für Fische und Gewässerökosysteme	28
4.1.4 Auftreten von Fischsterben.....	34
4.2 Jauche, Gülle und Silagesickersaft aus der Landwirtschaft	35
4.2.1 Hintergrund	35
4.2.2 Relevante Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern	38
4.2.3 Gefährdungspotential für Fische und Gewässerökosysteme	42
4.2.4 Auftreten von Fischsterben.....	51

4.3	Bauabwasser und Zement.....	52
4.3.1	Hintergrund	52
4.3.2	Relevante Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern	55
4.3.3	Gefährdungspotential für Fische und Gewässerökosysteme	60
4.3.4	Auftreten von Fischsterben.....	64
5	Synthese und Ableitung praktischer Hinweise.....	65
5.1	Fischsterben in Österreich, Deutschland und der Schweiz	65
5.2	Folgerungen aus Fischsterben und chemischen Gewässerbelastungen	68
5.3	Identifikation möglicher Monitoring- bzw. Lösungsansätze	73
5.3.1	Generell	73
5.3.2	Diffuse Einträge	72
5.3.3	Punktuelle Einträge, Unfälle	75
5.4	Konkrete Hinweise im Falle eines Fischsterbens	76
6	Literaturliste	80
7	Anhang	92

Glossar

Additiver Effekt	Eine kombinierte Wirkung von Stressoren, bei der die Gesamtwirkung der Summe der Einzelwirkungen entspricht ($1+1=2$).
Akute Toxizität	Beschreibt eine schädigende Wirkung (meist Mortalität; Letalität), die innerhalb eines kurzen Zeitraums (oftmals bis zu 96 Stunden) oftmals nach einer kurzzeitigen Exposition gegenüber hohen Konzentrationen auftritt.
Alkalinität	Säurebindungskapazität, beschreibt die Fähigkeit von Wässern Saure zu neutralisieren, ohne den pH zu ändern. Insbesondere Einträge von zementhaltigen Bauabwasser können die Alkalinität (und damit den pH-Wert) stark erhöhen und stellen so ein Problem für Gewässerorganismen dar.
Antagonistischer Effekt	Bezeichnet eine Form der Wechselwirkung zwischen zwei oder mehr Substanzen (z. B. verschiedenen Pestiziden oder Ionen), bei der die kombinierte Gesamtwirkung geringer ist als die Summe der erwarteten Einzelwirkungen. In der Toxikologie bedeutet dies, dass sich die Stoffe in ihrer schädlichen Wirkung gegenseitig abschwächen oder behindern.
Anthropogen	Durch den Menschen verursacht, beeinflusst oder entstanden (Gegensatz zu natürlich).
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen. Verbrauch von Sauerstoff durch den Abbau von biologisch abbaubaren Stoffen in einer Wasserprobe in fünf Tagen in Dunkelheit.
Chronische Toxizität	Beschreibt langanhaltende Effekte (z.B. Beeinträchtigung von Wachstum, Reproduktion oder Entwicklung), die durch eine dauerhafte oder wiederholte Exposition gegenüber subletalen Konzentrationen entstehen.

Diffuse Quelle	Ein Eintrag von Stoffen in Gewässer, der üblicherweise weder an einer konkreten Stelle noch einer konkreten Zeit festgemacht werden kann (z.B. Abschwemmung von Düngemitteln von Feldern während oder nach Starkregenereignissen, atmosphärische Deposition).
Direkter Effekt	Unmittelbare Einwirkung eines Stressors auf die Physiologie, Morphologie oder das Verhalten eines Organismus. Die Schädigung erfolgt ohne Zwischenschritte über andere Arten oder Umweltparameter (z.B. die Verätzung der Kiemenlamellen durch freien Ammoniak).
Indirekter Effekt	Eine Auswirkung eines Stressors, die nicht die betroffene Organismengruppe direkt schädigt, sondern über Veränderungen im Nahrungsnetz (z. B. Beeinträchtigung der Nahrungsgrundlage durch Herbizide und Wirkungen auf Wirbellose und ggf. Fische) wirkt.
JGS (Jauche, Gülle, Silagesickersaft)	Ein Sammelbegriff für stark wassergefährdende, nährstoffreiche Flüssigkeiten, die primär in der landwirtschaftlichen Tierhaltung und Futterkonservierung anfallen und im Falle von Jauche und Gülle ggf. auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden.
LC ₅₀ -Wert	Lethal concentration 50% – Die Konzentration eines Stoffes, die zu 50% Mortalität bei einer Testspezies führt. Die Angabe eines Wertes erfolgt oft in Verbindung mit der Testdauer, z.B. 96 h.
Ökotoxikologie	Untersucht den Einfluss von Chemikalien auf die Umwelt und die darin befindlichen Arten, Populationen und Lebensgemeinschaften.
PSM	Pflanzenschutzmittel, hier alle in der Landwirtschaft im Freiland (durch Spritzung oder Saatgutbeizung) ausgebrachten Herbizide (gegen unerwünschte Pflanzen),

	Fungizide (gegen Pilzerkrankungen) oder Insektizide (gegen unerwünschte wirbellose Tiere).
Punktuelle Quelle	Eine räumlich klar definierte und lokalisierbare Stelle, an der Schad- oder Nährstoffe in ein Gewässer eingeleitet werden (z.B. Einleitungsrohr, Unfallstelle) und für die üblicherweise auch die zeitliche Komponente (Wann trat das Ereignis ein?) gut eingestuft werden kann.
RTL	(Regulatory Threshold Level = Regulatorischer Schwellenwert); die Konzentration eines PSM, die in der offiziellen regulatorischen Risikobewertung als maximal akzeptable Konzentration in der Umwelt angenommen wird, um Effekte auf Organismen zu verhindern.
Stressor	Eine Variable (physikalisch, chemisch oder biologisch), die relativ zum Lebenszyklus des betrachteten Organismus über längere Zeit außerhalb ihres normalen Bereichs liegt und eine physiologische Antwort in einem Organismus auslöst oder die Fitness (Wachstum, Überleben, Reproduktion) verringert, z.B. eine kontinuierliche Schadstoffeinleitung.
Störung	Eine Abweichung vom Normalzustand eines Systems durch ein relativ zum Lebenszyklus des betrachteten Organismus kurzzeitiges Ereignis, welche die Struktur eines Ökosystems, einer Gemeinschaft oder einer Population verändert und die Ressourcenverfügbarkeit oder die physikalische Umwelt beeinflusst, z.B. ein einmaliger Gülleeintrag.
Synergistischer Effekt	Eine überproportionale Wechselwirkung, bei der die kombinierte Wirkung mehrerer Stressoren größer ist als die Summe ihrer Einzelwirkungen ($1+1>2$).
TAT	(Total Applied Toxicity = Insgesamt applizierte Giftigkeit); Konzept zur Umrechnung der Mengen von in der Landwirtschaft (z.B. eines Landes in einem bestimmten Jahr) ausgebrachten PSM in eine insgesamt ausgebrachte Toxizität.

	Die TAT kann für verschiedene Organismengruppen anhand ihrer spezifischen RTLs berechnet werden, z.B. für Fische oder Wirbellose in Gewässern.
--	--

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie berichtet über die Bedeutung von Einträgen von 1. Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus der Landwirtschaft, 2. Jauche, Gülle und Silagesickersäften (JGS) aus der Landwirtschaft und 3. Bauabwässern von Baustellen in Gewässer für Fische. Die Studie hat einen Fokus auf die Situation in Österreich und ist dadurch motiviert, dass bei Fischsterben oder anderen Schadensfällen im Gewässer oftmals Ursachen aus einem dieser drei Bereiche zu vermuten sind, aber selten in der Praxis nachgewiesen werden können.

Neben einer grundlegenden Einführung in jeden der drei o.g. Bereiche werden die relevanten chemischen Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern (Konzentrationen) benannt. Schließlich werden die für Effekte auf Fische und andere Gewässerorganismen relevanten Wirkungen dieser Stoffgruppen besprochen. Bei den Konzentrationen und bei den Wirkungen wurde auch internationale Literatur hinzugezogen, um den Wissenstand abzubilden und im Falle eines vertieften Interesses Anregungen für ein weitergehendes Studium des Sachstandes zu geben. Schließlich wurde eine Recherche zu Medienberichten und weiteren Informationsquellen zu Fischsterben in Österreich, Deutschland und der Schweiz durchgeführt.

Alle drei der o.g. Verursacherbereiche besitzen eine hohe Relevanz für Einträge in Gewässer, welche geeignet sind Auswirkungen auf aquatische Organismen und Fische zu haben, die Lebensgemeinschaften der Gewässer kurz-oder gar langfristig zu ändern oder bei akuten Belastungssituationen zu Fischsterben zu führen. PSM-Belastungen von Gewässern wurden in Österreich in den letzten Jahren in Gütemessprogrammen untersucht, die zeigen, dass auch für Fische relevante PSM-Belastungen vorliegen, wobei allerdings deutliche Wissenslücken zu bestimmten Sachverhalten bestehen (z.B. Obstanbau, Pyrethroidinsektizide). Bei JGS-Einträgen ist die oftmals direkte Verringerung der Sauerstoffgehalte auf kritische Werte ein direktes Problem, welches allerdings durch zahlreiche weitere Faktoren (z.B. sekundäre pH-Werterhöhung, Veterinärpharmaka) verstärkt wird. Bauabwässer zeichnen sich durch ihre extrem hohen pH-Werte, die bei Fischen zu oftmals tödlichen Verätzungen von Haut und Kiemen führen können aus. Bei allen drei Verursacherbereichen spielen (kurzfristige starke) Niederschlagsereignisse eine

zentrale Rolle für die Stoffverfrachtung in Gewässer. Da die Belastungsspitzen in der ersten Phase des Eintrages innerhalb von Minuten oder zumindest Zeiträumen von unter einer Stunde entstehen, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die initialen Negativfolgen gar nicht oder nur zeitverzögert bemerkt werden. Diese Problematik wird durch den Abtransport der Stoffe (und ihrer Wirkungen) im Fließgewässer noch weiter erschwert.

Eine vergleichende Analyse der vorliegenden Informationen zu Fischsterben erbrachte drei wesentliche Erkenntnisse: 1. In Österreich existiert (wie in Deutschland) keine zentrale Zusammenstellung von Fischsterben und ihren Ursachen. 2. Daten aus der Schweiz zeigen allerdings, dass es dort zwischen 2000 und 2023 im Mittel 174 Fischsterben pro Jahr gab. Dies legt nahe, dass es in Österreich eine enorme Dunkelziffer von Fischsterben geben könnte, die vollends unbekannt bleiben und aus denen dementsprechend auch keine zukünftigen - Handlungs- oder Managementstrategien abgeleitet werden können. 3. Die Daten aus der Schweiz zeigen deutlich, dass alle drei o.g. Verursacherbereiche zu Fischsterben führen, wobei JGS deutlich vor Bauabwässern und dies vor PSM als festgestellter Ursache liegen. Die Dunkelziffer ist hier unbekannt.

Abschließend stellt die Studie einen konkreten Aktionsplan für den Umgang mit Fischsterben zur Verfügung. Hierbei wird neben einer Reihe von sofort zu ergreifenden Maßnahmen auch die mittel- und langfristige Perspektive beleuchtet. Die vorliegende Studie zeigt in der Gesamtheit klar auf, dass Fischsterben aufgrund von PSM, JGS und Bauabwässern ein konkretes Problem mit weitreichenden Schadensfolgen darstellen, welches die ohnehin im Zuge des Klimawandels und anderer Beeinträchtigungen von Gewässerökosystemen gestressten Fischbestände Österreichs zusätzlich belasten kann.

1 Einführung

Gewässer und damit auch deren Fischfauna sind heute mit zahlreichen stofflichen Belastungen durch Nährstoffe oder andere anorganische oder organische Umweltchemikalien konfrontiert (Reid et al., 2019; Vörösmarty et al., 2010). Obgleich die Technologien zur Reinigung von Abwässern vor deren Einleitung in Gewässer sich massiv verbessert haben, stellt allein die Vielfalt der heute produzierten und eingesetzten Chemikalien eine enorme Herausforderung für den Schutz der Gewässer und ihrer Lebensgemeinschaften und auch für die ökotoxikologische Bewertung dieser Stoffe dar (Bub et al., 2025). Aktuell gehen globale Zusammenstellungen von ca. 350 000 Chemikalien aus, die anthropogenen Ursprungs, also durch den Menschen hergestellt bzw. genutzt sind, und aus Umweltsicht relevant sein könnten (Wang et al., 2020).

Die vorliegende Studie stellt den Versuch an, die Themenbereiche Umweltchemikalien und Gewässer bzw. insbesondere Fische für Österreich darzulegen. Hierbei liegt der Fokus auf drei Themenfeldern:

- Pflanzenschutzmittel (PSM) aus der Landwirtschaft
- Jauche, Gülle und Silagesickersaft (JGS) aus der Landwirtschaft
- Bauabwasser und Zement

In der Praxis treten immer wieder Schadensereignisse (z.B. Fischsterben) in Gewässern in Österreich auf, die auf eines dieser drei Themenfelder zurückzuführen sein könnten. Da der direkte Nachweis oftmals schwierig ist, soll die vorliegende Studie den Akteuren aus den Fischereiverbänden Hilfestellung liefern.

In Österreich gibt es eine bemerkenswerte wissenschaftliche Bearbeitung der Binnengewässer und ihrer Fischfauna (z.B. und ohne jedweden Anspruch auf Vollständigkeit: Böttcher et al., 2015; Jungwirth et al., 2000; Muhar et al., 2000; Schmutz and Sendzimir, 2018; Unfer et al., 2010). Es überrascht jedoch, dass Umweltchemikalien, deren Vorkommen in Gewässern und deren mögliche Effekte auf die Lebensgemeinschaften inkl. der Fische ein kaum in der wissenschaftlichen Literatur aus Österreich bzw. mit direktem Bezug zu Österreich bearbeitetes Thema darstellen. Aus diesem Grund greift die vorliegende Studie auch auf die internationale Literatur zum Thema zurück und versucht, wo es sinnvoll und möglich

erscheint, einen Fokus auf die Nachbarländer Schweiz und Deutschland zu legen, in denen die grundsätzliche Situation vermutlich vergleichbar sein dürfte.

Von den wenigen ökotoxikologischen Studien aus Österreich sollen hier trotzdem zwei exemplarisch genannt werden: In einer Studie mit insgesamt 81 Gewässerprobestellen in Tirol wurde der Zusammenhang zwischen Umweltvariablen und Charakteristik der Fischfauna untersucht (Schmolz et al., 2022). Hierbei wurden auch einige PSM mit möglicher Wirkung auf das Hormonsystem einbezogen. Die Studie fand eher wenig Hinweise auf einen Einfluss der PSM, hatte allerdings lediglich eine geringe Anzahl von Wirkstoffen einbezogen und darunter nicht die vermutlich hochrelevanten Pyrethroide (siehe Abschnitt 4.1.2), hatte starke Gradienten anderer Faktoren, wie z.B. Höhenlage, die dementsprechend wenig überraschend eine hohe Bedeutung hatten. Auch wurde als Effektgröße Fischbiomasse betrachtet (Schmolz et al., 2022), die allerdings gleichwohl von wenigen Arten mit hoher Biomasse wie von zahlreichen Arten mit geringer Biomasse herrühren kann und somit nur bedingt eine Aussage über die Qualität der Fischgemeinschaften zulässt.

Eine weitere Studie aus Tirol, welche sich auf die gleichen PSM-Daten bezieht, hat bestimmte biochemische und genetische Marker für hormonell wirksame PSM untersucht und gezeigt, dass diese generell bei Wildfischen (Groppe *Cottus gobio* und Bachforelle *Salmo trutta fario*) im Vergleich zu unter Kontrollbedingungen im Labor gehaltenen Tieren erhöht waren (Niederwanger et al., 2022). In Gewässern mit intensiver PSM-Nutzung im Umland führen die Autoren zudem die Veränderung genetische Marker bei der Groppe auf PSM zurück.

Die stofflichen Belastungen von Gewässern und deren mögliche Einflüsse auf die Fischfauna müssen selbstverständlich vor dem Hintergrund zahlreicher weiterer Einflussfaktoren gesehen werden, welche die Fischfauna und deren Biodiversität betreffen: Gewässerausbau, invasive Arten, Fischbesatz und Klimawandel sind einige davon, welche die Fischbiodiversität über längere Zeiträume beeinflussen und grundsätzlich verändern können. Eine aktuell erschienene Studie hat mit Daten aus den USA belegt, dass die Biodiversität der Fische in einem Zeitraum von 27 Jahren (1993-2019) in kälteren Gewässern (Sommertemperatur $<15,4^{\circ}\text{C}$) stark abgenommen und in wärmeren Gewässern zugenommen hat (Rumschlag et al.,

2025). Dieser Effekt wird auf das Zusammenwirken verschiedener Einflussfaktoren, unter anderem klimawandelbedingten Temperaturveränderungen, zurückgeführt. Eine langzeitige Veränderung der Fischgemeinschaften wurde auch anhand von Daten aus über drei Jahrzehnten aus Bayern dargestellt (Abb. 1; Mueller et al., 2018). Neben der Abnahme von Individuenzahlen, zeigte sich in dieser Studie eine Verschiebung hin zu potamalen (unterlaufotypischen) Fischarten und eine Etablierung von veränderten Gemeinschaften aufgrund invasiver Fischarten.

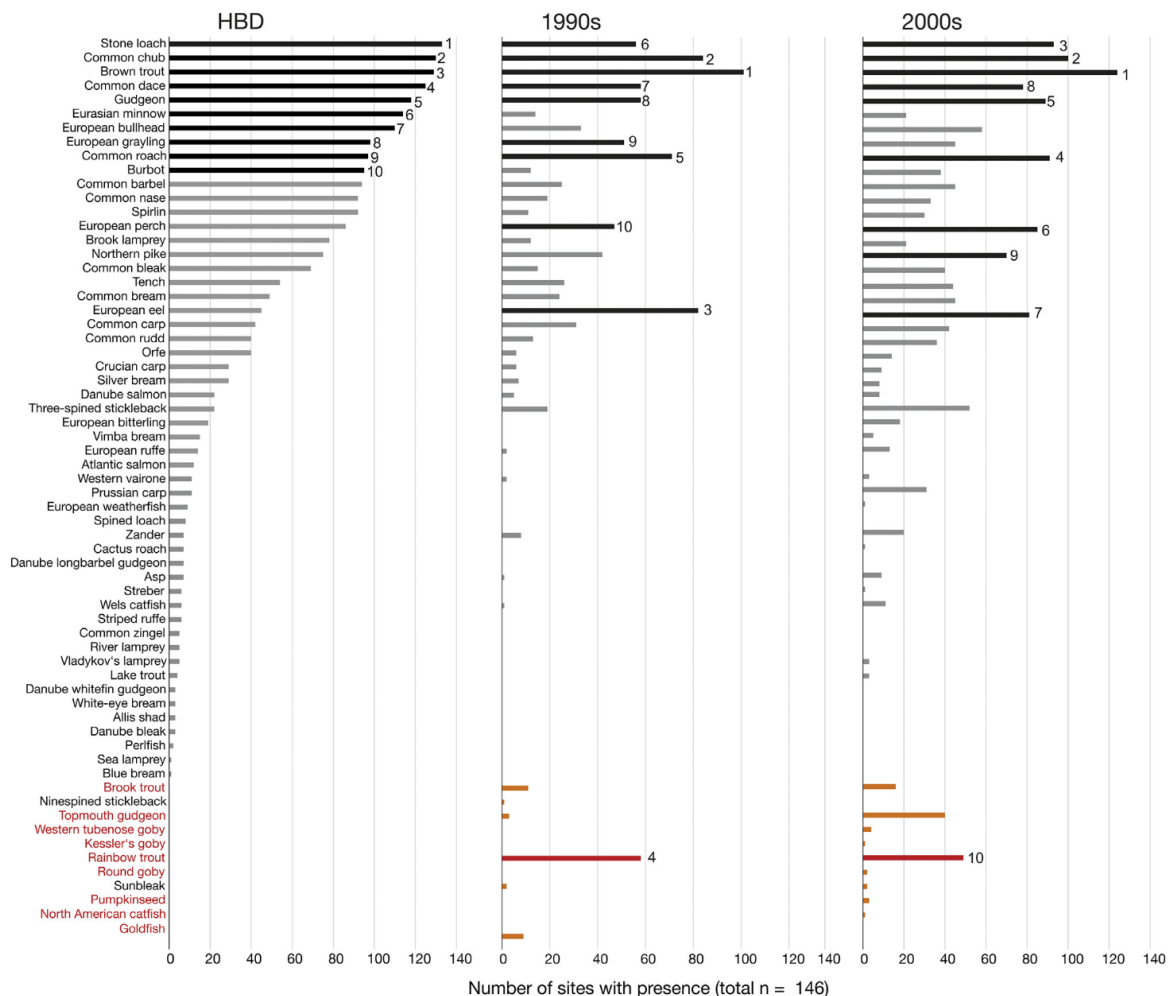


Abb. 1: Veränderung der Zusammensetzung der Fischfauna in Bayern (Mueller et al., 2018). Die historischen Basisdaten (HBD) werden Daten aus den 1990er und 2000er Jahren als Anzahl von Stellen ($n = 146$ insgesamt) mit dem Vorkommen der entsprechenden Art gegenübergestellt. Die Zahlen neben den Balken zeigen die in den historischen Basisdaten zehn häufigsten Arten an und rot bzw. orange eingefärbt sind invasive Arten.

Eine Studie zur langzeitigen Änderung in Seen >50 ha in Österreich verglich rekonstruierte Fischgemeinschaften von ca. 1850 mit denen um das Jahr 2000 (Zick et al., 2006). Während in den 49% der insgesamt betrachteten 43 Seen mindestens eine ursprünglich heimische Fischart verschwand, kam es in 42 von 43 Seen insbesondere durch angelfischereiliche und fischereiliche Interessen zu einer Erhöhung der Artenzahl (Abb. 2; Zick et al., 2006).

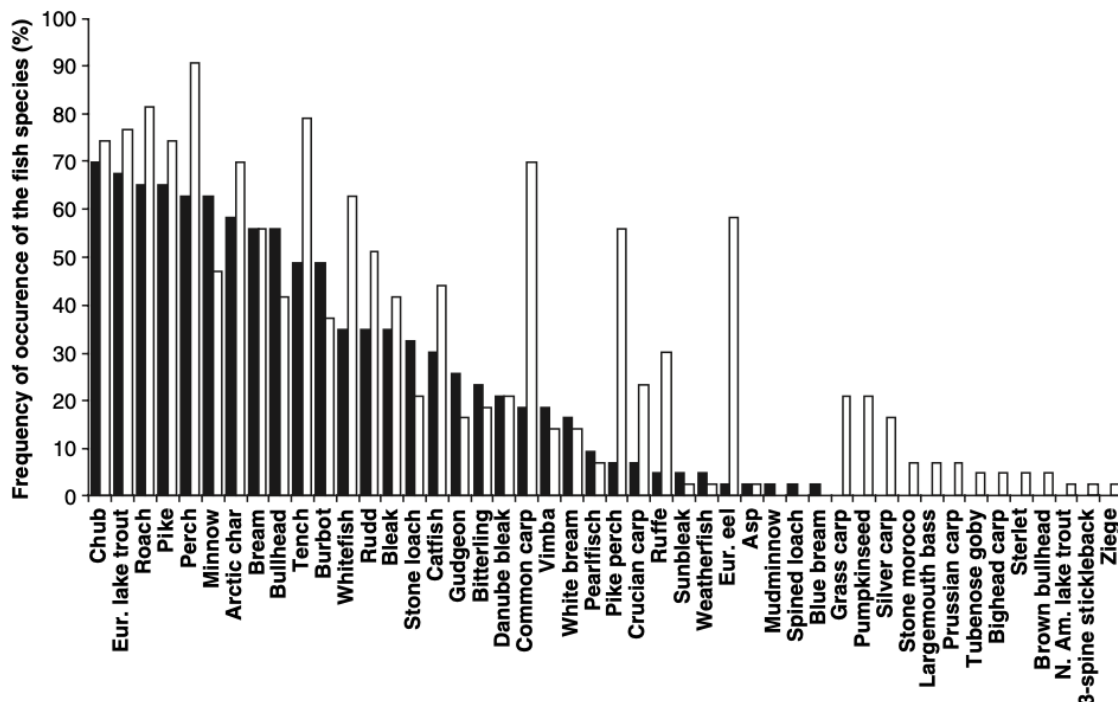


Abb. 2: Häufigkeit des Auftretens von Fischarten in allen natürlichen Seen >50 ha in Österreich (n = 43), schwarze Balken: rekonstruierte Werte aus 1850, helle Balken: Situation um 2000 (Zick et al., 2006).

Für jedes der drei o.g. Themenfelder erfolgt im Ergebnisteil eine allgemeine Darstellung des Hintergrundes, welcher sich für PSM, aufgrund der notwendigen Zulassung von PSM-Wirkstoffen und der damit verbundenen umfangreicheren ökotoxikologischen Untersuchungen, sehr viel umfangreicher darstellt, als für die beiden anderen Themenfelder. Anschließend werden für jedes Themenfeld die relevanten Stoffgruppen kurz eingeführt und das Wissen zu deren Vorkommen in Gewässern zusammengetragen. Gefolgt wird dieser Aspekt dann jeweils durch eine Analyse der Gefährdungspotentiale für Fische und Gewässerökosysteme. Diese

Analyse geht teilweise weiter ins Detail, was aber für das Gesamtverständnis der Studie nicht immer relevant ist, sondern so angelegt wurde, dass an weitergehenden Informationen interessierte Personen Anregungen finden, in welcher oftmals beispielhaft gewählten Literatur sich Details zur Wirkweise einzelner Stoffgruppen finden. Abschließend erfolgt für jedes der Themenfelder eine Zusammenstellung und Analyse der Erkenntnisse, die aus Fischsterbensereignissen gezogen werden können. In einem Synthesekapitel wird schließlich eine Zusammenstellung praktischer Hinweise zum Umgang mit Schadensereignissen in Gewässern vorgenommen. Fachbegriffe sind in einem Glossar erläutert und die zitierte Literatur wird aufgelistet gefolgt von einem Anhang mit weiteren insbesondere umfangreicheren tabellarischen Informationen. Die vorliegende Studie betrachtet grundsätzlich Fließgewässer und Stehgewässer, allerdings bezieht sich der weitaus größte Teil der publizierten relevanten Literatur auf Beispiele aus Fließgewässern.

2 Grundlagen

2.1 Gewässer als Ökosysteme

Gewässer sind äußerst vielschichtige und heterogene Ökosysteme. Bereits auf physisch-morphologischer Ebene unterscheiden sie sich erheblich in ihrer Größe, Tiefe, Strömungsgeschwindigkeit, dem Wasservolumen, der Verlaufsform oder der Einbettung in die Landschaft (Schwoerbel and Brendelberger, 2022). Die Unterschiede reichen von mächtigen Strömen wie dem Rhein oder der Donau bis hin zu kleinen, langsam fließenden Bächen, temporär wasserführenden Gräben oder stehenden Gewässern wie Teichen, Moorseen oder Tümpeln (Schwoerbel and Brendelberger, 2022). Auch durch Naturphänomene wie Biberdämme oder Altarne entstehen zusätzliche Kleingewässer mit eigener Dynamik. Anhand von Daten aus der Schweiz zeigten Peter and Schölzel (2018) erneut die auch schon in früheren Studien herausgestellte hohe Bedeutung kleiner Gewässer als Reproduktions-, Aufwuchs- und Refugialhabitate für Fische.

Die geografische Lage und die klimatischen Bedingungen, unter denen ein Gewässer existiert, wirken sich ebenfalls auf seine Eigenschaften aus. Gefällereiche Gebirgsbäche mit hoher Fließgeschwindigkeit und starker Erosion unterscheiden sich stark von flachen Tieflandbächen mit mäandrierendem Verlauf. Saisonale Schwankungen wie Schneeschmelze, Trockenperioden oder Starkregenereignisse beeinflussen Wasserstand, Temperatur, Nährstoffverfügbarkeit und Sedimenttransport zusätzlich (Schwoerbel and Brendelberger, 2022). Hinzu kommt die biologische Vielfalt: Gewässer besitzen eine angepasste Lebensgemeinschaft, z.B. aus Fischen, Krebstieren, Insektenlarven, Amphibien, Makrophyten, Algen oder Mikroorganismen (Bohle, 2025). Diese Organismen sind oft eng an bestimmte Standortbedingungen wie Sauerstoffgehalt, Strömung oder Substrattyp gebunden (Bohle, 2025). Was an Fischen in einem Flachsee überleben kann, wäre in einem sauerstoffreichen, kalten Gebirgsbach nicht überlebensfähig – und umgekehrt. All diese natürlichen Faktoren machen deutlich, dass Gewässer nicht ohne Weiteres miteinander vergleichbar sind. Eingriffe oder Belastungen wirken sich je nach Gewässertyp sehr unterschiedlich aus. In einem großen Fluss, wie dem Inn wird beispielsweise eine punktuelle Belastung (Störung) durch einen einmaligen Gülleeintrag wesentlich weniger Wirkungen zeigen als in einem kleinen Bach mit geringem Durchfluss oder ein stehendes Gewässer ohne natürliche Selbstreinigungskraft durch eine stetige Wassererneuerung.

Dies verdeutlicht, dass bei der Bewertung der Veränderung von Gewässerzuständen durch den Menschen stets der spezifische Kontext berücksichtigt werden muss. Ein pauschaler Vergleich oder eine einheitliche Bewertung ist aufgrund der Vielzahl externer Einflussfaktoren sehr schwierig.

2.2 Stressoren und Störungen in Gewässerökosystemen

Gewässerökosysteme sind ständig verschiedenen Stressoren und Störungen (siehe Glossar) ausgesetzt, deren Wirkungen sich in ihrer Intensität, Herkunft und Dauer unterscheiden lassen. Hinsichtlich ihrer Herkunft wird zwischen punktuellen und diffusen Quellen differenziert. Punktuelle Quellen sind oft lokal genau abgrenzbare Einleitungsstellen, wie etwa Kläranlagenabläufe oder Unfälle (z.B. JGS-Unfälle), die oft eine hohe Schadstoffkonzentration auf kleinem Raum zur Folge haben. Diffuse

Quellen hingegen bezeichnen großflächige Einträge ohne eindeutigen Ursprungspunkt, wie etwa den Pestizideintrag aus landwirtschaftlichen Flächen über Oberflächenabfluss (Schulz, 2004). Fließgewässer können die Auswirkungen kurzfristiger, natürlicher Veränderungen wie Hochwasser, Trockenphasen oder plötzlichen Temperaturschwankungen üblicherweise gut kompensieren. Die dort lebenden Organismen weisen oft flexible Lebensstrategien auf, wie schnelle Reproduktion, hohe Mobilität oder effektive Kolonisierungsfähigkeit (Bohle, 2025). Diese Eigenschaften ermöglichen eine zügige Erholung nach Störungen – teils innerhalb weniger Monate bis zu einem Jahr (Lake, 2012). Im Gegensatz dazu führen anthropogene Einflüsse wie Flussbegradigungen, Kanalbau, Sedimentverschmutzungen, Bergbau, Kläranlagenzuflüsse oder landwirtschaftliche Einträge häufig zu langfristigen ökologischen Veränderungen. Solche sog. Stressoren wirken kontinuierlich auf das System ein und beeinträchtigen häufig auch die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Lebensraums (Detenbeck et al., 1992; Lake, 2012). Eine vollständige Regeneration kann in solchen Fällen Jahrzehnte dauern bzw. bleibt bei anhaltender Veränderung des Gewässers oftmals aus. Besonders kritisch ist dabei das Fehlen oder die Isolation der beeinträchtigten Gewässerabschnitte von Rückzugsräumen, was die Wiederbesiedlung selbst nach einer vorübergehenden Störung massiv einschränken kann (Detenbeck et al., 1992).

Anthropogene Stressoren und Störungen lassen sich nach direkten und indirekten Effekten, die sie zur Folge haben können, unterteilen. Direkte Effekte wirken unmittelbar auf die Physiologie der Organismen und treten bei Störungen, wie etwa einem Gülle-Unfall, häufig in Form von akuter Toxizität auf. Hierbei können hohe Schadstoffkonzentrationen innerhalb kürzester Zeit zu schweren Vergiftungserscheinungen oder massiver Mortalität führen (Fent, 2013). Dagegen äußern sich langanhaltende Stressoren primär durch chronische Toxizität. Diese führen nicht zwangsläufig zum sofortigen Tod, können jedoch subletale Schäden wie gehemmtes Wachstum, verzögerte Embryonalentwicklung oder eine sinkende Reproduktionsrate verursachen (Fent, 2013). Bei langanhaltenden Belastungssituationen, z.B. der Einleitung von Abwässern aus Metallminen, kann ein entsprechender Selektionsdruck sogar zu genetischen Veränderungen innerhalb der Population führen, falls die physiologische Anpassungsfähigkeit (Adaptation) der Individuen an ihre Grenzen stößt (Maltby, 1991).

Indirekte Effekte hingegen beeinträchtigen die Lebensgrundlage der Organismen durch Veränderungen im Ökosystemgefüge. Ein anschauliches Beispiel ist der Zusammenbruch der trophischen Ebenen: Wenn durch einen Schadstoffeintrag die Nahrungsgrundlage (z.B. das Makrozoobenthos) abstirbt oder verändert wird, führt der resultierende Ressourcenmangel zeitversetzt zu einer Schwächung der Fischbestände, selbst wenn die toxischen Grenzwerte für die Fische selbst noch nicht überschritten wurden, also keine direkten Wirkungen für Fische vorliegen.

In natürlichen wie auch anthropogen beeinflussten Gewässern treten Stressoren jedoch selten isoliert auf. Vielmehr wirken sie häufig gleichzeitig und entfalten ihre Wirkung in kombinierter Form, was das Risiko für aquatische Organismen deutlich erhöhen kann. So können mehrere Schadstoffe in Kombination auftreten und möglicherweise zu Mischungstoxizität (Weisner et al., 2021) führen oder Schadstoffe zusammen mit anderen nicht-chemischen Faktoren z.B. kurzfristigen Abflußspitzen in Kombination auftreten (Liess et al., 2021; Spycher et al., 2018). Neben rein additiven Effekten, bei denen sich die Wirkungen einzelner Stressoren summieren, sind insbesondere interaktive Effekte von Bedeutung (Birk et al., 2020). Diese Interaktionen äußern sich entweder antagonistisch oder synergistisch. Während Gomez Isaza et al. (2020) in einer Meta-Analyse feststellten, dass bei der Kombination von Nitrat mit chemischen Schadstoffen oder biotischen Faktoren oft antagonistische Effekte etwas überwiegen, betonen sie zugleich das Risiko synergistischer Verstärkungen. Solche „ökologischen Überraschungen“ treten insbesondere dann auf, wenn Stressoren dieselben physiologischen Pfade belasten. Ein Paradebeispiel hierfür ist die Kombination aus Nährstoffbelastung und Sauerstoffmangel – ein Szenario, wie es typischerweise durch den Eintrag von Gülle in Gewässer entsteht und das zu erhöhten Sterblichkeitsraten führen kann (Gomez Isaza et al., 2020). Die gleichzeitige Exposition gegenüber diesen verschiedenartigen Stressoren führt laut Birk et al. (2020) häufig zu interaktiven (z.B. antagonistischen oder synergistischen) Interaktionen. Dabei verstärken sich die Wirkungen derart, dass die Reaktion des Organismus auf einen spezifischen Stressor durch die Anwesenheit weiterer Belastungen beeinflusst werden kann und das System so über seinen normalen Reaktionsbereich hinaus beeinträchtigt werden könnte (Birk et al., 2020).

Neben dem Zusammenwirken unterschiedlicher Belastungsquellen können auch Faktoren innerhalb derselben Stoffgruppe oder Ursprungsquelle Effekte hervorrufen. Hierbei führen die verschiedenen Einzelkomponenten einer Belastungsquelle – wie etwa das Zusammenspiel von Ammonium, Nitrit und einem veränderten pH-Wert innerhalb eines JGS-Eintrags – zu additiven oder interaktiven Effekten (Camargo and Alonso, 2006). Für aquatische Systeme zeigen experimentelle und modellbasierte Studien zudem, dass beispielsweise Pestizidgemische bisweilen stärkere biologische Effekte verursachen, als auf Grundlage der Einzelstoffe zu erwarten wäre, was auf nicht-lineare Wechselwirkungen innerhalb dieser Wirkstoffgruppen hinweist (Laetz et al., 2009; Martin, 2023; Yang et al., 2021). Solche kombinierten Effekte treten nicht nur bei hohen Belastungen auf, sondern können bereits bei Konzentrationen relevant werden, die einzeln keine oder nur geringe Wirkungen zeigen (Thrupp et al., 2018). Übergreifende Analysen zeigen, dass synergistische Effekte chemischer Stoffgemische zwar nicht in jeder Kombination auftreten, jedoch allein aufgrund der Vielzahl an möglichen Umweltchemikalien (Wang et al., 2020) regelmäßig auftreten und in der Umweltbewertung häufig unzureichend berücksichtigt sind (Martin, 2023; Weisner et al., 2021).

Über diese chemisch-physikalischen Interaktionen hinaus sind die Auswirkungen von Stressoren oder Störungen eng mit der trophischen Struktur und den Nahrungsnetzbeziehungen aquatischer Ökosysteme verknüpft (Kraus et al., 2014; Runck, 2007). In Oberflächengewässern bilden Phytoplankton sowie benthische Makrophyten als Primärproduzenten die energetische Basis. Sie dienen als Nahrungsgrundlage für Zooplankton und benthische Konsumenten (Makrozoobenthos), auf die Sekundär- und Tertiärkonsumenten wie benthische oder planktivore Fischarten (Fischarten, die sich von Wirbellosen am Gewässergrund oder im Freiwasser ernähren) sowie räuberische Wirbellose folgen. Den Abschluss der aquatischen Nahrungskette bilden Spitzenprädatoren, die sich von Fischen ernähren (Wetzel, 2001). Veränderungen innerhalb einer dieser Ebenen können sich über das gesamte Nahrungsnetz ausbreiten und dadurch Stoffkreisläufe sowie Energieflüsse nachhaltig stören. Solche Einflüsse führen nicht nur zu Veränderungen der Struktur (z.B. der Artenzusammensetzung), sondern beeinträchtigen auch zentrale Ökosystemfunktionen wie die Selbstreinigungskraft

oder die Mineralisation von Biomasse (Feckler et al., 2025). Diese systemweiten Verschiebungen resultieren in indirekten Effekten, bei denen Organismen geschädigt werden, weil ihre ökologische Umwelt oder Ressourcenbasis destabilisiert wurde. Ein kritischer Verstärker ist hierbei die Interaktion mit Nahrungs- bzw. Nährstoffrestriktionen. So konnte am Beispiel des Wasserfloh *Daphnia magna* gezeigt werden, dass eine eingeschränkte Nahrungsverfügbarkeit die Empfindlichkeit gegenüber kurzzeitigen Belastungsspitzen mit dem Pyrethroid-Insektizid Fenvalerat massiv erhöht. Dies führt zu synergistischen Effekten bei der Mortalität von Jungtieren und verzögert die Reproduktion, was die Populationswachstumsrate nachhaltig senkt (Pieters et al., 2007). Unter Ressourcenmangel können selbst kurzzeitige Schadstoffexpositionen deutliche Auswirkungen auf die Populationsentwicklung haben (Pieters and Liess, 2006). Für Fische ist dieser Zusammenhang von besonderer Relevanz, da sie in aquatischen Nahrungsnetzen vom Energie- und Stofffluss aus unteren trophischen Ebenen abhängen. Veränderungen bei Primärproduzenten oder primären Konsumenten können die Nahrungsverfügbarkeit und damit Wachstum und Populationsdynamik von Fischgemeinschaften beeinflussen (Wetzel, 2001). Ein stabiler Fischbestand ist somit untrennbar an die strukturelle und funktionelle Integrität des gesamten Nahrungsnetzes gebunden.

Diese Erkenntnisse verdeutlichen, dass Störungen in Gewässern nicht isoliert betrachtet werden sollten. Vielmehr wirken einzelne Stressoren – unabhängig davon, ob sie unterschiedlichen Kategorien angehören oder derselben Stoffgruppe entstammen – oft im Zusammenspiel mit weiteren physikalischen, chemischen und biologischen Einflussfaktoren. Für ein realistisches Verständnis der Belastungssituation und ihrer Auswirkungen auf aquatische Organismen ist daher eine integrative Betrachtung kombinierter Stresswirkungen und deren möglicher direkter und indirekter Effekte auf struktureller und funktioneller Ebene unerlässlich.

2.3 Umweltverhalten von Schadstoffen

Viele PSM entfalten ihre toxische Wirkung über spezifische Wirkungsmechanismen, häufig durch die Interaktion mit einem biochemischen Rezeptor (z.B. Hemmung von

Enzymen, wie Acetylcholinesterase). Über solche spezifischen Wirkungsmechanismen hinaus teilen jedoch alle Chemikalien eine sogenannte Basistoxizität als allgemeinen Wirkungsmechanismus (Escher and Hermens, 2002). Diese entsteht, wenn Chemikalien in Zellmembranen eindringen und diese dadurch stören. Da Zellmembranen aus Phospholipiden bestehen, wird das Ausmaß dieses Effekts durch den Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) einer Chemikalie bestimmt. Dieser beschreibt die relative Affinität einer Chemikalie zu Lipiden (Fetten) im Vergleich zu Wasser. Anders ausgedrückt: Der K_{ow} -Wert ist somit eine gute Variable zur Vorhersage der Basistoxizität einer Chemikalie (Scheringer and Schulz, 2025).

Der K_{ow} spielt zudem eine wichtige Rolle für die Umweltverteilung von Chemikalien. Im Allgemeinen werden Verteilung und Abbau von Chemikalien in der Umwelt durch ihre physikochemischen Eigenschaften bestimmt, beispielsweise durch K_{ow} , Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Reaktivität gegenüber anderen chemischen Stoffen in der Umwelt, etwa Hydroxylradikalen. In der großen Bandbreite organischer Chemikalien variiert der K_{ow} über etwa zehn Größenordnungen (Scheringer and Schulz, 2025). Das bedeutet, dass sich die Umweltverteilung organischer Chemikalien stark unterscheidet – von Stoffen, die sich überwiegend im Sediment, in suspendierten Partikeln (Schwebstoffen) oder Organismen anreichern (z.B. Pyrethroidinsektizide oder manche Fungizide), oder solchen, die hauptsächlich im Wasser vorkommen (z.B. Neonicotinoidinsektizide oder viele Herbizide). Entsprechend gestalten sich dann die Aufnahmewege von Chemikalien z.B. in Fische über die Nahrung oder über die Kiemen. Schwebstoffe stellen insofern nicht nur an sich einen möglichen Stressor oder eine Störung in Gewässern und für Fische dar (Schmutz, 2003), sondern sie können auch den Transport weiterer Schadstoffe in aquatische Organismen und damit die Nahrungskette hinein ermöglichen bzw. deutlich verstärken (Evich et al., 2022).

