

Emissionen ausgewählter Stoffe aus kommunalen Kläranlagen



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft,
Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Katharina Lenz, Christina Hartmann, Frank Narendja, Andrea
Schuhmann, Clemens Steidl, Philipp Steinbichl, Karin Weber, Stefan Weiß

Gesamtumsetzung: Katharina Lenz

Fotonachweis: Titelfoto: © BML/Alexander Haiden

Wien, 2024

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind
ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger
Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Land-
und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft und der Autorin / des Autors
ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin /
des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls
vorgehen.

Inhalt

1 Zusammenfassung	5
2 Summary	8
3 Hintergrund und Zielsetzung	11
4 Kläranlagenauswahl	21
4.1 Kategorisierung der österreichischen Kläranlagen	21
4.2 Auswahl	25
5 Methodik	29
5.1 Probenahme	29
5.2 Chemische Analytik	30
5.2.1 Kurzbeschreibung der angewandten analytischen Methoden	33
5.2.2 Eignung der angewandten analytischen Methoden	36
5.3 Relevanzbewertung	41
6 Ergebnisse	44
6.1 Referenzparameter	44
6.2 Spurenstoffe	47
6.2.1 Vorkommen	47
6.2.2 Identifikation relevanter Spurenstoffe	61
6.2.3 Beschreibung der relevanten Stoffe und Stoffgruppen	75
6.2.4 Vergleich mit früheren Untersuchungen	110
6.2.5 Vergleich Effekt-basierter Methoden mit Einzelstoffanalytik	116
6.2.6 Abkürzungen: EEQ, 17 β -Östradiol-Äquivalente; EW, Einwohnerwerte. Vergleich der 48-Stunden- und der Wochenmischproben	118
6.2.7 Ableitung von Emissionsfaktoren für kommunale Kläranlagen	120
7 Fazit	124
7.1 Erweiterung der Datenbasis zum Vorkommen ausgewählter Schadstoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen	124
7.2 Identifikation relevanter prioritärer und nationaler Schadstoffe in den Kläranlagenabläufen	125
7.3 Ableitung durchschnittlicher Konzentrationen (Emissionsfaktoren)	129
8 Anhang	130
8.1 Untersuchungsumfang	130
8.2 Bewertungskriterien	140
8.3 Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse	147

Tabellenverzeichnis	156
Abbildungsverzeichnis	158
Literaturverzeichnis.....	161
Rechtsnormen und Richtlinien.....	178
Abkürzungen	185

1 Zusammenfassung

In den letzten drei Jahrzehnten hat die europäische Wassergesetzgebung, allen voran die Kommunale Abwasserrichtlinie (KA-RL, Richtlinie 91/271/EC) und die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) maßgeblich zur Verbesserung der Wasserqualität europäischer Gewässer beigetragen. Für die bedeutendsten Schadstoffe in der aquatischen Umwelt wurden Qualitätsnormen (UQN) erarbeitet, die den guten chemischen Zustand von Gewässern definieren, und technische Verfahren der Abwasserreinigung rechtlich vorge-schrieben, die eine Minimierung des Eintrags dieser Schadstoffe in die Gewässer gewähr-leisten.

Durch Änderungen beim Einsatz von Stoffen und Chemikalien, durch neue wissenschaftli-che Erkenntnisse zum Verhalten von Chemikalien und durch verbesserte Analysemethoden besteht die Notwendigkeit, die europäische Wassergesetzgebung regelmäßig zu evaluieren und gegebenenfalls an den aktuellen Wissensstand anzupassen. Im Oktober 2022 veröffent-lichte die Europäische Kommission Vorschläge zur Überarbeitung der KA-RL (EK, 2022b) und der WRRL (inklusive ihrer Tochterrichtlinien, der Grundwasserrichtlinie (GWRL; Richtlinie 2006/118/EG) und der Umweltqualitätsnormenrichtlinie (UQN-RL, Richtli-nie 2008/105/EU)). Die UQN-RL schlägt die Aufnahme neuer prioritärer Stoffe sowie die Überarbeitung einiger UQN bestehender prioritärer Stoffe auf Basis neuer wissenschaftli-cher Erkenntnisse vor (EK, 2022a).

Um die Datenbasis zum Vorkommen neuer prioritärer Stoffe im Ablauf kommunaler Klär-anlagen zu erweitern, wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirt-schaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BML) im Jahr 2023 ein Kläranlagen-Monitoringpro-gramm veranlasst und durchgeführt. Das Messprogramm 2023 schließt dabei an die Moni-toringprogramme 2007 und 2016 an, in denen prioritäre Stoffe gemäß UQN-RL sowie ein-zugsgebietspezifische Schadstoffe gemäß WRRL untersucht wurden. Ebenso wie in den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 war es das Ziel des Monitoringprogramms 2023, die Relevanz prioritärer und sonstiger Schadstoffe in kommunalem Abwasser zu überprü-fen.

Im Rahmen des Monitorings wurden der Ablauf von 25 kommunalen Kläranlagen anhand von Wochenmischproben analysiert, wobei sich die Auswahl der Anlagen an den Größen-klassen des Vorschlags zur Überarbeitung der KA-RL orientierte. Die Probenahme erfolgte durch das Betriebspersonal der Kläranlagen im Juli 2023, an sechs ausgewählten Anlagen

wurde jeweils eine zusätzliche Probe im April/Mai und im Juni 2023 genommen. Die Proben wurden fast alle tiefgefroren und auf 184 Spurenstoffe (neue prioritäre Stoffe gemäß EK (2022a), prioritäre Stoffe gemäß RL 2013/39/EU, einzugsgebietspezifische Stoffe gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) Anlage B, Stoffe der Beobachtungsliste gemäß UQN-RL, Indikatorsubstanzen gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL) und vier Referenzparameter untersucht. Zusätzlich wurde die östrogene Aktivität der Proben anhand einer Effekt-basierten Methode (ER α -CALUX[®]) bewertet.

Die chemische Analytik der Spurenstoffe erfolgte durch das Labor der Umweltbundesamt GmbH. Zur Bewertung der Eignung der Methoden wurden die Bestimmungsgrenzen mit den JD-UQN der QZV Chemie OG sowie den vorgeschlagenen JD-UQN gemäß EK (2022a) verglichen. Während die Analytik für die Überprüfung der JD-UQN gemäß QZV Chemie OG ausreichend sensitiv war, wurden die zum Teil sehr niedrigen JD-UQN aus dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL für 15 Stoffe im Abwasser nicht erreicht (v. a. Pyrethroide, Neonicotinoide, Hormone).

Analog zu den Auswertungen der Monitoringprogramme 2007 und 2016 erfolgte die Auswertung der Messergebnisse des Monitoringprogramms 2023 nach einer Minimal- und Maximalauswertung. In der Minimalauswertung werden Messwerte unter der Bestimmungsgrenze (BG) mit der entsprechenden Nachweisgrenze (NG) berücksichtigt und nicht nachweisbare Stoffe gleich Null gesetzt. In der Maximalauswertung gehen Messwerte unter der BG mit der BG, nicht nachweisbare Ergebnisse mit der NG in die Mittelwertbildung ein.

Auch die Bewertung der Relevanz erfolgte nach denselben Kriterien wie in den vorangegangenen Monitoringprogrammen. Ein Stoff bzw. eine Stoffgruppe wurden als relevant im Ablauf kommunaler Kläranlagen klassifiziert, wenn entweder der Mittelwert aller gemessenen Ablaufkonzentrationen eines Stoffes bzw. einer Stoffgruppe größer als die halbe Umweltqualitätsnorm war oder zumindest für eine Kläranlage, in der drei Wochenmischproben vorlagen, der Mittelwert der Ablaufkonzentrationen über der jeweiligen Umweltqualitätsnorm lag.