Besonders problematisch sind Chemikalien mit hohen K_{ow} -Werten ($\log K_{ow} > 5$), da ein hoher K_{ow} eine starke Lipid-Affinität bedeutet – und somit eine hohe Bioakkumulation und hohe Basistoxizität. Eine weitere wichtige Herausforderung im Zusammenhang z.B. mit vielen Fungiziden ist die chronische Toxizität (Herrmann et al., 2023), die insbesondere mit der sog. Persistenz oder Langlebigkeit zusammenhängt. Ausgedrückt wird die Persistenz oftmals durch die Halbwertszeit,

also die Zeit in Tagen, die eine definierte Konzentration einer Chemikalie benötigt, um z.B. in Wasser (durch Abbau) auf die Hälfte der Ursprungskonzentration abzusinken. Kurzlebige Substanzen haben Halbwertszeiten von Stunden oder wenigen Tagen, langlebige von Hunderten von Tagen oder Jahren, manche Substanzen (z.B. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen PFAS) bauen sich gar nicht in der Umwelt ab (Evich et al., 2022; Scheringer and Schulz, 2025).

Neben der Toxizität einer Chemikalie muss somit auch ihre Persistenz als gefährliche Eigenschaft betrachtet werden. Eine höhere Persistenz führt zu längerer Exposition und damit zu höheren Expositionsniveaus. Wenn eine persistente und eine nicht-persistente Chemikalie mit der gleichen Rate freigesetzt werden, wird sich die persistente Chemikalie in deutlich höheren Konzentrationen anreichern. Entsprechend erhöht eine höhere Persistenz die Wahrscheinlichkeit toxischer Effekte (Scheringer and Schulz, 2025).

3 Methoden

3.1 Wissenschaftliche Literatur

Die inhaltlichen Aussagen der vorliegenden Studie basieren auf wissenschaftlichen Originalarbeiten, Übersichtsartikeln und vereinzelt auch Meta-Analysen aus der internationalen Literatur. Diese dienten vor allem dazu, ökologische und ökotoxikologische Zusammenhänge zu belegen, etwa die Auswirkungen von Nährstoffen, PSM oder anderen Umweltchemikalien. Auch Studien zu akuten und chronischen Wirkungen oder zu kombinierten Effekten mehrerer gleichzeitig auftretender Stressoren fanden Berücksichtigung. Neben der gezielten Literaturrecherche kam dabei auch das sogenannte Footnote Chasing zum Einsatz, also das systematische Nachverfolgen von Literaturangaben innerhalb relevanter Quellen, um weitere thematisch passende Arbeiten zu identifizieren. Die Quellen wurden vor allem genutzt, um zentrale Zusammenhänge darzustellen und zu veranschaulichen. Im Mittelpunkt stand somit nicht die kritische Auseinandersetzung mit den Studien selbst, sondern die zusammenfassende Darstellung und Synthese

des aktuellen Kenntnisstandes. Berücksichtigt wurden im Wesentlichen die Quellen bis einschließlich 2025, vereinzelt auch Arbeiten aus 2026, hierbei bestand allerdings kein Anspruch auf absolute Vollständigkeit, vielmehr wird versucht, die wichtigsten Sachverhalte und Zusammenhänge darzulegen.

3.2 Medienrecherche

Zur Identifikation von Fischsterben wurde eine systematische Internetrecherche durchgeführt und es wurden Informationen aus österreichischen Fischereiverbänden einbezogen. Ziel war es, öffentlich dokumentierte Fälle zu sammeln, die auf bestimmte Schadstoffeinträge zurückzuführen sind, um daraus potenzielle Muster oder wiederkehrende Ursachen abzuleiten. Die Recherche wurde primär über Internet-Suchmaschinen durchgeführt, um einen breiten Überblick über mediale Berichte zu den drei Hauptthemen dieser Studie zu erhalten. Dabei wurden systematisch Schlagwortkombinationen aus den Schadstoffgruppen, relevanten Stichwörtern für ökologische Schäden sowie geografischen Bezügen gebildet. Zusätzlich wurde ChatGPT und Perplexity AI gezielt als Recherchehilfe eingesetzt, um Artikel zu identifizieren, die über herkömmliche Suchstrategien nur schwer auffindbar gewesen wären. Die Ergebnisse wurden anschließend manuell auf ihre Richtigkeit und Validität überprüft, da KI-Modelle dazu neigen können, nicht existente Quellen oder Links zu generieren. Die gesammelten Medienberichte wurden anschließend in Tabellenform strukturiert und jeweils einer der drei hier betrachteten Schadstoffgruppen zugeordnet: PSM, JGS, sowie Baustellenabwässer. Um die Informationen vergleichbar auszuwerten, wurden für jeden dokumentierten Vorfall zentrale Merkmale erfasst (Tab. 1). Die Suchen erfolgten im November 2025, es wurden aber auch Quellen miteinbezogen, die von Fischereiverbänden aus Österreich zur Verfügung gestellt wurden.

Tabelle 1: Übersicht über die zu Fischsterben in Österreich, Deutschland bzw. der Schweiz aus Medienberichten zusammengetragenen Informationen.

Gewässer, Ort, Jahr	Schadens- ausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
------------------------	---	--------------------------------	--	-----------------

Die tabellarische Aufbereitung diene dazu, übergreifende Muster sichtbar zu machen und Schlussfolgerungen über regionale Unterschiede, typische Schadensursachen oder wiederkehrende Konstellationen zu entwickeln.

4 Ergebnisse

4.1 Pflanzenschutzmittel (PSM) aus der Landwirtschaft

4.1.1 Hintergrund

Pflanzenschutzmittel (PSM), als Chemikalien mit biologischer Wirksamkeit konzipiert, gelangen aufgrund ihres seit den 1950er-Jahren weit verbreiteten und zunehmenden Einsatzes regelmäßig in die Umwelt und erreichen auf diesem Wege letztendlich auch den Menschen (FAO, 2023). Grundsätzlich werden PSM-Typen nach ihrer beabsichtigten Wirkung definiert: Während Insektizide zur Bekämpfung von Insekten und ähnlichen Gruppen wirbelloser Tiere eingesetzt werden, dienen Herbizide der Kontrolle unerwünschter Pflanzen und Fungizide der Bekämpfung von Pilzkrankungen. Neben diesen in der Landwirtschaft besonders relevanten Hauptgruppen existieren auch Biozide zur Kontrolle einer breiten Palette mikrobieller Organismen sowie weitere Gruppen wie Molluskizide oder Rodentizide (Scheringer and Schulz, 2025).

Der Einsatz in der Landwirtschaft, auf dem in dieser Studie der Fokus liegt, bestimmt den grundlegenden Rahmen für das potenzielle Vorkommen von PSM in der Umwelt, während ihre Toxizität das Risiko bestimmt (Scheringer and Schulz, 2025). Obwohl die meisten PSM-Anwendungen in der Landwirtschaft erfolgen, sind auch urbane Anwendungen und deren jeweilige Auswirkungen von Bedeutung, insbesondere da der hohe Anteil versiegelter Flächen in städtischen Gebieten den Transport von Pestiziden in Nichtzielhabitate, wie z.B. Gewässer, begünstigen kann (Stehle et al., 2019). Viele in großen Mengen eingesetzte PSM werden – sofern allgemein anwendbare analytische Methoden verfügbar sind – regelmäßig in Umweltproben nachgewiesen und treten dort in vergleichsweise hohen

Konzentrationen auf (Stone et al., 2014). Demgegenüber lassen sich PSM mit sehr geringen Ausbringungsmengen meist nur in niedrigen Umweltkonzentrationen und unter Einsatz hochentwickelter analytischer Verfahren nachweisen; die Bewertung ihrer Umweltwirkungen stellt daher eine erhebliche Herausforderung dar (Delgado-Moreno et al., 2011; Rösch et al., 2019).

Die Toxizität, also Giftigkeit von PSM z.B. für Fische oder wirbellose Gewässerorganismen unterscheidet sich zwischen verschiedenen PSM erheblich (Scheringer and Schulz, 2025; Schulz et al., 2021). Während die Art und Weise der Anwendung bestimmt, ob und in welchem Ausmaß ein bestimmtes PSM in der Umwelt vorkommen kann, entscheidet letztlich die Toxizität darüber, ob die vorhandenen Konzentrationen tatsächlich ein Risiko darstellen.

Häufig beruhen globale oder nationale Bewertungen des PSM-Einsatzes in der Landwirtschaft auf der eingesetzten Menge, also der jährlichen Tonnage von Herbiziden, Insektiziden oder Fungiziden, sowie auf deren zeitlicher Entwicklung. Aus umweltfachlicher Sicht sind solche Betrachtungen jedoch nur begrenzt aussagekräftig. Deutlich relevanter ist es, die mit der eingesetzten Menge und der Zusammensetzung der verwendeten PSM in einem bestimmten landwirtschaftlichen System verbundene Toxizität zu berücksichtigen. Hierfür ist es notwendig, die Tonnage jedes einzelnen Wirkstoffs sowie deren Veränderung über die Jahre hinweg zu kennen, da sich die Toxizität von PSM in sehr starkem Maße unterscheidet (Scheringer and Schulz, 2025; Schulz et al., 2021).

Durch die Normierung der eingesetzten Tonnage jedes einzelnen PSM anhand seiner Toxizität gegenüber unterschiedlichen Organismengruppen (Wirbeltiere, Wirbellose, Pflanzen usw.) wird es möglich, zu bewerten, wie sich die insgesamt ausgebrachte Toxizität (Total Applied Toxicity, TAT) in einer bestimmten Situation – beispielsweise in einem Land über mehrere Jahre hinweg – verändert (Bub et al., 2025; Bub et al., 2023; Schulz et al., 2021). Daten für akute Toxizität liegen für viele Organismengruppen vor und stammen aus relativ einfachen und standardisierten Labortests, was den Vorteil hat, dass sie zwischen verschiedenen Pestiziden gut vergleichbar sind. Die TAT stellt somit ein einfaches Maß dar, um Veränderungen in der Toxizität der eingesetzten PSM abzuschätzen (Scheringer and Schulz, 2025; Schulz et al., 2021).

Ein Anstieg der TAT bedeutet zwar nicht zwangsläufig, dass Organismen in der Realität tatsächlich einer höheren toxischen Belastung ausgesetzt waren, er stellt jedoch ein geeignetes Maß für potenzielle Veränderungen der ausgebrachten Toxizität dar. Da es zudem keine Hinweise auf eine Verbesserung des Expositionsprofils von PSM gibt – also darauf, dass neuere Wirkstoffe weniger wahrscheinlich Nicht-Ziel-Ökosysteme, wie z.B. Gewässer, erreichen (Stehle and Schulz, 2015) –, erscheint es gerechtfertigt, Kenngrößen wie die TAT als Stellvertreter für Risiken heranzuziehen (Scheringer and Schulz, 2025; Schulz et al., 2021).

Ein weiterer Vorteil der TAT besteht darin, dass sich sowohl die maßgeblichen PSM-Wirkstoffe, die den größten Anteil an der ausgebrachten Toxizität verursachen, als auch die landwirtschaftlichen Kulturen, auf die besonders hohe Toxizitätsmengen appliziert werden, leicht identifizieren lassen, sodass gezielte Maßnahmen abgeleitet werden können. Vor dem Hintergrund, dass im Global Biodiversity Framework auf der COP-15-Konferenz (Kunming-Montreal Protokoll) beschlossen wurde, das Risiko von PSM weltweit bis 2030 zu reduzieren (COP15, 2022), werden einfache und global anwendbare Kenngrößen zur Erfassung von Anwendung und Risiko – wie die TAT – dringend benötigt (Scheringer and Schulz, 2025; Schulz et al., 2021; Wolfram et al., 2026).

Insgesamt hatten Insektizide im Jahr 2021 einen Anteil von 22% am weltweiten PSM-Einsatz (FAO, 2023). Aufgrund ihrer Toxizität gegenüber vielen wirbellosen und Wirbeltierarten sind sie jedoch von besonderer Bedeutung. Im Vergleich zu anderen PSM-Gruppen weisen viele Insektizide eine relativ geringe Wasserlöslichkeit und eine schnelle Wirkungsweise auf. Sie werden eingesetzt, um tierische Schaderreger innerhalb kurzer Zeit abzutöten, was bedeutet, dass sie nach ihrem Eintrag aus landwirtschaftlichen Flächen in terrestrische oder aquatische Ökosysteme auch dort ähnlich rasch auf sog. Nicht-Zielorganismen, also alle Arten, die eigentlich nicht negativ durch PSM beeinflusst werden sollen, wirken (Scheringer and Schulz, 2025).

Da frühe Gruppen synthetischer organischer Insektizide, wie viele Organochlorverbindungen, aufgrund ihrer Langlebigkeit oder ihrer starken negativen Auswirkungen auf Wildtiere und den Menschen in die Kritik geraten waren (Carson,

1962), wurden ab den 1990er-Jahren vermehrt Pyrethroide in Ergänzung zu den o.g. Gruppen eingesetzt. Diese wiesen eine höhere Spezifität gegenüber wirbellosen Organismen auf und wurden in deutlich geringeren Aufwandmengen angewendet. Beide Aspekte können den Eindruck erwecken, dass sie umweltverträglicher seien, was jedoch nicht zutrifft. Die niedrigen Einsatzmengen sind vielmehr eine Folge ihrer äußerst hohen Toxizität gegenüber Wirbellosen, die es erlaubt, mit sehr geringen Mengen die gleiche Bekämpfungswirkung zu erzielen (Racke, 2003). Trotz ihrer vergleichsweise geringen Umweltkonzentrationen werden Pyrethroide in zahlreichen Studien mit negativen Effekten auf aquatische und terrestrische Wirbellose sowie auf Fische in Verbindung gebracht (Fong et al., 2016; Li et al., 2017; Werner and Young, 2018). Die zunehmenden TAT-Trends bei aquatischen Wirbellosen in den USA beziehungsweise bei Fischen in Deutschland werden nahezu vollständig durch Pyrethroid-Insektizide verursacht (Bub et al., 2025; Scheringer and Schulz, 2025; Schulz et al., 2021).

Herbizide stellen mit einem Anteil von 49% (Stand 2021) die größte Gruppe der weltweit eingesetzten PSM dar, während Fungizide einen Anteil von 22 % ausmachen (FAO, 2023). Beide Gruppen weisen im Allgemeinen eine höhere Wasserlöslichkeit auf als Insektizide, wenngleich es auch hier Ausnahmen gibt. Zudem ist ihre Wirkungsweise deutlich langsamer, was mit den Zielorganismen zusammenhängt. Zur Bekämpfung von Pflanzen und insbesondere von Pilzen sind in der Regel deutlich längere Zeiträume erforderlich. Dies hat auch Auswirkungen auf die Anwendungsmuster, da insbesondere Fungizide wiederholt auf landwirtschaftliche Kulturen ausgebracht werden müssen, um die gewünschte Wirkung zu erzielen. Dies kann wiederum zu einer längerfristigen Präsenz dieser Wirkstoffe in der Umwelt führen (Herrmann et al., 2023; Scheringer and Schulz, 2025).

Wahrscheinlich infolge ihrer hohen Einsatzmengen und der Tatsache, dass für viele Wirkstoffe gut geeignete analytische Methoden verfügbar sind, werden Herbizide sehr häufig in Umweltproben nachgewiesen (BML, 2023) und können dabei beträchtliche absolute Konzentrationen erreichen. Zur Situation in Österreich erfolgen weiter unten umfangreiche Analysen. Während die gemessenen Konzentrationen teilweise Umweltqualitätsstandards überschreiten, ist es offenbar nicht einfach, Herbizidexpositionen in aquatischen Ökosystemen eindeutig mit

Effekten auf höhere Pflanzen oder Algen in Verbindung zu bringen (Wolfram et al., 2021). Demgegenüber berichten zahlreiche Studien über Nebenwirkungen von Herbiziden auf terrestrische Pflanzen (Geiger et al., 2010; Scheringer and Schulz, 2025; Schmitz et al., 2014).

Fungizide sind nach wie vor die PSM-Gruppe, zu der aus umwelt- und ökotoxikologischer Sicht vergleichsweise wenige Informationen vorliegen (Pimentao et al., 2024; Zubrod et al., 2019). Viele Fungizide weisen Wirkmechanismen auf, die mit der Ergosterolbiosynthese zusammenhängen, einem für Pilze spezifischen biochemischen Prozess, und müssen über längere Zeiträume wirksam sein, um ihre Wirkung zu entfalten. Dies führt dazu, dass zahlreiche Fungizide eine hohe Persistenz aufweisen (Abbauhalbwertszeit im Boden, DT50_Boden: >180 Tage) (Herrmann et al., 2023; Scheringer and Schulz, 2025).

4.1.2 Relevante Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern

Zur Belastung von Gewässern in Österreich mit organischen Chemikalien ist generell nur recht wenig öffentlich bekannt, da das Land lediglich die mindestens nach Wasserrahmenrichtlinie notwendigen Messdaten zu prioritären Stoffen an die EU meldet, allerdings keine darüber hinaus gehenden Informationen zu den zahlreichen weiteren Stoffen (Wolfram et al., 2021). Für Deutschland (Liess et al., 2021; Roodt et al., 2023; Schemmer et al., 2024; Wolfram et al., 2023), die Schweiz (Junghans et al., 2019; la Cecilia et al., 2021; Spycher et al., 2018; Werner et al., 2021) und die EU insgesamt (Herrmann et al., 2023; Malaj et al., 2014; Stehle and Schulz, 2015; Wolfram et al., 2021) sind allerdings in den letzten Jahren vermehrt Studien erschienen, die PSM als eine wichtige Belastungsquelle kleiner und mittelgroßer Fließgewässer belegen. Diese Studien legen nahe, dass auch in Österreich PSM-Belastungen in Gewässern eine wichtige Rolle spielen. Eine kürzlich durchgeführte globale bibliometrische Analyse zeigte, dass aktuell verwendete PSM und Pharmazeutika zwischen 2000 und 2015 die am häufigsten in Umweltproben berichteten Stoffgruppen waren (Muir et al., 2023). Eine weitere Studie verglich das Vorkommen synthetischer Chemikalien in Oberflächengewässern in China, der EU und den USA (Fang et al., 2019). Den zwischen 2000 und 2016 veröffentlichten Daten zufolge waren die in den USA

gemessenen PSM-Konzentrationen höher als in der EU und in China (Scheringer and Schulz, 2025).

Am Beispiel der Insektizide wurde in einer weiteren Studie eine Zusammenstellung aller weltweit verfügbaren Messdaten zu Insektiziden in Oberflächengewässern und Sedimenten vorgenommen (11.300 Messungen aus über 2.500 Standorten in 73 Ländern, basierend auf 883 begutachteten Publikationen aus den Jahren 1962 bis 2012) (Stehle and Schulz, 2015). Die gemessenen Konzentrationen wurden mit substanzspezifischen akuten aquatischen RTL-Werten (Regulatory Threshold Level = Regulatorische Schwellenwerte) aus den offiziellen Zulassungsunterlagen verglichen. Obwohl nach den geltenden Risikobewertungsansätzen keine der gemessenen Konzentrationen diese RTL-Werte hätte überschreiten dürfen, wurde in 52,9% der Messungen an 68,5 % der Standorte eine Überschreitung festgestellt (Stehle and Schulz, 2015). Nachfolgende Studien kamen zu sehr ähnlichen Ergebnissen (Knauer, 2016; Malaj et al., 2014; Wolfram et al., 2018). Diese Befunde liefern deutliche Hinweise darauf, dass die den Zulassungsverfahren zugrunde liegenden Annahmen nicht greifen und dringend einer grundlegenden Neubewertung bedürfen (Scheringer and Schulz, 2025).

Eine Analyse der Unterschiede in der Strenge umweltrechtlicher Regelungen zeigte zudem, dass es kaum Unterschiede in der tatsächlichen Belastung gibt: Die Überschreitungen der RTL-Werte in Oberflächengewässern waren in Ländern wie den USA, Kanada oder der EU ebenso häufig wie in Staaten mit weniger strengen Umweltstandards (Stehle and Schulz, 2015). So lag beispielsweise in Deutschland die RTL-Überschreitungsrate mit 80% sogar über dem globalen Durchschnitt (Stehle and Schulz, 2015), ein Ergebnis, das später durch gezielte Untersuchungen kleiner landwirtschaftlich geprägter Gewässer bestätigt wurde (Liess et al., 2021). Insgesamt deutet das häufige Überschreiten von RTL-Werten in Nicht-Ziel-Ökosystemen auf ein systemisches Problem hin, das mit den derzeitigen regulatorischen Verfahren nicht verhindert werden kann (Scheringer and Schulz, 2025).

Das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft veröffentlichte in den letzten Jahren zwei österreichweite Sondermessprogramme zu PSM-Wirkstoffen und deren Metaboliten, eines in

Fließgewässern generell (BML, 2023) und eines speziell zu kleineren Fließgewässern (BMLUK, 2025). Diese Berichte stellen derzeit die umfassendste und aktuellste Datengrundlage zu PSM-Einträgen in österreichischen Oberflächengewässer dar und bildet daher die zentrale Grundlage für die nachfolgenden Ausführungen in diesem Kapitel.

Im Rahmen des Sondermessprogramms an kleineren Fließgewässern wurden zwischen April und Oktober 2024 insgesamt 41 Messstellen in sechs Bundesländern untersucht (BMLUK, 2025). Die Probenahme wurde monatlich durchgeführt. Analysiert wurden rund 740 PSM-Wirkstoffe und PSM-Metaboliten, von denen 99 unterschiedliche Substanzen tatsächlich in den Gewässerproben nachgewiesen werden konnten. Insgesamt wurden 162 Proben aus Oberflächengewässern analysiert, wobei in 143 Proben mindestens ein PSM oder PSM-Metabolit detektiert wurde. Abhängig von der jeweiligen Probe wurden zwischen einer und 38 Substanzen gleichzeitig nachgewiesen. Im Hinblick auf die ökologische Bewertung zeigte sich, dass für 47 PSM bzw. PSM-Metaboliten das strengste chronische Bewertungskriterium überschritten wurde. Neben der chronischen Belastung wurden die Proben auch hinsichtlich akuter Qualitätskriterien (AQK) bzw. zulässiger Höchstkonzentrationen (ZHK) bewertet. Da für viele Substanzen keine einheitlichen europäischen Grenzwerte vorliegen, wurden hierfür die jeweils strengsten nationalen Qualitätsnormen (z.B. aus Deutschland, der Schweiz oder den Niederlanden) herangezogen. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 23 Überschreitungen der akuten Bewertungskriterien bei 13 verschiedenen PSM-Wirkstoffen festgestellt. Besonders häufig betraf dies Wirkstoffe wie Nicosulfuron (6 Überschreitungen) und Deltamethrin (4) sowie Dimethenamid und S-Metolachlor. An einzelnen Standorten, wie etwa dem Aubach, lag die Konzentration des Wirkstoffs Deltamethrin um das 14-fache über der zulässigen Höchstkonzentration (BMLUK, 2025). Bezogen auf die 162 untersuchten Proben wurde somit in etwa jeder siebten Probe ein Wert gemessen, der potenziell akute Schäden auslösen kann. Diese punktuellen Überschreitungen verdeutlichen, dass neben der schleichenden Langzeitbelastung kritische Konzentrationsspitzen auftreten können (BMLUK, 2025). Die Ergebnisse verdeutlichen zudem, dass Fließgewässer häufig nicht nur mit Einzelstoffen, sondern mit komplexen Stoffgemischen belastet sind. Bei der Interpretation dieser Befunde ist jedoch die methodische Limitation der Probenahme zu berücksichtigen. Da die

Messungen im Rahmen des Sondermessprogramms vornehmlich auf monatlichen Stichproben beruhen, bilden sie die tatsächliche Dynamik der Pestizidbelastung nur unzureichend ab. Vergleichende Untersuchungen zur Probenahmemethodik zeigen, dass herkömmliche Stichproben (Grab Sampling) die durchschnittlichen Konzentrationen von Pestizidrückständen im Mittel um etwa 50% unterschätzen. Besonders kritisch ist die Erfassung von Belastungsspitzen: Maximale Konzentrationen werden durch punktuelle Messungen häufig verfehlt und liegen real um eine bis drei Zehnerpotenzen höher als nachgewiesen (Xing et al., 2013). Dies liegt darin begründet, dass PSM-Einträge oftmals an Niederschlagsereignisse gekoppelt sind („First-Wash“-Effekt; Xing et al., 2013), die durch starre Zeitintervalle meist nicht erfasst werden. Dieser Effekt ist besonders relevant bei Insektiziden, die oftmals kurzfristig, für wenige Stunden, direkt während oder nach Eintragsereignissen überhaupt im Gewässer vorhanden und messbar sind (Stehle et al., 2013). Anhand von Modellrechnungen zeigten Stehle et al. (2013), dass regelmäßige Probenahmen in festen Zeitintervallen (Monate bis selbst täglich) kurzfristige Insektizideinträge oftmals verpassen und gleichzeitig aber hohe Kosten verursachen können (Tab. 2). Lediglich ereignisbezogene Probenahmestrategien sind demnach imstande, Insektizidbelastungen abzubilden (Xing et al., 2013). Besonders zu beachten ist hierbei, dass eine aufwändigere Probenahme in kurzen Zeitintervallen sogar den Eindruck vermitteln kann, dass keine Insektizidbelastung im Gewässer vorliegt, obgleich lediglich die Probenahme die kurzfristigen Belastungsspitzen, die oftmals ökotoxikologische Effekte hervorrufen können (Schulz and Liess, 1999, 1999), verpasst hat und in der Tat Insektizidbelastungen vorhanden waren.

Neben der Möglichkeit einer Probenahme, welche bestimmte PSM-Wirkstoffe nicht hinreichend erfasst, kann auch das untersuchte Wirkungsspektrum sehr relevant für die Aussagekraft der Ergebnisse sein. In einer umfassenden Studie zum Einsatz von PSM in Deutschland haben Bub et al. (2023) die eingesetzten PSM-Wirkstoffe hinsichtlich ihrer Toxizität für verschiedene Organismengruppen untersucht (Abb. 3). Durch eine Berechnung der Total Applied Toxicity (TAT) zeigte sich, dass die Giftigkeit der ausgebrachten PSM sich neben den Bodenorganismen (Abb. 3h) und Landpflanzen (Abb. 3f) in Relation zu allen anderen Organismengruppen am stärksten für Fische (Abb. 3b) erhöht hat. Mit anderen Worten, die

Zusammensetzung und Menge der eingesetzten PSM-Wirkstoffe hat sich in Deutschland zwischen 1995 und 2019 so geändert, dass die ausgebrachte Toxizität um mehr als Faktor drei angestiegen ist.

Tabelle 2: Effektivität und Kosten von Probenahmeansätzen mit unterschiedlichen Zeitintervallen der Probenahme für Insektizide in Gewässern (verändert nach Stehle et al., 2013). Obgleich der Aufwand und die Kosten von einer monatlichen bis hin zu einer täglichen Probenahme immer mehr steigen, erhöht sich die Fähigkeit des Nachweises unregelmäßiger, diffuser Insektizideinträge kaum. Nur die ereignisbezogene Probenahme verbessert die Situation.

Intervall (Anzahl der Proben ^a)	Mittlere Anzahl der Nachweise (Fehler bei der Detektion von Spitzenwerten in %)	Mittlere Anzahl der Nicht-Nachweise	Prozentsatz der Nicht-Nachweise ^d	Kosten pro Nachweis (\$)	Gesamtkosten pro Jahr (\$)
Monatlich (24)	0 (100)	24	100	n/a	7.200
Alle 14 Tage (52)	0 (100)	52	100	n/a	15.600
Wöchentlich (104)	1 (93,3)	103	99	31.200	31.200
Alle 3,5 Tage (208)	2 (86,6)	206	99	31.200	62.400
Täglich ^b (730)	6 (60)	724	99,2	36.500	219.000
Ereignisbezogen ^c (40)	15 (0)	25	62,5	1.000	15.000

Die Werte wurden durch Anwendung von *Monte-Carlo-Simulationen* berechnet. Diese wurden genutzt, um realistische Insektizid-Expositionsmuster zu simulieren, wie sie aus regulatorischen Expositionsmoellierungen für zwei typische landwirtschaftliche Standorttypen abgeleitet wurden – eine Ackerbaufläche und eine Dauerkultur.

^a Die Anzahl der Proben bezieht sich auf typische landwirtschaftliche Szenarien, von denen eines in einer Ackerbauumgebung und eines in einer Dauerkultur-Umgebung liegt.

^b Obwohl eine Probe pro Tag entnommen wurde, wurden in den untersuchten Zeiträumen nur zwei von sechs (Ackerbau) bzw. vier von neun (Dauerkulturen) der jeweils vorhandenen Insektizidkonzentrationen nachgewiesen (insgesamt sechs von 15 Proben).

^c Insgesamt wurden 18 Ackerbauproben und 22 Dauerkulturproben (zusammen 40 Proben) als ereignisbezogene Proben eingestuft, die jeweils während potenziell relevanter Expositionereignisse (z.B. 15 mm/Tag Niederschlag) entnommen wurden.

^d Der Prozentsatz der Nicht-Nachweise wurde als Anteil der Proben mit Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze berechnet.

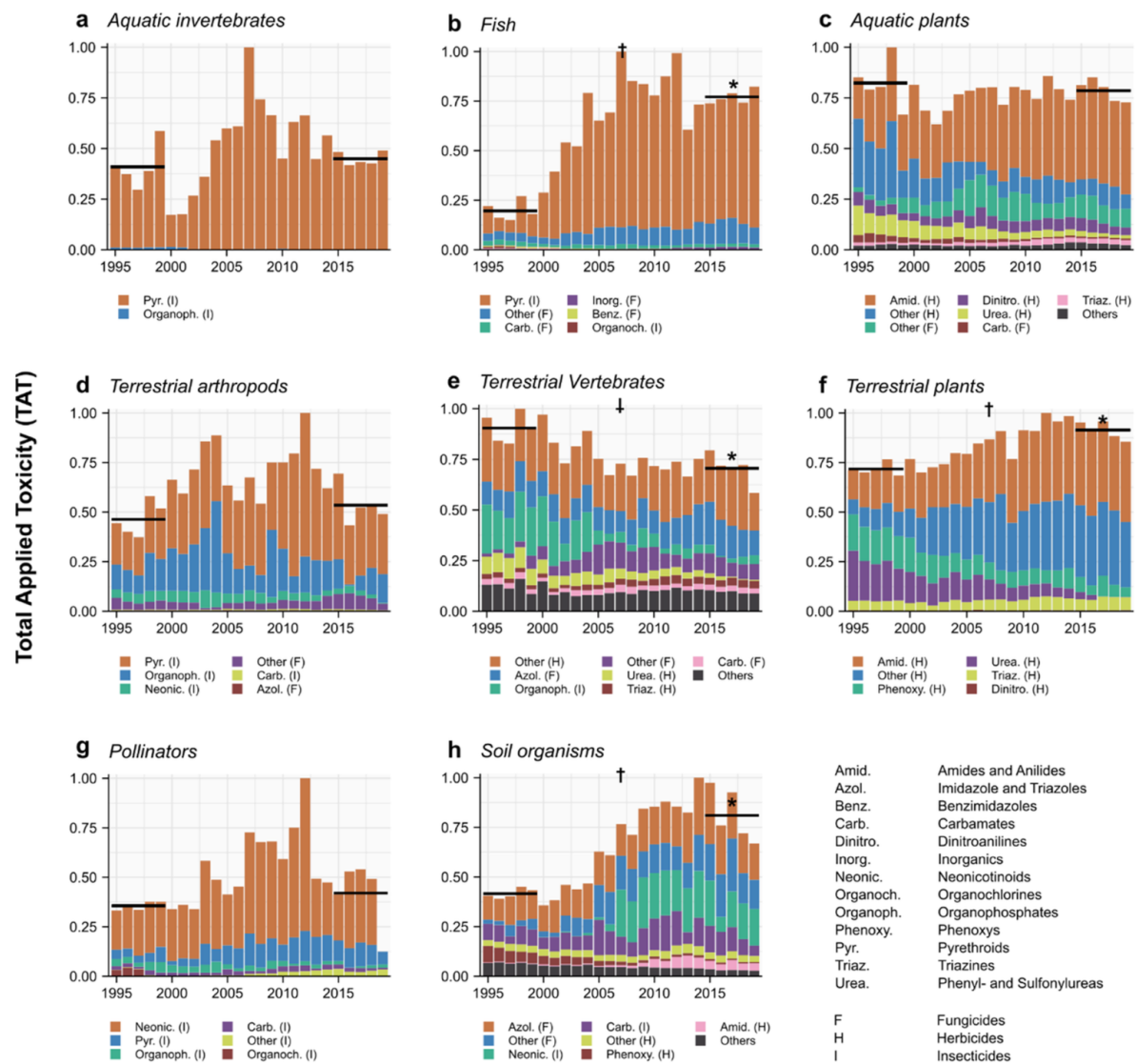


Abb. 3: TAT (insgesamt ausgebrachte Toxizität) von PSM, die in der Landwirtschaft in Deutschland zwischen 1995 und 2019 angewendet wurden für verschiedene Organismengruppen (Bub et al., 2023). Bitte beachten Sie, dass die Farben der Balken bei den Abbildungen zu unterschiedlichen PSM-Wirkstoffgruppen gehören.

Es werden also in jüngerer Zeit Wirkstoffe ausgebracht, die insbesondere für Fische deutlich giftiger geworden sind. Hierbei zeigte sich, dass diese Zunahme der ausgebrachten Toxizität insbesondere auf eine Wirkstoffgruppe zurückzuführen ist, die Pyrethroide, die zu den Insektiziden gehören (Abb. 3b orange Balkenanteile), die im Übrigen auch für aquatische Wirbellose extrem toxisch sind (Abb. 3a) und somit Fische direkt und indirekt schädigen könnten. Die Studie von Bub et al. (2023)

untersuchte auch, welche PSM-Wirkstoffe für die verschiedenen Organismengruppen am meisten zur ausgebrachten Giftigkeit (TAT) beitrugen (Abb. 4). Hierbei zeigte sich für Fische, dass vier der fünf giftigsten Wirkstoffe zu den Pyrethroiden zählen (Abb. 4b, drei davon werden auch in Österreich eingesetzt), für aquatische Wirbellose sind alle fünf Wirkstoffe Pyrethroide (Abb. 4a).

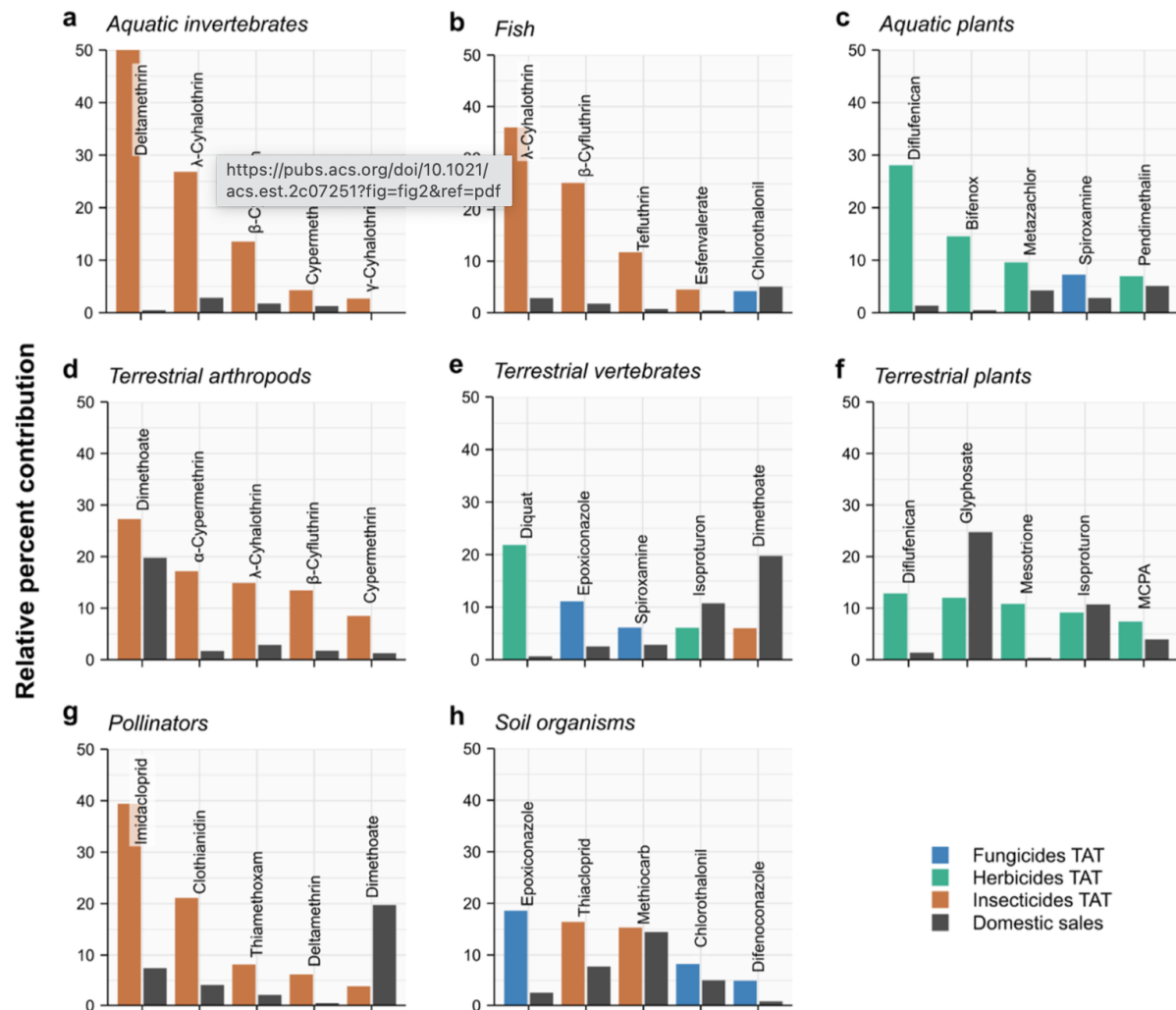


Abb. 4: Relativer Beitrag einzelner PSM-Wirkstoffe zur TAT (insgesamt ausgebrachte Toxizität) von PSM, die in der Landwirtschaft in Deutschland zwischen 1995 und 2019 angewendet wurden für verschiedene Organismengruppen (Bub et al., 2023). Bitte beachten Sie, dass die Farben der Balken bei den Abbildungen zu unterschiedlichen PSM-Typen gehören.

Bei Untersuchungen von Daten aus den USA zeigte sich ebenfalls eine hohe Toxizität der Pyrethroide für Fische (Schulz et al., 2021), während entsprechende TAT-Auswertungen für Österreich bisher nicht vorliegen. Zahlreiche Pyrethroide (z.B. Bifenthrin, Etofenprox, tau-Fluvalinat, Tefluthrin, Lambda-Cyhalothrin, Esfenvalerat, Deltamethrin, Cypermethrin) werden allerdings in Österreich in der Landwirtschaft eingesetzt und können somit auch in Gewässer gelangen.

Aufgrund ihrer hohen ökotoxikologischen Relevanz wurde der Bericht (BML, 2023) zu einem österreichweiten Sondermessprogramm zu PSM-Wirkstoffen und deren Metaboliten in Fließgewässern in der vorliegenden Studie dahingehend ausgewertet, wie gut Pyrethroide in diesem Sondermessprogramm abgedeckt wurden. Insgesamt wurde keines der folgenden vier Pyrethroide im Sondermessprogramm gefunden: Permethrin, Fenpropathrin, Bifenthrin und tau-Fluvalinat. Für keinen dieser Wirkstoffe konnte ein Nachweis in den untersuchten Gewässern erbracht werden. Dies kann prinzipiell zwei Ursachen haben: Die Wirkstoffe kommen nicht in den Gewässern vor oder die Methodik der Untersuchung war für den Nachweis dieser Wirkstoffe nicht geeignet. Bifenthrin und Permethrin sind nach den Informationen des Bundesamtes für Ernährungssicherheit, Fachbereich Pflanzenschutzmittel, Österreich aktuell nicht mehr in Österreich zugelassen (BAES, 2026). Bei allen vier Wirkstoffen wurde im Sondermessprogramm (BML, 2023) eine Bestimmungsgrenze von 0,09 µg/L (sog. Screening) verwendet und nur bei Überschreitung dieser Grenze wurde eine genauere Quantifizierung vorgenommen. Diese Bestimmungsgrenze ist relativ hoch und liegt bei drei der vier o.g. Pyrethroide ca. eine Zehnerpotenz über dem ökotoxikologisch relevanten Schwellenwert für Fische (Tab. A1 im Anhang). Das heißt, es kann sehr wohl sein, dass diese Pyrethroide in Gewässern in Konzentrationen vorkamen, die akute ökotoxikologische Effekte in Fischen hervorrufen, gleichwohl allerdings aufgrund der hohen Nachweisgrenze der im Sondermessprogramm verwendeten Methodik gar nicht quantifiziert werden konnten.

Im nachfolgenden Sondermeßprogramm (BMLUK, 2025), welches einen Fokus auf die in Bezug auf Insektizideinträge sehr relevanten kleineren Fließgewässer hatte (Schulz, 2004), wurde eine größere Anzahl von Pyrethroiden mit dafür geeigneten und deutlich sensitiveren Messmethoden (0,025 bis 0,5 ng/L) untersucht: Hierbei

konnten dann in mehreren bis zu zahlreichen Gewässern zumindest die Pyrethroide Cypermethrin, Deltamethrin, und Permethrin nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis überrascht insofern, als das in Monatsmischproben Nachweise von Pyrethroiden gelungen sind, die eigentlich aufgrund ihrer Wirkweise und physikochemischen Eigenschaften (Racke, 2003; Stehle et al., 2013) nur für extrem kurze Zeiträume in Gewässern zu finden sein dürften. Eventuell deutet dieses Ergebnis somit auf die Möglichkeit einer wesentlich umfangreicheren Belastung kleiner Fließgewässer in Österreich mit Pyrethroiden hin, die sinnvollerweise und mit Blick auf mögliche Konsequenzen für Fische (Abb. 3 und 4) genauer betrachtet werden sollte.

Eine kürzlich erschienene Studie zeigt die Problematik der Fehleinschätzungen bei der Analytik von Pyrethroiden in Gewässern anhand von Daten aus den USA auf (Abb. 5; Bub et al., 2025). Sie kommt zu dem Schluss, dass über 80% der Toxizität von Pyrethroiden für Wirbellose in Gewässern nicht durch ausreichend geringe Nachweisgrenzen abgedeckt werden können. Diese Sachverhalte legen nahe, dass auch in Österreich Konzentrationen von Pyrethroiden in Gewässern nicht gemessen werden konnten. Gleichwohl liegen beim Umweltbundesamt in Österreich die notwendigen Methoden vor, um zahlreiche Pyrethroide in Wasser in sehr niedrigen Konzentrationsbereichen (Pikogramm pro Liter) zu detektieren (Umweltbundesamt, 2022).