In allen Proben nachweisbar waren die Metalle Cadmium, Kupfer, Nickel, Zink, sechs per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS), Phenanthren, der Glyphosat-Metabolit AMPA, Bisphenol A, die Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol und Tolyltriazole sowie 39 Arzneimittelwirkstoffe (darunter Azithromycin, Carbamazepin, Clarithromycin und Diclofenac, die als neue prioritäre Stoffe vorgeschlagen sind). Auch

die östrogene Wirksamkeit wurde in allen Ablaufproben nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen (1 µg/l bis 100 µg/l) wurden für Kupfer, Nickel, Zink, Selen, 1H-Benzotriazol, AMPA sowie elf Arzneimittel (darunter Diclofenac) gemessen. Die Konzentrationen lagen dabei in der Regel in ähnlichen Bereichen wie in früheren Untersuchungen.

Unter Berücksichtigung der beiden Relevanzkriterien wurden 17 Stoffe bzw. Stoffgruppen als im Kläranlagenablauf relevant definiert: die prioritären Stoffe PFOS, Benzo(a)pyren, Nickel, Fluoranthen und Cypermethrin, die vorgeschlagenen neuen prioritären Stoffe Bisphenol A, 17β-Östradiol, Östron, PFAS, Deltamethrin, Silber, Azithromycin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen, Kupfer und Zink. Für Deltamethrin, Cypermethrin und Silber waren nur einige wenige Proben mit hohen Konzentrationen für die Überschreitung der Relevanzkriterien ausschlaggebend. Nickel, Kupfer, Zink, PFOS, 17β-Östradiol, Östron und Diclofenac wurden bereits im Monitoring 2016 als relevant bewertet.

Weiters wurden im vorliegenden Monitoringprogramm durchschnittliche Ablaufkonzentrationen und Emissionsfaktoren für 15 Stoffe abgeleitet, die zukünftig für wasserwirtschaftliche Fragestellungen (z. B. Ist-Bestandsanalyse gemäß WRRL) herangezogen werden können.

2 Summary

Over the last three decades, European water legislation, especially the Urban Waste Water Treatment Directive (UWWTD, Directive 91/271/EC) and the Water Framework Directive (WFD, Directive 2000/60/EC), have significantly contributed to the improvement of water quality in Europe. Quality standards, which define the good chemical status of water bodies, have been developed for the most important pollutants in the aquatic environment, and technical wastewater treatment standards have been legally established to ensure that the discharge of these pollutants into water bodies is minimised.

Due to changes in the use of chemicals, new scientific findings on the behaviour of chemicals and improved analytical methods there is a need to regularly evaluate European water legislation and, if necessary, adapt it to current state of knowledge. In October 2022, the European Commission published proposals to revise the Water Framework Directive (EK, 2022b) and the WFD (including its daughter directives, the Groundwater Directive (GWD; Directive 2006/118/EC) and the Environmental Quality Standards Directive (EQS Directive, Directive 2008/105/EU)). The latter proposes to include new priority substances and to revise some environmental quality standards for existing priority substances on the basis of new scientific findings (EK, 2022a).

In order to expand the database on the occurrence of new priority substances in the effluent of urban wastewater treatment plants, a wastewater treatment plant monitoring programme was initiated and carried out in 2023 on behalf of the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Regions and Water Management. The 2023 monitoring programme follows the 2007 and 2016 monitoring programmes, in which priority substances in accordance with the EQS Directive and river basin-specific pollutants in accordance with the WFD were investigated. As in the 2007 and 2016 monitoring programmes, the objective of the 2023 monitoring programme was to examine the relevance of priority substances and other pollutants in the effluent of urban wastewater treatment plants.

In the 2023 monitoring programme, the effluents of 25 urban wastewater treatment plants (UWWTP) were analysed using weekly composite samples. The selection of them was based on the size classes in the proposal to revise the UWWTD. Sampling was carried out by the operating staff of the wastewater treatment plants in July 2023 and additional samples were taken at six selected plants in April/May and June 2023. Almost all samples were

deep-frozen and analyses were carried out for measuring 184 substances (new priority substances in accordance with EK (2022a), priority substances in accordance with Directive 2013/39/EU, river basin specific substances in accordance with WFD, substances on the watch list in accordance with the EQS Directive, indicator substances in accordance with the proposal to revise the UWWTD) and four reference parameters. Additionally, the estrogenic activity of the samples was assessed using an effect-based method (ER α -CALUX®).