Als weiterer Aspekt kommt hinzu, dass zahlreiche der in Österreich zugelassenen Pyrethroide gar nicht in dem o.g. ersten Sondermessprogramm an (BML, 2023) untersucht und somit natürlich auch gar nicht gefunden werden konnten. Dies betrifft z.B. die Wirkstoffe Tefluthrin, Lambda-Cyhalothrin, Esfenvalerat, Deltamethrin und Cypermethrin, von denen die meisten zu den PSM-Wirkstoffen mit der höchsten Giftigkeit für Fische (Tab. A1 im Anhang) und aquatische Wirbellose überhaupt gehören (Bub et al., 2023; Schulz et al., 2021). Studien, z.B. aus der Schweiz, welche ausreichend geringe Nachweisgrenzen für Pyrethroide im Wasser verwendet haben, konnten diese Stoffe in geringen, jedoch ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in Oberflächengewässern mit landwirtschaftlichem Einfluss finden (Rösch et al., 2019). Neben mehreren Pyrethroiden stellen auch die Fungizide Carbendazim und Fenpropimorph akute bzw. chronische Risiken für Fische in

kleinen und mittelgroßen Fließgewässern in der Schweiz dar (Werner et al., 2021), Carbendazim wurde auch in Gewässern in Österreich gefunden (BML, 2023).

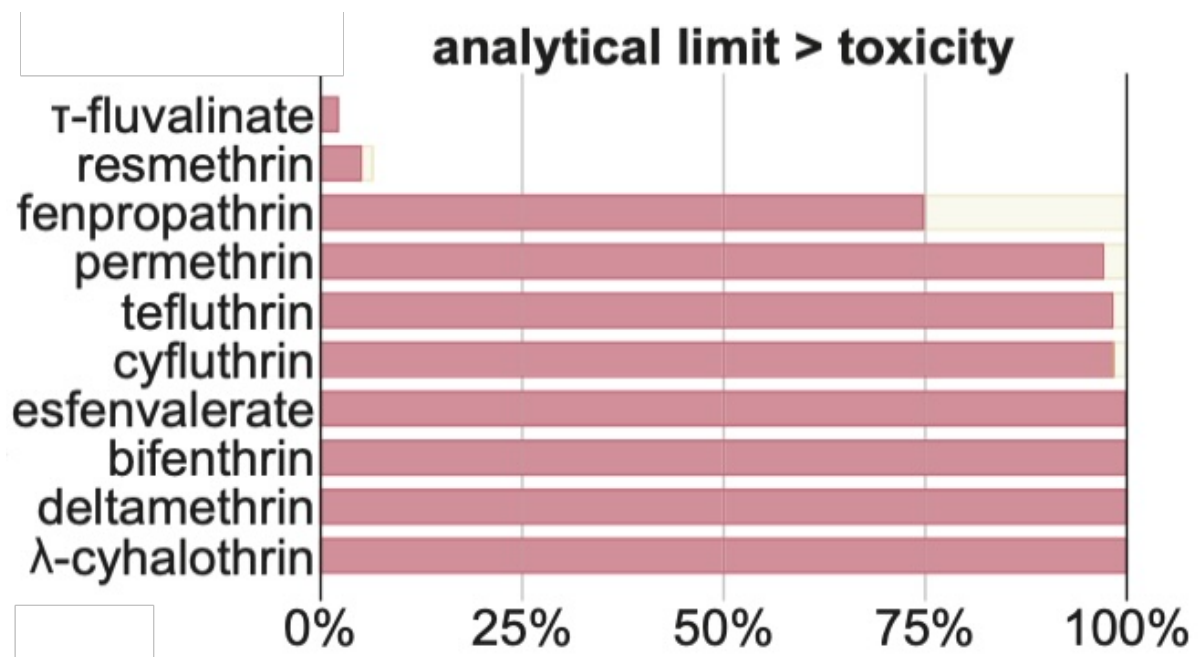


Abb. 5: Anteil von analytischen Nachweisgrenzen für Pyrethroide (eine Insektizidgruppe) in Gewässern, die oberhalb des ökotoxikologischen Grenzwertes für aquatische wirbellose Organismen liegen und dementsprechend nicht geeignet sind, das volle Spektrum der möglicherweise schädlichen Konzentrationen von Pyrethroiden für Gewässerorganismen bei Probenahmen im Freiland überhaupt nachzuweisen. Daten aus den USA (Bub et al., 2025).

In der Gesamtschau legt die hier vorliegende Untersuchung nahe, dass in dem ersten Sondermessprogramm (BML, 2023) zahlreiche Wirkstoffe, die aus der Sicht der Fischfauna in den Gewässern Österreichs von sehr hoher Relevanz sein könnten, gar nicht betrachtet oder mit nicht ausreichend empfindlichen Methoden untersucht wurden. Im zweiten Sondermessprogramm mit einem stärkeren Fokus auf einiger dieser Wirkstoffe (BMLUK, 2025), wurden dann einige Pyrethroidnachweise in Gewässern erbracht. **Ob diese Stoffe in den Gewässern Österreichs in stärkerem Umfang vorhanden sind und welches Schädigungspotential sie für Fische oder wirbellose Gewässerorganismen aufweisen, lässt sich somit auf der Basis der aktuell vorliegenden Daten nicht**

abschließend beurteilen. Hier wären weitergehende Untersuchungen dringend angezeigt.

4.1.3 Gefährdungspotential für Fische und Gewässerorganismen

Algen und Cyanobakterien

Einträge von Herbiziden beeinflussen primär die Zusammensetzung und Funktion von Algen- und Cyanobakteriengemeinschaften. Deutliche biologische Effekte treten hier jedoch meist erst bei vergleichsweise hohen Konzentrationen auf.

Veränderungen der Artenzusammensetzung, eine Abnahme der Diversität sowie eine Beeinträchtigung der photosynthetischen Leistungsfähigkeit wurden ab Konzentrationen von 1 µg/L bis 5 µg/L Glyphosat beobachtet (Smedbol et al., 2018). Bei höheren Belastungskonzentrationen kann es zu einer Verschiebung der Gemeinschaftsstruktur zugunsten robusterer Arten oder Cyanobakterien kommen (Lozano et al., 2018; Su et al., 2025). Während diese Werte über dem Durchschnitt großer Fließgewässer liegen, sind sie besonders für kleine, langsam fließende Gräben oder Rückstauzonen relevant, in denen lokal erhöhte PSM-Konzentrationen auftreten können (Liess et al., 2021).

Wirbellose Tierarten

Für wirbellose Tierarten (in Fließgewässern das bodenbewohnende sog. Makrozoobenthos), insbesondere für aquatische Insektenlarven und Krebstiere, belegen zahlreiche Studien konsistent, dass diese Organismengruppe bereits auf niedrige PSM-Konzentrationen reagiert, insbesondere auf Insektizide (Liess et al., 2021; Schulz et al., 2021; Wolfram et al., 2021). Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in Gewässern können sich ändern (Liess et al., 2021) und die Reaktionen der Arten reichen von direkter Mortalität über subletale Verhaltensänderungen bis hin zu indirekten Effekten über die Veränderung der Nahrungsnetze. Eine häufig beschriebene Verhaltensreaktion bei Insektizidbelastungen ist das sogenannte „Abdriften“ – ein Prozess, bei dem sich Organismen aktiv oder passiv vom Substrat lösen und von der Strömung

flussabwärts tragen lassen, um ungünstigen Bedingungen zu entkommen (Schulz and Liess, 1999, 1999). Untersuchungen von Wiberg-Larsen et al. (2021) zeigen, dass bereits ein kurzzeitiger Puls des Pyrethroidinsektizids Lambda-Cyhalothrin in einer Konzentration von nur 0,084 µg/L ausreicht, um signifikant erhöhte Driftraten bei *Amphinemura standfussi*, *Leuctra digitata* / *Leuctra fusca*, *Heptagenia sulphurea*, *Alainites ochripes*, *Oreodytes sanmarkii*, Simuliidae auszulösen. Dies verdeutlicht, dass bereits geringe Belastungssituation eine massive Fluchtreaktion hervorrufen können. Bei einer geringfügig höheren Konzentration von 0,1 µg/L tritt zudem eine ausgeprägte Steigerung der Aktivität auf. Während die Driftraten auch bei wiederholten Pulsen hoch bleiben, zeigt die Tatsache, dass die stärkste Reaktion oft unmittelbar zu Beginn erfolgt, dass aquatische Wirbellose bereits bei sehr kurzzeitigen Belastungsspitzen mit geringen Konzentrationen eine starke Verhaltensreaktion hervorrufen können (Wiberg-Larsen et al., 2021).

Diese hohe Sensitivität der Fließgewässerinsekten steht im starken Kontrast zu gängigen Labortestmethoden. Wie die Metaanalyse von Morrissey et al. (2015) verdeutlicht, reagiert der Standard-Testorganismus *Daphnia magna* (Großer Wasserfloh) bis zu drei Größenordnungen (≈ 100 – 1000 -fach) weniger empfindlich auf Neonicotinoide (Insektizide) als ökologisch relevante Fließgewässerarten wie Eintags-, Köcher- oder Zuckmückenlarven. Auch Schäfer et al. (2007) zeigten, dass Veränderungen der Gemeinschaftsstruktur bereits bei Konzentrationen auftreten, die lediglich 1/100 bis 1/1000 der akuten 48-h-LC50 von *Daphnia magna* entsprechen.

In der Folge langanhaltender bzw. wiederholter PSM-Belastungen von Gewässern kann es zu einer Veränderung der Gemeinschaftsstruktur kommen (Liess et al., 2021). Empfindliche Taxa wie der Bachflohkrebs *Gammarus pulex* oder Steinfliegenlarven (*Amphinemura standfussi*, *Leuctra* spp.) werden verdrängt, während tolerante Gruppen wie Zuckmückenlarven (Tanytarsini, Orthocladiinae) dominieren (Wiberg-Larsen et al., 2021). Solche chronischen Schäden, die insbesondere langlebige und univoltine Arten betreffen, konnten mithilfe des SPEAR-Index bereits bei Konzentrationen von 0,1 µg/L Thiacloprid (Neonikotinoidinsektizid) indiziert werden (Liess and Beketov, 2011).

Zusätzliche Umweltstressoren wie Nahrungsmangel können die Wirkungen auf wirbellose Gewässerorganismen noch verstärken. Experimente mit dem

Pyrethroidinsektizid Fenvalerat zeigten, dass bei geringer Nahrungsverfügbarkeit das Wachstum von *Daphnia magna* bereits bei 0,3 µg/L signifikant reduziert war, während bei optimaler Fütterung erst bei 1,0 µg/L vergleichbare Effekte auftraten. Interaktive Effekte unterschiedlicher Stressoren können die wirksame toxische Konzentration somit um den Faktor 2 bis 10 absenken (Pieters and Liess, 2006). Da Gewässerorganismen in der Natur meist komplexen Stoffgemischen ausgesetzt sind, ist zudem die Betrachtung der Toxizität dieser Mischungen von Bedeutung (Weisner et al., 2021). Modellberechnungen zeigen, dass traditionelle Modelle (wie die Konzentrationsaddition) die kombinierte Wirkung von Stressoren oft massiv unterschätzen – im Fall von Mischungstoxizitäten unter Stressbedingungen sogar um den Faktor 150 bis 660 (Liess et al., 2020).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass wirbellose Organismen bereits bei sehr niedrigen, in Fließgewässern häufig nachgewiesenen PSM-Konzentrationen deutliche Reaktionen bis hin zu erhöhter Mortalität und Veränderungen der Lebensgemeinschaften zeigen können. Zusätzliche Stressoren wie erhöhte Wassertemperaturen, Nährstoffen oder strukturelle Defizite des Lebensraums können dabei synergistisch wirken und die Empfindlichkeit von Populationen auf PSM um bis zu Faktor 100 verstärken (Liess et al., 2021). In einer umfassenden Freilandstudie kommen Liess et al. (2021) zu dem Ergebnis, dass PSM einen der wichtigen Treiber des Rückgangs aquatischer Insekten darstellen. Der Verlust empfindlicher Arten wirbelloser Tiere auf dieser trophischen Ebene kann somit das gesamte Nahrungsnetz destabilisieren.

Fische

Für Fische liegt eine umfangreiche Anzahl experimenteller Untersuchungen mit PSM vor, wobei einschränkend anzumerken ist, dass viele Studien mit Konzentrationen arbeiten, die über den in der Natur gemessenen Werten von PSM liegen (Huang et al., 2022). Dennoch belegen zahlreiche Arbeiten, dass auch umweltrelevante, niedrige Belastungen tiefgreifende biologische Schäden verursachen können. Ein zentraler Wirkmechanismus ist dabei die Auslösung von oxidativem Stress. Bereits Konzentrationen von lediglich 0,02 µg/L des Herbizids Terbutryn reichen demnach aus, um zelluläre Schäden durch reaktive Sauerstoffspezies in sensiblen Organen wie Gehirn und Leber des Karpfens (*Cyprinus carpio* L.) zu provozieren (Velisek et

al., 2011). Diese oxidativen Stressreaktionen, die unter anderem im Nervengewebe nachgewiesen wurden, können zu Fehlregulationen der antioxidativen Schutzsysteme führen. Je nach Substanz und Belastungsdauer äußert sich dies entweder in einer stressbedingten Induktion (z. B. bei Oxine-Copper) oder einer erschöpfungsbedingten Hemmung (z.B. bei Prothioconazole) der enzymatischen Abwehr (Reis et al., 2023).

Ein weiterer fundamentaler Effekt von PSM auf Fische ist die Beeinträchtigung des Nervensystems, die sich insbesondere in der Hemmung der Cholinesterase-Aktivität (ChE) zeigt. Eine Metaanalyse von 176 Studien hat verdeutlicht, dass PSM diese für die Reizübertragung essenzielle Enzymaktivität bei Fischen im Mittel um mehr als 45% reduzieren (Santana et al., 2021). Als eine Folge dieser neurotoxischen und biochemischen Prozesse verändern sich das Schwimmverhalten und die Motorik. In einem Konzentrationsbereich von 0,01 µg/L bis 0,05 µg/L wurden bei Larven und adulten Zebrafischen (*Danio rerio*), einer oft verwendeten Testfischart, signifikante neurologisch begründete Verhaltensveränderungen beobachtet (Reis et al., 2023). Eine weitere Meta-Analyse zeigt, dass die Schwimmgeschwindigkeit um etwa 35%, während die allgemeine Aktivität von Fischen um bis zu 72% abnehmen kann (Shuman-Goodier and Propper, 2016).

Neben diesen unmittelbaren Effekten sind für Fische langfristige Beeinträchtigungen der Reproduktion und Entwicklung durch PSM dokumentiert. Veränderungen der hormonellen Regulationen treten bereits bei 2 µg/L Exposition gegenüber der Modellchemikalien Fadrozol auf, was sich beim Mosquitofisch (*Gambusia affinis*), einer in der Ökotoxikologie verwendeten Testspezies, unter anderem in einer Unterdrückung der Vitellogenin-Expression und einem verringerten gonadosomatischen Index äußert (Doering et al., 2021). In Konzentrationen von 10 µg/L Glyphosat kommt es zu physischen Entwicklungsdefiziten wie Wirbelsäulenverkrümmungen, Dottersacködemen sowie einer erhöhten Embryo- und Larvenmortalität (Ames et al., 2022). Auch für die weiter oben genannten Pyrethroidinsektizide sind physiologische Wirkungen, insbesondere auf das Hormonsystem von Fischen, gut dokumentiert (Brander et al., 2016).

Besondere Brisanz erhält die Belastungssituation durch die in der Natur vorherrschenden Stoffgemische. Synergistische Effekte führen dazu, dass PSM-

Mischungen eine höhere Toxizität entfalten als aus der Summe der Einzelwirkungen hervorgeht (Tan et al., 2025; Wang et al., 2022). So können Kombinationen von Organophosphor-Insektiziden, die einzeln subletal wären, zu Mortalität beim Silberlachs (*Oncorhynchus kisutch*) führen (Laetz et al., 2009). Synergistische PSM-Effekte entstehen oft durch die Hemmung metabolischer Entgiftungssysteme, beispielsweise bei der Kombination von Insektiziden mit Azol-Fungiziden (Cedergreen, 2014; Yang et al., 2021).

Eine Analyse von Daten aus Europa identifizierte mindestens 27 Süßgewässer-Fischarten, für die von einem erhöhten Risiko einer Exposition gegenüber PSM in ihren typischen Habitaten auszugehen ist (Ibrahim et al., 2013), darunter auch nach Rote Liste Österreich (Wolfram and Mikschi, 2007) mindestens gefährdete Arten, wie Steinbeißer (*Cobitis* sp.), Schleie (*Tinca tinca*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*) oder Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*).

Eine kürzlich publizierte Studie bringt niedrige freilandrelevante Konzentrationen des Insektizids Chlorpyrifos mit beschleunigten Alterungsprozessen bei Wildfischen in Verbindung (Huang et al., 2026). Chlorpyrifos ist ein Organophosphor-Insektizid, welches seit Jahrzehnten weltweit in der Landwirtschaft eingesetzt wird. Während europäische Länder, China, die USA und einige weitere Staaten die Anwendung eingeschränkt haben, wird es in vielen anderen Teilen der Welt weiterhin verwendet. Die neue Studie verknüpft nun eine Exposition gegenüber niedrigen Chlorpyrifos-Dosen mit der Telomerlänge und dem Alterungsprozess bei der Fischart *Culter dabryi*. Die Studie bestimmte über viele Jahre hinweg die Konzentrationen mehrerer PSM in den Lebern der Fische und konnten die PSM-Belastung in drei chinesischen Seen mit unterschiedlichem Verschmutzungsgrad mit der Telomerlänge der Fische in Beziehung setzen. Telomere spielen eine wichtige Rolle bei der Kodierung der DNA und verkürzen sich im Verlauf des Lebens eines Organismus. Die Studie zeigte eine beschleunigte Telomerverkürzung als Reaktion auf eine chronische Exposition gegenüber niedrigen Chemikalienkonzentrationen. Auf Basis der Felddaten ergaben sich Hinweise darauf, dass das Insektizid Chlorpyrifos der wahrscheinlichste Verursacher der beobachteten Effekte war. Um diese Hypothese zu überprüfen, wurden anschließend im Labor niedrige Chlorpyrifos-Konzentrationen (10 und 50 ng/L) getestet, und es zeigte sich, dass exakt dieselben Effekte auf die chromosomale Telomerlänge auftraten, wie sie im Freiland dokumentiert worden

waren. Diese elegante Kombination von Feld- und Laboransätzen ist in der Ökotoxikologie selten, liefert jedoch ein eindrucksvolles und sehr überzeugendes Argument in der Debatte um chronische Niedrigdosis-PSM-Effekte auf relevante Endpunkte bei Fischen (Huang et al., 2026). Chlorpyrifos wurde in 41% der Proben aus Gewässern in Österreich in geringen (möglicherweise allerdings chronisch vorliegenden) Konzentrationen nachgewiesen, obgleich dieses Breitband-Insektizid seit Anfang 2020 nicht mehr in der EU zugelassen ist (BMLUK, 2025). Es war damit das am häufigsten nachgewiesene PSM im Sondermessprogramm (BMLUK, 2025).

Generell stellt die Aufnahme von PSM in Fische und deren Anreicherung im Fischgewebe bzw. in Organen ein erhebliches Problem dar und wird umfangreich in der Literatur bearbeitet (Huang et al., 2026; Ramage et al., 2025; Uddin et al., 2026). In Studien aus Österreich wurde z.B. die Akkumulation von Organochlorverbindungen in der Elritze *Phoxinus phoxinus* untersucht (Hofer et al., 2001). Eine Studie von organischen Schadstoffen in der Donau und wichtigen Zuflüssen im Wasser, suspendierten Partikeln und in Fischgewebe ergab generell eher Hinweis auf geringe Konzentrationen (Loos et al., 2017).

Für die oben bereits ausführlicher erwähnten Pyrethroide wird besonders die im Vergleich zu anderen Wirbeltieren geringere Ausscheidungsrate als Grund und Voraussetzung für Bioakkumulation und zahlreiche chronische Effekte gesehen (Ali et al., 2011).

Obwohl die in Fließgewässern gemessenen Pestizidkonzentrationen oft unterhalb unmittelbar letaler Schwellenwerte für ausgewachsene Fische liegen, stellt die Kombination aus chronischer Langzeitexposition (BMLUK, 2021) und akuten Konzentrationsspitzen eine erhebliche Bedrohung dar. Die dokumentierten subletalen Effekte – insbesondere neurologisch bedingte Verhaltensstörungen, oxidative Stressreaktionen und hormonelle Beeinträchtigungen – schwächen die Individuen in ihrer Fitness und Überlebensfähigkeit. In Verbindung mit der trophischen Entkopplung durch das Absterben von Nahrungsorganismen (Makrozoobenthos) und der potenzierten Toxizität von Stoffgemischen resultiert daraus eine massive

Gefährdung der Fischbestände, die durch herkömmliche Einzelstoffbewertungen meist unterschätzt wird.

4.1.4 Auftreten von Fischsterben

Die Recherche zu Medienartikeln zu Fischsterben mit dem Verursacherbereich PSM aus der Landwirtschaft in Österreich, Deutschland und der Schweiz erbrachte lediglich ein einziges Beispiel aus Deutschland (Tab. A2 im Anhang). Hierbei handelt es sich um das größere Fischsterben in der Oder im Jahr 2022. Hauptursache hierfür war eine Massenvermehrung der Brackwasseralge *Prymnesium parvum*, die durch hohe Salzkonzentrationen ausgelöst wurde. Analysen ergaben jedoch zusätzlich hohe Konzentrationen des Herbizids 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, welches allerdings im vorgefundenen Konzentrationsbereich nicht direkt fischtoxisch ist, bzw. von Zwischenprodukten der Insektizidherstellung, welche eventuell als Kofaktor gewirkt haben könnten (UBA, 2022). Ein naheliegender Grund für eine geringe Anzahl dokumentierter Fischsterben aufgrund von Einträgen von PSM in Gewässer dürfte darin liegen, dass in diesem Falle der analytische Nachweis der Ursache ausgesprochen aufwändig und oft kostenintensiv ist und es zudem direkt im Feld oft keine klar an den Fischen feststellbaren Anzeichen einer Vergiftung durch PSM gibt.

Es ist davon auszugehen, dass es eine gewisse Anzahl von weiteren Fällen gibt, in denen ein entsprechendes Fischsterben entweder gar nicht oder viel zu spät entdeckt wurde, nicht gemeldet wurde, nicht in den Medien darüber berichtet wurde, oder die vorliegende Recherche, die keineswegs einen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann, eine vorliegende Berichterstattung nicht erfasst hat. Weitere Informationen und Analysen zum Thema Fischsterben finden sich in Kapitel 5 der vorliegenden Studie.

4.2 Jauche, Gülle und Silagesickersaft aus der Landwirtschaft

4.2.1 Hintergrund

Zahlreiche Arbeiten haben bestätigt, dass Einträge von Jauche, Gülle oder Silagesickersäften (JGS) maßgeblich aus landwirtschaftlichen Praktiken stammen und die Qualität von Oberflächen- sowie Grundwasser signifikant verschlechtern können. Romanelli et al. (2020) entwickelten hierfür einen multidisziplinären Rahmen, welcher über klassische Messmethoden hinausgeht: Durch die Kombination biologischer Indikatoren mit der Analyse stabiler Isotope im Nitrat schufen sie einen präzisen „Isotopen-Fingerabdruck“. Dieser Nachweis macht deutlich, dass stoffliche Belastungen direkt der landwirtschaftlichen Flächennutzung zuzuordnen sind. In der vorliegenden Studie dienen die genannten Stoffgruppen als primäre Beispiele für eine Vielzahl nährstoffreicher, stickstoffbasierter Einträge aus der Landwirtschaft (Abb. 6; Broneder et al., 2024), zu denen auch Gärsäfte und letztendlich auch weitere organische Düngemittel zählen.

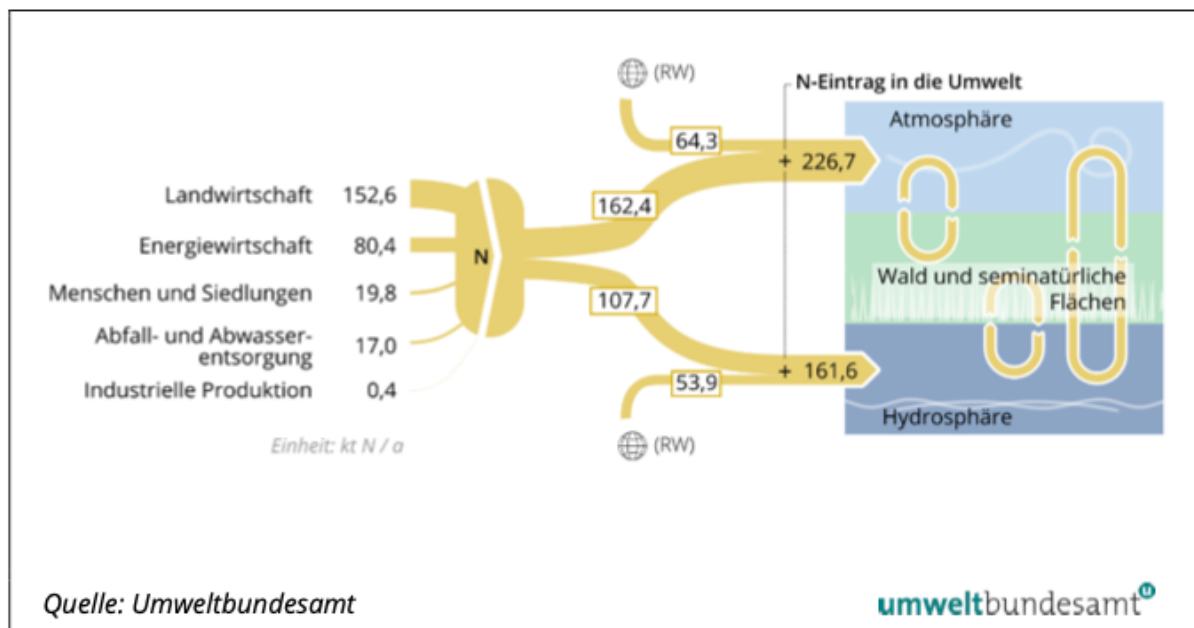


Abb. 6: Quellen von Stickstoff und Einträge in Ökosysteme in Österreich (Broneder et al., 2024).

Die Relevanz der Thematik von Nährstoffbelastungen allgemein für den österreichischen Gewässerschutz wird durch den Nationalen

Gewässerbewirtschaftungsplan (BMLRT, 2022) verdeutlicht, wonach für etwa 20% der heimischen Fließgewässer mit einem Fokus auf stark landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Norden und Osten Österreichs eine Verfehlung des guten ökologischen Zustandes aufgrund stofflicher Belastungen ausgewiesen werden muss. Grundsätzlich lassen sich diese Eintragsereignisse nach Camargo and Alonso (2006) sowie Romanelli et al. (2020) in zwei Kategorien unterteilen: Punktuelle Quellen umfassen lokalisierte Ereignisse wie Abwässer aus der Viehhaltung, unvorhersehbare Unfälle oder illegale Einleitungen im Zusammenhang mit JGS. Demgegenüber stehen diffuse Quellen, bei denen JGS-Bestandteile durch Niederschläge großflächig von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder Silagelagerplätzen in die Gewässer gespült werden (sog. Oberflächenabfluss oder run-off).

Zur Minimierung dieser Risiken sieht der Gesetzgeber strenge grundlegende Maßnahmen vor, allen voran die Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung (NAPV) sowie Standards zum guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Diese Regeln unter anderem Sperrfristen für die Düngung, Düngebeschränkungen, Ausbringung je Bodenbeschaffenheit und Mindestabstände zu Gewässern (BML, 2024). Ergänzend werden im Rahmen freiwilliger Agrarumweltprogramme wie dem Österreichischen Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (BML, 2024) erosionsmindernde Bewirtschaftungsformen sowie bodennahe Ausbringungstechniken finanziell gefördert.

Selbst vor dem Hintergrund dieses regulatorischen Rahmens erweist sich die tatsächliche Erfassung von JGS-Eintragsereignissen in Gewässer als ausgesprochen anspruchsvoll. Da diese Substanzen als wassergefährdend eingestuft sind, sollten sie im Rahmen einer ordnungsgemäßen Praxis niemals in Oberflächengewässer gelangen (LfL, 2013). Dies bedingt eine wesentliche methodische Herausforderung im Vergleich zu anderen Schadstoffgruppen: Während beispielsweise für PSM und deren Metaboliten durch staatliche Messprogramme (BML, 2023; BMLUK, 2025) zumindest einige Daten über deren Vorkommen, räumliche Verteilung und Konzentrationen vorliegen, existiert für JGS-Einträge keine vergleichbare flächendeckende Statistik oder systematische Überwachung. Da diese Stoffgemische im regulären Gewässerzustand

definitionsgemäß nicht vorkommen dürfen, fehlen offizielle Monitoring-Werte oder Basisdaten, die als Referenz für eine flächendeckende Bewertung dienen könnten. Die Schwierigkeit dieser Erfassung wird auch in der internationalen Literatur hervorgehoben: Da Belastungsspitzen oft nur durch Notfall-Probenahmen (emergency status sampling) dokumentiert werden können, bleibt die tatsächliche Konzentrationsspitze aufgrund der schnellen Verlagerung der Schadstoffwolke im Fließgewässer häufig schwer zu fassen (Burkholder et al., 1997).

Jauche besteht vorwiegend aus Harn, kann aber auch Sickersaft von Festmiststapeln und geringe Mengen an Kot und Einstreu enthalten (BMLUK 2025). Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅), der die Menge an Sauerstoff angibt, die Mikroorganismen innerhalb von fünf Tagen zum Abbau organischer Substanz benötigen, liegt bei Rinder- und Schweinejauche bei ca. 3000–9000 mg/L (LfL, 2013).

Gülle ist ein Gemisch aus Kot und Harn, das außerdem Wasser sowie Futterreste, und Einstreuteile enthalten kann. Dazu zählt auch Legehühnerfrischkot (BML, 2023). Sie ist im Vergleich zu Jauche dickflüssiger und enthält hohe Gehalte an Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie organischer Substanz. In frischer Gülle liegt der Stickstoff hauptsächlich als Ammonium vor (siehe Tab. 3 für wichtige anorganische N-Verbindungen). Nitrat ist in frischer Gülle kaum enthalten. Während der Lagerung von Gülle, die mehrere Tage bis Wochen dauern kann, findet bereits eine teilweise Umwandlung von Ammonium zu Nitrat statt, abhängig von den Lagerbedingungen wie Temperatur, Sauerstoffverfügbarkeit und Mikroorganismen. Bei längerer Lagerung sinkt der Ammoniumgehalt, während der Nitratanteil ansteigt, allerdings bleibt Ammonium auch weiterhin dominant (LWK). Der BSB₅ liegt bei Rinder- und Schweinegülle zwischen 15 000 –30 000 mg/L (LfL, 2023).

Silage für Biogasanlagen sollte nur in ortsfesten, flüssigkeitsundurchlässigen Anlagen gelagert werden, weil aufgrund der hohen Aufschichtung das ganze Jahr über mit erhöhter Bildung von Silagesickersaft infolge des Pressdrucks zu rechnen ist (LAWA, 2019). Während dieses Gärprozesses kann Sickersaft austreten. Er ist ein landwirtschaftliches Nebenprodukt, das aus einem Gemisch von Haftwasser und Zellsaft besteht sowie Nähr- und Mineralstoffe in gelöster und suspendierter Form enthält (LFB). Dieser Sickersaft kann einen Ammoniakgehalt von bis zu 700 mg/L

enthalten (Wright et al., 2004) und einen BSB₅ von 20 000 und 100 000 mg/L (LfL, 2013). Während Jauche und Gülle in der Landwirtschaft in großem Umfang als wertvolle organische Düngemittel eingesetzt werden, stellen Stoffe wie Silagesickersäfte ein hochbelastetes Nebenprodukt dar, dessen sichere Lagerung und Handhabung eine kontinuierliche Herausforderung für den Gewässerschutz bedeutet. Silagesickersäfte können zudem sehr niedrige pH-Werte von 3,8 bis 4,5 aufweisen (LFB).

Da JGS-Einträge in Nichtzielökosysteme, wie Gewässer, komplexe Stoffgemische darstellen und kontrollierte Feldexperimente in natürlichen Gewässern kaum existieren, basiert die nachfolgende Analyse auf der Synthese wissenschaftlicher Arbeiten, die die Einträge und ökotoxikologischen Effekte der relevanten Einzelkomponenten untersucht haben. In den folgenden Kapiteln werden daher zunächst die Wirkungen zumeist isoliert betrachtet, um einen Überblick der ökologischen Gefährdung durch nährstoffreiche landwirtschaftliche Einträge zu zeichnen.

4.2.2 Relevante Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern

Die Bestimmung konkreter Stickstoffkonzentrationen nach diffusen Oberflächeneinträgen oder punktuellen Ereignissen hängt von einer Vielzahl variabler Faktoren, wie z.B. der Geomorphologie, der Gewässergröße, der Eintragsmenge, der Fließgeschwindigkeit und der spezifischen JGS-Zusammensetzung ab (Romanelli et al., 2020). Ein entscheidender Faktor für die Belastungsspitzen ist das zeitliche Zusammentreffen von Düngerausbringung und Niederschlagsereignissen: Während langanhaltende, schwache Niederschläge eher zu einer schleichenden Auswaschung führen, können selbst kurzzeitige Starkregenereignisse, die auf den Flächen vorhandene Gülle mobilisieren und schlagartig in die Gewässer spülen. Dies kann zu kurzzeitigen Spitzenbelastungen führen (Romanelli et al., 2020).

Unmittelbar nach dem Eintritt nährstoffreicher Stoffe in das Gewässer resultiert die erste massive Gefährdung aus dem extrem hohen BSB₅. Dieser massiven Sauerstoffverbrauch hat gravierende ökologische Schäden zur

Folge bis hin zu regelmäßig als Folge auftretenden akuten Fischsterben

(Petriki et al., 2021). Ein hoher BSB₅-Wert in einer Wasserprobe bzw. als Folge daraus ein geringer Sauerstoffgehalt im Gewässer (siehe auch Kapitel 5) ist ein sicheres Indiz für einen Sauerstoffmangel als Ursache eines Fischsterbens (Rohman et al., 2023). Der BSB₅ liegt bei Rinder- und Schweinejauche bei bis zu 9000 mg/L, während er bei Gülle Werte bis zu 30.000 mg/L erreicht (LfL, 2013). Besonders kritisch sind Silagesickersäfte einzustufen, bei denen BSB₅-Werte bis zu 100.000 mg/L erreicht werden (LfL, 2013). Ein unverdünnter Eintrag dieser Sickersäfte weist somit eine bis zu 330-mal höhere Sauerstoffzehrung auf als gewöhnliches häusliches Abwasser (BSB₅≈300 mg/L).

Zeitgleich und im weiteren Verlauf nach dem Eintritt in das Gewässer unterliegen die enthaltenen anorganischen Stickstoffverbindungen einer komplexen Umwandlungsdynamik. Sobald ammoniumhaltige Substanzen (Tab. 3) im Gewässer vorhanden sind, bildet sich zunächst ein chemisches Gleichgewicht zwischen ionisiertem Ammonium und nicht-ionisiertem Ammoniak. Dieses Verhältnis wird maßgeblich durch den pH-Wert und die Wassertemperatur bestimmt: Bereits eine Erhöhung um eine pH-Einheit kann den Anteil des fischtoxischen Ammoniaks im Verhältnis zum Ammonium etwa um das Zehnfache steigern (Parvathy et al., 2023).

Parallel findet bei Anwesenheit von ausreichend Sauerstoff der Prozess der Nitrifizierung statt, bei dem Ammonium im Wasser mikrobiell über die kurz vorhandene Zwischenstufe Nitrit zu Nitrat (Tab. 3) oxidiert wird. Nitrat stellt dabei die letzte Stufe der Nitrifizierung dar und ist die stabilste sowie am häufigsten vorkommende Form von anorganischem Stickstoff in Süßwasserumgebungen. Während die natürliche Hintergrundbelastung in unbelasteten Gewässern meist gering zwischen 0 - 2 mg/L ist, erreichen die Nitratkonzentrationen in belasteten Systemen oft das Zehn- bis Hundertfache dieser Werte. In diesem Kontext wirken Ammoniak und Nitrit primär als akut toxische Substanzen, während das im Vergleich aus ökotoxikologischer Sicht unproblematischere Nitrat bei kontinuierlichen Einträgen die zentrale Komponente für das chronische Belastungsprofil darstellt (Gomez Isaza et al., 2020).

Tab. 3: Im Gewässer in Zusammenhang mit dem Eintrag von JGS relevante anorganische Stickstoffverbindungen.

Stoff	Chemische Formel	Stoff (N-Anteil)	Chemische Formel	Faktor*
Ammonium	NH_4^+	Ammonium-N	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	0,7765
Ammoniak	NH_3	Ammoniak-N	$\text{NH}_3\text{-N}$	0,8224
Nitrit	NO_2^-	Nitrit-N	$\text{NO}_2\text{-N}$	0,3044
Nitrat	NO_3^-	Nitrat-N	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	0,2259

* Umrechnungsfaktor: 1 mg/L Ammonium = 0,7765 mg/L Ammonium-N.

Ein zusätzlicher Faktor bei JGS-Einträgen ist die Verschiebung des pH-Werts in den basischen Bereich. Dieser Effekt wird primär durch die Eutrophierung ausgelöst: Im Zuge der durch die massiven Nährstoffeinträge wesentlich intensiveren Photosynthese entziehen Algen dem Wasser so große Mengen an gelöstem Kohlendioxid, dass das Bicarbonat-Gleichgewicht verändert wird und der pH-Wert rapide ansteigt, bis auf Werte von über 9 (Schwoerbel and Brendelberger, 2022). Diese Alkalisierung des Wassers verschiebt das chemische Gleichgewicht von Ammonium zu dem fischtoxischen Ammoniak (Gomez Isaza et al., 2020; Schwoerbel and Brendelberger, 2022).

Zusätzlich zu diesen direkt oder indirekt nährstoffbezogenen Parametern sind Rückstände von Veterinärpharmaka als relevante Belastungsfaktoren beim Eintrag von Jauche oder Gülle zu berücksichtigen. Antibiotika werden in der Tierhaltung großflächig zur Krankheitsprävention und Wachstumsförderung eingesetzt, wodurch sie in hohen Konzentrationen in JGS vorkommen (Gans et al., 2010). Auch diese Stoffe können somit in Gewässer gelangen und eine Belastung darstellen (Kreuzig et al., 2005; Sattelberger, 1999 und darin enthaltene Literatur). Als problematische Substanzen identifizierten Duan et al. (2022) insbesondere Sulfadiazin (SDZ), Sulfamethoxazol (SMX) und Sulfamethazin (SMZ). Spielmeyer et al. (2017) konnten nachweisen, dass Sulfonamide eine extrem hohe Persistenz aufweisen; sie waren

noch vier Jahre nach der letzten Gülleausbringung im Boden nachweisbar und fungieren somit möglicherweise als langfristige Schadstoffquelle für das Grund- und Oberflächenwasser. Auch in Sedimenten wurden sie gefunden (Santos et al., 2010). Christian et al. (2003) wiesen darauf hin, dass die Konzentrationen oft saisonalen Schwankungen unterliegen, wobei Höchstwerte im Frühjahr (z. B. 300 ng/L Erythromycin) häufig direkt mit landwirtschaftlichen Eintragspfaden korrelieren. Das ökologische Risiko wird durch die Tatsache verschärft, dass viele Pharmazeutika in herkömmlichen Kläranlagen nur unzureichend abgebaut werden (Santos et al., 2010).

Schließlich stellen auch Antiparasitika eine wesentliche Komponente der pharmakologischen Belastung dar (Sattelberger, 1999 und darin enthaltene Literatur). Diese Substanzen, die primär als Anthelmintika gegen Endoparasiten sowie als Insektizide oder Akarizide gegen Ektoparasiten eingesetzt werden, sind biozide Wirkstoffe mit einem teilweise hohen ökotoxikologischen Potenzial. Da ihr Einsatz in der Nutztierhaltung oft prophylaktisch erfolgt und viele Wirkstoffe eine Persistenz von mehreren Wochen aufweisen, kann es zu einer längerfristigen Belastung der Ausscheidungen und damit der behandelten Weideflächen kommen. Über Abschwemmung (Run-off) nach der Ausbringung von Gülle, Jauche oder Mist können diese Rückstände direkt in Oberflächengewässer gelangen (Sattelberger, 1999 und darin enthaltene Literatur).

Abschließend ist festzuhalten, dass die vorgenannten Belastungsfaktoren selten isoliert auftreten. Vielmehr wirken diese Stressoren oftmals mindestens additiv auf die betroffenen Organismen und gefährden unter Umständen größere Teile der aquatischen Fauna (Camargo and Alonso, 2006; Duan et al., 2022; Gomez Isaza et al., 2020; Kroupova et al., 2005; Marium et al., 2023). Im Folgenden werden die spezifischen Auswirkungen dieser komplexen Belastungsprofile für die jeweiligen Organismengruppen detailliert dargelegt.

Trotz der lückenhaften Datenlage liefern wissenschaftliche Arbeiten wichtige Orientierungswerte für die resultierende Toxizität: So weisen bereits die von Romanelli et al. (2020) in belasteten Systemen gemessenen Stickstoffkonzentrationen in einer Spanne von 8,0 bis 166 mg/L Nitrat auf eine erhebliche Gewässerdegradation hin, da mit hohen Nitratbelastungen auch oftmals

erhöhte Nitritkonzentrationen (unter anaeroben Bedingungen in Sedimenten) oder Ammoniakkonzentrationen (bei hohem pH-Wert) verbunden sind. Während Camargo and Alonso 2006; siehe auch Berenzen et al., 2001) für sensible aquatische Organismen eine toxische Schwelle von bereits über 0,5 mg/L Ammonium-Stickstoff identifizieren, können die Konzentrationen bei akuten Gülle-Einträgen in kleineren Gewässern auf Werte von über 10 mg/L ansteigen. In Extremfällen, wie beim massiven Gülle-Unfall in North Carolina, USA, wurden Ammonium-Konzentrationen von knapp 40 mg/L dokumentiert, was unmittelbar zu einem totalen Sauerstoffverbrauch über eine Flussstrecke von 31 km führte (Burkholder et al., 1997).

4.2.3 Gefährdungspotenzial für Fische und Gewässerorganismen

Algen und Cyanobakterien

Unter Eutrophierung versteht man eine Steigerung der pflanzlichen Primärproduktion, hervorgerufen durch eine Zunahme der Nährstoffkonzentration (Schwoerbel and Brendelberger, 2022). Dies ist normalerweise ein langsamer Prozess, der über Einträge von Phosphor und Stickstoff (u.a. Nitrat) über Jahre gefördert wird. Er kann allerdings durch Einträge von JGS (u.a. Ammonium) in Gewässer forciert werden und somit zumindest kurzfristig zu ausgesprochen kritischen Situationen im Gewässer mit der konkreten Gefahr von Fischsterben führen.

Als Folge von diesen Nährstoffeinträgen verbrauchen die Primärproduzenten und die Bakterien, welche am Abbau der vermehrt vorhandenen Biomasse beteiligt sind für die Atmung sehr große Mengen Sauerstoff, was zu kritischen Situationen insbesondere in den frühen Morgenstunden, wenn die Photosynthese noch nicht wieder eingesetzt hat (Schwoerbel and Brendelberger, 2022) und schließlich auch zum sog. Umkippen eines Gewässers führen kann (Smith et al., 1999). Smith et al. (1999) beschreibt zudem als typische Folgen der Eutrophierung unter anderem erhöhte pH-Werte, Sauerstoffzehrung sowie eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Fischsterben.

Camargo and Alonso (2006) zeigen, dass eine hohe Nitratlast die Artenzusammensetzung nachhaltig verschieben kann. Während empfindliche Kieselalgen (Diatomeen) durch die chemischen Veränderungen zurückgedrängt werden, begünstigt der Nährstoffüberschuss robuste, oft toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgen). Diese Verschiebung, die insbesondere in Stehgewässern und größeren Flüssen von Bedeutung ist, destabilisiert nicht nur die Basis des Nahrungsnetzes, sondern kann durch die Produktion von Algentoxinen ein zusätzliches Risiko für das gesamte aquatische Ökosystem darstellen (Smith et al., 1999).

Pesce et al. (2021) zeigten, dass sich Sulfonamide bereits bei geringen Konzentrationen im Wasser im Sediment anreichern (bis zu 4,5 µg SMZ/kg), welches somit als Langzeitspeicher fungiert. Diese chronische Exposition führt zu einer Veränderung der bakteriellen Zusammensetzung und stört die enzymatische Aktivität, was den Abbau von organischem Material und somit die Nährstoffverfügbarkeit im gesamten Ökosystem beeinträchtigen kann. Besonders sensibel reagiert der aquatische Biofilm. Kergoat et al. (2021) konnten zeigen, dass umweltrelevante Sulfonamid-Konzentrationen von 0,5 bis 5 µg/L, wie sie bei Abschwemmungen von gedüngten Flächen vorkommen, die bakterielle Diversität (gemessen am Shannon-Index) dauerhaft reduzieren. Parallel dazu wurde die Zellintegrität der Algen direkt angegriffen. In den Untersuchungen traten bei etwa 3% der Algenzellen morphologische Deformationen auf. Dieser Verlust an Diversität und die gleichzeitige Schädigung der Primärproduzenten können nach Ansicht der Autoren die langfristige Stabilität des aquatischen Nahrungsnetzes und dessen biogeochemische Zyklen beeinflussen (Kergoat et al., 2021).

Wirbellose Tierarten

Während Fische bei lokalen Belastungsspitzen möglicherweise in weniger belastete Gewässerabschnitte ausweichen können, ist das weniger mobile Makrozoobenthos gegenüber plötzlichen Ammoniakbelastungen besonders vulnerabel. Eine Übersichtsarbeit von Zhang et al. (2023) zeige, dass unionisiertes Ammoniak als hochtoxische Form des anorganischen Stickstoffs auf mehreren biologischen Ebenen wirken kann: Auf zellulärer Ebene kann Ammoniak die Bildung reaktiver

Sauerstoffspezies (ROS) induzieren und dadurch oxidativen Stress verursachen, was zu Lipidperoxidation, Membranschädigungen und DNA-Beeinträchtigungen führen könne.

Mehrere untersuchte aquatische Invertebratenarten, darunter Wasserflöhe wie *Ceriodaphnia dubia*, reagieren empfindlich auf chronische Ammoniakbelastungen. Für *C. dubia* wurde eine chronische Wirkungsschwelle im Bereich von etwa 0,28 mg/L NH_3 angegeben, während akute LC_{50} -Werte bei verschiedenen wirbellosen Arten häufig im Bereich von etwa 1,78 bis 2,25 mg/L NH_3 liegen (Zhang et al., 2023).

Zhang et al. (2023) beschreibt allgemein, dass Ammoniak strukturelle Schäden an Kiemengeweben verursachen kann, was die Atmungsfunktion beeinträchtigen kann. Zudem könnten Leberstrukturen bei Krebstieren geschädigt werden, wodurch Entgiftungsprozesse beeinträchtigt werden könnten. Darüber hinaus gibt es Hinweise, dass Ammoniak neurotoxische Effekte entfalten kann, indem es die neuronale Signalübertragung stört, was sich in Verhaltensänderungen wie verminderter Fluchtreaktion oder Lethargie äußern kann.

Auch subletale Konzentrationen können bereits physiologische Beeinträchtigungen verursachen, indem sie Energie für Entgiftungs- und Stressreaktionen binden, was Wachstumsreduktionen und Reproduktionseinbußen zur Folge haben kann. Für verschiedene aquatische Wirbellose wurde eine Beeinträchtigung der Reproduktionsleistung sowie der Larvenentwicklung beschrieben (Zhang et al., 2023).

Nach der initialen Ammoniakwelle prägt unter Bedingungen ausreichender Sauerstoffverfügbarkeit Nitrat oftmals das darauffolgende Belastungsprofil. Laut Banerjee et al. (2023) wirkt Nitrat konzentrations- und artspezifisch toxisch auf aquatische Wirbellose und führt, allerdings erst bei vergleichsweise hohen Konzentrationen, sowohl zu akuten letalen Effekten als auch zu chronischen subletalen Beeinträchtigungen. Akute 96-h- LC_{50} -Werte für Nitrat liegen je nach Art zwischen 189 mg/L bei Zuckmücken (*Chironomus dilutus*) und 937 mg/L bei der Süßwassermuschel *Megaloniaias nervosa*. Beim Süßwasser-Oligochaeten *Tubifex tubifex* lag der 96-h- LC_{50} -Wert bei 664 mg/L.

Chronische Effekte traten bereits bei wesentlich niedrigeren Konzentrationen auf: 9,6 mg/L Nitrat-N führten bei *C. dilutus* zu signifikanten Beeinträchtigungen. Insgesamt

zeigen die vorliegenden Daten, dass akute letale Effekte meist erst bei hohen Konzentrationen (>300 mg/L Nitrat-N) auftreten, während chronische Beeinträchtigungen empfindlicher Arten bereits im Bereich unter 20 mg/L Nitrat-N einsetzen (Banerjee et al., 2023).

Auch wird vermutet, dass eine Exposition gegenüber niedrigem pH-Wert die Aufnahme von Nitrat begünstigen könnte, wie es auch für andere Schadstoffe gezeigt wurde. Dadurch erhöht sich die Nitratkonzentration im Organismus, was sich negativ auf das Überleben auswirken kann (Gomez Isaza et al., 2020). Ebenso ist die Alkalisierung des Wassers ein weiterer Belastungsfaktor für Wirbellose. Während ein pH-Bereich von 6,5 bis 8,5 für die meisten Arten als optimal gilt, führt eine Verschiebung in den Bereich von pH 9 bis 11 zu einer deutlichen Abnahme der Artenvielfalt. Extremwerte von pH 11 stellen für viele Arten die physiologische Belastungsgrenze dar, wobei insbesondere räuberische Egel wie *Helobdella stagnalis* oder bestimmte Köcherfliegenlarven wie *Athripsodes aterrimus* bereits bei Werten über pH 8,5 bis 9,0 ausfallen. So dominieren bei einem pH-Wert von 9 häufig Oligochaeten (Wenigborster), während bei extremen Werten von pH 11 fast ausschließlich Chironomidenlarven (Zuckmücken) anzutreffen sind (Berezina, 2001).

Antiparasitika stellen aufgrund ihrer direkten Toxizität ebenfalls einen Stressfaktor für aquatische Invertebraten dar. Da diese Wirkstoffe entwickelt wurden, um wirbellose Organismen (Parasiten) abzutöten, führen bereits geringe Konzentrationen zu Mortalitäten in Nicht-Ziel-Taxa (Muniz et al., 2023). In der Metaanalyse von Muniz et al. (2023) wird deutlich, dass die Spannweite der letalen Konzentrationen (LC₅₀) bei Wirbellosen mehrere Größenordnungen umfasst: Im Wasser gelöste Stoffe zeigen eine kritische Spanne, die von 0,0057 µg/L (Ivermectin bei *Daphnia magna*) bis hin zu 100 µg/L (Abamectin bei Austernlarven) reicht.

Auch die Gruppe der Benzimidazole kann eine erhebliche Belastung darstellen, wobei die Toxizität stark artspezifisch variiert. Während Fenbendazol bei Zuckmückenlarven (*Chironomus riparius*) ab 93,5 µg/L lethal wirkt, zeigen Bundschuh et al. (2016) für Strudelwürmer (*Dugesia gonocephala*) mit 44,2 µg/L und für Wenigborster (*Tubifex tubifex*) mit 32,0 µg/L deutlich niedrigere Schwellenwerte auf. Auf Flubendazol reagieren diese Taxa sogar noch empfindlicher mit Werten von 21,9 µg/L bzw. 22,1 µg/L. Die Gefahr ist dabei nicht auf die Wassersäule beschränkt;

persistente Stoffe wie Emamectin-Benzozat reichern sich im Sediment an und erreichen dort für benthische Flohkrebse (*Corophium volutator*) letale Konzentrationen von 153 µg/kg (Muniz et al., 2023). Zusammenfassend zeigt sich die wenig überraschende Tatsache, dass insbesondere Umweltchemikalien wie Ivermectin und Trichlorfon bereits in Konzentrationen toxisch wirken, die um Größenordnungen unter denen klassischer Nährstoffe wie Nitrat liegen, was sie zu einem der kritischen Faktoren für die Stabilität der aquatischen Nahrungskette machen kann.

Fische

In Gewässern liegt Ammoniak in zwei Formen vor: als ionisiertes Ammonium, das bei normalem pH-Wert den Großteil ausmacht, und als nicht-ionisierter Ammoniak (Tab. 3), insbesondere bei höheren pH-Werten. Da biologische Membranen für Ammonium-Ionen weitgehend undurchlässig sind, jedoch für Ammoniak eine Durchlässigkeit aufweisen, geht die toxische Wirkung maßgeblich von der nicht-ionischen Form aus, die sich leicht über die Kiemenmembranen ausbreiten kann (Parvathy et al., 2023; Xu et al., 2021). Wichtig ist hierbei die Belastung des Umgebungsmediums: Unter den Bedingungen einer hohen Ammoniakbelastung der Umgebung verringert sich der Ausstoß über die Kiemen, und es kommt zu einem umgekehrten, nach innen gerichteten Ammoniakfluss, also einer Aufnahme in den Fisch. Infolgedessen steigen die Ammoniakwerte in Blut und Gewebe an, was sowohl akute als auch chronische toxische Reaktionen bei Fischen auslöst (Xu et al., 2021).

Bereits Expositionskonzentrationen von 3 mg/L Gesamtammoniak führten beim Pacu (*Piaractus mesopotamicus*) innerhalb von 24–96 Stunden zu signifikanten hämatologischen Veränderungen (Xu et al., 2021). Bei höheren Konzentrationen von 10–30 mg/L wurden ausgeprägte Leber- und Kiemenschäden sowie deutliche Veränderungen oxidativer Stressmarker bei Karpfen (*Cyprinus carpio*), Wuchang-Brasse (*Megalobrama amblycephala*) und Karausche (*Carassius auratus*) beschrieben (Xu et al., 2021).

Akute Belastungen von 30 mg/L führten beim Karpfen innerhalb von 48 Stunden zu einem signifikanten Anstieg der Lipidperoxidation als Ausdruck zellmembranschädigender Prozesse (Xu et al., 2021). Expositionen von 100–106 mg/L verursachten beim Karpfen deutliche Abnahmen von Erythrozytenzahl,

Hämoglobin und Hämatokrit, was auf Hämolyse (Zerfall der roten Blutkörperchen) hinweist (Xu et al., 2021). Diese Veränderungen resultieren funktionell in einer Blutarmut und einer verminderten Sauerstofftransportkapazität des Blutes.

Diese Beeinträchtigung des Blutbildes ist eine charakteristische Reaktion auf Ammoniakstress, die bei einer Vielzahl von Fischarten zu beobachten ist (Xu et al., 2021). Über die respiratorische Einschränkung hinaus beschreiben Xu et al. (2021) weitreichende systemische Belastungsreaktionen, die das gesamte Stoffwechselgleichgewicht der Fische betreffen. Um den gesteigerten Energiebedarf zur Stressbewältigung zu decken, kommt es zu einem massiven Anstieg des Blutzuckerspiegels (Hyperglykämie), einer Organschädigung und einer tiefgreifenden Störung des Proteinstoffwechsels (Xu et al., 2021). Die chronische Exposition kann zu einer Immunsuppression und einer erhöhten Anfälligkeit für Krankheiten führen (Parvathy et al., 2023).

Gleichzeitig induziert Ammoniak eine Überproduktion reaktiver Sauerstoffspezies (ROS). Die daraus resultierende oxidative Belastung zeigt sich in veränderten Aktivitäten antioxidativer Enzyme sowie in einer erhöhten Lipidperoxidation (Xu et al., 2021). Diese Prozesse führen schließlich zu metabolischen Dysregulationen, Funktionsverlust von Proteinen und einer zunehmenden zellulären Schädigung.

Die Toxizität von Ammoniak für Fische resultiert primär aus der Bioakkumulation sowie der Beeinträchtigung von Ausscheidungs-, Stoffwechsel- und Entgiftungsmechanismen (Xu et al., 2021). Im weiteren Verlauf manifestieren sich strukturelle Gewebeveränderungen. An den Kiemen treten Gewebevergrößerungen, verstärkte Schleimbildung sowie Verkürzungen oder Verschmelzungen der Kiemenlamellen auf, wodurch die respiratorische Oberfläche reduziert und die Atmung beeinträchtigt wird. In der Leber werden Vakuolisierung, Blutstauungen und Nekrosen beschrieben, während in den Nieren degenerative Veränderungen der Tubuli beobachtet werden (Xu et al., 2021).

Zudem zeigen Fische unter Ammoniakstress deutliche Verhaltensänderungen, wobei die körperliche Verfassung die Toleranzschwelle massiv beeinflusst. Untersuchungen an der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) zeigen, dass der LC₅₀-Wert im Ruhezustand bei 207 mg/L liegt, allerdings sinkt dieser bei aktiven,

schwimmenden Tieren auf lediglich 32,4 mg/L, da die Muskeltätigkeit die interne Ammoniakproduktion zusätzlich steigert (Parvathy et al., 2023).

Klinisch manifestiert sich die Belastung zunächst oft durch Hyperventilation und das Schnappen nach Luft an der Wasseroberfläche, was auf die morphologische Schädigung der Kiemen zurückzuführen ist (Parvathy et al., 2023; Xu et al., 2021). Im weiteren Verlauf reduziert sich die Schwimmaktivität drastisch, gefolgt von ausgeprägter Fressunlust und zunehmender Orientierungslosigkeit bis hin zum Verlust des Gleichgewichts (Parvathy et al., 2023; Xu et al., 2021). Diese Symptome sind Ausdruck einer schweren neurologischen Beeinträchtigung. Ammoniak ersetzt im Zentralnervensystem Kalium-Ionen, was zu einer Überstimulation der Nervenzellen und einer Hemmung der Acetylcholinesterase-Aktivität führt (Parvathy et al., 2023). Diese neurotoxische Belastung resultiert schließlich in den beobachteten Hyperaktivitätsphasen, Krämpfen und endet bei anhaltender Exposition im Tod der Tiere (Parvathy et al., 2023; Xu et al., 2021).

Nitrit (Tab. 3) wird aufgrund seiner strukturellen Ähnlichkeit zum Chlorid-Ion aktiv über Chloridtransporter über die Kiemen aufgenommen und oxidiert im Blut Hämoglobin zu Methämoglobin. Diese sogenannte Methämoglobinämie („Braunblutkrankheit“) reduziert die Sauerstofftransportkapazität deutlich und kann zu Hypoxie, Lethargie und erhöhter Mortalität führen (Kroupova et al., 2005). Zusätzlich werden elektrolytische Störungen beschrieben, insbesondere Veränderungen im Chlorid- und Kaliumhaushalt, die osmoregulatorische Prozesse beeinträchtigen.

Histopathologisch treten unter Nitritbelastung an den Kiemen von Fischen Gewebevergrößerungen sowie strukturelle Veränderungen des Kiemenepithels auf (Kroupova et al., 2005). Diese Umbauprozesse vermindern die effektive respiratorische Austauschfläche und verstärken die hypoxische Belastung.

Nitrat kann über die Kiemen aquatisch atmender Organismen passiv aufgenommen werden. Obwohl Nitrat im Vergleich zu Ammoniak und Nitrit häufig als weniger toxisch eingestuft wird, zeigt die Metaanalyse von Gomez Isaza et al. (2020), dass erhöhte Konzentrationen tiefgreifende negative Effekte auf die Fitness und das Überleben aquatischer Organismen haben. Die Studie dokumentiert einige signifikante Beeinträchtigungen über verschiedene Arten hinweg.

Weiterhin könnte Nitrat unter anderem die Störung der Sauerstofftransportmechanismen, die Beeinträchtigung der Schilddrüsenfunktion und der Hormonsynthese sowie die Verursachung von Gewebenekrosen in lebenswichtigen Organen bewirken (Gomez Isaza et al., 2020). Während Embryonen oft eine höhere Toleranz aufweisen, sind Larven- und Juvenilstadien besonders anfällig für Wachstumshemmungen und Aktivitätsverluste. Zudem fungieren Umweltparameter als Modulatoren der Nitrattoxizität. Abiotische Stressoren wie erhöhte Temperaturen können die negativen Auswirkungen auf das Wachstum und das Überleben weiter verstärken (Gomez Isaza et al., 2020). Die Kombination von Nitrat (z.B. 20 mg/L) mit Pestiziden wie Malathion kann die Sterblichkeit über die Summe der Einzeleffekte hinaus erhöhen (synergistischer Effekt).

Camargo and Alonso (2006) betonen in ihrer Analyse, dass anorganische Stickstoffverbindungen – Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat – in aquatischen Ökosystemen aufgrund des Stickstoffkreislaufs (Nitrifikation) fast immer gleichzeitig auftreten. Sie beschreiben die toxische Wirkung dieser Stoffe als einen kumulativen Prozess. Die Autoren verdeutlichen zudem, dass eine Belastungsquelle selten nur durch einen Stoff tödlich wirkt; vielmehr ist es das chemische Gemisch, welches die regulatorischen Mechanismen der Fische gleichzeitig an verschiedenen Punkten im Organismus angreift und so die Gesamtmortalität erhöht.

Erhöhte pH-Werte stellen eine zusätzliche Gefahr dar. Da der optimale Bereich für Wachstum und Reproduktion meistens zwischen pH 6,5 und 9,0 liegt, könnten Überschreitungen dieser Grenzen das physiologische Gleichgewicht gefährden, die Ionenregulation sowie Stoffwechselprozesse stören und die katalytische Aktivität von Enzymen durch Denaturierung oder Konfigurationsänderungen beeinträchtigen. Zudem kann die Atmungseffizienz beeinflusst werden und es kann zur Akkumulation von toxischen Stoffen im Körper führen, was eine Stressreaktion hervorrufen kann (Marium et al., 2023). Erhöhte pH-Werte können die Kiemenfunktion sowie die Sauerstoffaffinität des Hämoglobins beeinflussen und führen schließlich zu einem lebensbedrohlichen Elektrolyt-Ungleichgewicht sowie einer Hemmung essentieller Verdauungs- und Immunenzyme (Marium et al., 2023). Die Konsequenzen dieser Belastungen könnten sich laut Marium et al. (2023) für den Organismus in einem signifikant reduzierten Wachstum äußern. Dies begründet sich zum einen durch eine

gestörte Nährstoffaufnahme infolge gehemmter Verdauungsprozesse und zum anderen durch den hohen physiologischen Aufwand, den der Organismus zur Aufrechterhaltung des inneren Säure-Basen-Gleichgewichts betreiben muss.

Bei den Pharmazeutika sind insbesondere Sulfonamiden (SAs) wie Sulfamethazin, Sulfadiazin und Sulfamethoxazol eine weitere kritische Gefährdung für Fische. Diese Stoffe zeichnen sich durch eine hohe Umweltpersistenz aus und kommen in Konzentrationen von Nanogramm bis Mikrogramm pro Liter vor. Die toxischen Wirkungen verschiedener Substanzen können sich gegenseitig verstärken (Duan et al., 2022). Am Beispiel des Zebrafisches (*Danio rerio*) konnte nachgewiesen werden, dass Sulfamethazin bereits in geringen Konzentrationen ab 0,2 mg/L oxidativen Stress auslöst, was durch einen deutlichen Anstieg der Superoxiddismutase-Aktivität und erhöhte Malondialdehyd-Gehalte – ein Indikator für Lipidperoxidation und Zellwandschäden – belegt wird (Yan et al., 2018). Besonders sensibel reagieren frühe Lebensstadien: Bei Embryonen führt die Exposition zu gehemmten Schlupfraten, verringerter Körperlänge, erhöhter Herzfrequenz sowie schweren morphologischen Defekten wie Ödemen und Wirbelsäulenverkrümmungen (Yan et al., 2018). Während sich adulte Fische nach einer einmaligen Belastung teilweise erholen können, führt eine erneute Exposition zu einer stärkeren physiologischen Reaktion, was die langfristige Instabilität belasteter Bestände begründet (Yan et al., 2018). Die Toxizität dieser pharmazeutischen Rückstände wird dabei maßgeblich durch Umweltfaktoren beeinflusst, wobei ein veränderter pH-Wert die Sensitivität der Fische gegenüber Sulfonamiden drastisch erhöht und die schädigenden Effekte der Umweltchemikalien-Mischung somit weiter verstärkt (Duan et al., 2022).

Auch Antiparasitika können sich schädlich auswirken. Die Meta-Analyse von Muniz et al. (2023) belegt eine starke stoffspezifische Variabilität der Fischtoxizität, die von 25,3 µg/L (Emamectin beim Zebraabärbling) über 105,68 µg/L (Abamectin beim Zebraabärbling) bis zu 5,6 mg/L (Pyrimethamin beim Reismedaka *Oryzias latipes*) reicht. Beim Karpfen weist Avermectin mit einer 96-h-LC50 von lediglich 24,04 µg/L eine besonders hohe Toxizität auf. Das sowohl landwirtschaftlich als auch tiermedizinisch genutzte Avermectin ist ein Insektizid mit neurotoxischer Wirkung. Laut Zhang et al. (2022) zerstört der Wirkstoff auch bei Fischen die strukturelle Integrität der Blut-Hirn-Schranke, was über oxidativen Stress, Entzündungen und Apoptose (Zelltod) im Gehirn in massiven Verhaltensstörungen resultiert. Ergänzend

identifizierten (Yoshimura and Endoh, 2005) beim Reismedaka Bithionol als hochwirksames Toxin (LC_{50} von 0,24 mg/L). Die Befunde von Muniz et al. (2023) und Zhang et al. (2022) unterstreichen, dass insbesondere die Gruppe der Avermectine aufgrund ihrer neurotoxischen Wirkmechanismen bereits in geringen Konzentrationen eine Gefährdung für die Fischbestände darstellt. **JGS-Einträge stellen für die Fischfauna eine existentielle Bedrohung dar, die weit über die unmittelbare Erstickungsgefahr hinausgeht.**

4.2.4 Auftreten von Fischsterben

Die Recherche zu Medienartikeln zu Fischsterben mit dem Verursacherbereich JGS aus der Landwirtschaft erbrachte 14 Fälle aus Österreich (Tab. A3 und A6 im Anhang), 13 aus Deutschland (Tab. A4 und A6 im Anhang) und vier aus der Schweiz (Tab. A5 im Anhang). Fischsterben aufgrund von JGS-Einträgen lassen sich oft im Freiland direkt infolge der Auswirkungen des Sauerstoffmangels an den verendeten Tieren (geöffnetes Maul, weit geöffnete Kiemendeckel, blasse Haut oder Verfärbungen) bzw. durch Messungen geringer Sauerstoffkonzentrationen (<5 mg/L, in Salmonidengewässern <8 mg/L) im Wasser ggf. in Verbindung mit Abwassergeruch (Jauche) feststellen.

Es ist davon auszugehen, dass es eine erhebliche Anzahl von weiteren Fällen gibt, in denen ein entsprechendes Fischsterben entweder gar nicht oder viel zu spät entdeckt wurde, nicht gemeldet wurde, nicht in den Medien darüber berichtet wurde, oder die vorliegende Recherche, die keineswegs einen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann, eine vorliegende Berichterstattung nicht erfasst hat. Weitere Informationen und Analysen zum Thema Fischsterben finden sich in Kapitel 5 der vorliegenden Studie.

4.3 Bauabwasser und Zement

4.3.1 Hintergrund

Die ökologische Bewertung von Baustelleneinflüssen auf Gewässer gestaltet sich komplex, allein der Tatsache geschuldet, weil "Bauabwasser" kein fest definierter chemischer Stoff ist, sondern ein variables Gemisch. Unter dem Begriff werden hier jene flüssigen Emissionen zusammengefasst, die unmittelbar durch Prozesse auf Baustellen entstehen – insbesondere durch das Anmischen, Verarbeiten und Reinigen von zementgebundenen Baustoffen sowie durch Oberflächenabfluss von exponierten Flächen. Auch reine Zementgemische sind Bestandteil dieser Ausarbeitung, da auch diese aus gewässerökologischer Sicht relevant sind und häufiger von Baustellen in Gewässer eingetragen werden (siehe auch Kapitel 5.1).

Es lässt sich vermuten, dass die ökologische Gefährlichkeit von Bauabwässern – insbesondere von Zement- und Betonwasser – in der Praxis häufig unterschätzt wird. Das oft nur trüb erscheinende ggf. zementhaltige Prozessabwasser wird hinsichtlich des ökotoxikologischen Potentials oftmals unterschätzt. Das WKO-Merkblatt (WKO, 2008) unterstreicht diese notwendige Bewusstseinsbildung durch den expliziten Hinweis auf die hohe Alkalinität (oft auch bei hohen pH-Werten) dieser Abwässer. Es wird zudem klargestellt, dass eine mechanische Klärung allein oft trügerisch ist, da auch optisch klares Wasser ohne zusätzliche Neutralisation viel zu hohe pH-Werte aufweisen kann, während die rechtliche Einstufung bestimmter Rückstände als gefährlicher Abfall die hohe ökologische Brisanz zusätzlich unterstreicht.

Unter zementhaltigen Bauabwässern versteht man in der Praxis zwei grundlegend unterschiedliche Arten des Schadstoffeintrags, die sich in ihrer Entstehung und Dynamik etwas unterscheiden. Beim direkten Zementeintrag gelangen Zementmilch, Frischbeton oder hochkonzentrierte Zementrückstände unmittelbar und meist ungefiltert in die Umwelt oder ein Gewässer. Im Gegensatz zum direkten Eintrag kann es auch zu stofflich belasteten Bauabwässern durch den Prozess der Auslaugung (Leaching) und der Auswaschung kommen, die schließlich in ein Gewässer gelangen können. Unter Auslaugung versteht man den Vorgang, bei dem Wasser in mineralische Materialien eindringt oder diese überströmt und dabei

lösliche Stoffe aus der Feststoffmatrix herauslöst. Im Falle von Zement und Beton wird dabei primär Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) mobilisiert. Das resultierende Sickerwasser wandelt sich dadurch in eine hochalkalische Lauge um, die bereits nach kurzer Kontaktzeit extreme pH-Werte von 11,5 bis zu 13 erreichen kann (Sanger et al., 2020).

Dass dieser Mechanismus ein ökologisches Risiko darstellt, ist im österreichischen Recht fest verankert und spielt grundsätzlich auch im Bereich der Deponiesicherung eine wichtige Rolle. In einer Erläuterung zur Deponieverordnung (BMK, 2022) wird explizit die Notwendigkeit betont, Stoffflüsse zu bewerten, die durch Deponiesickerwässer infolge von Auslaugungsvorgängen entstehen. Hierbei wird anerkannt, dass mineralische Abfälle durch den Kontakt mit Wasser kontinuierlich Schadstoffe und basische Komponenten freisetzen, was eine Überwachung des pH-Wertes im Sickerwasser zwingend erforderlich macht. Obwohl die Deponieverordnung primär auf das Langzeitverhalten von Ablagerungen abzielt, zeigt die Baupraxis, dass der Prozess der Auslaugung keineswegs auf Jahre ausgelegt sein muss, sondern dass die Gefahr auf Baustellen unmittelbar eintreten kann (ÖWAV, 2025).

Im Gegensatz zu einer kontrollierten Deponie bilden sich auf Baustellen oft temporäre Lagerungsstellen (z.B. Haufen von mineralischem Bauschutt, offene Zementgebände oder frische Betonbruchstücke). Sobald Niederschlag auf diese ungeschützten Flächen trifft, setzt die Auslaugung sofort ein. Da die mineralischen Partikel auf Baustellen oft feiner verteilt sind (z.B. durch Betonsägemehl, Abbruchstaub oder frischen Abrieb), ist die reaktive Oberfläche massiv vergrößert, was die Schadstofffreisetzung im Vergleich zu einer verdichteten Deponie vermutlich sogar beschleunigen kann. **Die Vermutung liegt also nahe, dass diese temporären Lagerungsstellen somit als punktuelle, aber hochkonzentrierte Schadstoffquellen fungieren, die bei Regenereignissen alkalisches Sickerwasser in die Umgebung oder direkt in nahegelegene Gewässer abgeben können.**

Neben der passiven Auslaugung durch Niederschläge entstehen durch aktive Bauprozesse hochbelastete Abwässer. Laut ÖWAV (2025) fallen insbesondere bei der Reinigung von Betonmischfahrzeugen, Betonpumpen und Förderleitungen

Abwässer an, die nicht nur eine enorme Fracht an absetzbaren Feststoffen enthalten, sondern im Regelfall hochalkalisch sind. Auch die eigentlichen Prozesswässer, die direkt bei der Betonherstellung auf der Baustelle anfallen, fallen unter diese Kategorie. Diese Wässer dürfen ohne eine entsprechende Vorbehandlung – bestehend aus Sedimentation und chemischer Neutralisation (Abb. 7 und 8; Staub et al., 2022) – keinesfalls in die Umwelt eingeleitet werden.

Ein unterschätzter Eintragspfad ist der Einsatz von Wasser zur Emissionsminderung. Um gesetzliche Vorgaben zur Luftreinhaltung einzuhalten, ist bei Abbruch- und Schneidearbeiten von zementgebundenen Materialien eine Staubbekämpfung, z.B. durch manuelle oder automatische Wasserberieselung gemäß dem Baustellen-Leitfaden (Glaeser, 2006) vorgeschrieben. Hierbei kommt es zu einer klassischen Problemverschiebung: Während die Luftbelastung durch Feinstaub reduziert wird, bindet das versprühte Wasser die mineralischen Partikel. Durch die enorme Oberfläche des Staubs findet eine sofortige Auswaschung und Auslaugung statt. Auch dieses Abwasser muss aufgefangen und behandelt werden, da es unbehandelt eine unmittelbare Gefahr für angrenzende Gewässer darstellt (ÖWAV, 2025).

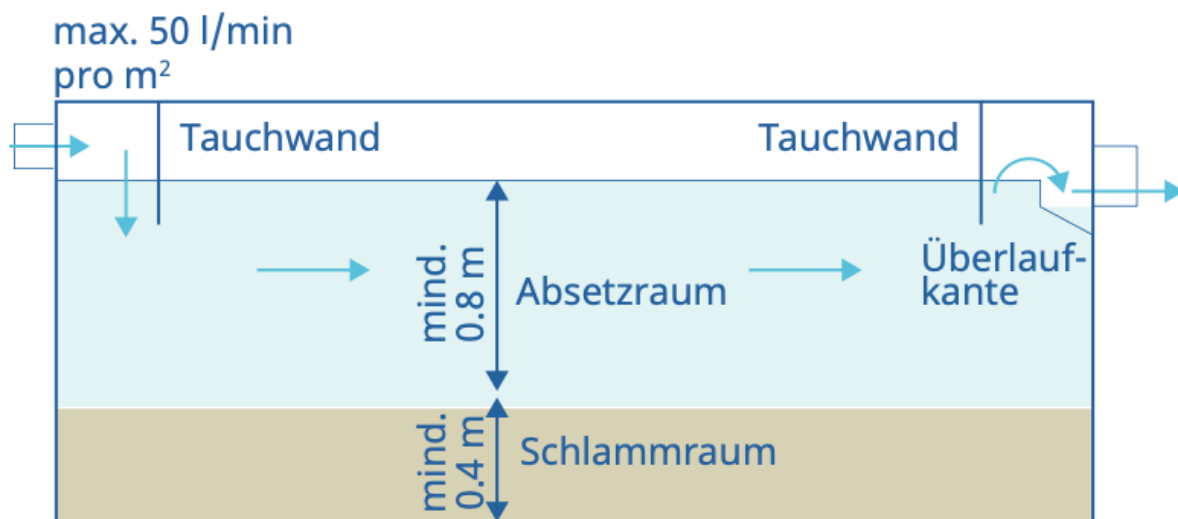


Abb. 7: Schema eines Absetzbeckens zur Behandlung von trübem Abwasser durch Sedimentation von ungelösten Stoffen (Staub et al., 2022).

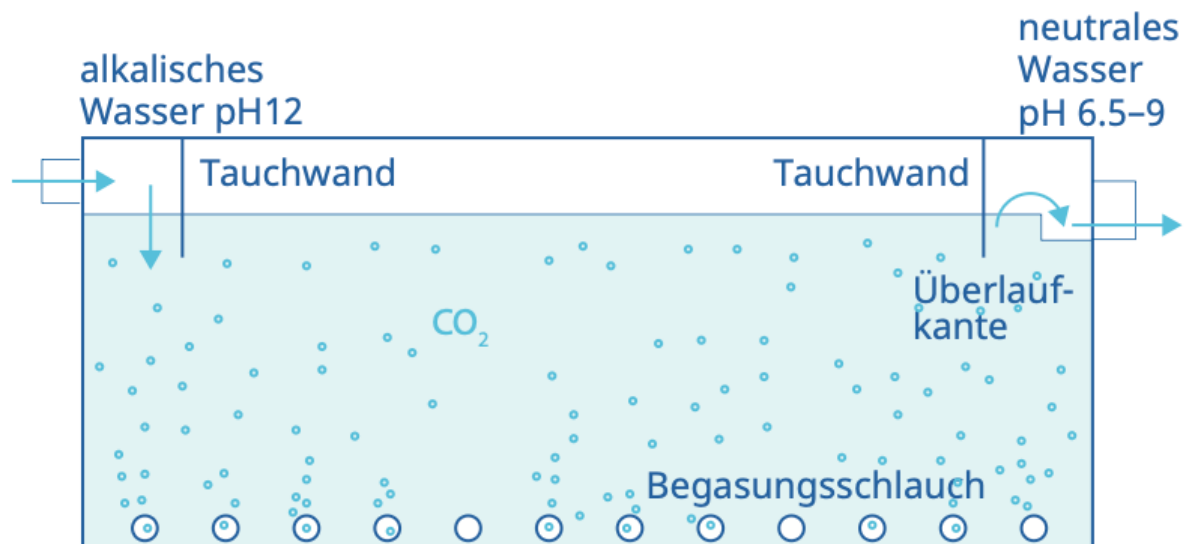


Abb. 8: Neutralisation von alkalischem Abwasser (Staub et al., 2022).

Da Bauabwassereinträge in Nichtzielökosysteme, wie Gewässer, komplexe Stoffgemische darstellen und kontrollierte Feldexperimente in natürlichen Gewässern kaum existieren, basiert die nachfolgende Analyse auf der Synthese wissenschaftlicher Arbeiten, die die Einträge und ökotoxikologischen Effekte der relevanten Einzelkomponenten untersucht haben. In den folgenden Kapiteln werden daher zunächst die Wirkungen zumeist isoliert betrachtet, um einen Überblick der ökologischen Gefährdung durch Einträge von Baustellenabwasser und Zement zu zeichnen.

4.3.2 Relevante Stoffgruppen und deren Vorkommen in Gewässern

Der Zementstein, also die hydratisierte Zementmatrix, ist die primäre Quelle für die Freisetzung von Inhaltsstoffen. Dieser kontrolliert maßgeblich die Menge und Art der potenziell auslaugbaren Stoffe (Engelsen et al., 2009). Bei der Auslaugung kommt es zu einer stofflichen Verteilung (Partitionierung) zwischen der festen Materialphase und der wässrigen Phase (Abb. 9; Daiber, 2022).

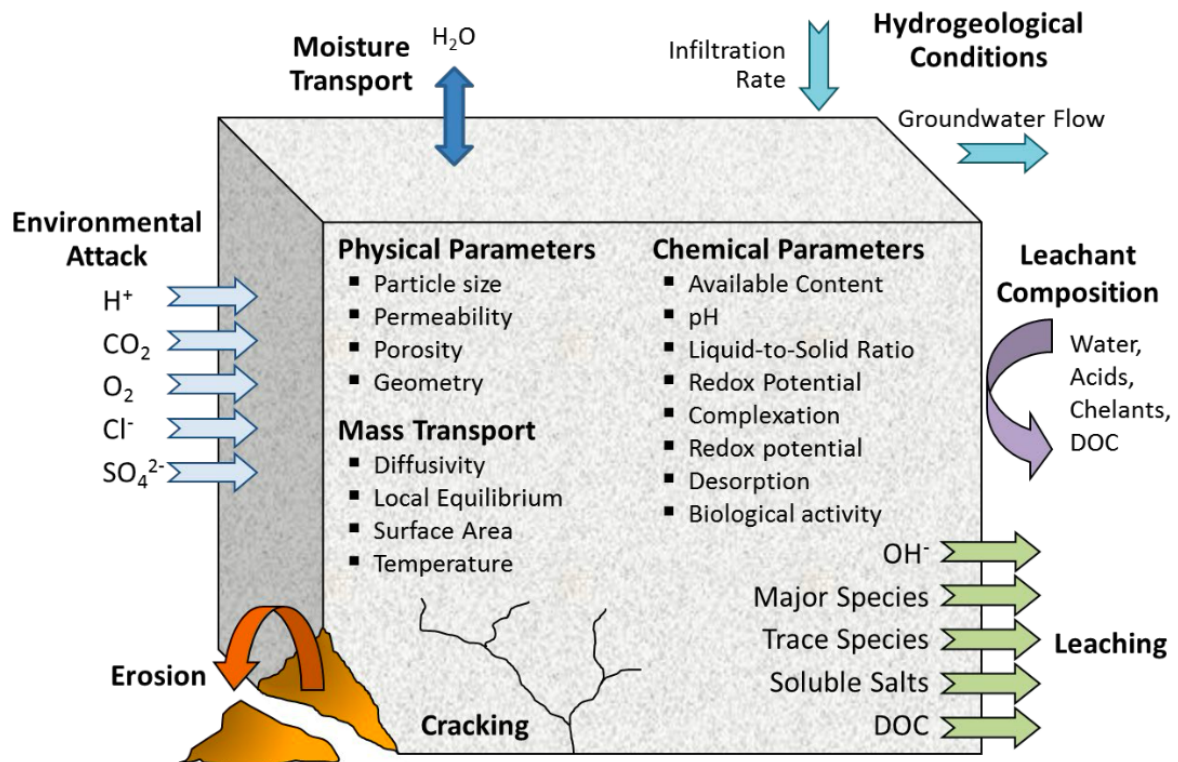


Abb. 9: Physikalische und chemische Prozesse bei der Auslaugung (Leaching) von Material wie Beton, die zur Materialzersetzung und Freisetzung von Schadstoffen in die wässrige Lösung führen können (nach Vanderbilt zitiert in Daiber, 2022).

Wie intensiv dieser Prozess abläuft und wie stark das resultierende Bauabwasser belastet ist, hängt von einer Vielzahl externer Faktoren ab. Dazu zählen die Geometrie und Partikelgröße des Materials (z.B. feiner Abbruchstaub vs. grobe Steine), die Porosität, die relative Luftfeuchtigkeit, die Temperatur sowie das Konzentrationsgefälle zwischen Feststoff und Flüssigkeit (Daiber, 2022).

Die chemische Beschaffenheit des Zementsteins ist kein statischer Zustand, sondern unterliegt durch den Kontakt mit atmosphärischem Kohlendioxid einem Alterungsprozess, der Karbonatisierung. In frischem, nicht karbonatisiertem Zement wird das chemische Gleichgewicht durch die sogenannten Zementhydratphasen bestimmt. Die dominanteste Phase ist hierbei das Portlandit $Ca(OH)_2$. Dieses Mineral fungiert als starker chemischer Puffer und ist für die extrem alkalische Natur von frischem Zement verantwortlich, die pH-Werte von etwa 13 erreichen kann (Engelsen et al., 2009). In frischem Zement kontrollieren die Hydratphasen die chemische Sättigung des Wassers am meisten. Das bedeutet, dass diese Phasen

so lange Ionen abgeben, bis ein chemisches Gleichgewicht erreicht ist, weshalb dieses Sickerwasser einen höheren pH-Wert erfährt (Engelsen et al., 2009). In diesem Zustand werden vor allem Calcium (Ca) als Hauptbestandteil sowie Aluminium (Al), Eisen (Fe), Magnesium (Mg), Silizium (Si) und Sulfat (SO_4^{2-}) in das Wasser freigesetzt (Engelsen et al., 2009).

Der wichtigste Effekt der Karbonatisierung ist die chemische Umwandlung des verfügbaren Calciumhydroxids in Calciumcarbonat (CaCO_3). Dieser Vorgang reduziert die Menge an leicht löslichem Portlandit an der Oberfläche massiv, was in der Folge für älteren Beton zu einer leichten Absenkung des pH-Wertes auf ca. 9-11 im Sickerwasser führt (Daiber, 2022; Engelsen et al., 2009).

Demgegenüber kann Sickerwasser von frischem, unkarbonisiertem Beton extrem alkalische pH-Werte zwischen ca. 11,5 und 13,0 erreichen. Im Zuge der Alterung und Karbonisierung sinkt dieser Wert jedoch deutlich ab. Langzeitstudien zeigen, dass das Sickerwasser nach ein bis zwei Jahren meist nur noch pH-Werte von ca. 7,3 bis 10,0 aufweisen (Sanger et al., 2020).

Die Freisetzung dieser anorganischen Bestandteile von der Materialoberfläche hängt auch massiv vom pH-Wert des Wassers und der elektrischen Leitfähigkeit (Ionenkonzentration) ab. Konkret ist laut Engelsen et al. (2009) das Wasser mit einem neutralen oder niedrigen pH-Wert gegenüber zementhaltigen Materialien deutlich aggressiver, da die Zementhydratphasen bei sinkendem pH-Wert instabil werden, sich in leichter lösliche Spezies zersetzen und somit die maximale Auslaugbarkeit der Inhaltsstoffe fördern.

Die Ergebnisse von Sanger et al. (2020) und Daiber (2022) können allerdings auch so interpretiert werden, dass in einem fließenden Gewässer dieser Effekt länger andauern könnte. Während in stehendem Sickerwasser oder in Porenräumen eine chemische Sättigung eintreten kann, die den weiteren Auslaugungsprozess verlangsamt, verhindert die Strömung in einem Bach oder Fluss das Erreichen dieses Zustands. Durch den permanenten Wasseraustausch wird das bereits alkalisierte Wasser sofort abtransportiert und durch „frisches“, neutrales Wasser ersetzt. Dieses konstante und hohe Konzentrationsgefälle zwischen der Zementmatrix und der flüssigen Phase sorgt dafür, dass die Auslaugungsrate

dauerhaft auf einem hohen Niveau bleibt, bis die löslichen Mineralphasen an der Oberfläche vollständig abgebaut sind.

Wie oben bereits angedeutet werden auch Schwermetalle und Anionen

freigesetzt. Laut Maia et al. (2018) hängt hier die Menge der freigesetzten Stoffe weniger vom Gesamtgehalt im Material ab, sondern primär von den äußeren Bedingungen. Je kleiner die Teilchen (z.B. feiner Abbruchstaub), desto größer ist die reaktive Oberfläche und desto höher die Metallkonzentration im Abwasser. Auch ein neutraler oder saurer pH-Wert des einwirkenden Wassers verstärkt die Mobilisierung massiv (Maia et al., 2018).

Chrom (Cr) gilt als das kritischste Element (Maia et al., 2018). Die Werte dieser Elemente in Eluaten überschreiten häufig die Grenzwerte für Inertabfalldeponien. Chrom stammt primär aus dem Zementstein (Mörtelfraktion). Weitere Metalle, die freigesetzt werden können, sind Antimon (Sb), Nickel (Ni) und Selen (Se), welche oft erhöhte Werte aufweisen. Dagegen liegen Cadmium (Cd), Quecksilber (Hg) und Blei (Pb) meist unter den kritischen Grenzwerten. Neben Chrom stellen Anionen wie Sulfate (SO_4^{2-}) und Chloride (Cl^-) das größte Umweltrisiko dar. Sulfate sind ein fester Bestandteil der Zementmatrix (Maia et al., 2018).

Zusätzlich zur chemischen Fracht werden durch den Kontakt von Wasser mit Betonbruch erhebliche Mengen an Feststoffen mobilisiert. Man unterscheidet hierbei zwischen den gelösten Stoffen (TDS=total dissolved substances) und den ungelösten, schwebenden Partikeln (TSS=total suspended solids). Die TDS-Konzentration steht in direktem Zusammenhang mit der Freisetzung von Calcium und Sulfat. Je mehr diese Hauptbestandteile ausgelaugt werden, desto höher steigt der TDS-Wert (Daiber, 2022).

In Feldstudien wurden TDS-Werte von bis zu 5.100 mg/L gemessen (Sadecki et al., 1996), die weit über üblichen Umweltstandards liegen. Über 97% der gesamten Feststofffracht von Betonrecycling-Material entfallen auf den gelösten Anteil (TDS) und nicht auf die sichtbaren Schwebstoffe (Sadecki et al., 1996).

Bei TSS handelt es sich primär um den feinsten Abrieb und Zementstaub, der an den Betonbrocken haftet. Während Grenzwerte oft bei ca. 40 mg/L liegen, wurden auf Baustellen Spitzenwerte von bis zu 230 mg/L gemessen (Sadecki et al., 1996).

Ein weiterer entscheidender Faktor für die Schadstoffmobilität ist der gelöste organische Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC). DOC besteht aus komplexen organischen Molekülen, die als Transportmedium für Schwermetalle, welche eine hohe Affinität besitzen, sich an DOC zu binden, dienen können. Auf diesem Wege kann die Auswaschung bestimmter Schadstoffe – insbesondere von Chrom (Cr) und Aluminium (Al) – um mehrere Größenordnungen verstärkt werden (Daiber, 2022).

Da DOC vor allem zu Beginn der Auslaugung sehr mobil ist und schnell ausgewaschen wird, trägt es maßgeblich zur hohen initialen Schadstoffbelastung bei Regenereignissen bei, was sich wiederum auf TDS als auch TSS auswirkt. Sadecki et al. (1996) sprechen daher von einer Initialphase, bei der in den ersten drei Monaten (oder nach den ersten starken Regenereignissen) die Belastung am höchsten ist, da der lose anhaftende Staub und die leicht löslichen Oberflächenminerale sofort mobilisiert werden. Nach dieser ersten Phase sinken die Werte deutlich ab und stabilisieren sich auf einem niedrigeren Niveau, sofern kein frisches Material hinzugefügt wird (Sadecki et al., 1996).

Wie die resultierenden Konzentrationen in Gewässern genau aussehen ist schwierig zu bestimmen angesichts der Tatsache, dass man auch hier den ersten Anteil des Eintrages direkt messen müsste. Ähnlich wie bei punktuellen JGS-Einträgen, hängt auch bei Bauabwassereinträgen die genaue Konzentration und das Schadensausmaß vermutlich von einer Vielzahl variabler Faktoren ab, wie z.B. der Geomorphologie, der Entfernung von der Baustelle zum Gewässer, der Gewässergröße, der Eintragsmenge, der Fließgeschwindigkeit und der spezifischen stofflichen Zusammensetzung des verwendeten Zements oder Bauabwassers.

Ein spezifisches Warnsignal für die Belastung eines Gewässers mit Bauabwasser ist der sogenannte graue Schleier oder die milchige Trübung. Diese optische Veränderung wird oft fälschlicherweise als rein physikalische Belastung durch Sedimente wahrgenommen. **In der Realität handelt es sich dabei jedoch häufig um eine hochreaktive Suspension aus Zementpartikeln, die den pH-Wert schlagartig auf letale Werte von über 12 anheben kann.** Besonders zu berücksichtigen ist dabei, dass selbst nach dem Absetzen der Trübstoffe – wenn das

Wasser wieder klar erscheint – die chemische Toxizität durch den gelösten Kalk bestehen bleibt (Balsiger, 2011).

Mit Einträgen von Baustellen in Gewässer sind fast immer auch Einträge von Schwebstoffen verbunden. Der Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentrationen und Trübungen auf Fische wurde an anderer Stelle ausführlich erläutert (Schmutz, 2003).

4.3.3 Gefährdungspotenzial für Fische und Gewässerorganismen

Algen und Cyanobakterien

In einer Studie von Kim (2024) wurde die Grünalge *Raphidocelis subcapitata* untersucht. Gemessen wurde die Wachstumshemmung über einen Zeitraum von 72 Stunden. Das Sickerwasser von herkömmlichem Beton führte zu einer signifikanten Reduktion der Algenpopulation. Es ergab sich ein EC_{50} -Wert von 44,9% der Maximalkonzentration des Leaching-Wassers. Im Gegensatz dazu zeigte das Sickerwasser von Hochleistungsbeton keine Wirkung ($EC_{50} > 100\%$). Für Aluminium wurden 0,05 mg/L und für Kalium 23,5 mg/L als ökotoxikologische Schwellenwerte ermittelt. Daher führen die Autoren als Ursachen der Wachstumshemmung die hohe Konzentration an gelösten Stoffen und den veränderten pH-Wert zurück (Kim, 2024).

In Studien mit der Alge *Desmodemus subspicatus* zeigen die Daten von Mocová et al. (2019) die problematischen Auswirkungen der Beton-Eluate. In ihren Untersuchungen wurde zwischen Proben aus frischem Standard-Beton und Proben aus aufbereitetem Betonbruch bzw. Recyclingmaterial unterschieden. Im ursprünglichen, stark alkalischen pH-Bereich (bis 12,3) zeigten die Standard-Betonproben C1 und C2 eine hohe Wachstumshemmung der Algen um 75%, während die Recycling-Probe eine Hemmung von lediglich 30% aufwies. Nach der Anpassung des pH-Werts auf 7,0 verringerte sich die Toxizität auf ca. 56% und bei Recycling-Beton (W) auf 16%.

Diese geringere Hemmung bei aufbereitetem Betonbruch bzw. Recycling-Beton begründen die Autoren mit zwei wesentlichen Faktoren: der niedrigeren elektrischen Leitfähigkeit und der geringeren Stabilität des pH-Werts. Während die chemisch-

physikalischen Parameter bei frischem Beton über den Testzeitraum sehr stabil auf extrem hohem Niveau blieben, sank der pH-Wert in den Eluatzen des Recycling-Betons schneller ab. Da Algen im Vergleich zu anderen Organismen eine natürliche Resistenz gegenüber alkalischen Umgebungen besitzen, reagierten sie auf das chemisch weniger stabile und ionenärmere Sickerwasser der Recycling-Probe deutlich weniger empfindlich (Mocová et al., 2019).

Wirbellose Tierarten

Kim (2024) konnte zeigen, dass hinsichtlich der Immobilisierung beim Wasserfloh (*Daphnia magna*) das Sickerwasser von herkömmlichem Beton mit einem EC₅₀-Wert von 8,0% der Maximalkonzentration des Leaching-Wassers deutlich toxischer war als das von Hochleistungsbeton mit 63,1%. Als entscheidende Faktoren für die Toxizität auf Wasserflöhe wurden wiederum Aluminium und Kalium angeführt (Kim, 2024).

In unbehandelten Sickerwasserproben zeigten Wasserflöhe eine Mortalität von 100% bei frischem Standard-Beton und Proben aus aufbereitetem Betonbruch bzw. Recyclingmaterial und pH 11,6 - 12,3 (Mocová et al., 2019). Allerdings zeigte die Variante mit niedrigem pH, dass die Giftigkeit bei frischem Beton nach der Neutralisation auf pH 7,0 deutlich sank auf 40%, jedoch blieb der aufbereitete Betonbruch für Wasserflöhe weiterhin zu 100% letal. Dies legt nahe, dass die letale Wirkung bei recycelten Materialien nicht allein auf den extremen pH-Wert zurückzuführen ist, sondern dass zusätzliche Faktoren – wie eine hohe elektrische Leitfähigkeit oder andere gelöste Inhaltsstoffe – eine weitere Rolle bei der Toxizität spielen können (Mocová et al., 2019).

In der Studie von Lalonde et al. (2011) wurde die Toxizität von Auslaugungen verschiedener Baumaterialien vergleichend untersucht. Die Ergebnisse zeigen mit einem 96h-LC₅₀-Wert von ca. 15 cm²/L eine vergleichsweise hohe Toxizität von Betonoberflächen für den Wasserfloh (*Daphnia magna*). Diese Daten unterstreichen, dass die Bedeutung der Kontaktfläche zwischen Baumaterial und Gewässer für das ökologische Risiko wichtig ist (Lalonde et al. 2011).

Fische

In einer Studie von Kurtoglu et al. (2016) wurde die Toxizität von Zementeinträgen in Gewässer am Beispiel der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und des Sibirischen Störs (*Acipenser baerii*) untersucht. Die Fische wurden in 70-Liter-Testtanks über einen Zeitraum von 96 Stunden Konzentrationen von 125 mg/L und 500 mg/L Zement ausgesetzt. Ein wesentlicher Stressfaktor war dabei der drastische Anstieg des pH-Werts, der sich von einem Ausgangswert von 7,3 auf bis zu 10,5 (bei 500 mg/L Zement) erhöhte. Die ermittelten LC₅₀-Werte lagen bei 0,44 g/L für die Regenbogenforelle und 0,62 g/L für den Stör.

Die histopathologischen Untersuchungen offenbarten schwerwiegende Gewebeschäden, insbesondere an den Kiemen, die als primäre Kontaktfläche fungieren. Hier wurden Zellwucherungen (Hyperplasien), Deformierungen und Lamellenfusionen festgestellt, wobei die Kiemenschäden beim Stör massiver ausfielen. Auch wurden beim Stör Nekrosen in der Leber festgestellt. Bei den Forellen traten Fettansammlungen in der Leber auf. Beide Arten zeigten deutliche Anzeichen von Stress, unkontrolliertes Schwimmen und das Verharren an der Wasseroberfläche. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass beide **Fischarten Zementeinträge nicht tolerieren und die Kombination aus erhöhtem pH und physikalischer Partikelbelastung zur Letalität führt** (Kurtoglu et al., 2016).

Eine aktuelle Studie von Er et al. (2024) erweitert das Verständnis über die Toxizität von Zementeinträgen, indem sie die Auswirkungen von puzzolanischem Zement (dieser bildet erhärtungsfähige Produkte nur bei Zugabe von z.B. Kalziumhydroxyd) auf verschiedene Lebensstadien der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) untersuchte. In 24-stündigen Akuttests wurden Eier, Dottersacklarven, Brütlinge und juvenile Fische verschiedenen Zementkonzentrationen von bis zu 500 mg/L ausgesetzt. Ein zentrales Ergebnis war der massive Anstieg des pH-Werts auf bis zu 10,61 unmittelbar nach der Zementzugabe, und die daraus folgende hohe Mortalität. Das Kontrollexperiment mit einem pH-Wert von 7,1 bestätigte, dass die Letalität primär auf die drastische pH-Erhöhung zurückzuführen ist.

Die Empfindlichkeit gegenüber dem Zement variierte dabei signifikant zwischen den Entwicklungsstadien: Die ermittelten 24h-LC₅₀-Werte bei 12°C lagen für Eier bei 499 mg/L, für Dottersacklarven bei 325 mg/L und für Brütlinge bei 361 mg/L. Besonders kritisch erwies sich das juvenile Stadium, dessen LC₅₀-Wert bei 264 mg/L lag und sich bei einer erhöhten Wassertemperatur von 18°C auf 134 mg/L halbierte (Er et al., 2024).

In einer Studie von Lee and Hur (2005) wurde die akute Toxizität von Zement auf den Stintart *Hypomesus olidus* untersucht. Der ermittelte 96h-LC₅₀-Wert betrug 59 mg/L Zement bei etwa 10°C. Dies zeigt, dass Zement bereits in moderaten Konzentrationen eine ausgeprägte akute Toxizität aufweist. Mit steigender Zementkonzentration wurde ein deutlicher Anstieg des pH-Wertes im Versuchsmedium festgestellt. Bei 500 mg/L lag der pH-Wert bei etwa 10,9 und die Mortalität war nach vier Stunden vollständig. Der erhöhte pH-Wert wird als zentraler Wirkmechanismus beschrieben, da hohe Alkalität zur Denaturierung zellulärer Membranen, zur Störung des Ionenaustauschs sowie zu Beeinträchtigungen physiologischer Regulationsmechanismen führt.

Histopathologische Untersuchungen zeigten deutliche Gewebeschädigungen. In den Kiemen wurden Hyperplasien und strukturelle Deformationen beobachtet. In der Leber traten Vakuolisierungen und degenerative Veränderungen auf, während in der Niere teilweise Nekrosen festgestellt wurden. Die Autoren führen die toxischen Effekte primär auf die starke Alkalinität des Wassers zurück und stellen fest, dass die Schädigungen sowohl funktioneller als auch struktureller Natur sind (Lee and Hur, 2005).

In der Studie von Lalonde et al. (2011) zeigte sich auch eine hohe Sensitivität der Regenbogenforelle gegenüber den chemischen Freisetzungen aus Betonoberflächen. Es wurde, ähnlich wie bei Wasserfloh, ein 96h-LC₅₀-Wert von ca. 15 cm²/L festgestellt.

Über die rein mechanische Reizung hinaus können Schwebstoffe als Transportmittel fungieren, indem sie toxische Substanzen an ihrer Oberfläche adsorbieren und diese direkt in den Organismus schleusen (Newcombe and Jensen, 1996). Ein besonders kritischer biologischer Prozess ist hierbei die Phagozytose, bei der feinste Partikel von den Zellen der Kiemen oder des Darms umschlossen und so in das Innere des

Fisches transportiert werden. Diese Fremdkörper reichern sich bevorzugt in der Milz an, wo sie langfristige Gewebeschäden, Entzündungen oder sogar die Bildung von Tumoren auslösen können. Innerhalb der Fischpopulationen variiert die Empfindlichkeit je nach Lebensstadium erheblich. Eier und Larven sind aufgrund ihrer Ortsgebundenheit am stärksten gefährdet, da sich sedimentierende Partikel über sie legen und die lebensnotwendige Sauerstoffzufuhr unterbinden können. Im Gegensatz dazu zeigen juvenile und adulte Tiere, häufig zunächst subletale Reaktionen. Dazu gehören physiologischer Stress, die Einstellung der Nahrungsaufnahme oder degenerative Veränderungen des Kiemengewebes, die das Tier langfristig schwächen, bevor die Exposition letztlich bei anhaltender Exposition zum Tod führen kann (Newcombe and Jensen, 1996).

4.3.4 Auftreten von Fischsterben

Die Recherche zu Medienartikeln zu Fischsterben mit dem Verursacherbereich Bauabwasser/Zement erbrachte fünf Fälle aus Österreich (Tab. A7 im Anhang, eines davon aufgrund eines Diesel-Eintrages), fünf aus Deutschland (Tab. A7 im Anhang) und vier aus der Schweiz (Tab. A7 im Anhang). Fischsterben aufgrund von Einträgen von Bauabwasser/Zement lassen sich oft im Freiland direkt infolge der Auswirkungen an den verendeten Tieren (aufgequollene Kiemen, verätzte Haut oder Schleimhautablösungen) bzw. durch Messungen eines hohen pH-Wertes (teilweise über 10) im Wasser ggf. in Verbindung mit grauer, milchiger oder trüber Wasserverfärbung feststellen.

Es ist davon auszugehen, dass es eine erhebliche Anzahl von weiteren Fällen gibt, in denen ein entsprechendes Fischsterben entweder gar nicht oder viel zu spät entdeckt wurde, nicht gemeldet wurde, nicht in den Medien darüber berichtet wurde, oder die vorliegende Recherche, die keineswegs einen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann, eine vorliegende Berichterstattung nicht erfasst hat. Weitere Informationen und Analysen zum Thema Fischsterben finden sich in Kapitel 5 der vorliegenden Studie.

5 Synthese und Ableitung praktischer Hinweise

5.1 Fischsterben in Österreich, Deutschland und der Schweiz

Die Informationen zu Fischsterben aus Österreich, Deutschland und der Schweiz, zu denen sich für die letzten Jahre über das Internet recherchierbare Informationen aus den Medien finden ließen, belaufen sich für die drei Länder auf 17, 21 bzw. 13 Ereignisse. Für Österreich ließen sich keine zentralen Statistiken finden, in denen Fischsterben systematisch erfasst und katalogisiert werden. In den Jahresberichten des Landesfischereiinspektors des Landes Kärnten, die seit 2018 im Internet zu finden sind (Kärnten), wird auch über Fischsterben berichtet. Hier finden sich allerdings nur die Angaben von 9, 9, 9, 3 bzw. 3 umweltbedingten Fischsterben für die Jahre 2018, 2019, 2020, 2021 bzw. 2022 ohne irgendwelche weiteren Hintergründe zu Ursachen oder Folgen. Lediglich bei den neun Fällen aus Kärnten im Jahr 2020 wird eher allgemein Sauerstoffmangel, erhöhte Temperatur und Verunreinigung genannt.

Auch in Deutschland scheint es keine zentralen Statistiken zu geben, in denen Fischsterben systematisch erfasst und katalogisiert werden. In den jährlichen Pressemitteilungen des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS) zum Eintrag von wassergefährdenden Stoffen in Gewässer wird regelmäßig über mehrere Tausend solcher Unfälle pro Jahr berichtet, allerdings findet sich lediglich in den Pressemitteilungen der Jahre 2021 und 2022 zusätzlich eine Nennung von 15 bzw. 14 Fischsterben, ohne dass irgendwelche weiteren Hintergründe zu Ursachen oder Folgen geliefert werden.

Ganz anders stellt sich die Situation in der Schweiz dar. Hier sammelt das Bundesamt für Umwelt seit mindestens 1990 systematisch Informationen zu Fischsterben und stellt diese zur Verfügung. Diese Daten sind für den Zeitraum 2000 bis 2023 in Abb. 10 dargestellt (BAFU) und werden im Folgenden detaillierter betrachtet.

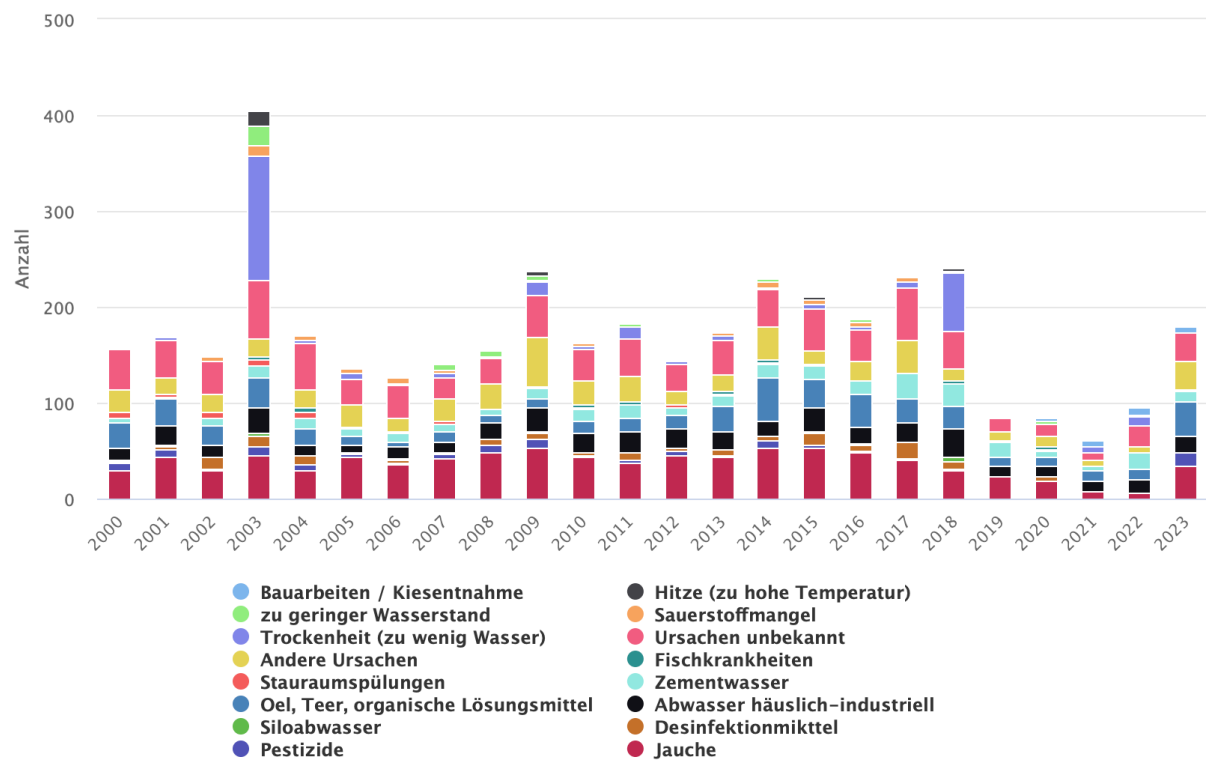


Abb. 10: Daten zu Fischsterben in der Schweiz und den Ursachen (BAFU).

Sofort fällt auf, dass es in jedem Jahr seit 2000 eine erhebliche Anzahl von Fischsterben in der Schweiz gab, die Zahlen liegen zwischen ca. 400 Ereignissen im Jahr 2003 und ca. 60 im Jahr 2021, der Mittelwert liegt bei 174 Fischsterben pro Jahr (Tab. 4). Selbst dies könnten Zahlen sein, die lediglich einen Teil der tatsächlich aufgetretenen Ereignisse in der Schweiz abbilden. Es gibt zudem keinen triftigen Grund anzunehmen, dass es in der Schweiz deutlich mehr Fischsterben gibt als in Österreich oder Deutschland, zumal das Fließgewässernetz mit 65 000 km (Maßstab: 1:25 000) eher kürzer als das in Österreich (100 000 km) oder Deutschland (590 000 km) ist. Vielmehr legen diese Zahlen nahe, dass auch in Österreich und Deutschland eigentlich mehrere Hundert Fischsterben pro Jahr auftreten sollten, diese aber vermutlich einfach nur nicht systematisch erfasst und an keiner zentralen Stelle zusammengefasst werden. **Hier lässt sich somit erahnen, wie groß die Dunkelziffer für das Auftreten von Fischsterben in Österreich (und auch in Deutschland) in etwa sein dürfte.**

Tab. 4: Auftreten von Fischsterben in der Schweiz zwischen 2000 und 2023 (BAFU). Angegeben sind jeweils die Gesamtzahlen und die Zahlen für die drei Bereiche Jauche/Siloabwasser, Zementwasser und Pestizide, sowie für Ereignisse mit unbekannten Ursachen.

Jahr	Total	Jauche, Siloabwasser	Zementwasser	Pestizide	Ursachen unbekannt
2000	158	31	6	8	42
2001	170	45	3	8	40
2002	149	31	8	2	34
2003	404	48	13	9	61
2004	171	31	11	6	48
2005	136	44	8	3	26
2006	178	37	10	2	33
2007	140	42	7	5	21
2008	154	49	6	9	27
2009	238	55	11	10	44
2010	163	44	13	1	32
2011	184	39	14	2	39
2012	147	46	9	4	27
2013	175	45	11	2	36
2014	230	53	14	8	38
2015	211	53	14	3	45
2016	187	49	14	2	34
2017	230	40	27	2	55
2018	240	34	24	2	39
2019	88	23	15	0	14
2020	85	18	6	0	13
2021	61	8	6	0	9
2022	96	6	18	0	22
2023	179	35	11	13	30
Summe	4174	906	279	101	809
Mittelwert pro Jahr	174	38	12	4	34

Auch enthalten die Daten des Schweizer BAFU (Abb. 10) Angaben zu den Ursachen der festgestellten Fischsterben und hierbei sind auch die drei in dem vorliegenden Bericht betrachteten Bereiche abgedeckt (Tab. 4). Demnach sind insgesamt 886 Fischsterben (38 pro Jahr; 21,7% der insgesamt beobachteten Fischsterben) auf Einträge von Jauche bzw. Siloabwasser, 279 (12 pro Jahr; 6,7%) auf Zementwasser

und 101 (4 pro Jahr; 2,4%) auf PSM zurückzuführen. **Es wird somit auch klar, dass die drei in der vorliegenden Studie behandelten Verursacherbereiche alle für das Auftreten von Fischsterben eine deutlich erkennbare Relevanz besitzen.** Aufgrund der erheblichen Anzahl von Ereignissen mit unbekannten Ursachen von insgesamt 809 (34 pro Jahr; 19,4% der insgesamt beobachteten Fischsterben) könnten somit die tatsächlichen Zahlen für die drei hier betrachteten Verursacherbereiche sogar noch höher sein.

Diese Analysen der Daten aus der Schweiz belegen allerdings auch sehr deutlich, dass Recherchen nach Medienberichten im Internet lediglich einen kleinen Ausschnitt des tatsächlichen Auftretens von Fischsterben darstellen. Da, wie oben dargelegt, die Anzahl berichteter Fischsterben aus Medienrecherchen in Österreich, Deutschland und der Schweiz zu sehr ähnlichen Zahlen gekommen ist (zwischen 13 und 21) und da insbesondere die Diskrepanz dieser Zahlen für die Schweiz zu den offiziellen Angaben des BAFU für die Schweiz erheblich ist, erhärtet sich somit die Vermutung einer enormen Dunkelziffer von Fischsterben für Österreich (und Deutschland).

5.2 Folgerungen aus Fischsterben und chemischen Gewässerbelastungen

Generell gibt es eher wenig allgemein zugängliche Informationen zu Fischsterben aus Österreich, es liegt vermutlich keine frei zugängliche zentrale Sammlung und Aufbereitung von solchen Ereignissen vor. In den vorgefundenen Presseberichten finden sich allenfalls allgemeine Informationen zu Ursachen aber wenig - und in den meisten Fällen vermutlich wenig zuverlässige Informationen zum konkreten Hergang, also wie es zu dem Eintrag der Schadsubstanzen kam, zu Folgen des Eintrages, zu durchgeführten Maßnahmen oder zu langfristigen Perspektiven.

Aufgrund der Schwierigkeit der Messung und Erfassung von PSM in Gewässern lassen sich aus den Presseberichten zu Fischsterben kaum direkte Bezüge zwischen Ursache und Wirkung herstellen. Die o.g. Daten aus der Schweiz legen zumindest nahe, dass der Verursacherbereich PSM auch für Fischsterben relevant ist. Die Schwierigkeiten, Ursache und Wirkung in ausreichend vielen Fällen zu

verknüpfen, macht es bis dato nicht möglich auf die Fragen, ob, wie oft und mit welchem Ausmaß PSM als Ursache für Fischsterben in Österreich in Frage kommen zu beantworten. Es ist naheliegend zu vermuten, dass PSM-verursachte Fischsterben seltener als solche durch JGS oder Bauabwasser sind, aber genaue Zahlen finden sich für Österreich (und Deutschland) nicht.

Anders als bei JGS oder Bauabwässern handelt es sich bei PSM-Einträgen in den meisten Fällen nicht um Unfälle, sondern um (oftmals diffuse) Einträge, die infolge der regulären Anwendung von PSM in der Landwirtschaft auftreten (Scheringer and Schulz, 2025; Stehle and Schulz, 2015; Stone et al., 2014). Diese können prinzipiell aufgrund der hohen Toxizität mancher PSM-Wirkstoffe (Bub et al., 2025) so hohe Konzentrationen erreichen, dass es zu Fischsterben kommt (Kapitel 5.1). Da solche PSM-Einträge oft bei schlecht zeitlich und räumlich vorhersagbaren Starkregen auftreten, ist selten jemand konkret vor Ort. Zudem gibt es oftmals zusätzlich zu den PSM-Einträgen gleichzeitig erhöhte Trübungswerte und Wasserführungen im Gewässer, die eine Beprobung, eine korrekte Probenkonservierung und die letztendliche Analyse schwieriger machen. Letztendlich kann dies auch überhaupt die Identifikation eines Schadensereignisses und die Identifikation der Ursache-Wirkungs-Kette verhindern. All dies kann dazu beitragen, dass eine konkrete Rückführung von PSM-bedingten Ereignissen auf den Verursacherbereich PSM zusätzlich erschweren wird. Konkrete Expositionen von Wildfischen gegenüber Pestiziden konnten allerdings oftmals z.B. über spezifische biochemische Marker nachgewiesen werden (Sturm et al., 2007). Zu erwarten wäre insofern in vielen Fällen kein konkretes Fischsterben, sondern bei Überschreitung relevanter Konzentrationsbereiche ein Ausfall von entsprechend sensiblen oder vorgeschädigten Individuen etc. und damit ggf. längerfristig eine Veränderung der Zusammensetzungen der Lebensgemeinschaften (Liess et al., 2021; Schulz, 2004). Eine besondere Schwierigkeit für PSM-Belastungen in Gewässern ist die korrekte Probenahme, die Konservierung und die Analytik mit der notwendigen Empfindlichkeit, die oftmals mehrere hundert Euro pro Probe kosten kann. Neben den Kosten kann es zudem leicht dazu kommen, dass im Verlauf der Arbeitsschritte von Probenahme bis zur Analytik zu einem „Verlust“ der messbaren PSM-Rückstände kommt, sei es durch Matrixeffekte oder durch Abbau bzw. Festlegung als nicht-extrahierbare Rückstände z.B. an Partikel. **Diese Aspekte gestalten die**

Ursache-Wirkungs-Verknüpfung für PSM-Einträge in Gewässer sehr aufwändig.

Vermutlich ist diese Tatsache auch einer der Gründe, warum PSM unter den drei hier betrachteten Verursacherbereiche, eher wenig repräsentiert sind. Dies trifft sowohl für die Auswertung der Daten aus den Medien (Tab. A2 bis 7) als auch der Daten aus der Schweiz zu (Kapitel 5.1). Gleichwohl sind PSM aber flächendeckend und in steigendem Maße (zumindest hinsichtlich der damit verbundenen Toxizität; Wolfram et al., 2026) eingesetzte Substanzen und es kann sowohl direkt bei der Anwendung auf landwirtschaftlichen Flächen (über Abdrift von Spritznebel) oder bei nachfolgenden Starkregenereignissen (über Runoff bzw. Drainage), die im Zuge des Klimawandels zunehmen dürften, zu Einträgen kommen. Auch bei umfangreicheren Auswertungen von Gewässer-Monitoringdaten zu Umweltchemikalien, die von den einzelnen Mitgliedsstaaten an die EU gemeldet werden, zeigte sich bei Österreich, neben Portugal und Malta, dass quasi ausschließlich die Daten zu vergleichsweise wenigen Chemikalien gemeldet werden, und zwar denen, die für die EU-Wasserrahmenrichtlinie als prioritäre Substanzen gemeldet werden müssen (Wolfram et al., 2021). Das waren zu der in der Studie von Wolfram et al. (2021) betrachteten Zeit 33 prioritäre Stoffe, davon ca. ein Dutzend PSM und zwar zu einem große Teil Altstoffe. Dies heißt, dass aus den offiziell gemeldeten Daten aus Österreich ebenfalls quasi keine Informationen zu PSM-Wirkstoffen in Gewässern vorliegen.

Trotz der Sondermessprogramme des Landwirtschaftsministeriums (BML, 2023) ist das Wissen zu PSM-Belastungen in Gewässern in Österreich insgesamt ausgesprochen begrenzt. Hervorzuheben ist hier sicher vor allem das Sondermessprogramm an kleineren Fließgewässern (BMLUK, 2025), in welchem auch kritische Substanzen, wie Pyrethroide nachgewiesen wurden. Allerdings wiesen die Probestellen, die in diesem Sondermessprogramm untersucht wurden, in 34 Fällen einen Anteil von <1% Obstanbaufläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Einzugsgebiet auf, und nur in sieben Fällen >1% und davon einmal 6,4% (BMLUK, 2025). **Somit ist der Obstanbau, welcher sich durch einen hohen Insektizideinsatz mit für aquatische Organismen besonders problematischen PSM-Wirkstoffen auszeichnet, an den Probestellen des Sondermessprogramms in Österreich unterrepräsentiert.**

Einträge von JGS sind oftmals in den direkten Auswirkungen für die Fischfauna verheerender aufgrund der damit verbundenen Sauerstoffprobleme im Wasser, die einen Fischbestand in betroffenen Gewässerabschnitten komplett betreffen können und somit oft mediales Interesse wecken. Insofern verwundert es alleine aus diesem Grunde nicht, das JGS als häufigster unter den drei hier betrachteten Verursacherbereichen, sowohl auf der Basis der Auswertung der Daten aus Medien (Tab. A2 bis 7) als auch der Daten aus der Schweiz zu nennen sind (Kapitel 5.1).

Auf Grundlage der im Rahmen der Medienrecherche erhobenen Fälle von Fischsterben, die eindeutig auf den Eintrag von JGS zurückzuführen sind, lassen sich wiederkehrende Muster und übergeordnete Erkenntnisse ableiten.

Starkregenereignisse spielen in nahezu allen dokumentierten Fällen eine auslösende oder verstärkende Rolle. Sie führen entweder direkt zum Überlaufen von Lagerstätten oder begünstigen den Abfluss über Wiesen, Straßen oder Drainagesysteme in nahegelegene Gewässer. Regenereignisse stellen somit einen wichtigen Faktor dar.

Die meisten Ereignisse sind auf vermeidbare Ursachen zurückzuführen: undichte Behälter, defekte Silos, fehlerhafte Drainagen oder mangelhafte Betriebsführung bei Extremwetterlagen. Dies deutet auf **technische und menschliche Fehler als eine wichtige Komponente im Management und in der Kontrolle entsprechender JGS-Anlagen um Einträge in Gewässer zu verhindern** hin. Einige Medienberichte zu JGS-bedingten Fischsterben aus Deutschland (Tab. A4) zeigen auf, dass es in demselben Gewässer (beispielsweise Neye-Bach) wiederholt innerhalb weniger Jahre zu Fischsterben kam. Dies legt nahe, dass langfristige Präventions- und Kontrollmaßnahmen vielerorts nicht greifen und könnte evt. auch ein Hinweis zur Situation in Österreich sein.

Auch für Einträge von Bauabwasser ist davon auszugehen, dass diese, ähnlich wie bei JGS, hinsichtlich der direkten negativen Auswirkungen auf die Fischfauna sehr bedeutsam sind. Insbesondere die mit dem Eintrag von Zementwasser verbundenen Laugenbildung im Gewässer kann schwere Verätzungen hervorrufen und einen Fischbestand in betroffenen Gewässerabschnitten komplett schädigen und weckt somit oft mediales Interesse.

Unter den hier betrachteten drei Verursacherbereichen machen Bauabwässer zwar nur etwa ein Drittel der Anzahl der JGS-bedingten Fischsterben aus. Sie stellen aber trotzdem die zweithäufigste Ursache dar, sowohl aufgrund der Auswertung der Daten aus Medien (Tab. A3 bis 5) als auch der Daten aus der Schweiz (Kapitel 5.1).

Auch wenn es sich um einen anderen Verursacherbereich handelt, ist davon auszugehen, dass die wesentlichen Faktoren, die zu Einträgen führen, recht ähnlich sind, wie bereits bei JGS dargestellt. **Niederschläge, insbesondere Starkregen, dürften einer der wesentlichen Transportfaktoren von Bauabwässern in Gewässer sein und diese sind dann besonders relevant, wenn technisches oder menschliches Versagen bei der Anlage oder Sicherung einer Baustelle hinzukommen.** Fast alle identifizierten Fälle entstanden durch defekte Pumpen, falsch verlegte Rohre, defekte Rückhaltesysteme bzw. Ablaufsicherungen, oder sonstige Leckagen. Oftmals waren auch keine Filtersysteme, keine Betonkläranlagen oder Sedimentationsgruben installiert, oder diese waren nicht funktionsfähig.

Ein besonderer Aspekt, der hier noch zum Tragen kommen kann, ist das Baustellen bisweilen weiter entfernt von Siedlungen und somit regelmäßig von Menschen begangenen Wegen etc. liegen. Dies kann dazu führen, dass **durch Bauabwasser bedingte Fischsterben erst spät und allenfalls zufällig erkannt und gemeldet werden** und somit zumindest die Eindämmung aktuell auftretender Einträge kaum noch möglich ist. Diese Problematik wird noch dadurch verschärft, dass zumindest Baustellen an Straßen oder Brücken oft in unmittelbarer Nähe zu Gewässern angelegt sind. Dies führt im Falle eines Unfalls zu sehr kurzen und direkten Eintragswegen.

Bei allen drei in dieser Studie behandelten Verursacherbereichen spielen (kurzfristige starke) Niederschlagsereignisse eine zentrale Rolle für die Stoffverfrachtung in Gewässer. Da die Belastungsspitzen in der ersten Phase des Eintrages innerhalb von Minuten oder zumindest Zeiträumen von unter einer Stunde entstehen, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die initialen Negativfolgen gar nicht oder nur zeitverzögert bemerkt werden. Diese Problematik wird durch den Abtransport der Stoffe (und ihrer Wirkungen) im

Fließgewässer noch weiter erschwert.

5.3 Identifikation möglicher Monitoring- bzw. Lösungsansätze

5.3.1 Generell

In der Medienanalyse im Rahmen der vorliegenden Studie wurde nur gezielt nach Fischsterben mit einem der drei hier betrachteten Verursacherbereiche gesucht. Es dürfte somit eine erhebliche Anzahl weiterer Fischsterben geben, die hier nicht erfasst sind. Auch aus den Ausführungen in Kapitel 5.1 ist deutlich geworden, dass es eine enorme Dunkelziffer zu Fischsterben in Österreich (und sicher auch in Deutschland) gibt. Somit ist auch über das Ausmaß und die beteiligten Prozesse und Ursachen nur sehr eingeschränkt konkretes Wissen für Österreich vorhanden. Diese erschwert selbstverständlich die Ableitung zielführender Handlungsstrategien. **Eine zentrale Sammlung, Katalogisierung und Aufbereitung von Fischsterben, deren Ursachen und möglichen Folgen wäre also eine der vordringlichen Aufgaben, um in Zukunft eine bessere Informationslage zu diesem Phänomen in Österreich zu bekommen.**

5.3.2 Diffuse Einträge

Einträge in Gewässer aus diffusen Quellen sind im Kontext der vorliegenden Studie insbesondere für die Verursacherbereiche PSM und JGS relevant. PSM werden in der Landwirtschaft flächendeckend und regelmäßig eingesetzt. Um so mehr ist es notwendig, aus der Sicht des Gewässerschutzes und der Gefährdung von Gewässern durch PSM-Einträge, eine allgemeine Identifikation von Risikoregionen, in denen landwirtschaftliche Nutzungen und Gewässer räumlich besonders nahe zusammenliegen, durchzuführen. Hierbei sollte ein Fokus auf Gebiete mit hohem Einsatz besonders problematischer Insektizide, z.B. auf Obstanbau, gelegt werden. Da aus der regulatorischen Zulassung ausreichend Daten zur Toxizität von PSM auf Fische und andere Gewässerorganismen vorliegen (Tab A1), sollten sich Regionen mit erhöhtem Risikopotential gut identifizieren lassen.

Randstreifen als Pufferzonen zwischen landwirtschaftlichen Flächen und Gewässern leisten einen wichtigen Beitrag zur Erhöhung der lokalen terrestrischen Biodiversität und Diversifizierung der Landschaft. Ihre Rolle als effiziente Rückhalte- und Filtersysteme kann allerdings insbesondere in Regionen mit leichter Hanglage durch die Bildung von Erosionsrinnen erheblich gemildert werden (Stehle et al., 2016). Hier haben Studien gezeigt, dass selbst 20 m breite Randstreifen nicht unbedingt eine effiziente Rückhaltefunktion für niederschlagsbedingte Einträge von Wasser, Partikeln, Nährstoffen und vor allem auch PSM aus der Landwirtschaft darstellen (Bereswill et al., 2012; Stehle et al., 2016). In solchen Fällen bleibt oftmals nur die Implementation anderer dezentraler Risikominderungsstrategien, die auch für niederschlagsbedingte Einträge eine gewisse Rückhalte bzw. Reinigungskapazität bieten (Stehle et al., 2011).

Allgemein ist zu empfehlen, ein verstärktes Monitoring von PSM in kleineren Gewässern mit einem Fokus auf PSM, die für Fische und aquatische Wirbellose wichtig sind, z.B. Pyrethroidinsektizide, durchzuführen (BMLUK, 2025). Somit können auf der Basis der Ergebnisse die jeweils relevanten landschaftlichen und agronomischen Faktoren besser identifiziert und gezielter Vorschläge für ein optimiertes Management des Miteinanders der Bereiche Landwirtschaft und Gewässerschutz erreicht werden. Alle Länder haben sich durch das Kunming-Montreal Protokoll Ende 2022 dazu bekannt, die Risiken, die mit dem Einsatz von PSM für die Biodiversität einher gehen bis 2030 um 50% zu reduzieren (COP15, 2022). Für eine Zielerreichung ist kurzfristig der Ersatz besonders toxischer durch wenige toxische PSM und langfristig der konsequente Umbau zu einer ökologische, weniger von synthetischen PSM abhängigen Landwirtschaft notwendig (Wolfram et al., 2026).

Für den Verursacherbereich JGS sind als diffuse Einträge vor allem die Ausbringung von Jauche bzw. Gülle auf landwirtschaftlichen Flächen und der anschließende oberflächliche oder drainagebedingte Abtrag während oder nach Niederschlägen zu nennen. Auch hier können Regionen mit besonderem Risikopotential identifiziert werden, um dann gezielter vorbeugende Gewässerschutzmaßnahmen ergreifen zu können. **Neben der konsequenten Einhaltung von existierenden Auflagen zum Gewässerschutz ist vor allem eine verstärkte Sensibilisierung der Landwirtschaft in Risikoregionen für diffuse JGS-Einträge zu den**

Zusammenhängen zwischen Ausbringung, Hangneigung und Niederschlägen sinnvoll.

5.3.3 Punktuelle Einträge, Unfälle

Punktuelle Einträge bzw. Unfälle spielen prinzipiell bei allen drei Verursacherbereichen PSM, JGS und Bauabwasser eine Rolle. Für PSM sind hier insbesondere Einträge über das System der Hofableitungen bzw.

Regenwassereinleitungen in Gewässer nach der Reinigung von Spritzgeräten auf dem Hof von Bedeutung, die allerdings gemäß dem Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutzmittel Österreich (BMLRT, 2021) zu verhindern sind. In den beiden Bereichen JGS und Bauabwässer sind punktuelle Einträge bzw. Unfälle gleichermaßen von Relevanz, wobei, wie in Kap. 5.2 bereits beschrieben, technisches oder menschliches Versagen in den meisten Fällen die Voraussetzungen für einen Eintrag in ein Gewässer schaffen.

Allein aufgrund ihrer Anzahl und weiten Verbreitung sind Baustellen vermutlich eine sehr wichtige Quelle von Stoffeinträgen in Gewässer mit hoher Dunkelziffer, was das mögliche Auftreten von Fischsterben angeht. In diesem Zusammenhang wäre es angezeigt darüber nachzudenken, ob es die Möglichkeit gibt, dass

Fischereirechtsinhaber generell und bereits im Vorfeld Informationen zu Baustellenaktivitäten in direkter Nachbarschaft zu Gewässern bekommen.

Außerdem sollte auf die effiziente Sicherung von Baustellen gegen den direkten Abfluss von Niederschlagswasser in angrenzende Gewässer ein größeres Augenmerk gelegt werden. Ähnliches gilt für Siloanlagen und den Austritt von

Silagesickersäften, wobei hier bereits der unkontrollierte Austritt aus der Anlage verhindert werden sollte.

Eine regelmäßige Prüfung zur Sicherstellung unbeabsichtigter Einträge in Gewässer ist sowohl für Baustellen wie auch Siloanlagen oder Lagerstätten von Silage unerlässlich. Hierbei ist es wichtig zu berücksichtigen, dass bei starken Niederschlägen der Weg von der Quelle der Verunreinigung bis ins nächste Gewässer auch 100 m oder mehr betragen kann. Auch in diesem Zusammenhang sind die **Schulung und Sensibilisierung des Personals, welches für die Einrichtung und den Betrieb von Baustellen oder**

Anlagen Verantwortung trägt, für die Belange des Gewässerschutzes von hoher Bedeutung.

5.4 Konkrete Hinweise im Falle eines Fischsterbens

Sollte die Kenntnis über ein Fischsterben vorliegen, so ist eine bestimmte Abfolge von Aktionen sinnvoll zu ergreifen (Abb. 11; SOFORT), von denen einige sehr zügig erfolgen müssen, da sie ausgesprochen zeitkritisch sind. Die Ausführungen in diesem Abschnitt beziehen sich vor allem auf Ereignisse, die mit den hier behandelten drei Verursacherbereichen zusammenhängen. Fischkrankheiten oder die Folgen von sehr niedrigen Abflusssituationen, erhöhter Wassertemperaturen und resultierender Sauerstoffarmut werden hier nicht betrachtet. Gleichwohl lassen sich manche der Ausführungen aus dem Text und Abb. 11 auch auf Fischsterben mit anderer Ursache übertragen.

Eine extrem schwer zu adressierende initiale Herausforderung ist es allerdings, überhaupt von dem Auftreten eines Fischsterbens Kenntnis zu bekommen. Meistens wird ein Fischsterben zunächst von Personen bemerkt, die weder mit den Ursachen noch den direkten Konsequenzen irgendetwas zu tun haben und insofern auch nicht wissen, was zu tun ist. Sollte die Kenntnis eines Fischsterbens dann allerdings eine betroffene Person erreichen, so sind umgehend einige sehr dringende Maßnahmen zu treffen. Neben der Information der zuständigen Stellen über den Ort und Zeitpunkt des Fischsterbens ist es von absoluter Wichtigkeit die Ursache, also möglichst die Quelle des Eintrages zu identifizieren und, wenn dies möglich ist, den weiteren Eintrag sofort zu unterbinden (Abb. 11).

Ein nächster sofort notwendiger und sinnvoller Schritt bezieht sich auf die möglichst genaue Feststellung des betroffenen Gewässerabschnitts: Ab wo genau sind tote Fische zu beobachten und wie weit gewässerabwärts sind diese zu beobachten? Hierbei sollte der Einfluss der Strömung im Gewässer berücksichtigt werden, denn im Falle eines nur kurzzeitigen Eintrages, kann selbst der oberste Punkt der Beobachtung von toten Fischen bereits unterhalb der ursprünglichen Eintragsstelle liegen. Auch kann es bei größeren Gewässern oder länger andauernden Einträgen sinnvoll sein, das gewässerabwärts liegende Ende des betroffenen Abschnitts nicht selber herausfinden zu wollen, sondern dies an andere telefonisch informierte

Personen (oder die Polizei) zu delegieren. Insbesondere im Bereich der Eintragsstelle und dem Gewässerabschnitt mit dem größten Schaden ist es insofern sinnvoll, möglichst mehrere Personen vor Ort zu haben, da dort nicht nur viele Maßnahmen möglichst schnell erledigt werden müssen, sondern da die Durchführung bestimmter Maßnahmen auch sehr sinnvoll unter Anwesenheit von Zeugen (für eine spätere Beweissicherung) durchgeführt werden sollten. In diesem Zusammenhang hilft auch eine ausführliche photographische Dokumentation (mit Datum und Uhrzeit), und wenn vorhanden festen geographischen Bezügen auf den Fotos.

Selbstverständlich ist die Entnahme von Proben als späteres Beweismaterial und für die chemische Analytik zur Ursachenidentifikation von ganz zentraler Bedeutung (Abb. 11). Diese muss unbedingt auch sehr zeitnah erfolgen, da insbesondere in Fließgewässern permanent eine Verfrachtung der Schadstoffe und der betroffenen (toten) Fische mit der fließenden Welle gewässerabwärts erfolgt. Die Probenahme sollte unbedingt Wasserproben und nach Möglichkeit auch frisch verendete Fische umfassen, da bereits in Verwesung übergegangene Kadaver meist nicht mehr für eine Analytik geeignet sind. Wenn möglich sollten auch noch Sedimentproben erfolgen. Wasserproben sollten in gut gereinigten oder neuen Glasflaschen, notfalls auch Kunststoffflaschen genommen werden. Bis zu 2,5 Liter Volumen pro Probestelle sollten beprobt werden (mehrfach spülen und dann unter Wasser füllen). Fünf Tiere oder 20 Jungfische pro Fisch- oder Flusskrebsart sollten beprobt werden. Die Tiere sollten einzeln in Pergamentpapier gelegt und dann alle Tiere von einer Probestelle zusammen in Plastiktüten verpackt werden. Sedimentproben sollten ebenfalls in saubere Glas- oder Kunststoffgefäße verbracht werden (mindestens 100 mL, möglichst aus der Oberflächenschicht des Sedimentes). Als Probestellen für Wasserproben (und Sedimentproben) sollte mindestens eine Stelle oberhalb und eine unterhalb der mutmaßlichen Eintragsstelle genommen werden, falls diese identifiziert werden konnte. Für Fischproben wären ein bis drei Stellen unterhalb der mutmaßlichen Eintragsstelle sinnvoll. Alle Proben sind mit genauer Ortsangabe, Tag Uhrzeit, probennehmende Person, Zeuge und diese Information auch parallel in einem Probennahmeprotokoll einzubehalten, in dem auch noch mal die probennehmende Person und nach Möglichkeit ein Zeuge/in genannt wird. Auf geeignete Beschriftung (Bleistift oder anderweitig wasserfest) ist zu achten.

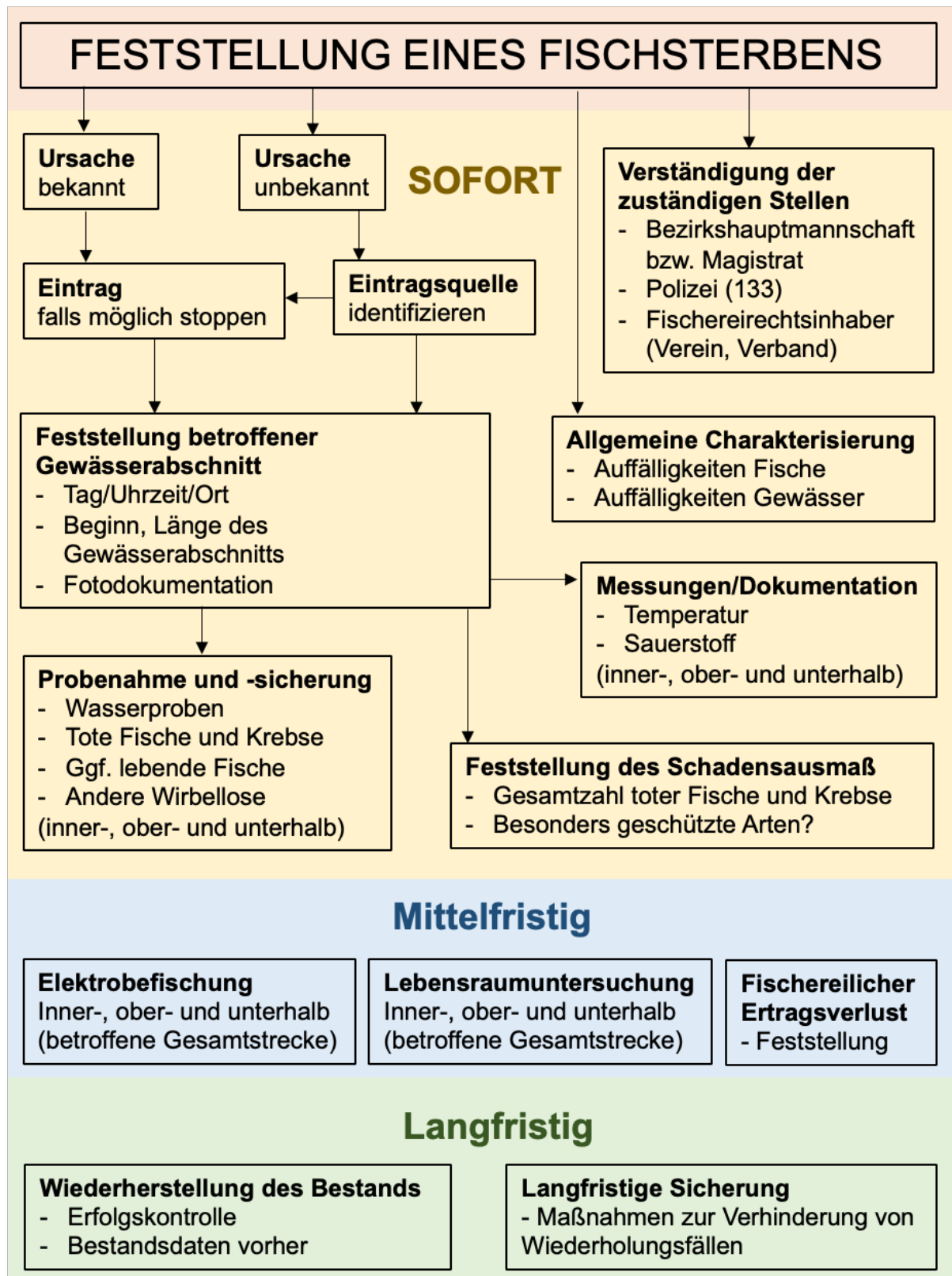


Abb. 11: Aktionsplan im Falle eines Fischsterbens mit sofort, mittelfristig und langfristig zu ergreifenden Maßnahmen, Erläuterungen siehe Text.

Grundsätzlich ist zu empfehlen, dass sich Angelvereine darauf vorbereiten, dass eine oder mehrere Personen im Falle eines Fischsterbens schnell vor Ort sind und aktiv werden und das gesamte im Feld notwendige Material dabeihaben. Wenn die Proben direkt in die Untersuchung bei einer zuständigen Stelle (ggf. vorher klären) gegeben werden können, sollten sie kühl und dunkel gelagert werden. Ist keine Schadstoffanalyse am gleichen Tag möglich, sollten die Proben eingefroren werden (Achtung bei Wasserproben für eine Schadstoffanalyse muss das Gefäß groß genug sein, damit es beim Einfrieren nicht platzt. Bei Probenahmen zur Bestimmung des BSB sollte allerdings eine blasenfreie Probe in einer lichtdichten Flasche genommen werden und der Anfangssauerstoffgehalt im Gewässer während der Flaschenbefüllung gemessen werden). Messungen von anorganischen Stickstoffkomponenten, pH, Leitfähigkeit oder Sauerstoff im Wasser sind üblicherweise lediglich vor Ort sinnvoll, sofern geeignete Messkits (für pH gibt es sehr einfache Messtreifen) oder Sonden verfügbar sind. Generell ist auch zu bedenken, dass neben der Probenahme im Gewässer auch die fotografische Dokumentation und ggf. Beprobung des Eintragsweges in das Gewässer berücksichtigt werden soll, sofern dieser bekannt ist.

Neben der Beprobung wäre eine Abschätzung des gesamten Schadensausmaß (Abb. 11; betroffene Gewässerstrecke, Gesamtzahl toter Tiere, Arten, Länge, Gewicht) sehr sinnvoll. Auch diese muss aus ersichtlichen Gründen zeitnah im Zusammenhang mit dem Fischsterben erfolgen, um einen direkten Bezug belegen zu können. Im Falle einer Schadensregulierung sind derartige Informationen von wichtiger Bedeutung. Verendete Fische und Krebse, die nicht als Probenmaterial dienen, sollten dem Gewässer entnommen und ordnungsgemäß über die Tierkörperverwertung gegen Quittung (spätere Schadensregulierung) entsorgt werden. **Grundsätzlich wäre es zu empfehlen, wenn die Verbände die Mitgliedsvereine in geeigneter Weise sensibilisieren und dort Vorbereitungen für die Dokumentation von Fischsterben und die notwendigen Sofort-Maßnahmen getroffen werden.**

Im Anschluss an diese sofort durchzuführenden Maßnahmen schließen sich möglicherweise einige Schritte an, die mittelfristig, also in den Tagen bis wenigen Wochen nach dem Fischsterben erfolgen sollten (Abb. 11; Mittelfristig). Hierzu zählen Elektrobefischungen und allgemeine Lebensraumuntersuchungen an den

o.g. Probestellen, um möglichst quantitative Information zur weiteren Charakterisierung des Schadensausmaß (fischereilicher Ertragsverlust) aber auch der Situation im Gewässer mit Hinblick auf eine eventuelle Wiederbesiedlung oder einen erneuten Besatz zu erhalten. Das Schweizer BAFU hat hierzu eine hilfreiche Broschüre erarbeitet (BAFU, 2020).

Im weiteren Verlauf werden dann Maßnahmen notwendig, die nach Gegebenheiten vor Ort Monate bis Jahre in Anspruch nehmen können (Abb. 11; Langfristig). Hierzu zählen die Entwicklung und Realisierung eines Konzepts für eine Wiederherstellung des Fischbestandes, insofern diese nicht aus dem Gewässer selbst heraus erfolgen kann. Im Idealfall wird diese Maßnahme auch mit einer Erfolgskontrolle verbunden. Außerdem sollte nicht außer Acht gelassen werden, ob Maßnahmen zur langfristigen Sicherung des betroffenen Gewässers vor erneuten Eintragsereignissen, die zu weiteren Fischsterben führen können, festgelegt und umgesetzt werden können. Hierbei ist oftmals eine enge Kooperation mit Landwirten, Behörden und den für Baustellenbetrieb zuständigen Stellen notwendig.

Zum Vorgehen bei Fischsterben finden sich auch an anderer Stelle sehr wertvolle Hinweise. Verwiesen sei hier beispielhaft auf eine Handlungsempfehlung des Tiroler Fischereiverbandes (TFV), die auch vielfältige wichtige Kontaktadressen beinhaltet.

6 Literaturliste

- Ali, S.F.M., Shieh, B.H.H., Alehaideb, Z., Khan, M.Z., Louie, A., Fageh, N., Law, F.C.P. (2011) A Review of the Effects of Some Selected Pyrethroids and Related Agrochemicals on Aquatic Vertebrate Biodiversity. *Canadian Journal of pure and applied sciences* 5, 1455-1464.
- Ames, J., Miragem, A.A., Cordeiro, M.F., Cerezer, F.O., Loro, V.L. (2022) Effects of glyphosate on zebrafish: a systematic review and meta-analysis. *Ecotoxicology* 31, 1189-1204, <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02581-z>, issn 0963-9292, 1573-3017.
- BAES (2026) Bundesamt für Ernährungssicherheit Österreich - Verzeichnis der zugelassenen Pflanzenschutzmittel. <https://www.baes.gv.at/zulassung/pflanzenschutzmittel/pflanzenschutzmittelregister>.
- BAFU Fischsterben, 2000-2023, Bundesamt für Umwelt, Schweiz. <https://www.fischereistatistik.ch/de/statistics?tt=2>.
- BAFU (2020) *Berechnung von Schäden bei Fischsterben in Fließgewässern*. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, p.^pp. 30.
- Balsiger, C. (2011) Gewässerverschmutzungen durch Baustellen. <https://www.zh.ch/content/dam/zhweb/bilder-dokumente/themen/umwelt-tiere/wasser->

- gewaesser/gewaesserschutz/abwasserentsorgung/erfahrungsaustausch-buc-vom-22--november-2011/gewaesserverschmutzungen_baustellen.pdf.*
- Banerjee, P., Garai, P., Saha, N.C., Saha, S., Sharma, P., Maiti, A.K. (2023) A critical review on the effect of nitrate pollution in aquatic invertebrates and fish. *Water, Air, & Soil Pollution* 234, 333, <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06260-5>, issn 0049-6979, 1573-2932.
- Berenzen, N., Schulz, R., Liess, M. (2001) Effects of chronic ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Water Research* 35, 3478-3482, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00055-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00055-0), issn 00431354.
- Bereswill, R., Golla, B., Streloke, M., Schulz, R. (2012) Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture Ecosystems and Environment* 148, 81-92, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.010>.
- Berezina, N.A. (2001) Influence of Ambient pH on Freshwater Invertebrates under Experimental Conditions. *Russian Journal of Ecology* 32, 372-381.
- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B.M., Andersen, H.E., Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioğlu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Couture, R.-M., Cremona, F., De Zwart, D., Feld, C.K., Ferreira, M.T., Feuchtmayr, H., Gessner, M.O., Gieswein, A., Globevnik, L., Graeber, D., Graf, W., Gutiérrez-Cánovas, C., Hanganu, J., Işkın, U., Järvinen, M., Jeppesen, E., Kotamäki, N., Kuijper, M., Lemm, J.U., Lu, S., Solheim, A.L., Mischke, U., Moe, S.J., Nöges, P., Nöges, T., Ormerod, S.J., Panagopoulos, Y., Phillips, G., Posthuma, L., Pouso, S., Prudhomme, C., Rankinen, K., Rasmussen, J.J., Richardson, J., Sagouis, A., Santos, J.M., Schäfer, R.B., Schinegger, R., Schmutz, S., Schneider, S.C., Schülting, L., Segurado, P., Stefanidis, K., Sures, B., Thackeray, S.J., Turunen, J., Uyarra, M.C., Venohr, M., Von Der Ohe, P.C., Willby, N., Hering, D. (2020) Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 4, 1060-1068, <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>, issn 2397-334X.
- BMK (2022) *Erläuterungen zur Deponieverordnung 2008*. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien, pp. 216.
- BML (2023) *Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien, pp. 186.
- BML (2023) *Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Metaboliten in Fließgewässern - Untersuchungsergebnisse des GZÜV-Sondermessprogrammes 2021*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien, p.^pp. 170.
- BML (2024) *Sonderrichtlinie ÖPUL 2023*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien, pp. 94.
- BML (2024) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung – NAPV)*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien, pp. 42.
- BMLRT (2021) *Nationaler Aktionsplan über die nachhaltige Verwendung von Pflanzenschutzmitteln - Österreich 2022-2026*. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus Wien, p.^pp. 81.
- BMLRT (2022) *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021*. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 1-342.
- BMLUK (2025) *Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Metaboliten in Fließgewässern - Untersuchungsergebnisse des GZÜV-Sondermessprogrammes 2024*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Wien, p.^pp. 183.
- Bohle, H.W. (2025) *Anpassungsstrategien der Fließgewässerorganismen*. WABV, Scheeßel, pp. 215.
- Böttcher, H., Unfer, G., Zeiringer, B., Schmutz, S., Aufleger, M. (2015) Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 67, 299-306, <https://doi.org/10.1007/s00506-015-0248-5>, issn 0945-358X1613-7566.

- Brander, S.M., Gabler, M.K., Fowler, N.L., Connon, R.E., Schlenk, D. (2016) Pyrethroid Pesticides as Endocrine Disruptors: Molecular Mechanisms in Vertebrates with a Focus on Fishes. *Environmental Science & Technology* 50, 8977-8992, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02253>, issn 1520-5851 (Electronic)0013-936X (Linking).
- Broneder, C., Dirnböck, T., I., D., Gabriel, O., Lindinger, H., Loishandl-Weisz, H., Mandl, N., Mayer, S., Nagl, C., Poupa, S., Schwarzl, B., Tanzer, J., Weiss, P. (2024) *Nationales Stickstoffbudget (2015-2019) gemäß EPNB-Leitfaden*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 211.
- Bub, S., Wolfram, J., Petschick, L.L., Stehle, S., Schulz, R. (2023) Trends of total applied pesticide toxicity in German agriculture. *Environmental Science & Technology* 57, 852-861, <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07251>.
- Bub, S., Petschick, L.L., Stehle, S., Wolfram, J., Schulz, R. (2025) Limitations of chemical monitoring hinder aquatic risk evaluations on the macroscale. *Science* 388, 1301-1305, <https://doi.org/10.1126/science.adn5356>.
- Bundschuh, M., Hahn, T., Ehrlich, B., Hölte, S., Kreuzig, R., Schulz, R. (2016) Acute Toxicity and Environmental Risks of Five Veterinary Pharmaceuticals for Aquatic Macroinvertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96, 139-143, <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1656-8>, issn 0007-4861, 1432-0800.
- Burkholder, J.M., Mallin, M.A., Glasgow, H.B., Larsen, L.M., McIver, M.R., Shank, G.C., Deamer-Melia, N., Briley, D.S., Springer, J., Touchette, B.W., Hannon, E.K. (1997) Impacts to a Coastal River and Estuary from Rupture of a Large Swine Waste Holding Lagoon. *Journal of Environmental Quality* 26, 1451-1466, <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600060003x>, issn 0047-2425, 1537-2537.
- Camargo, J.A., Alonso, Á. (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* 32, 831-849, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>, issn 01604120.
- Carson, R. (1962) *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston, pp. 355.
- Cedergreen, N. (2014) Quantifying Synergy: A Systematic Review of Mixture Toxicity Studies within Environmental Toxicology. *PLoS ONE* 9, e96580, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096580>, issn 1932-6203.
- Christian, T., Schneider, R.J., Färber, H.A., Skutlarek, D., Meyer, M.T., Goldbach, H.E. (2003) Determination of Antibiotic Residues in Manure, Soil, and Surface Waters. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 31, 36-44, <https://doi.org/10.1002/aheh.200390014>, issn 1521-401X.
- COP15 (2022) Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity 15/4. Kunming-Montreal global biodiversity framework. *Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada*, <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>.
- Daiber, E. (2022) *Recycled Concrete Aggregate Leachate: A Literature Review*. Washington State Department of Ecology, Olympia, pp. 139.
- Delgado-Moreno, L., Lin, K., Veiga-Nascimento, R., Gan, J. (2011) Occurrence and toxicity of three classes of insecticides in water and sediment in two Southern California coastal watersheds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59, 9448-9456, issn 0021-8561.
- DESTATIS Pressemitteilungen des Statistischen Bundesamtes - wassergefährdende Stoffe. https://www.destatis.de/SiteGlobals/Forms/Suche/Presse/DE/Pressesuche_Formular_2.html?resourceld=245598&templateQueryString=wassergefährdend&pageLocale=de&input_=1369284&gp=250538_list%253D2&submit.x=0&submit.y=0.
- Detenbeck, N.E., DeVore, P.W., Niemi, G.J., Lima, A. (1992) Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: A review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management* 16, 33-53.
- Doering, J.A., Villeneuve, D.L., Tilton, C.B., Kittelson, A.R., Blackwell, B.R., Kahl, M.D., Jensen, K.M., Poole, S.T., Cavallin, J.E., Cole, A.R., Dean, K.N., LaLone, C.A., Ankley, G.T. (2021) Assessing effects of aromatase inhibition on fishes with group-synchronous oocyte development using western mosquitofish (*Gambusia affinis*) as a model. *Aquatic Toxicology* 232, 105741, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105741>, issn 0166445X.
- Duan, W., Cui, H., Jia, X., Huang, X. (2022) Occurrence and ecotoxicity of sulfonamides in the aquatic environment: A review. *Science of the Total Environment* 820, 153178, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153178>, issn 00489697.

- Engelsen, C.J., Van Der Sloot, H.A., Wibetoe, G., Petkovic, G., Stoltenberg-Hansson, E., Lund, W. (2009) Release of major elements from recycled concrete aggregates and geochemical modelling. *Cement and Concrete Research* 39, 446-459, <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2009.02.001>, issn 00088846.
- Er, A., Minaz, M., Kayış, Ş. (2024) Toxic Effects of Pozzolan Cement on Egg, Alevine, Fry and Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Individuals and Some Water Quality Parameters. *Water, Air, & Soil Pollution* 235, <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07189-z>, issn 0049-6979/1573-2932.
- Escher, B.I., Hermens, J.L. (2002) Modes of action in ecotoxicology: their role in body burdens, species sensitivity, QSARs, and mixture effects. *Environmental Science & Technology* 36, 4201-4217, <https://doi.org/10.1021/es015848h>, issn 0013-936X (Print)0013-936X (Linking).
- Evich, M.G., Davis, M.J.B., McCord, J.P., Acrey, B., Awkerman, J.A., Knappe, D.R.U., Lindstrom, A.B., Speth, T.F., Tebes-Stevens, C., Strynar, M.J., Wang, Z., Weber, E.J., Henderson, W.M., Washington, J.W. (2022) Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment. *Science* 375, eabg9065, <https://doi.org/10.1126/science.abg9065>, issn 1095-9203 (Electronic)0036-8075 (Print)0036-8075 (Linking).
- Fang, W., Peng, Y., Muir, D., Lin, J., Zhang, X. (2019) A critical review of synthetic chemicals in surface waters of the US, the EU and China. *Environment International* 131, 104994, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104994>, issn 1873-6750 (Electronic)0160-4120 (Linking).
- FAO (2023) Pesticides Use. In: FAOSTAT <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>. Food and Agricultural Organization, Rome.
- Feckler, A., Schulz, R., Schaefer, R.B. (2025) Meta-analysis on the effects of chemical stressors on freshwater ecosystem functions. *Environmental Sciences Europe* 37, 111, <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01167-w>.
- Fent, K. (2013) *Ökotoxikologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, pp. 392.
- Fong, S., Louie, S., Werner, I., Connon, R.E. (2016) Contaminant effects on California Bay-Delta species and human health. *San Francisco Estuary and Watershed Science* 14, 1-34, <https://doi.org/10.15447/sfews.2016v14iss4art5>, issn 15462366.
- Gans, O., Pfundtner, E., Winckler, C., Bauer, A. (2010) *Antibiotika in Biogasanlagen - Abbauverhalten und Einfluss auf die Biogasproduktion*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 50.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardt, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Part, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hanke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11, 97-105, issn 1439-1791.
- Glaeser, O. (2006) *Baustellenleitfaden - Maßnahmen zur Verringerung der Staubemissionen auf Baustellen*. Land Salzburg - Abt. 16 Umweltschutz, Salzburg, pp. 16.
- Gomez Isaza, D.F., Cramp, R.L., Franklin, C.E. (2020) Living in polluted waters: A meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. *Environmental Pollution* 261, 114091, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114091>, issn 02697491.
- Herrmann, L.Z., Bub, S., Wolfram, J., Stehle, S., Petschick, L.L., Schulz, R. (2023) Large monitoring datasets reveal high probabilities for intermittent occurrences of pesticides in European running waters. *Environmental Sciences Europe* 35, 90, <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00795-4>.
- Hofer, R., Lackner, R., Kargl, J., Thaler, B., Bonetti, L., Vistocco, R., Flaim, G. (2001) Organochlorine and metal accumulation in fish (*Phoxinus phoxinus*) along a north-south transect in the alps. *Water, Air and Soil Pollution* 125, 189-200.
- Huang, K., Zhang, Z., Han, G., Kong, R., Qin, H., Zhang, H., Letcher, R.J., Qiu, W., Liu, C., Shi, J., Rohr, J.R. (2026) Chronic low-dose exposure to chlorpyrifos reduces life span in a wild fish by accelerating aging. *Science* 391, 275-279.
- Huang, T., Zhao, Y., He, J., Cheng, H., Martyniuk, C.J. (2022) Endocrine disruption by azole fungicides in fish: A review of the evidence. *Science of the Total Environment* 822, 153412, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153412>, issn 00489697.

- Ibrahim, L., Preuss, T.G., Ratte, H.T., Hommen, U. (2013) A list of fish species that are potentially exposed to pesticides in edge-of-field water bodies in the European Union--a first step towards identifying vulnerable representatives for risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 2679-2687, <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1471-x>, issn 1614-7499 (Electronic)0944-1344 (Print)0944-1344 (Linking).
- Junghans, M., Langer, M., Baumgartner, C., Werner, I. (2019) Ökotoxikologische Untersuchungen: Risiko von PSM bestätigt. *Aqua & Gas* 4, 26-34.
- Jungwirth, M., Muhar, S., Schmutz, S. (2000) Assessing the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422/423, v-viii.
- Kärnten Jahresberichte des Landesfischereiinspektor. <https://www.ktn.gv.at/Verwaltung/Amt-der-Kaerntner-Landesregierung/Abteilung-10/Publikationen/Fischerei/Landesfischereiinspektor%20Jahresberichte>.
- Kergoat, L., Besse-Hoggan, P., Lereboure, M., Beguet, J., Devers, M., Martin-Laurent, F., Masson, M., Morin, S., Roinat, A., Pesce, S., Bonnineau, C. (2021) Environmental Concentrations of Sulfonamides Can Alter Bacterial Structure and Induce Diatom Deformities in Freshwater Biofilm Communities. *Frontiers in Microbiology* 12, 643719, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.643719>, issn 1664-302X.
- Kim, R. (2024) Ultra-high performance concrete alleviates ecotoxicological effects in aquatic organisms. *Science of the Total Environment*.
- Knauer, K. (2016) Pesticides in surface waters: a comparison with regulatory acceptable concentrations (RACs) determined in the authorization process and consideration for regulation. *Environmental Sciences Europe* 28, 13, <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0083-8>, issn 2190-4707 (Print)2190-4715 (Linking).
- Kraus, J.M., Schmidt, T.S., Walters, D.M., Wanty, R.B., Zuellig, R.E., Wolf, R.E. (2014) Cross-ecosystem impacts of stream pollution reduce resource and contaminant flux to riparian food webs. *Ecological Applications* 24, 235-243.
- Kreuzig, R., Hölte, S., Brunotte, J., Berenzen, N., Wogram, J., Schulz, R. (2005) Test-plot studies on runoff of sulfonamides from manured soils after sprinkler irrigation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 777-781, <https://doi.org/10.1897/04-019R.1>, issn 0730-7268, 1552-8618.
- Kroupova, H., Machova, J., Svobodova, Z. (2005) Nitrite influence on fish: a review. *Veterinární medicína* 50, 461-471, <https://doi.org/10.17221/5650-VETMED>, issn 03758427, 18059392.
- Kurtoglu, I.Z., Kayis, S., Ak, K., Gencoglu, S., Duzgun, A., Ulutas, G., Er, A. (2016) Histopathology of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and sturgeon (*Acipenser baerii*) exposed to sublethal concentrations of cement. *Fresenius Environmental Bulletin* 25, 3523-3527.
- la Cecilia, D., Dax, A., Ehmann, H., Koster, M., Singer, H., Stamm, C. (2021) Continuous high-frequency pesticide monitoring to observe the unexpected and the overlooked. *Water Res X* 13, 100125, <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100125>, issn 2589-9147 (Electronic)2589-9147 (Linking).
- Laetz, C.A., Baldwin, D.H., Collier, T.K., Hebert, V., Stark, J.D., Scholz, N.L. (2009) The Synergistic Toxicity of Pesticide Mixtures: Implications for Risk Assessment and the Conservation of Endangered Pacific Salmon. *Environmental Health Perspectives* 117, 348-353, <https://doi.org/10.1289/ehp.0800096>, issn 0091-6765, 1552-9924.
- Lake, P.S. (2012) Resistance, Resilience and Restoration. *Ecological Management & Restoration* 14, 20-24, <https://doi.org/10.1111/emr.12016>, issn 1442-7001/1442-8903.
- LAWA (2019) *Wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Lagerung von Silage und Festmist auf landwirtschaftlichen Flächen unter sechs Monaten*. Bund-Länder-Arbeitskreis Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (BLAK UmwS), Bonn, pp. 8.
- Lee, J.Y., Hur, J.W. (2005) Acute Toxicity of Cement on Mortality of Pond Smelt (*Hypomesus olidus*). *Korean Journal of Environmental Biology* 23, 89-92.
- LFB Fachinformation: Silagesickersaft - umweltgerecht lagern und verwerten. Landwirtschaftliches Facrecht und Beratung - Mecklenburg Vorpommern. https://www.lms-beratung.de/export/sites/lms/de/.galleries/Downloads_LFB/Wasserschutz/WS-Silosickersaft-11-09-20WS-11-01.pdf.
- LfL (2013) Silagesickersaft und Gewässerschutz. *Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft*, 1-26.

- Li, H., Cheng, F., Wei, Y., Lydy, M.J., You, J. (2017) Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: An overview. *Journal of Hazardous Materials* 324, 258-271, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.056>, issn 1873-3336 (Electronic)0304-3894 (Linking).
- Liess, M., Beketov, M. (2011) Traits and stress: keys to identify community effects of low levels of toxicants in test systems. *Ecotoxicology* 20, 1328-1340, <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0689-y>, issn 0963-9292, 1573-3017.
- Liess, M., Henz, S., Shahid, N. (2020) Modeling the synergistic effects of toxicant mixtures. *Environmental Sciences Europe* 32, 119, <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00394-7>, issn 2190-4707, 2190-4715.
- Liess, M., Liebmann, L., Vormeier, P., Weisner, O., Altenburger, R., Borchardt, D., Brack, W., Chatzinotas, A., Escher, B., Foit, K., Gunold, R., Henz, S., Hitzfeld, K.L., Schmitt-Jansen, M., Kamjunke, N., Kaske, O., Knillmann, S., Krauss, M., Kuster, E., Link, M., Luck, M., Moder, M., Müller, A., Paschke, A., Schäfer, R.B., Schneeweiss, A., Schreiner, V.C., Schulze, T., Schuurmann, G., von Tumpling, W., Weitere, M., Wogram, J., Reemtsma, T. (2021) Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* 201, 117262, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>, issn 1879-2448 (Electronic)0043-1354 (Linking).
- Liess, M., Liebmann, L., Vormeier, P., Weisner, O., Altenburger, R., Borchardt, D., Brack, W., Chatzinotas, A., Escher, B., Foit, K., Gunold, R., Henz, S., Hitzfeld, K.L., Schmitt-Jansen, M., Kamjunke, N., Kaske, O., Knillmann, S., Krauss, M., Küster, E., Link, M., Lück, M., Möder, M., Müller, A., Paschke, A., Schäfer, R.B., Schneeweiss, A., Schreiner, V.C., Schulze, T., Schuurmann, G., Von Tumpling, W., Weitere, M., Wogram, J., Reemtsma, T. (2021) Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* 201, 117262, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>, issn 00431354.
- Loos, R., Tavazzi, S., Mariani, G., Suurkuusk, G., Paracchini, B., Umlauf, G. (2017) Analysis of emerging organic contaminants in water, fish and suspended particulate matter (SPM) in the Joint Danube Survey using solid-phase extraction followed by UHPLC-MS-MS and GC-MS analysis. *Science of the Total Environment* 607-608, 1201-1212, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.039>, issn 1879-1026 (Electronic)0048-9697 (Print)0048-9697 (Linking).
- Lozano, V.L., Vinocur, A., Sabio Y García, C.A., Allende, L., Cristos, D.S., Rojas, D., Wolansky, M., Pizarro, H. (2018) Effects of glyphosate and 2,4-D mixture on freshwater phytoplankton and periphyton communities: a microcosms approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148, 1010-1019, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.12.006>, issn 01476513.
- LWK Was ist in Gülle enthalten? *Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen* - <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/guelle/duenger/guelleinhaltsstoffe.htm>.
- Maia, M.B., De Brito, J., Martins, I.M., Silvestre, J.D. (2018) Toxicity of Recycled Concrete Aggregates: Review on Leaching Tests. *The Open Construction and Building Technology Journal* 12, 187-196, <https://doi.org/10.2174/1874836801812010187>, issn 1874-8368.
- Malaj, E., von der Ohe, P.C., Grothe, M., Kühne, R., Mondy, C.P., Usseglio-Polatera, P., Brack, W., Schäfer, R.B. (2014) Organic chemicals jeopardise freshwater ecosystems health on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111, 9549-9554.
- Maltby, L. (1991) Pollution as a Probe of Life-History Adaptation in *Asellus aquaticus* (Isopoda). *Oikos* 61, 11-18.
- Marium, A., Chatha, A.M.M., Naz, S., Khan, M.F., Safdar, W., Ashraf, I. (2023) Effect of Temperature, pH, Salinity and Dissolved Oxygen on Fishes. *Journal of Zoology and Systematics*, 1-12, <https://doi.org/10.56946/jzs.v1i2.198>, issn 3005-8309.
- Martin, O.V. (2023) Synergistic effects of chemical mixtures: How frequent is rare? *Current Opinion in Toxicology* 36, 100424, <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2023.100424>, issn 24682020.
- Mocová, K.A., Sackey, L.N.A., Renkerová, P. (2019) Environmental Impact of Concrete and Concrete-Based Construction Waste Leachates. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 290, 012023, <https://doi.org/10.1088/1755-1315/290/1/012023>, issn 1755-1307, 1755-1315.

- Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C., Liber, K. (2015) Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International* 74, 291-303, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024>, issn 01604120.
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J. (2018) Comprehensive analysis of >30 years of data on stream fish population trends and conservation status in Bavaria, Germany. *Biological Conservation* 226, 311-320, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.006>, issn 00063207.
- Muhar, S., Schwarz, M., Schmutz, S., Jungwirth, M. (2000) Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia* 422/423, 343-358.
- Muir, D.C.G., Getzinger, G.J., McBride, M., Ferguson, P.L. (2023) How Many Chemicals in Commerce Have Been Analyzed in Environmental Media? A 50 Year Bibliometric Analysis. *Environmental Science & Technology* 57, 9119-9129, <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09353>, issn 1520-5851 (Electronic)0013-936X (Print)0013-936X (Linking).
- Muniz, M.S., Maia, M.E.S., Araruna, I.C.A., Martins, R.X., Rocha, T.L., Farias, D. (2023) A review on the ecotoxicity of macrocyclic lactones and benzimidazoles on aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 54257-54279, <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26354-1>, issn 1614-7499.
- Newcombe, C.P., Jensen, J.O.T. (1996) Channel Suspended Sediment and Fisheries: A Synthesis for Quantitative Assessment of Risk and Impact. *North American Journal of Fisheries Management* 16, 693-727, [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1996\)016<0693:CSSAFA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1996)016<0693:CSSAFA>2.3.CO;2), issn 0275-5947, 1548-8675.
- Niederwanger, M., Wieser, J., Thaler, M., Felber, A., Schmölg, K., Mark, W., Tasser, E., Kaufmann, R., Pelster, B. (2022) Expression of biomarkers connected to endocrine disruption in *Cottus gobio* and *Salmo trutta fario* in relation to sewage treatment plant-efflux and pesticides. *Frontiers in Environmental Science* 10, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1027062>, issn 2296-665X.
- ÖWAV (2025) *Umweltmerkblatt - Wasserwirtschaft und Gewässerschutz auf Baustellen*. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien, pp. 7.
- Parvathy, A.J., Das, B.C., Jifriya, M.J., Varghese, T., Pillai, D., Rejish Kumar, V.J. (2023) Ammonia induced toxico-physiological responses in fish and management interventions. *Reviews in Aquaculture* 15, 452-479, <https://doi.org/10.1111/raq.12730>, issn 1753-5131.
- Pesce, S., Kergoat, L., Paris, L., Billet, L., Besse-Hoggan, P., Bonnineau, C. (2021) Contrasting Effects of Environmental Concentrations of Sulfonamides on Microbial Heterotrophic Activities in Freshwater Sediments. *Frontiers in Microbiology* 12, 753647, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.753647>, issn 1664-302X.
- Peter, A., Schölzel, N. (2018) Kleine Bäche – Grosse Bedeutung, die Bedeutung kleiner Fließgewässer für unsere Fische. *Aqua & Gas* 18, 70-78.
- Petriki, O., Patsia, A., Vafeiadou, A., Tekidis, I., Michalopoulou, P., Samartzi, S., Mallinis, D., Bobori, D. (2021) Tracking the Causes of a Mass Fish Kill at a Mediterranean River within a Protected Area. *Water* 13, 989, <https://doi.org/10.3390/w13070989>, issn 2073-4441.
- Pieters, B.J., Liess, M. (2006) Maternal nutritional state determines the sensitivity of *Daphnia magna* offspring to short-term Fenvalerate exposure. *Aquatic Toxicology* 76, 268-277, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.013>, issn 0166-445X (Print)0166-445X (Linking).
- Pieters, B.J., Paschke, A., Reynaldi, S., Kraak, M.H.S., Admiraal, W., Liess, M. (2007) Influence of food limitation on the effects of fenvalerate pulse exposure on the life history and population growth rate of *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 2254-2259, issn 0978-90-76894-68-3.
- Pimentao, A.R., Cuco, A.P., Pascoal, C., Cassio, F., Castro, B.B. (2024) Current trends and mismatches on fungicide use and assessment of the ecological effects in freshwater ecosystems. *Environmental Pollution* 347, 123678, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123678>, issn 1873-6424 (Electronic)0269-7491 (Linking).
- Racke, K.D. (2003) Release of pesticides into the environment and initial concentrations in soil, water, and plants. *Pure and Applied Chemistry* 75, 1905-1916, <https://doi.org/DOI10.1351/pac200375111905>, issn 0033-4545.

- Ramage, C.I., Lopes Dos Santos, R.A., Yon, L., Johnson, M.F., Vane, C.H. (2025) Widespread pesticide pollution in two English river catchments of contrasting land-use: from sediments to fish. *Environmental Pollution* 375, 126371, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126371>, issn 1873-6424 (Electronic)0269-7491 (Linking).
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D., Cooke, S.J. (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94, 849-873, <https://doi.org/10.1111/brv.12480>, issn 1469-185X (Electronic)0006-3231 (Linking).
- Reis, C.G., Bastos, L.M., Chitolina, R., Gallas-Lopes, M., Zanona, Q.K., Becker, S.Z., Herrmann, A.P., Piato, A. (2023) Neurobehavioral effects of fungicides in zebrafish: a systematic review and meta-analysis. *Scientific Reports* 13, 18142, <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45350-6>, issn 2045-2322.
- Rohman, A., Fauzi, A.I., Ardani, N.H., Nuha, M.U., Perdana, R.S., Nurtyawan, R., Lotfata, A. (2023) Monitoring Biochemical Oxygen Demand (BOD) Changes During a Massive Fish Kill Using Multitemporal Landsat-8 Satellite Images in Maninjau Lake, Indonesia. *Forum Geografi* 37, <https://doi.org/10.23917/forgeo.v37i1.21307>, issn 2460-3945, 0852-0682.
- Romanelli, A., Soto, D.X., Matiatos, I., Martínez, D.E., Esquius, S. (2020) A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 715, 136909, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136909>, issn 00489697.
- Roodt, A.P., Huszarik, M., Entling, M.H., Schulz, R. (2023) Aquatic-terrestrial transfer of neonicotinoid insecticides in riparian food webs. *Journal of Hazardous Materials* 455, 131635, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131635>.
- Rösch, A., Beck, B., Hollender, J., Singer, H. (2019) Picogram per liter quantification of pyrethroid and organophosphate insecticides in surface waters: a result of large enrichment with liquid-liquid extraction and gas chromatography coupled to mass spectrometry using atmospheric pressure chemical ionization. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 411, 3151-3164, issn 1618-2642.
- Rumschlag, S.L., Gallagher, B., Hill, R., Schafer, R.B., Schmidt, T.S., Woods, T., Kopp, D., Dumelle, M., Rohr, J.R., De Laender, F., Hoffman, J., Behrens, J., Lepak, R., Jones, D.K., Mahon, M.B. (2025) Diverging fish biodiversity trends in cold and warm rivers and streams. *Nature* 647, 656-662, <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09556-0>, issn 1476-4687 (Electronic)0028-0836 (Linking).
- Runck, C. (2007) Macroinvertebrate production and food web energetics in an industrially contaminated stream. *Ecological Applications* 17, 740-753, <https://doi.org/10.1890/05-1026>, issn 1051-0761.
- Sadecki, R.W., Busacker, G.P., Moxness, K.L., Faruq, K.C., Allen, L.G. (1996) *Investigation of Water Quality in Runoff from Stockpiles of Salvaged Concrete and Bituminous Paving*. Department of Transportation Office of University Research, Oakdale Minnesota, pp. 116.
- Sanger, M., Natarajan, B.M., Wang, B., Edil, T., Ginder-Vogel, M. (2020) Recycled concrete aggregate in base course applications: Review of field and laboratory investigations of leachate pH. *Journal of Hazardous Materials* 385, 121562, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121562>, issn 03043894.
- Santana, M.S., Sandrini-Neto, L., Di Domenico, M., Prodocimo, M.M. (2021) Pesticide effects on fish cholinesterase variability and mean activity: A meta-analytic review. *Science of the Total Environment* 757, 143829, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143829>, issn 00489697.
- Santos, L.H.M.L.M., Araújo, A.N., Fachini, A., Pena, A., Delerue-Matos, C., Montenegro, M.C.B.S.M. (2010) Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials* 175, 45-95, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.100>, issn 03043894.
- Sattelberger, R. (1999) *Arzneimittelrückstände in der Umwelt: Bestandsaufnahme und Problemdarstellung*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 118 isbn 978-3-85457-510-8.
- Schäfer, R.B., Caquet, T., Siimes, K., Mueller, R., Lagadic, L., Liess, M. (2007) Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical

- regions in Europe. *Science of the Total Environment* 382, 272-285, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.040>, issn 00489697.
- Schemmer, A., Wolfram, J., Roodt, A.P., Bub, S., Petschick, L.L., Herrmann, L.Z., Stehle, S., Schulz, R. (2024) Pesticide mixtures in surface waters of two protected areas in southwestern Germany. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 112, 10, <https://doi.org/10.1007/s00128-023-03830-5>.
- Scheringer, M., Schulz, R. (2025) The State of the World's Chemical Pollution. *Annual Review of Environment and Resources* 50, 381-408, <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-111523-102318>.
- Schmitz, J., Hahn, M., Brühl, C.A. (2014) Agrochemicals in field margins—An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 193, 60-69, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.025>.
- Schmolz, K., Bottarin, R., Felber, A., Lassacher, F., Lehne, F., Mark, W., Niederwanger, M., Niedrist, G.H., Oberarzbacher, S., Pelster, B., Peron, A., Persiano, S., Schletterer, M., Schwarzenberger, R., Scotti, A., Thaler, M., Walde, J., Wieser, J., Tasser, E. (2022) A first attempt at a holistic analysis of various influencing factors on the fish fauna in the Eastern European Alps. *Science of the Total Environment* 808, 151886, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151886>, issn 1879-1026 (Electronic)0048-9697 (Linking).
- Schmutz, S. (2003) *Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische*, pp. 80.
- Schmutz, S., Sendzimir, J. (2018) *Riverine Ecosystem Management*. Springer, Cham, Switzerland.
- Schulz, R., Liess, M. (1999) A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology* 46, 155-176, [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0166-445x\(99\)00002-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0166-445x(99)00002-8).
- Schulz, R., Liess, M. (1999) Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 2243-2250, <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5620181018>.
- Schulz, R. (2004) Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality* 33, 419-448.
- Schulz, R., Bub, S., Petschick, L.L., Stehle, S., Wolfram, J. (2021) Applied pesticide toxicity shifts towards plants and invertebrates, even in GM crops. *Science* 372, 81-84, <https://doi.org/DOI:10.1126/science.abe1148>.
- Schwoerbel, J., Brendelberger, H. (2022) *Einführung in die Limnologie*. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, pp. 482.
- Shuman-Goodier, M.E., Propper, C.R. (2016) A meta-analysis synthesizing the effects of pesticides on swim speed and activity of aquatic vertebrates. *Science of the Total Environment* 565, 758-766, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.205>, issn 00489697.
- Smedbol, É., Gomes, M.P., Paquet, S., Labrecque, M., Lepage, L., Lucotte, M., Juneau, P. (2018) Effects of low concentrations of glyphosate-based herbicide factor 540® on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. *Chemosphere* 192, 133-141, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.128>, issn 00456535.
- Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179-196, [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3), issn 02697491.
- Spielmeyer, A., Höper, H., Hamscher, G. (2017) Long-term monitoring of sulfonamide leaching from manure amended soil into groundwater. *Chemosphere* 177, 232-238, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.020>, issn 00456535.
- Spycher, S., Mangold, S., Doppler, T., Junghans, M., Wittmer, I., Stamm, C., Singer, H. (2018) Pesticide Risks in Small Streams-How to Get as Close as Possible to the Stress Imposed on Aquatic Organisms. *Environmental Science & Technology* 52, 4526-4535, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00077>, issn 1520-5851 (Electronic)0013-936X (Linking).
- Spycher, S., Teichler, R., Vonwyl, E., Longrée, P., Stamm, C., Singer, H., Daouk, S., Doppler, T., Junghans, M. (2018) Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen. *Aqua & Gas* 4, 14-25.

- Staub, B., Prada, D., Straumann, M., Baumgartner, B., Hertzog, B., Auberson, C., Czekalski, N. (2022) *Gewässerschutz auf Baustellen*. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Glattbrugg, pp. 8.
- Stehle, S., Elsaesser, D., Gregoire, C., Imfeld, G., Niehaus, E., Passeport, E., Payraudeau, S., Schäfer, R.B., Tourné, J., Schulz, R. (2011) Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: A Meta-analysis. *Journal of Environmental Quality* 40, 1068-1080, <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2010.0510>.
- Stehle, S., Knaebel, A., Schulz, R. (2013) Probabilistic Risk Assessment of Insecticide Concentrations in Agricultural Surface Waters: A Critical Appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 6295-6310, <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-012-3026-x>.
- Stehle, S., Schulz, R. (2015) Pesticide Authorization in the EU - Environment Unprotected? *Environmental Science and Pollution Research* 22, 19632-19647, <https://doi.org/doi:10.1007/s11356-015-5148-5>.
- Stehle, S., Schulz, R. (2015) Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112, 5750-5755, <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.1500232112>.
- Stehle, S., Dabrowski, J.M., Bangert, U., Schulz, R. (2016) Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Science of the Total Environment* 545-546, 171-183.
- Stehle, S., Blin, A., Bub, S., Petschick, L., Wolfram, J., Schulz, R. (2019) Aquatic pesticide exposure in the U.S. as a result of non-agricultural uses. *Environment International* 133, 105234.
- Stone, W.W., Gilliom, R.J., Ryberg, K.R. (2014) Pesticides in U.S. streams and rivers: occurrence and trends during 1992-2011. *Environmental Science & Technology* 48, 11025-11030, <https://doi.org/10.1021/es5025367>, issn 1520-5851 (Electronic)0013-936X (Linking).
- Sturm, A., Radau, T.S., Hahn, T., Schulz, R. (2007) Inhibition of rainbow trout acetylcholinesterase by aqueous and suspended particle-associated organophosphorous insecticides. *Chemosphere* 68, 605-612.
- Su, J., Su, Y., Weng, Y., Ayub, G., She, C., Xiao, Y. (2025) Insights Into Proliferation Effects of Low-Dose Glyphosate on Phytoplankton Communities. *Microbial Ecology* 88, 75, <https://doi.org/10.1007/s00248-025-02581-6>, issn 1432-184X.
- Tan, H., Hu, X., Zhang, Y., Zhang, L., Chen, Y., Zhang, X., Wu, C., Deng, X., Li, Y. (2025) Binary combined toxicity of neonicotinoids and co-existing pollutants to non-target invertebrates: A meta-analysis. *Environmental Research* 285, 122419, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122419>, issn 00139351.
- TFV *Fischsterben und Gewässerunreinigungen - Handlungsempfehlung*. Tiroler Fischereiverband, <https://www.tiroler-fischereiverband.at/wp-content/uploads/2024/06/Fischsterben-Verunreinigungen-Handlungsempfehlungen-TFV.pdf>, pp. 6.
- Thrupp, T.J., Runnalls, T.J., Scholze, M., Kugathas, S., Kortenkamp, A., Sumpter, J.P. (2018) The consequences of exposure to mixtures of chemicals: Something from 'nothing' and 'a lot from a little' when fish are exposed to steroid hormones. *Science of the Total Environment* 619-620, 1482-1492, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.081>, issn 1879-1026 (Electronic)0048-9697 (Linking).
- UBA (2022) Fischsterben in der Oder, August 2022, Statusbericht, Stand 30.09.2022. *Mitglieder der Nationalen Expert*innengruppe unter Leitung des Umweltbundesamtes*, 34.
- Uddin, M.H., Ritu, J.R., Niyogi, S., Chivers, D.P. (2026) Multigenerational effects of selected environmental contaminants in fishes: A comprehensive review. *Comparative Biochemistry and Physiology C Toxicology and Pharmacology* 302, 110453, <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2026.110453>, issn 1532-0456 (Print)1532-0456 (Linking).
- Umweltbundesamt (2022) Pyrethroide in Wasser nachweisen. <https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/stoffradar/pyrethroide-in-wasser-nachweisen>.
- Unfer, G., Hauer, C., Lautsch, E. (2010) The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. *Ecology of Freshwater Fish* 20, 438-448, <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00456.x>, issn 0906-6691/1600-0633.

- Velisek, J., Stara, A., Kolarova, J., Svobodova, Z. (2011) Biochemical, physiological and morfological responses in common carp (*Cyprinus carpio* L.) after long-term exposure to terbutryn in real environmental concentration. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 100, 305-313, <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2011.05.004>, issn 00483575.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555-561, <https://doi.org/10.1038/nature09440>, issn 1476-4687 (Electronic)0028-0836 (Linking).
- Wang, Y., Chen, C., Yang, G., Wang, X., Wang, Q., Weng, H., Zhang, Z., Qian, Y. (2022) Combined lethal toxicity, biochemical responses, and gene expression variations induced by tebuconazole, bifenthrin and their mixture in zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 230, 113116, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113116>, issn 01476513.
- Wang, Z., Walker, G.W., Muir, D.C.G., Nagatani-Yoshida, K. (2020) Toward a Global Understanding of Chemical Pollution: A First Comprehensive Analysis of National and Regional Chemical Inventories. *Environmental Science & Technology* 54, 2575-2584, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06379>, issn 1520-5851 (Electronic)0013-936X (Linking).
- Weisner, O., Frische, T., Liebmann, L., Reemtsma, T., Ross-Nickoll, M., Schafer, R.B., Schaffer, A., Scholz-Starke, B., Vormeier, P., Knillmann, S., Liess, M. (2021) Risk from pesticide mixtures - The gap between risk assessment and reality. *Science of the Total Environment* 796, 149017, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149017>, issn 1879-1026 (Electronic)0048-9697 (Linking).
- Werner, I., Young, T.M., (2018) Pyrethroid insecticides—Exposure and impacts in the aquatic environment, in: DellaSala, D.A., Goldstein, M.I. (Eds.), *Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier, Oxford, pp. 119-126, isbn 9780128135761.
- Werner, I., Schneeweiss, A., Segner, H., Junghans, M. (2021) Environmental Risk of Pesticides for Fish in Small- and Medium-Sized Streams of Switzerland. *Toxics* 9, <https://doi.org/10.3390/toxics9040079>, issn 2305-6304 (Electronic)2305-6304 (Linking).
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology*. Academic Press, San Diego, p. 1006.
- Wiberg-Larsen, P., Nørum, U., Rasmussen, J.J. (2021) Repeated insecticide pulses increase harmful effects on stream macroinvertebrate biodiversity and function. *Environmental Pollution* 273, 116404, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116404>, issn 02697491.
- WKO (2008) *Umweltmerkblatt - Wasserwirtschaft und Gewässerschutz auf Baustellen*. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) und die Wirtschaftskammern Österreichs (WKO), Wien, pp. 6.
- Wolfram, G., Miksch, E., (2007) Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs, in: Zülka, K.P. (Ed.), *Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner), Wien, Böhlau.
- Wolfram, J., Stehle, S., Bub, S., L.L., P., Schulz, R. (2018) Meta-analysis of Insecticides in U.S. Surface Waters: Status and Future Implications. *Environmental Science & Technology* 52, 14452-14460, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04651>.
- Wolfram, J., Petschick, L.L., Bub, S., Stehle, S., Schulz, R. (2021) Water quality and ecological risks in European surface waters – Monitoring improves while water quality decreases. *Environment International* 152, 106479, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106479>.
- Wolfram, J., Bub, S., Petschick, L.L., Schemmer, A., Stehle, S., Schulz, R. (2023) Pesticide occurrence in protected surface waters in nature conservation areas of Germany. *Science of the Total Environment* 858, 160074, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160074>.
- Wolfram, J., Bussen, D., Bub, S., Petschick, L.L., Herrmann, L.Z., Schulz, R. (2026) Increasing applied pesticide toxicity trends counteract the global reduction target to safeguard biodiversity. *Science* 391, 616-621, <https://doi.org/10.1126/science.aea8602>.
- Wright, P., Inglis, A., Geohring, L., (2004) Effectiveness of Silage Leachate Treatment with Vegetative Filter Areas, 2004, *Ottawa, Canada August 1 - 4, 2004*. American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Xing, Z., Chow, L., Rees, H., Meng, F., Li, S., Ernst, B., Benoy, G., Zha, T., Hewitt, L.M. (2013) Influences of sampling methodologies on pesticide-residue detection in stream water. *Archives of*

- Environmental Contamination and Toxicology* 64, 208-218, <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9833-9>, issn 1432-0703 (Electronic)0090-4341 (Linking).
- Xu, Z., Cao, J., Qin, X., Qiu, W., Mei, J., Xie, J. (2021) Toxic Effects on Bioaccumulation, Hematological Parameters, Oxidative Stress, Immune Responses and Tissue Structure in Fish Exposed to Ammonia Nitrogen: A Review. *Animals* 11, 3304, <https://doi.org/10.3390/ani11113304>, issn 2076-2615.
- Yan, Z., Yang, Q., Jiang, W., Lu, J., Xiang, Z., Guo, R., Chen, J. (2018) Integrated toxic evaluation of sulfamethazine on zebrafish: Including two lifespan stages (embryo-larval and adult) and three exposure periods (exposure, post-exposure and re-exposure). *Chemosphere* 195, 784-792, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.119>, issn 00456535.
- Yang, G., Lv, L., Di, S., Li, X., Weng, H., Wang, X., Wang, Y. (2021) Combined toxic impacts of thiamethoxam and four pesticides on the rare minnow (*Gobiocypris rarus*). *Environmental Science and Pollution Research* 28, 5407-5416, <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10883-0>, issn 0944-1344, 1614-7499.
- Yoshimura, H., Endoh, Y.S. (2005) Acute toxicity to freshwater organisms of antiparasitic drugs for veterinary use. *Environmental Toxicology* 20, 60-66, <https://doi.org/10.1002/tox.20078>, issn 1522-7278.
- Zhang, T., Dong, Z., Liu, F., Pan, E., He, N., Ma, F., Wang, G., Wang, Y., Dong, J. (2022) Avermectin induces carp neurotoxicity by mediating blood-brain barrier dysfunction, oxidative stress, inflammation, and apoptosis through PI3K/Akt and NF-κB pathways. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 243, 113961, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113961>, issn 01476513.
- Zhang, T.-X., Li, M.-R., Liu, C., Wang, S.-P., Yan, Z.-G. (2023) A review of the toxic effects of ammonia on invertebrates in aquatic environments. *Environmental Pollution* 336, 122374, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122374>, issn 02697491.
- Zick, D., Gassner, H., Filzmoser, P., Wanzenböck, J., Pamminer-Lahnsteiner, B., Tischler, G. (2006) Changes in the fish species composition of all Austrian lakes >50 ha during the last 150 years. *Fisheries Management and Ecology* 13, 103-111, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00483.x>, issn 0969-997X1365-2400.
- Zubrod, J.P., M., B., Arts, G., Brühl, C.A., Imfeld, G., Knäbel, A., Payraudeau, S., Rasmussen, J.J., Rohr, J., Scharmüller, A., Smalling, K., Stehle, S., Schulz, R., Schäfer, R.B. (2019) Fungicides – an overlooked pesticide class? *Environmental Science & Technology* 53, 3347-3365.

7 Anhang

Tab. A1: Liste der PSM-Wirkstoffe mit den regulatorischen Schwellenwerten (RTL) für Fische (akut und chronische Toxizität; Wasserkonzentrationen in µg/L) für Deutschland (Bub et al., 2023). Angegeben sind die PSM-Wirkstoffe auf der linken Seite in alphabetischer Reihenfolge und im rechten Tabellenteil nach absteigender Toxizität (Giftigkeit akut bzw. chronisch) sortiert, wobei einige besonders giftige Insektizide der Wirkstoffgruppe der Pyrethroide mit Relevanz für Österreich in gelb markiert sind (siehe Text); #NV = kein regulatorischer Schwellenwert (RTL) verfügbar.

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Acequinocyl	650	#NV	gamma-Cyhalothrin	0,000354	Esfenvalerat	0,0001
Clofentezin	#NV	0,7	Tefluthrin	0,0006	Tefluthrin	0,000397
Fenpyroximat	0,0105	0,01	beta-Cyfluthrin	0,00068	beta-Cyfluthrin	0,00042
Asulam	#NV	#NV	lambda-Cyhalothrin	0,00078	Cyfluthrin	0,001
Beflubutamid	#NV	#NV	Bifenthrin	0,001	Bifenthrin	0,0012
Diflufenican	0,985	1,5	Esfenvalerat	0,001	gamma-Cyhalothrin	0,00155
Dimethachlor	39	85	Cyfluthrin	0,0047	alpha-Cypermethrin	0,003
Dimethenamid-P	26	12	Fenpyroximat	0,0105	lambda-Cyhalothrin	0,0031
Florasulam	#NV	11900	Fenbutatin-oxid	0,0114	tau-Fluvalinat	0,0064
Flufenacet	#NV	#NV	alpha-Cypermethrin	0,023	Cypermethrin	0,0077
Isoxaben	#NV	40	Abamectin	0,025	Fenpyroximat	0,01
Metazachlor	85	215	Etofenprox	0,027	Fenbutatin-oxid	0,02
Metolachlor	#NV	#NV	Cypermethrin	0,0283	Trifluralin	0,03

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Metosulam	#NV	424	Lindan	0,029	Dimoxystrobin	0,0316
Napropamid	66	110	Fenazaquin	0,032	Ipconazole	0,044
Penoxsulam	#NV	1000	Pyraclostrobin	0,06	Dithianon	0,046
Pethoxamid	21,9	9,24	tau-Fluvalinat	0,0794	Abamectin	0,052
Propyzamid	#NV	22,4	Dichlofluanid	0,1	Fenazaquin	0,096
Pyroxsulam	59	1010	Famoxadone	0,11	Benfluralin	0,13
S-Metolachlor	#NV	#NV	Dithianon	0,143	Mancozeb	0,135
Propachlor	#NV	#NV	Captan	0,147	Chlorthalonil	0,14
Alachlor	#NV	#NV	Carbosulfan	0,15	Spirodiclofen	0,195
Isocarbamid	#NV	#NV	Trifloxystrobin	0,15	Etofenprox	0,21
Tebutam	#NV	#NV	Tolyfluanid	0,16	Tebufenpyrad	0,245
Naptalam	#NV	#NV	Kupferhydroxid	0,17	Fluazinam	0,29
Aluminiumkaliumsulfat	#NV	#NV	Benfuracarb	0,17	Proquinazid	0,3
Kaliumphosphonat (Kaliumphosphit)	#NV	10000	Chlorthalonil	0,17	Carbendazim	0,32
Kupferhydroxid	0,17	1800	Parathion	0,17766	Zoxamide	0,348
Kupferoktanoat	#NV	#NV	Carbendazim	0,19	Carbosulfan	0,4
Kupferoxychlorid	#NV	1800	Amisulbrom	0,229	Quinoxifen	0,409
Kupfersulfat, dreibasisch	#NV	#NV	Isopyrazam	0,258	Trifloxystrobin	0,43
Schwefel	#NV	#NV	Tebufenpyrad	0,3	Thiacloprid	0,45
Schwefelkalkbrühe	26,7	#NV	Propargit	0,43	Bixafen	0,46
Kupfernaphthenat	#NV	#NV	Dimoxystrobin	0,434	Azadirachtin (Neem)	0,47

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Fentin-hydroxid	0,5	#NV	Azadirachtin (Neem)	0,48	Chlorpyrifos-methyl	0,5
Kupfersulfat	#NV	#NV	Fentin-hydroxid	0,5	Pyraclostrobin	0,5
Ametoctradin	#NV	4,8	Picoxystrobin	0,5	Aclonifen	0,5
Amisulbrom	0,229	3,7	Methylisothiocyanat	0,531	Propargit	0,57
Azaconazol	#NV	#NV	Fluazinam	0,55	Fipronil	0,6
Bitertanol	21,4	0,76	Quinoclamrin	0,63	Pendimethalin	0,63
Bromuconazol	#NV	#NV	Difenacoum	0,64	Picolinafen	0,64
Cyazofamid	5,6	9	Mancozeb	0,74	1-Decanol	0,64
Cyproconazol	190	16	Triazoxid	0,77	Maneb	0,65
Difenoconazol	11	0,76	Benfluralin	0,81	Clofentezin	0,7
Epoxiconazol	31,4	1	Fipronil	0,852	Bitertanol	0,76
Fenamidone	7,4	7	Trifluralin	0,88	Difenoconazol	0,76
Fenbuconazol	6,8	2,3	Haloxypop-P (Haloxypop-R)	0,884	Folpet	0,81
Fluquinconazol	13,4	15,4	Bixafen	0,95	Parathion	0,89
Flusilazol	12	2,3	Folpet	0,98	Bifenox	0,91
Flutriafol	330	480	Diflufenican	0,985	Epoxiconazol	1
Imazalil	14,8	#NV	Zoxamide	1,6	Triticonazol	1
Ipconazole	13	0,044	Thiram	1,71	Picoxystrobin	1
Metconazol	21	114	Carbofuran	1,8	Halauixifen-methyl	1,15
Myclobutanil	20	20	Kresoxim-methyl	1,9	Tebuconazol	1,2
Penconazol	#NV	#NV	Propaquizafop	1,9	Thiabendazol	1,2

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Propiconazol	26	6,8	Pendimethalin	1,96	Thiram	1,2
Prothioconazol	18,3	30,8	Maneb	2	Tolclofos-methyl	1,2
Tebuconazol	44	1,2	Pirimiphos-methyl	2	Kresoxim-methyl	1,3
Tetraconazole	43	30	Fludioxonil	2,3	Famoxadone	1,4
Triadimenol	174	313	Diazinon	2,7	Spiroxamine	1,4
Triazoxid	0,77	#NV	Fluxapyroxad	2,9	Diflufenican	1,5
Triticonazol	#NV	1	Dazomet	3	Bifenazate	1,7
Etridiazol	24	12	Ethoprophos	3,2	Teflubenzuron	1,86
Diclobutrazol	#NV	#NV	Fentin-acetat	3,2	Propaquizafop	1,9
Dazomet	3	#NV	Propineb	3,29	Quinoclamín	2
Metam	#NV	#NV	Buprofezin	3,3	Malathion	2,1
Benomyl	#NV	#NV	Metiram	3,36	Metiram	2,2
Carbendazim	0,19	0,32	Proquinazid	3,49	Triflumuron	2,28
Fuberidazol	9,1	#NV	Fluopicolide	3,6	Fenbuconazol	2,3
Thiabendazol	5,5	1,2	Guazatin	4,2	Flusilazol	2,3
Thiophanat-methyl	110	32	Fluoxastrobin	4,35	Prochloraz	2,49
Azadirachtin (Neem)	0,48	0,47	Azoxystrobin	4,7	Mepanipyrim	2,7
Bacillus thuringiensis	#NV	#NV	Pyrazophos	4,8	Fluoxastrobin	2,86
Pyrethrine	#NV	#NV	Thiabendazol	5,5	Dichlorpropen	3,2
Benthiavalicarb	#NV	#NV	Dichlorvos	5,5	Fluxapyroxad	3,59
Iprovalicarb	#NV	500	Cyazofamid	5,6	Amisulbrom	3,7

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Mancozeb	0,74	0,135	Bifenazate	5,8	Triallat	3,8
Maneb	2	0,65	Dodin	6	Fludioxonil	3,9
Metiram	3,36	2,2	Methomyl	6,2	Hexythiazox	4
Propamocarb	968	#NV	Phosalon	6,3	Phenmedipham	4,1
Propineb	3,29	8,23	Methiocarb	6,5	Cymoxanil	4,4
Thiram	1,71	1,2	Fenoxycarb	6,6	Tolyfluanid	4,4
Ziram	#NV	#NV	Aclonifen	6,7	Ametoctradin	4,8
Ferbam	#NV	#NV	1,4-Dimethylnaphthalin	6,7	Fenoxycarb	4,8
Zineb	#NV	#NV	Fenbuconazol	6,8	Methiocarb	5
Chinomethionat	#NV	#NV	Tolclofos-methyl	6,9	Buprofezin	5,2
Carbetamid	#NV	10000	Fenamidone	7,4	Dimethomorph	5,6
Desmedipham	14,1	14,6	Mandestrobin	8,4	Phosalon	5,6
Phenmedipham	18,4	4,1	Prosulfocarb	8,4	Ethoprophos	6,4
Propham	#NV	#NV	Fuberidazol	9,1	Indoxacarb	6,75
Cycloat	#NV	#NV	Triallat	9,5	Propiconazol	6,8
Bendiocarb	#NV	#NV	Metalaxyl	9,6	Fenamidone	7
Benfuracarb	0,17	#NV	Methamidophos	9,6512	Diethofencarb	7,2
Carbofuran	1,8	#NV	Bupirimat	10	Methomyl	7,3
Carbosulfan	0,15	0,4	Difenoconazol	11	Iprodion	7,31
Fenoxycarb	6,6	4,8	Pyridat	11,9	Fluazifop-P	7,7
Formetanat	#NV	#NV	Flusilazol	12	Isoxaflutole	8

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Methiocarb	6,5	5	Prochloraz	12	Propineb	8,23
Pirimicarb	790	1000	Ipconazole	13	Cyprodinil	8,3
Thiodicarb	14	#NV	Fluazifop-P	13,1	Pencycuron	8,32
Promecarb	#NV	#NV	Fluquinconazol	13,4	Cyazofamid	9
Propoxur	#NV	#NV	Fenhexamid	13,4	Terbuthylazin	9
Aldicarb	#NV	#NV	Cyprodinil	13,5	1,4-Dimethylnaphthalin	9
Methomyl	6,2	7,3	Thiodicarb	14	Diazinon	9,2
Ethiofencarb	#NV	#NV	Desmedipham	14,1	Pethoxamid	9,24
Oxamyl	31,3	50	Imazalil	14,8	Linuron	9,7
Fluoroglycofen	#NV	#NV	Prothioconazol	18,3	Dodin	9,9
Pendimethalin	1,96	0,63	Phenmedipham	18,4	Fenpropimorph	10
Trifluralin	0,88	0,03	Fenpropidin	19	Bupirimat	10
Benfluralin	0,81	0,13	Myclobutanil	20	Aminopyralid	10
Carvone	#NV	#NV	Metconazol	21	Fenhexamid	10,1
Chlorpropham	#NV	#NV	Bitertanol	21,4	Chlorantraniliprole	11
Paraffinöl	#NV	#NV	Pethoxamid	21,9	Dimethenamid-P	12
Eisen-III-phosphat	#NV	#NV	Terbuthylazin	22	Etridiazol	12
Metaldehyd	750	3750	Fenpropimorph	23	Deiquat	12
Dimethomorph	34	5,6	Carboxin	23	Dimethenamid	12
Fenpropimorph	23	10	Flumioxazin	23	Boscalid	12,5
Dodemorph	#NV	#NV	Etridiazol	24	Fluopyram	13,5

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Tridemorph	#NV	#NV	1-Decanol	24	Desmedipham	14,6
Aldimorph	#NV	#NV	Dimethenamid-P	26	Azoxystrobin	14,7
Trimorphamid	#NV	#NV	Propiconazol	26	Mandestrobin	15
Acetamiprid	1000	940	Dimethenamid	26	Fluquinconazol	15,4
Clothianidin	#NV	2000	Schwefelkalkbrühe	26,7	Fluopicolide	15,5
Imidacloprid	2110	902	Boscalid	27	Ethofumesat	15,6
Thiacloprid	197	0,45	Vinclozolin	28,4	Cyproconazol	16
Thiamethoxam	#NV	2000	Flurochloridon	30	Lenacil	16
Cyantraniliprole	#NV	#NV	Tebufoenozid	30	Flurtamone	18,8
Endosulfan	#NV	#NV	Iprodion	31	Captan	19,92
Dicofol	#NV	#NV	Oxamyl	31,3	Myclobutanil	20
Lindan	0,029	#NV	Epoxiconazol	31,4	Diflubenzuron	20
Methoxychlor	#NV	#NV	Hexythiazox	32	Propyzamid	22,4
Chlorfenvinphos	#NV	#NV	Dimethomorph	34	Metrafenone	22,8
Chlorpyrifos	#NV	#NV	Dimethachlor	39	Flutolanil	23,3
Chlorpyrifos-methyl	#NV	0,5	Tetraconazole	43	Tetraconazole	30
Dichlorvos	5,5	#NV	Tebuconazol	44	Prothioconazol	30,8
Dimethoat	302	40	Flutolanil	48	Prosulfocarb	31
Fosthiazate	#NV	#NV	Benalaxyl-M	49	Thiophanat-methyl	32
Isofenphos	#NV	#NV	Pyroxulam	59	Carboxin	32
Methamidophos	9,6512	#NV	Deiquat	61	Fenpropidin	32

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Methidathion	#NV	#NV	Napropamid	66	Oxathiapiprolin	34
Oxydemeton-methyl	170	180	Flurtamone	66,4	Flurochloridon	36
Parathion	0,17766	0,89	Diuron	67	Flumioxazin	37
Parathion-methyl	#NV	#NV	Linuron	67	Isoxaben	40
Phosphamidon	#NV	#NV	Spiroxamine	71,3	Dimethoat	40
Phoxim	#NV	#NV	Dichlobenil	72	Diuron	41
Pirimiphos-methyl	2	#NV	Metazachlor	85	Flurprimidol	42
Demeton-S-methyl	#NV	#NV	Picloram	88	Benalaxyl-M	49
Diazinon	2,7	9,2	Pinoxaden	103	Oxamyl	50
Fenthion	#NV	#NV	Pyrimethanil	105,6	Mandipropamid	50
Azinphos-ethyl	#NV	#NV	Ethofumesat	109,2	Methoxyfenozide	53
Azinphos-methyl	#NV	#NV	Thiophanat-methyl	110	Picloram	55
Malathion	#NV	2,1	Silthiofam	110	Tembotrione	60,4
Demeton-S-methyl-sulfon	#NV	#NV	Fluroxypyr	143	Dichlobenil	66
Mevinphos	#NV	#NV	Clomazone	155	Tebufenozid	71
Sulfotep	#NV	#NV	Oxydemeton-methyl	170	Dimethachlor	85
Trichlorfon	#NV	#NV	Flurprimidol	172	Silthiofam	89
Thionazin	#NV	#NV	Triadimenol	174	Glyphosat	100
Bromophos	#NV	#NV	Cyproconazol	190	Isoproturon	100
Omethoat	#NV	#NV	Thiacloprid	197	Napropamid	110
Bromophos-ethyl	#NV	#NV	Flazasulfuron	220	Metconazol	114

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Dialifos	#NV	#NV	Bromoxynil	230	Imazamox	122
Phosalon	6,3	5,6	Paclobutrazol	236	Pyrimethanil	160
Dicrotophos	#NV	#NV	Clethodim	250	Oxydemeton-methyl	180
Acephat	#NV	#NV	Cymoxanil	290	Bromoxynil	200
Triazophos	#NV	#NV	Dimethoat	302	Metazachlor	215
Heptenophos	#NV	#NV	6-Benzyladenin	320	Clomazone	230
Etrimfos	#NV	#NV	Flutriafol	330	Imazosulfuron	290
Terbufos	#NV	#NV	Glyphosat	380	Triadimenol	313
Ethoprophos	3,2	6,4	Chloridazon	413	Chloridazon	316
2,4-D	1000	6340	Cyanamid	431	Quinmerac	316
Dichlorprop-P	#NV	10000	1-Naphthylessig- säureamid	440	Sulcotrion	320
Haloxypop-P (Haloxypop-R)	0,884	#NV	Clopyralid	530	Topramezone	320
MCPA	#NV	#NV	Acequinocyl	650	Paclobutrazol	330
Mecoprop-P	#NV	1110	Nicosulfuron	657	Cyanamid	370
Dichlorprop	#NV	#NV	Metribuzin	746	Clethodim	390
MCPB	#NV	#NV	Metalddehyd	750	Metosulam	424
Mecoprop	#NV	#NV	Pirimicarb	790	Metribuzin	440
Monolinuron	#NV	#NV	Maleinsäurehydrazid	794	Flupyradifurone	441
2,4-DB	#NV	#NV	Quinmerac	868	Flutriafol	480
alpha-Cypermethrin	0,023	0,003	Propamocarb	968	Iprovalicarb	500
beta-Cyfluthrin	0,00068	0,00042	Acetamiprid	1000	Flazasulfuron	500

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Bifenthrin	0,001	0,0012	2,4-D	1000	Prosulfuron	580
Cyfluthrin	0,0047	0,001	4-(Indol-3-yl)buttersäure	2100	Propoxycarbazone	583
Cypermethrin	0,0283	0,0077	Imidacloprid	2110	Amidosulfuron	641
Deltamethrin	#NV	#NV	Cycloxydim	2200	Metamitron	700
Esfenvalerat	0,001	0,0001	Sulcotrion	2270	Imidacloprid	902
Etofenprox	0,027	0,21	Sintofen	5700	Acetamiprid	940
gamma-Cyhalothrin	0,000354	0,00155	TCA	34200	Maleinsäurehydrazid	960
lambda-Cyhalothrin	0,00078	0,0031	Clofentezin	#NV	Penoxsulam	1000
Permethrin	#NV	#NV	Asulam	#NV	Pirimicarb	1000
tau-Fluvalinat	0,0794	0,0064	Beflubutamid	#NV	Bentazon	1000
Tefluthrin	0,0006	0,000397	Florasulam	#NV	Flonicamid	1000
zeta-Cypermethrin	#NV	#NV	Flufenacet	#NV	Nicosulfuron	1000
Fenvalerat	#NV	#NV	Isoxaben	#NV	1-Naphthylessigsäure	1000
Fenprothrin	#NV	#NV	Metolachlor	#NV	1-Naphthylessigsäure-ethylester	1000
Brodifacoum	#NV	#NV	Metosulam	#NV	Pyroxsulam	1010
Bromadiolon	#NV	#NV	Penoxsulam	#NV	Clopyralid	1080
Calciumphosphid	#NV	#NV	Propyzamid	#NV	Mecoprop-P	1110
Chlorphacinon	#NV	#NV	S-Metolachlor	#NV	Pymetrozin	1170
Coumatetralyl	#NV	#NV	Propachlor	#NV	Valifenalate	1200
Difenacoum	0,64	#NV	Alachlor	#NV	Mesotrione	1250
Difethialon	#NV	#NV	Isocarbamid	#NV	Kupferhydroxid	1800

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Flocoumafen	#NV	#NV	Tebutam	#NV	Kupferoxychlorid	1800
Phosphan (Phosphorwasserstoff)	#NV	#NV	Naptalam	#NV	Clothianidin	2000
Sulfachinoxalin (Synergist)	#NV	#NV	Aluminiumkaliumsulfat	#NV	Thiamethoxam	2000
Warfarin	#NV	#NV	Kaliumphosphonat (Kaliumphosphit)	#NV	Cycloxydim	2150
Zinkphosphid	#NV	#NV	Kupferoktanoat	#NV	Triasulfuron	3660
Thalliumsulfat	#NV	#NV	Kupferoxychlorid	#NV	Metaldehyd	3750
Calciferol	#NV	#NV	Kupfersulfat, dreibasisch	#NV	Ethephon	4300
Azoxystrobin	4,7	14,7	Schwefel	#NV	Quizalofop	4620
Benalaxyl-M	49	49	Kupfernaphthenat	#NV	Metalaxyl-M	5000
Benzoessäure	#NV	9050	Kupfersulfat	#NV	2,4-D	6340
Benzovindiflupyr	#NV	#NV	Ametoctradin	#NV	Benzoessäure	9050
Bixafen	0,95	0,46	Azaconazol	#NV	Kaliumphosphonat (Kaliumphosphit)	10000
Boscalid	27	12,5	Bromuconazol	#NV	Carbetamid	10000
Captan	0,147	19,92	Penconazol	#NV	Dichlorprop-P	10000
Carboxin	23	32	Triticonazol	#NV	Hymexazol	10000
Chlorthalonil	0,17	0,14	Diclobutrazol	#NV	Amitrol	10000
Cyflufenamid	#NV	#NV	Metam	#NV	Fluroxypyr	10000
Cymoxanil	290	4,4	Benomyl	#NV	Sulfosulfuron	10000
Cyprodinil	13,5	8,3	Bacillus thuringiensis	#NV	Prohexadion	10000
Dichlorbenzoessäure- methylester	#NV	#NV	Pyrethrine	#NV	Sintofen	10000

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Diethofencarb	#NV	7,2	Benthiavalicarb	#NV	Florasulam	11900
Dimoxystrobin	0,434	0,0316	Iprovalicarb	#NV	Rimsulfuron	12500
Dithianon	0,143	0,046	Ziram	#NV	Dicamba	18000
Dodin	6	9,9	Ferbam	#NV	Acequinocyl	#NV
Famoxadone	0,11	1,4	Zineb	#NV	Asulam	#NV
Fenarimol	#NV	#NV	Chinomethionat	#NV	Beflubutamid	#NV
Fenhexamid	13,4	10,1	Carbetamid	#NV	Flufenacet	#NV
Fenpropidin	19	32	Propham	#NV	Metolachlor	#NV
Fenpyrazamine	#NV	#NV	Cycloat	#NV	S-Metolachlor	#NV
Fluazinam	0,55	0,29	Bendiocarb	#NV	Propachlor	#NV
Fludioxonil	2,3	3,9	Formetanat	#NV	Alachlor	#NV
Fluopicolide	3,6	15,5	Promecarb	#NV	Isocarbamid	#NV
Fluopyram	#NV	13,5	Propoxur	#NV	Tebutam	#NV
Fluoxastrobin	4,35	2,86	Aldicarb	#NV	Naptalam	#NV
Flurochloridon	30	36	Ethiofencarb	#NV	Aluminiumkaliumsulfat	#NV
Flutolanil	48	23,3	Fluoroglycofen	#NV	Kupferoktanoat	#NV
Fluxapyroxad	2,9	3,59	Carvone	#NV	Kupfersulfat, dreibasisch	#NV
Folpet	0,98	0,81	Chlorpropham	#NV	Schwefel	#NV
Fosetyl	#NV	#NV	Paraffinöl (CAS-8042-47-5)	#NV	Schwefelkalkbrühe	#NV
Guazatin	4,2	#NV	Eisen-III-phosphat	#NV	Kupfernaphthenat	#NV
Hymexazol	#NV	10000	Dodemorph	#NV	Fentin-hydroxid	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Iprodion	31	7,31	Tridemorph	#NV	Kupfersulfat	#NV
Isoprazam	0,258	#NV	Aldimorph	#NV	Azaconazol	#NV
Kresoxim-methyl	1,9	1,3	Trimorphamid	#NV	Bromuconazol	#NV
Mandestrobin	8,4	15	Clothianidin	#NV	Imazalil	#NV
Mandipropamid	#NV	50	Thiamethoxam	#NV	Penconazol	#NV
Mepanipirim	#NV	2,7	Cyantraniliprole	#NV	Triazoxid	#NV
Metalaxyl	9,6	#NV	Endosulfan	#NV	Diclobutrazol	#NV
Metalaxyl-M	#NV	5000	Dicofol	#NV	Dazomet	#NV
Metrafenone	#NV	22,8	Methoxychlor	#NV	Metam	#NV
Oxathiapiprolin	#NV	34	Chlorfenvinphos	#NV	Benomyl	#NV
Pencycuron	#NV	8,32	Chlorpyrifos	#NV	Fuberidazol	#NV
Penflufen	#NV	#NV	Chlorpyrifos-methyl	#NV	Bacillus thuringiensis	#NV
Picoxystrobin	0,5	1	Fosthiazate	#NV	Pyrethrine	#NV
Prochloraz	12	2,49	Isofenphos	#NV	Benthiavalicarb	#NV
Proquinazid	3,49	0,3	Methidathion	#NV	Propamocarb	#NV
Pyraclostrobin	0,06	0,5	Parathion-methyl	#NV	Ziram	#NV
Pyrimethanil	105,6	160	Phosphamidon	#NV	Ferbam	#NV
Pyriofenone	#NV	#NV	Phoxim	#NV	Zineb	#NV
Quinoxifen	#NV	0,409	Demeton-S-methyl	#NV	Chinomethionat	#NV
Sedaxane	#NV	#NV	Fenthion	#NV	Propham	#NV
Silthiofam	110	89	Azinphos-ethyl	#NV	Cycloat	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Spirooxamine	71,3	1,4	Azinphos-methyl	#NV	Bendiocarb	#NV
Streptomycin	#NV	#NV	Malathion	#NV	Benfuracarb	#NV
Tolclofos-methyl	6,9	1,2	Demeton-S-methyl- sulfon	#NV	Carbofuran	#NV
Tolylfluamid	0,16	4,4	Mevinphos	#NV	Formetanat	#NV
Trifloxystrobin	0,15	0,43	Sulfotep	#NV	Thiodicarb	#NV
Valifenalate	#NV	1200	Trichlorfon	#NV	Promecarb	#NV
Zoxamide	1,6	0,348	Thionazin	#NV	Propoxur	#NV
Fentin-acetat	3,2	#NV	Bromophos	#NV	Aldicarb	#NV
Quintozen	#NV	#NV	Omethoat	#NV	Ethiofencarb	#NV
TCA	34200	#NV	Bromophos-ethyl	#NV	Fluoroglycofen	#NV
Dichlofluamid	0,1	#NV	Dialifos	#NV	Carvone	#NV
Captafol	#NV	#NV	Dicrotophos	#NV	Chlorpropham	#NV
Ethirimol	#NV	#NV	Acephat	#NV	Paraffinöl (CAS-8042-47-5)	#NV
Pyrazophos	4,8	#NV	Triazophos	#NV	Eisen-III-phosphat	#NV
Triforin	#NV	#NV	Heptenophos	#NV	Dodemorph	#NV
Cetocaelat	#NV	#NV	Etrimfos	#NV	Tridemorph	#NV
Vinclozolin	28,4	#NV	Terbufos	#NV	Aldimorph	#NV
Nitrothal-isopropyl	#NV	#NV	Dichlorprop-P	#NV	Trimorphamid	#NV
Bupirimat	10	10	MCPA	#NV	Cyantraniliprole	#NV
Fenfuram	#NV	#NV	Mecoprop-P	#NV	Endosulfan	#NV
Nuarimol	#NV	#NV	Dichlorprop	#NV	Dicofol	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Procymidon	#NV	#NV	MCPB	#NV	Lindan	#NV
Methfuroxam	#NV	#NV	Mecoprop	#NV	Methoxychlor	#NV
Furalaxyl	#NV	#NV	Monolinuron	#NV	Chlorfenvinphos	#NV
Furmecyclox	#NV	#NV	2,4-DB	#NV	Chlorpyrifos	#NV
Oxadixyl	#NV	#NV	Deltamethrin	#NV	Dichlorvos	#NV
Pyrifenox	#NV	#NV	Permethrin	#NV	Fosthiazate	#NV
Fenpiclonil	#NV	#NV	zeta-Cypermethrin	#NV	Isofenphos	#NV
Aclonifen	6,7	0,5	Fenvalerat	#NV	Methamidophos	#NV
Aminopyralid	#NV	10	Fenpropathrin	#NV	Methidathion	#NV
Amitrol	#NV	10000	Brodifacoum	#NV	Parathion-methyl	#NV
Bentazon	#NV	1000	Bromadiolon	#NV	Phosphamidon	#NV
Bifenox	#NV	0,91	Calciumphosphid	#NV	Phoxim	#NV
Bromoxynil	230	200	Chlorphacinon	#NV	Pirimiphos-methyl	#NV
Carfentrazone	#NV	#NV	Coumatetralyl	#NV	Demeton-S-methyl	#NV
Chlorflurenol	#NV	#NV	Difethialon	#NV	Fenthion	#NV
Chloridazon	413	316	Flocoumafen	#NV	Azinphos-ethyl	#NV
Cinidon-ethyl	#NV	#NV	Phosphan (Phosphorwasserstoff)	#NV	Azinphos-methyl	#NV
Clethodim	250	390	Sulfachinoxalin (Synergist)	#NV	Demeton-S-methyl-sulfon	#NV
Clodinafop	#NV	#NV	Warfarin	#NV	Mevinphos	#NV
Clomazone	155	230	Zinkphosphid	#NV	Sulfotep	#NV
Clopyralid	530	1080	Thalliumsulfat	#NV	Trichlorfon	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Cyanamid	431	370	Calciferol	#NV	Thionazin	#NV
Cycloxydim	2200	2150	Benzoessäure	#NV	Bromophos	#NV
Deiquat	61	12	Benzovindiflupyr	#NV	Omethoat	#NV
Dicamba	#NV	18000	Cyflufenamid	#NV	Bromophos-ethyl	#NV
Dichlobenil	72	66	Dichlorbenzoessäure- methylester	#NV	Dialifos	#NV
Dimethenamid	26	12	Diethofencarb	#NV	Dicrotophos	#NV
Ethofumesat	109,2	15,6	Fenarimol	#NV	Acephat	#NV
Fenoxaprop-P	#NV	#NV	Fenpyrazamine	#NV	Triazophos	#NV
Fluazifop-P	13,1	7,7	Fluopyram	#NV	Heptenophos	#NV
Flumioxazin	23	37	Fosetyl	#NV	Etrimfos	#NV
Fluroxypyr	143	10000	Hymexazol	#NV	Terbufos	#NV
Flurtamone	66,4	18,8	Mandipropamid	#NV	Haloxypop-P (Haloxypop-R)	#NV
Glufosinat	#NV	#NV	Mepanipyrim	#NV	MCPA	#NV
Glyphosat	380	100	Metalaxyl-M	#NV	Dichlorprop	#NV
Glyphosat-trimesium	#NV	#NV	Metrafenone	#NV	MCPB	#NV
Halauxifen-methyl	#NV	1,15	Oxathiapirolin	#NV	Mecoprop	#NV
Imazamox	#NV	122	Pencycuron	#NV	Monolinuron	#NV
Ioxynil	#NV	#NV	Penflufen	#NV	2,4-DB	#NV
Isoxaflutole	#NV	8	Pyriofenone	#NV	Deltamethrin	#NV
Mesotrione	#NV	1250	Quinoxifen	#NV	Permethrin	#NV
Pelargonsäure	#NV	#NV	Sedaxane	#NV	zeta-Cypermethrin	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Picloram	88	55	Streptomycin	#NV	Fenvalerat	#NV
Picolinafen	#NV	0,64	Valifenalate	#NV	Fenpropathrin	#NV
Pinoxaden	103	#NV	Quintozen	#NV	Brodifacoum	#NV
Propaquizafop	1,9	1,9	Captafol	#NV	Bromadiolon	#NV
Propoxycarbazone	#NV	583	Ethirimol	#NV	Calciumphosphid	#NV
Prosulfocarb	8,4	31	Triforin	#NV	Chlorphacinon	#NV
Pyraflufen	#NV	#NV	Cetocetaelat	#NV	Coumatetralyl	#NV
Pyridat	11,9	#NV	Nitrothal-isopropyl	#NV	Difenacoum	#NV
Quinmerac	868	316	Fenfuram	#NV	Difethialon	#NV
Quinoclammin	0,63	2	Nuarimol	#NV	Flocoumafen	#NV
Quizalofop-P	#NV	#NV	Procymidon	#NV	Phosphan (Phosphorwasserstoff)	#NV
Sulcotrion	2270	320	Methfuroxam	#NV	Sulfachinoxalin (Synergist)	#NV
Tembotrione	#NV	60,4	Furalaxyl	#NV	Warfarin	#NV
Tepaloxymid	#NV	#NV	Furmecyclox	#NV	Zinkphosphid	#NV
Thienecarbazone	#NV	#NV	Oxadixyl	#NV	Thalliumsulfat	#NV
Topramezone	#NV	320	Pyrifenoxy	#NV	Calciferol	#NV
Triallat	9,5	3,8	Fenpiclonil	#NV	Benzovindiflupyr	#NV
Triclopyr	#NV	#NV	Aminopyralid	#NV	Cyflufenamid	#NV
Dalapon	#NV	#NV	Amitrol	#NV	Dichlorbenzoesäure- methylester	#NV
DNOC	#NV	#NV	Bentazon	#NV	Fenarimol	#NV
Dinocap	#NV	#NV	Bifenox	#NV	Fenpyrazamine	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Calciumcyanid	#NV	#NV	Carfentrazone	#NV	Fosetyl	#NV
EPTC	#NV	#NV	Chlorflurenol	#NV	Guazatin	#NV
Bromfenoxim	#NV	#NV	Cinidon-ethyl	#NV	Isopyrasam	#NV
Dinoterb	#NV	#NV	Clodinafop	#NV	Metalaxyl	#NV
Benzoylprop	#NV	#NV	Dicamba	#NV	Penflufen	#NV
Endothal	#NV	#NV	Fenoxaprop-P	#NV	Pyriofenone	#NV
Difenzoquat	#NV	#NV	Glufosinat	#NV	Sedaxane	#NV
Ethidimuron	#NV	#NV	Glyphosat-trimesium	#NV	Streptomycin	#NV
Diclofop	#NV	#NV	Halauxifen-methyl	#NV	Fentin-acetat	#NV
Flamprop-M	#NV	#NV	Imazamox	#NV	Quintozen	#NV
Benazolin	#NV	#NV	Ioxynil	#NV	TCA	#NV
Alloxydim	#NV	#NV	Isoxaflutole	#NV	Dichlofluanid	#NV
Fluazifop	#NV	#NV	Mesotrione	#NV	Captafol	#NV
Sethoxydim	#NV	#NV	Pelargonsäure	#NV	Ethirimol	#NV
Quizalofop	#NV	4620	Picolinafen	#NV	Pyrazophos	#NV
Haloxifop	#NV	#NV	Propoxycarbazone	#NV	Triforin	#NV
Fenoxaprop	#NV	#NV	Pyraflufen	#NV	Cetocaelat	#NV
Proximpham	#NV	#NV	Quizalofop-P	#NV	Vinclozolin	#NV
(2E, 13Z)- Octadecadien-1-yl acetate	#NV	#NV	Tembotrione	#NV	Nitrothal-isopropyl	#NV
(3E, 13Z)- Octadecadien-1-yl acetate	#NV	#NV	Tepraloxydim	#NV	Fenfuram	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
(E)-8-Dodecen-1-ylacetat	#NV	#NV	Thiencarbazone	#NV	Nuarimol	#NV
(E, Z)-7,9-Dodecadien-1-ylacetat	#NV	#NV	Topramezone	#NV	Procymidon	#NV
(E,E)-8,10-Dodecadien-1-ol	#NV	#NV	Triclopyr	#NV	Methfuroxam	#NV
(E,E/Z)-7,9-Dodecadienylacetat	#NV	#NV	Dalapon	#NV	Furalaxyl	#NV
(E/Z)-9-Dodecenylacetat	#NV	#NV	DNOC	#NV	Furmecycloxy	#NV
(Z)-8-Dodecen-1-ylacetat	#NV	#NV	Dinocap	#NV	Oxadixyl	#NV
(Z)-8-Dodecenol	#NV	#NV	Calciumcyanid	#NV	Pyrifenoxy	#NV
(Z)-9-Dodecen-1-ylacetat	#NV	#NV	EPTC	#NV	Fenpiclonil	#NV
(Z,Z)-3, 13-Octadecadien-1-ylacetat	#NV	#NV	Bromfenoxim	#NV	Carfentrazone	#NV
Abamectin	0,025	0,052	Dinoterb	#NV	Chlorfluoreno	#NV
Amitraz	#NV	#NV	Benzoylprop	#NV	Cinidon-ethyl	#NV
Azocyclotin	#NV	#NV	Endothal	#NV	Clodinafop	#NV
Bifenazate	5,8	1,7	Difenzoquat	#NV	Fenoxaprop-P	#NV
Blausäure	#NV	#NV	Ethidimuron	#NV	Glufosinat	#NV
Buprofezin	3,3	5,2	Diclofop	#NV	Glyphosat-trimesium	#NV
Butocarboxim	#NV	#NV	Flamprop-M	#NV	Ioxynil	#NV
Butoxycarboxim	#NV	#NV	Benazolin	#NV	Pelargonsäure	#NV
Chlorantraniliprole	#NV	11	Alloxydim	#NV	Pinoxaden	#NV
Diflubenzuron	#NV	20	Fluazifop	#NV	Pyraflufen	#NV

PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Fenazaquin	0,032	0,096	Sethoxydim	#NV	Pyridat	#NV
Fipronil	0,852	0,6	Quizalofop	#NV	Quizalofop-P	#NV
Flonicamid	#NV	1000	Haloxypop	#NV	Tepaloxypop	#NV
Flupyradifurone	#NV	441	Fenoxaprop	#NV	Thiencarbazone	#NV
Hexythiazox	32	4	Proxipham	#NV	Triclopyr	#NV
Indoxacarb	#NV	6,75	(2E, 13Z)- Octadecadien-1-yl acetate	#NV	Dalapon	#NV
Metaflumizone	#NV	#NV	(3E, 13Z)- Octadecadien-1-yl acetate	#NV	DNOC	#NV
Methoxyfenozide	#NV	53	(E)-8-Dodecen-1- ylacetat	#NV	Dinocap	#NV
Milbemectin	#NV	#NV	(E, Z)-7,9-Dodecadien- 1-ylacetat	#NV	Calciumcyanid	#NV
Pymetrozin	#NV	1170	(E,E)-8,10-Dodecadien- 1-ol	#NV	EPTC	#NV
Spinosad	#NV	#NV	(E,E/Z)-7,9- Dodecadienylacetat	#NV	Bromfenoxim	#NV
Spirodiclofen	#NV	0,195	(E/Z)-9- Dodecenylacetat	#NV	Dinoterb	#NV
Spirotetramat	#NV	#NV	(Z)-8-Dodecen-1- ylacetat	#NV	Benzoylprop	#NV
Tebufenozid	30	71	(Z)-8-Dodecenol	#NV	Endothal	#NV
Tebufenpyrad	0,3	0,245	(Z)-9-Dodecen-1- ylacetat	#NV	Difenzoquat	#NV
Teflubenzuron	#NV	1,86	(Z,Z)-3, 13- Octadecadien-1-yl- acetat	#NV	Ethidimuron	#NV
Tetradifon	#NV	#NV	Amitraz	#NV	Diclofop	#NV

Anthrachinon	#NV	#NV	Azocyclotin	#NV	Flamprop-M	#NV
PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Dichlorpropen	#NV	3,2	Blausäure	#NV	Benazolin	#NV
Cyhexatin	#NV	#NV	Butocarboxim	#NV	Alloxydim	#NV
Fenbutatin-oxid	0,0114	0,02	Butoxycarboxim	#NV	Fluazifop	#NV
Thiocyclam	#NV	#NV	Chlorantraniliprole	#NV	Sethoxydim	#NV
Propargit	0,43	0,57	Diflubenzuron	#NV	Haloxypop	#NV
Flubenzimin	#NV	#NV	Flonicamid	#NV	Fenoxaprop	#NV
Fenazox	#NV	#NV	Flupyradifurone	#NV	Proximpham	#NV
Triflumuron	#NV	2,28	Indoxacarb	#NV	(2E, 13Z)-Octadecadien-1-yl acetate	#NV
(Z)11-Tetradecen-1-yl-acetat	#NV	#NV	Metaflumizone	#NV	(3E, 13Z)-Octadecadien-1-yl acetate	#NV
Blutmehl	#NV	#NV	Methoxyfenozide	#NV	(E)-8-Dodecen-1-ylacetat	#NV
Calciumcarbid	#NV	#NV	Milbemectin	#NV	(E, Z)-7,9-Dodecadien-1-ylacetat	#NV
Quarzsand	#NV	#NV	Pymetrozin	#NV	(E,E)-8,10-Dodecadien-1-ol	#NV
Natriumchlorat	#NV	#NV	Spinosad	#NV	(E,E/Z)-7,9-Dodecadienylacetat	#NV
Methylisothiocyanat	0,531	#NV	Spirodiclofen	#NV	(E/Z)-9-Dodecenylacetat	#NV
Monochlorbenzol	#NV	#NV	Spirotetramat	#NV	(Z)-8-Dodecen-1-ylacetat	#NV
Dinatriumtetraborat	#NV	#NV	Teflubenzuron	#NV	(Z)-8-Dodecenol	#NV
Quassin	#NV	#NV	Tetradifon	#NV	(Z)-9-Dodecen-1-ylacetat	#NV
Calciumcyanamid	#NV	#NV	Anthrachinon	#NV	(Z,Z)-3, 13-Octadecadien-1-yl-acetat	#NV
S 421	#NV	#NV	Dichlorpropen	#NV	Amitraz	#NV

Nema	#NV	#NV	Cyhexatin	#NV	Azocyclotin	#NV
PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Didecyldimethyl- ammoniumchlorid	#NV	#NV	Thiocyclam	#NV	Blausäure	#NV
Metamitron	#NV	700	Flubenzimin	#NV	Butocarboxim	#NV
Metribuzin	746	440	Fenazox	#NV	Butoxycarboxim	#NV
Paraquat	#NV	#NV	Triflumuron	#NV	Metaflumizone	#NV
Terbuthylazin	22	9	(Z)11-Tetradecen-1-yl- acetat	#NV	Milbemectin	#NV
Atrazin	#NV	#NV	Blutmehl	#NV	Spinosad	#NV
Prometryn	#NV	#NV	Calciumcarbid	#NV	Spirotetramat	#NV
Propazin	#NV	#NV	Quarzsand	#NV	Tetradifon	#NV
Simazin	#NV	#NV	Natriumchlorat	#NV	Anthrachinon	#NV
Anilazin	#NV	#NV	Monochlorbenzol	#NV	Cyhexatin	#NV
Desmetryn	#NV	#NV	Dinatriumtetraborat	#NV	Thiocyclam	#NV
Terbutryn	#NV	#NV	Quassin	#NV	Flubenzimin	#NV
Sebuthylazin	#NV	#NV	Calciumcyanamid	#NV	Fenazox	#NV
Terbumeton	#NV	#NV	S 421	#NV	(Z)11-Tetradecen-1-yl- acetat	#NV
Cyanazin	#NV	#NV	Nema	#NV	Blutmehl	#NV
Hexazinon	#NV	#NV	Didecyldimethyl- ammoniumchlorid	#NV	Calciumcarbid	#NV
Amidosulfuron	#NV	641	Metamitron	#NV	Quarzsand	#NV
Chlortoluron	#NV	#NV	Paraquat	#NV	Natriumchlorat	#NV
Dimefuron	#NV	#NV	Atrazin	#NV	Methylisothiocyanat	#NV

Diuron	67	41	Prometryn	#NV	Monochlorbenzol	#NV
PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Flazasulfuron	220	500	Propazin	#NV	Dinatriumtetraborat	#NV
Flupyrsulfuron	#NV	#NV	Simazin	#NV	Quassin	#NV
Foramsulfuron	#NV	#NV	Anilazin	#NV	Calciumcyanamid	#NV
Halosulfuron	#NV	#NV	Desmetryn	#NV	S 421	#NV
Imazosulfuron	#NV	290	Terbutryn	#NV	Nema	#NV
Iodosulfuron	#NV	#NV	Sebuthylazin	#NV	Didecyldimethyl- ammoniumchlorid	#NV
Isoproturon	#NV	100	Terbumeton	#NV	Paraquat	#NV
Lenacil	#NV	16	Cyanazin	#NV	Atrazin	#NV
Linuron	67	9,7	Hexazinon	#NV	Prometryn	#NV
Mesosulfuron	#NV	#NV	Amidosulfuron	#NV	Propazin	#NV
Metobromuron	#NV	#NV	Chlortoluron	#NV	Simazin	#NV
Metsulfuron	#NV	#NV	Dimefuron	#NV	Anilazin	#NV
Nicosulfuron	657	1000	Flupyrsulfuron	#NV	Desmetryn	#NV
Prosulfuron	#NV	580	Foramsulfuron	#NV	Terbutryn	#NV
Rimsulfuron	#NV	12500	Halosulfuron	#NV	Sebuthylazin	#NV
Sulfosulfuron	#NV	10000	Imazosulfuron	#NV	Terbumeton	#NV
Thifensulfuron	#NV	#NV	Iodosulfuron	#NV	Cyanazin	#NV
Triasulfuron	#NV	3660	Isoproturon	#NV	Hexazinon	#NV
Tribenuron	#NV	#NV	Lenacil	#NV	Chlortoluron	#NV
Triflusulfuron	#NV	#NV	Mesosulfuron	#NV	Dimefuron	#NV

Tritosulfuron	#NV	#NV	Metobromuron	#NV	Flupyrsulfuron	#NV
PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Chloroxuron	#NV	#NV	Metsulfuron	#NV	Foramsulfuron	#NV
Buturon	#NV	#NV	Prosulfuron	#NV	Halosulfuron	#NV
Bromacil	#NV	#NV	Rimsulfuron	#NV	Iodosulfuron	#NV
Methabenzthiazuron	#NV	#NV	Sulfosulfuron	#NV	Mesosulfuron	#NV
Metoxuron	#NV	#NV	Thifensulfuron	#NV	Metobromuron	#NV
Thiazafluron	#NV	#NV	Triasulfuron	#NV	Metsulfuron	#NV
Fenuron	#NV	#NV	Tribenuron	#NV	Thifensulfuron	#NV
Bromuron	#NV	#NV	Triflusulfuron	#NV	Tribenuron	#NV
1,4-Dimethylnaphthalin	6,7	9	Tritosulfuron	#NV	Triflusulfuron	#NV
1-Decanol	24	0,64	Chloroxuron	#NV	Tritosulfuron	#NV
1-Methylcyclopropen	#NV	#NV	Buturon	#NV	Chloroxuron	#NV
1-Naphthylelessigsäure	#NV	1000	Bromacil	#NV	Buturon	#NV
1-Naphthylelessigsäureamid	440	#NV	Methabenzthiazuron	#NV	Bromacil	#NV
3-Indolessigsäure	#NV	#NV	Metoxuron	#NV	Methabenzthiazuron	#NV
4-(Indol-3-yl)buttersäure	2100	#NV	Thiazafluron	#NV	Metoxuron	#NV
6-Benzyladenin	320	#NV	Fenuron	#NV	Thiazafluron	#NV
Chlormequat	#NV	#NV	Bromuron	#NV	Fenuron	#NV
Daminozid	#NV	#NV	1-Methylcyclopropen	#NV	Bromuron	#NV
Ethephon	#NV	4300	1-Naphthylelessigsäure	#NV	1-Methylcyclopropen	#NV

Ethylen	#NV	#NV	3-Indolessigsäure	#NV	1-Naphthylelessigsäureamid	#NV
PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	RTL chronisch (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL akut (µg/L)	PSM-Wirkstoff	RTL chronisch (µg/L)
Flurprimidol	172	42	Chlormequat	#NV	3-Indolessigsäure	#NV
Gibberelline (GA4/GA7)	#NV	#NV	Daminozid	#NV	4-(Indol-3-yl)buttersäure	#NV
Gibberellinsäure	#NV	#NV	Ethephon	#NV	6-Benzyladenin	#NV
Maleinsäurehydrazid	794	960	Ethylen	#NV	Chlormequat	#NV
Mepiquat	#NV	#NV	Gibberelline (GA4/GA7)	#NV	Daminozid	#NV
Paclobutrazol	236	330	Gibberellinsäure	#NV	Ethylen	#NV
Piprotanyl	#NV	#NV	Mepiquat	#NV	Gibberelline (GA4/GA7)	#NV
Prohexadion	#NV	10000	Piprotanyl	#NV	Gibberellinsäure	#NV
Sintofen	5700	10000	Prohexadion	#NV	Mepiquat	#NV
Trinexapac	#NV	#NV	Trinexapac	#NV	Piprotanyl	#NV
Flurenol	#NV	#NV	Flurenol	#NV	Trinexapac	#NV
Dicyclopentadien	#NV	#NV	Dicyclopentadien	#NV	Flurenol	#NV
Dikegulac	#NV	#NV	Dikegulac	#NV	Dicyclopentadien	#NV
Cholinchlorid	#NV	#NV	Cholinchlorid	#NV	Dikegulac	#NV
1-Naphthylelessigsäure- ethylester	#NV	1000	1-Naphthylelessigsäure- ethylester	#NV	Cholinchlorid	#NV
Chlorphonium	#NV	#NV	Chlorphonium	#NV	Chlorphonium	#NV
Buminafos	#NV	#NV	Buminafos	#NV	Buminafos	#NV

Tab. A2: Informationen aus den Medien zum Thema Fischsterben mit dem Verursacherbereich PSM aus der Landwirtschaft in Gewässer in Österreich, Deutschland oder der Schweiz.

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Oder (Grenzfluss), Deutschland, 2022	Über 160–200 Tonnen tote Fische, weitere aquatische Opfer	Nachgewiesen: Hohe Konzentration des Herbizids 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure in Messproben; wahrscheinlich ein Kofaktor neben Algen und Salzeintrag	Über 500 km Flussstrecke betroffen (Von Stadt Oława bis Stettiner Haff)	WELT ND-aktuell Südd

Tab. A3: Informationen aus den Medien zum Thema Fischsterben mit dem Verursacherbereich Gülle und Jauche aus der Landwirtschaft in Gewässer in Österreich.

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Götzens, Österreich, 2025	Tausende Fische bei der Fischzucht Geroldsmühle, keine Angaben zur Regeneration	Gülle über dem Kanal ausgefahren		https://www.tt.com/artikel/30904443/guelle-ueber-kanal-in-bach-abgeleitet-tausende-fische-in-goetzens-verendet
Dagelsbach Österreich, 2011	Fischsterben mit Schaden ca. 3.000 € durch 30 bis 40 Kubikmeter Jauche, keine Angaben zur Regeneration	Menschlicher Fehler	lokal, Bachsegment	https://www.nachrichten.at/oberoesterreich/muehlviertel/Den-Fischern-stinkt-s-Jauche-in-Baechen-verursacht-Fischsterben;art69,607473

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Schwanberg, Österreich, 2017	Fischsterben Tote Fische waren in diesem Bereich überall zu sehen, keine Angaben zur Regeneration	bei einem Schweinemastbetrieb in Schwanberg ist Gülle ausgetreten, technischer Fehler	Auf ca. zehn Kilometer sind die Gewässer von Schwanberg bis zur Einmündung in die Sulm betroffen	https://www.meinbezirk.at/deutschlandsberg/c-lokales/das-leben-im-wasser-ist-noch-auf-jahre-geschaedigt_a2201477 https://kurier.at/chronik/oesterreich/schweinequelle-in-weststeirischem-bach-massives-fischsterben/275.128.380

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Münzkirchen, Österreich, 2017	Krebssterben im Fichtbach, etwa 500 Signalkrebse, einige Forellen und nahezu das gesamte Makrozoobenthos, keine Angaben zur Regeneration	Gülleausbringung eines Landwirtes beziehungsweise die Nichteinhaltung der Mindestabstände zum Gewässer verursacht.	etwa 1700 Metern	https://www.meinbezirk.at/schaerding/c-lokales/krebs-und-fischsterben-in-muenzkirchner-fichtbach-geklaert_a2174120
Eberschwang, Oberösterreich, Österreich, 2023	Fischsterben durch ca. 100.000–150.000 Liter Gülle, keine Angaben zur Regeneration	Technischer Defekt — Gülle aus Jauchegrube gelang in mehrere Bäche (Gülleseparator) (Ötzlinger Bach, Vockinger Bach etc.)	Mehrere Kilometer	PULS24 OÖ , https://ooe.orf.at/stories/3214415/ , https://www.meinbezirk.at/ried/c-lokales/fischsterben-nach-jaucheaustritt-in-eberschwang_a6142100

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Anzbach, Österreich, 2023	Ca. 50.000 Liter Gülle ausgelaufen; Alle Fische im Anzbach tot; Rückkehr der Fischpopulation dauert Jahre	Gülle aus landwirtschaftlichem Betrieb gelang in den Anzbach; Sauerstoffmangel durch organische Belastung	Anzbach (Flussabschnitt)	Meinbezirk: Gülle- Drama war menschlich verschuldet , https://www.noen.at/ neulengbach/fischster ben-der-anzbach-ist- tot-die-grosse-tulln- konnte-gerettet- werden-383761852
Stössing, Österreich, 2018	mehreren Kubikmetern Schweinegülle, Dutzende tote Fischen, keine Angaben zur Regeneration	Gülle-Unfall durch menschlichen Fehler	drei Kilometer	Meinbezirk: Gülle tötete Fische im Stössingbach

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Gunskirchen, Österreich, 2012	1300 Forellen und Saiblinge, 400 Kilogramm Fische, keine Angaben zur Regeneration	Menschlicher Fehler, Jauche versprüht. Da der Untergrund des leicht abfallenden Ackerbodens noch fest gefroren war, konnte die Jauche nicht versickern	Fischzuchtanlage	https://www.meinbezirk.at/wels-wels-land/c-lokales/ueber-tausend-fische-mit-jauche-getoetet_a142248
Saggaubach, Steiermark, Österreich, 2017	40.000 Liter, enormes Fischsterben, keine Angaben zur Regeneration	Gülleintrag, menschlicher Fehler	Saggaubach	https://www.krone.at/556899
Rohrbach, Oberösterreich, Österreich, 2016	Fischer berichten von noch nie dagewesenem Fischsterben, keine Angaben zur Regeneration	Güleeintrag in Gewässer; schwere Auswirkungen auf Fischpopulation	Gewässer in Rohrbach- Umgebung	Meinbezirk: Fischer klagen – so schlimm war es noch nie

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässerabschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Eberschwang, Österreich, 2024	Totalverlust an Fischen durch massives Sauerstoffdefizit, keine Angaben zur Regeneration	Große Gülleeinleitung über mehrere Stunden, „wie eine Todeswolke“ im Gewässer	Flussabschnitt nicht genau spezifiziert	Meinbezirk: „Die Gülle zog durch wie eine Todeswolke!“
Kefermarkt, Oberösterreich, Österreich, 2021	Zahlreiche tote Fische in vier Teichen, keine Angaben zur Regeneration	Regen spülte Gülle in Teiche	Vier Teiche	heute.at: Viele tote Fische durch Gül , https://ooe.orf.at/stories/3117461/

Tab. A4: Informationen aus den Medien zum Thema Fischsterben mit dem Verursacherbereich Gülle und Jauche aus der Landwirtschaft in Gewässer in Deutschland.

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Neye-Bach und Neye-Talsperre, Deutschland, 2015	Fischsterben in Zuflussbach und ökologisch stark geschädigte Talsperre; Wiederansiedlung zog sich über Jahre, keine Angaben zur Regeneration	1,7 Mio Liter Gülle von Hof, menschlicher Fehler	mehrere Kilometer umfasst und dort gelegenen Fischteichen	https://www.lg-hagen.nrw.de/behoerde/presse/presse_archiv/Jahr_2016/24_08_2016.pdf https://www.agrarheute.com/land-leben/guelle-eintrag-neye-behoerden-durchsuchen-hof-landwirts-625954
Neye-Bach und Neye-Talsperre, Deutschland, 2024	Fischsterben	mehrere hundert Kubikmeter Gülle in den Nebenarm der Neye gelangt war	Fischsterben in den Neyezuläufen	https://www.agrarheute.com/land-leben/guelle-eintrag-neye-behoerden-durchsuchen-hof-landwirts-625954

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Flüsschen Milz, Thüringen/Bayern, Deutschland, 2024	Hunderte tote Fische entlang ~25 km Flusslauf, keine Angaben zur Regeneration	150 m ³ Gülle aus defekter Biogasanlage gelang über das Fließgewasser bis nach Bayern	ca. 25 km	Bild
Fluss Uecker, Vorpommern, Deutschland, 2013		Agrarbetrieb in Göritz war eine Gülleleitung defekt	Ca. 20km Flusstrecke	https://www.welt.de/newsticker/dpa_nt/regionline_nt/berlinbrandenburg_nt/article119764288/Guelle-Havarie-in-der-Uckermark-verursacht-Fischsterben.html?
Kollbach, Niederbayern, Deutschland, 2015	Hunderte tote Fische in Bach; keine Angaben zur Regeneration	Große Menge Gülle von Bauernhof in Bach eingeleitet	unklar, vermutlich lokal	ProPlanta

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Niedersachsen, Deutschland, 2024	Ca. 6 Tonnen tote Fische; Erholung dauert vermutlich Jahre	Sauerstoffmangel nach Starkregen & organischer Eintrag	mehrere Gewässer (~viele km)	https://www.kreiszeitung.de/lokales/niedersachsen/tonnenweise-tote-tiere-starkregen-sorgt-fuer-fischsterben-in-niedersachsen-93252704.html https://www.ndr.de/nachrichten/niedersachsen/oldenburg_ostfriesland/Sechs-Tonnen-tote-Tiere-Starkregen-sorgt-offenbar-fuer-Fischsterben,fischsterben510.html
Umlach, Baden-Württemberg, Deutschland, 2024	ca. 400 kg Fischkadaver; keine Angaben zur Regeneration	Undichtetes Güllebecken – ca. 100 m ³ Gülle in Fluss Umlach	ca. 15 km verschmutzt	agrarheute

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Bleidenbach und Weil, Deutschland, 2017	Totalschaden im Bleidenbach; auch Weil/Lahn betroffen; Regeneration erfolgte langsam	Defekte Biogasanlage → 500-600 m ³ Gülle in Bach und Fluss	Lokaler Bach + Eintrag in Flüsse Weil und Lahn	https://www.sueddeutsche.de/panorama/weilmuenster-guelle-unfall-keine-gesundheitsgefahr-fuer-anwohner-dpa.urn-newsml-dpa-com-20090101-171006-99-344037

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Metter bei Sersheim Deutschland, 2025	Etwa 100 tote Fische; Folgen länger unklar, keine Angaben zur Regeneration	50 m ³ Gülle durch Defekt Biogasanlage in Fluss Metter	Lokal, Flussabschnitt bei Sersheim	stuttgarter- nachrichten.de, stuttgarter-zeitung.de https://www.topagrar.com/panorama/news/gulle-aus-biogasanlage-totet-alle-fische-in-der-metter-20014235.html https://www.bietigheimerzeitung.de/inhalt.umweltkatastrophe-im-kreis-ludwigsburg-guelle-gelangt-in-die-metter-unzaehlige-fische-sterben.9daaf3ba-5928-41de-ba18-42ba4d8af9a1.html

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Josbach, Deutschland, 2014	Zahl unbekannt, tote Forellen gesehen, keine Angaben zur Regeneration	Technischer Defekt → Jauche ins Gewässer Josbach	Lokal, Josbach	Badische Zeitung
Esgrusser Mühlenstrom und die Lippingau, Deutschland, 2023	Viele tote Fische; Regeneration dauert vermutlich mehrere Monate bis Jahre	Gülleübertritt in Fließgewässer; starke Trübung	Unklar, vermutlich mehrere Kilometer	https://www.ndr.de/nachrichten/schleswig-holstein/guelle-verursacht-fischsterben-bei-esgrus,fischsterben-112.html
Barßel-Scharrel, Niedersachsen, Deutschland 2016	Über 500 kg tote Fische, exakte Zahl unklar, keine Angaben zur Regeneration	Bruch einer illegal veränderten Biogas-Anlage: Bis zu 1.000m ³ Gülle liefen aus und gelangten in das Barßeler Tief und benachbarte Gewässer	mehrere Kilometer betroffen, Maßnahmen zur Belüftung	welt.de/print-welt/article410238/Fischsterben-durch-Manipulation-an-der-Biogas-Anlage.html

Tab. A5: Informationen aus den Medien zum Thema Fischsterben mit dem Verursacherbereich Gülle und Jauche aus der Landwirtschaft in Gewässer in der Schweiz.

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Steckborn, Thurgau, 2024	Mehrere Hundert Fische; keine Angaben zur Regeneration	Rund 100 Kubikmeter Jauche flossen in einen Bach	Nicht genau angegeben, mehrere Kilometer	Bauernzeitung: Massives Fischsterben in Steckborn wegen ausgelaufener Jauche
Mülibach Müswangen, Luzern, 2024	Fischsterben durch Gülleeintrag, keine Angaben zur Regeneration	Gülle gelangte in Gewässer, Schäden nicht quantitativ beziffert	Mehrere Hundert Meter	Swissinfo: Fische verenden in Müswangen wegen Gülle
Wittenbach, St. Gallen 2024	Totalausfall gewisser Fischpopulationen, mehrere Tausend Liter Jauche eingeflossen, keine Angaben zur Regeneration	Unfall in Jauchesilo, mehrere Kilometer Bäche betroffen	Chrobelt- und Hofenbach mehrere mehrere Kilometer Bäche betroffen	Blick.ch: Großes Fischsterben durch Jauche Wittenbach
Mühlrütibach, St. Gallen, 2025	Ca. 1.000 Fische verendet, keine Angaben zur Regeneration	Überlaufen eines Jauchekastens bei Schweinestall	lokaler Gewässer-abschnitt	Schweizer Bauer: 1000 Fische verendet

Tab. A6: Informationen aus den Medien zum Thema Fischsterben mit dem Verursacherbereich Silagesickersaft aus der Landwirtschaft in Gewässer in Österreich, Deutschland oder der Schweiz.

Gewässer, Ort, Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle, Link
Planbach, Eferding, Österreich, 2020	Zahlreiche tote Weißfische, keine Angaben zur Regeneration	Defektes Siloablaufsystem – Sickersaft gelang in den Bach über Wiese und Regenwasser	Planbach	ooe.ORF.at
Klaffer, Oberösterreich, Österreich, 2010	Fischsterben mit Schaden ca. 13.000 € durch Silage-Abwässer, keine Angaben zur Regeneration	Silage-Sickerwässer	lokal, Bachsegment	https://www.nachrichten.at/oberoesterreich/muehlviertel/Den-Fischern-stinkt-s-Jauche-in-Baechen-verursacht-Fischsterben;art69,607473
Wilburgstetten, Deutschland, 2021	Weißfische, Karpfen, Hechte (viel), keine Angaben zur Regeneration	Sickersaft aus Silo gelang über Regenablauf in Fischweiher	einzelne Teiche (lokal)	schwaebische.de

Tab. A7: Informationen aus den Medien zum Thema Fischsterben mit dem Verursacherbereich Baustellen- und Zementwasser in Gewässer in Österreich, Deutschland oder der Schweiz.

Gewässer / Ort / Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle / Link
Angerberg, Österreich, 2023	1.200 Meter lange Dieselöl-Spur; keine Angaben zur Regeneration	100 Liter ausgelaufener Diesel, Landwirt schaltete die Pumpe nicht aus		https://www.meinbezirk.at/kufstein/c-lokales/100-liter-ausgelaufener-diesel-verursacht-wasser-verunreinigung_a6219108#:~:text=%C3%9Cber%20Abflussrohr%20in%20den%20Bach%20Der%20ausgelaufene,Angerberg%20band%20die%20sichtbare%20Dieselverunreinigung%20im%20Bereich

Gewässer / Ort / Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle / Link
Söller Dorfbach, Österreich, 2022	rund 70 Bachforellen, keine Angaben zur Regeneration	Das Gewässer eines mit Betonschlacke gefüllten Absetzbeckens nahe einer Baustelle dürfte in den Söller Dorfbach gelangt sein.		https://www.meinbezirk.at/kufstein/c-lokales/70-forellen-verenden-im-soeller-dorfbach_a5316412
Rumersbach in Niederndorf, Österreich, 2017	zahlreiche Fische, keine Angaben zur Regeneration	vermutlich durch Abwasser, das im Bereich einer Baustelle in den Bach eingeleitet wurde		https://www.meinbezirk.at/kufstein/c-lokales/fahrtaessig-baustellenabwasser-in-rumersbach-geleitet_a2159101
Ruetz, Österreich, 2018	Uferbereich zahlreiche verendete Äschen, Koppen und Forellen feststellen, keine Angaben zur Regeneration	Die Wasserumleitung war bei der Baustelle nicht ganz abgedichtet		https://www.meinbezirk.at/kufstein/c-lokales/fahrtaessig-baustellenabwasser-in-rumersbach-geleitet_a2159101
Aschbach Kitzbühel, Österreich, 2022	≥ 50 Äschen & Forellen, Äschenbestand wahrscheinlich	Betonschlamm aus Baustelle über Kanal in Gewässer geleitet	1 km	https://www.meinbezirk.at/kitzbuehel/c-lokales/aschbach-in-

Gewässer / Ort / Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle / Link
	ausgelöscht, mehrere hundert Fische; keine Angaben zur Regeneration			kitzbuehel-durch-betonschlamm-verunreinigt_a5541256
Truhenseeegraben, Deutschland, 2024	Alle Fische verendet; keine Angaben, insgesamt sind wohl 3000 bis 4000 Tiere gestorben, keine Angabe zur Regeneration	Abwasser einer Baustelle in Starnberg in die Niederschlagswasserkanalisation, menschlicher Fehler	Truhengraben	sueddeutsche.de https://www.merkur.de/lokales/starnberg/starnberg-ort29487/massives-fischesterben-dreckiges-wasser-von-baustelle-eingeleitet-92981917.html?
Feller Bach, Deutschland, 2022	Viele Fische entlang >1 km tot; keine Angaben zur Regeneration	Zementfilm durch Hochwasserschutz-Baustelle im Gewässer	>1 km	volksfreund.de

Gewässer / Ort / Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle / Link
Rinnenthal Bayern, Deutschland, 2012	~500 Fische (Forellen, Saiblinge etc.), keine Angaben zur Regeneration	Betonwaschwasser über Rinne in Eisbach eingeleitet	0,5–1 km	https://www.augsburger-allgemeine.de/aichach/Gewaesserverschmutzung-in-Rinnenthal-Wasser-Zement-Gemisch-laesst-Fische-sterben-id18552101.html?
Wadril, Deutschland, 2025	Fast alle Fische, die in dem Bach leben, sind gestorben; keine Angaben zur Regeneration	bei Bauarbeiten sind große Mengen Zement ins Gewässer gelangt	rund 1,7 km	https://www.sr.de/sr/home/nachrichten/panorama/fischsterben_wadrill_wadern_100.html
Ritterhuder Beeke, Deutschland 2015	Alle Fische tot; nach ca. 2 Jahren konnten Kleinstlebewesen und Fische nachwandern	Flüssigbeton-Kanalfüllung floss in Bach	etwa 1 km Abschnitt	https://www.weser-kurier.de/landkreis-osterholz/das-leben-ist-zurueck-doc7e4imjh6e13ahplj1s6?

Gewässer / Ort / Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle / Link
Uze, St. Gallen, Schweiz, 2018	Mehrere hundert Fische & Krebse; keine Angaben zur Regeneration	Betongemisch durch Rohrdefekt in Uze-Bach	unbekannt, kleiner Bach	tagblatt.ch
Bütschwill, St. Gallen, Schweiz, 2022	Hunderte Fische, keine Angaben zur Regeneration	Einlass des Bauwassers in den Bach	Ca. 1km	https://www.tagblatt.ch/ostschweiz/toggenburg/umweltverschmutzung-hunderte-fische-verenden-in-buetschwil-betongemisch-gelangte-von-einer-baustelle-in-den-bach-Id.2336241?
Inn, Schweiz, 2020	Fischsterben, keine Angaben zur Regeneration	Verschmutztes Baustellenwasser gelang bei Sanierung evtl. in Gewässer		https://www.engadinerpost.ch/news/2020/9/10/Beton-ist-Ursache-fuer-Fischsterben

Gewässer / Ort / Jahr	Schadensausmaß und Regeneration	Eintragsquelle und -ursache	Länge des betroffenen Gewässer-abschnitts/ Größe des Stehgewässers	Quelle / Link
Eschenbach, Luzern, Schweiz, 2021	Fische auf ca. 1,5 km tot, keine Angaben zur Regeneration	Betonwasser aus nahegelegener Baustelle eingeleitet	1,5 km	https://www.radio-luzern.ch/gewaesserver-schmutzung-durch-betonwasser-fuehrt-zu-fischsterben/