The chemical analyses of the micropollutants was carried out by the laboratory of the Environment Agency Austria (Umweltbundesamt GmbH). To assess the suitability of the analytical methods, the limits of detection were compared with the AA- EQS of the Austrian Quality Target Ordinance for Chemicals in Surface Waters (QZV Chemie OG, Federal Law Gazette II No. 96/2006 as amended) and the proposed AA-EQS in accordance with the EK (2022a). Whereas the analytical methods were sufficiently sensitive to evaluate results obtained based on the AA-EQS in accordance with the QZV Chemie OG, for 15 substances (especially pyrethroids, neonicotinoids, hormones) in some cases very low AA-EQS of the proposal to revise the EQS Directive were not achieved in wastewater.

Similar to the evaluations of the 2007 and 2016 monitoring programmes, the measurement results of the 2023 monitoring programme were evaluated based on a minimum and maximum assessment. In the minimum assessment, for results below the limit of quantification (LOQ) the corresponding limit of detection (LOD) was taken into account, and for substances not detected the results were set to zero. In the maximum assessment, for results below the LOQ the LOQ was taken into account and for substances not detected the LOD.

For the assessment of the relevance the same criteria as in the previous monitoring programmes were applied. A substance or group of substances was classified as relevant in the effluent of UWWTPs if either the mean value of all measured concentrations was greater than half the environmental quality standard or if the mean value of the concentrations was above the respective environmental quality standard for at least one wastewater treatment plant where three weekly composite samples were available.

The metals cadmium, copper, nickel, zinc, six per- and polyfluorinated alkylated substances (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS), phenanthrene, the glyphosate metabolite AMPA, bisphenol A, the corrosion inhibitors 1H-benzotriazole and tolyltriazole and 39 active pharmaceutical ingredients (including azithromycin, carbamazepine, clarithromycin and diclofenac, which are proposed as new priority substances) were detected in all samples. Estrogenic activity was also measured in all effluent samples. The highest concentrations (1 $\mu\text{g/l}$ to 100 $\mu\text{g/l}$) were measured for copper, nickel, zinc, selenium, 1H-benzotriazole,

AMPA and eleven pharmaceuticals (including diclofenac). The concentrations were generally within similar ranges as in previous studies.

Taking into account the two relevance criteria, 17 substances were defined as relevant in UWWTP effluents: the priority substances PFOS, benzo(a)pyrene, nickel, fluoranthene and cypermethrin, the proposed new priority substances bisphenol A, 17 β -estradiol, estrone, PFAS, deltamethrin, silver, azithromycin, clarithromycin, diclofenac, ibuprofen, copper and zinc. For deltamethrin, cypermethrin and silver, only a few samples with high concentrations were decisive for exceeding the relevance criteria. Nickel, copper, zinc, PFOS, 17 β -estradiol, estrone and diclofenac were already assessed as relevant in the 2016 monitoring.

Furthermore, average effluent concentrations and emission factors for 15 substances were derived, which can be used in future to support water management issues (e.g., assessment of the current status in accordance with the WFD).

3 Hintergrund und Zielsetzung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) fordert in Art. 16 Strategien gegen die Wasserverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen. Eine erste Liste dieser prioritären Stoffe auf EU-Ebene wurde im Jahr 2001 (Entscheidung Nr. 2455/2001/EG) veröffentlicht. Mit der Umweltqualitätsnormenrichtlinie (UQN-RL, Richtlinie 2008/105/EU) wurde diese erste Liste überarbeitet und es wurden für 33 prioritäre und acht sonstige auf EU-Ebene relevante Stoffe bzw. Stoffgruppen Umweltqualitätsnormen (UQN) vorgegeben.

Nach Art. 16 Absatz 4 der WRRL sowie Art. 8 der UQN-RL muss die Kommission die Liste der prioritären Stoffe regelmäßig, mindestens alle sechs Jahre, überprüfen. Mit Richtlinie 2013/39/EU wurde die UQN-RL novelliert, wobei 12 zusätzliche prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen definiert und die UQN einiger bestehender Stoffe überarbeitet wurden. Im Oktober 2022 veröffentlichte die Kommission einen Vorschlag zur neuerlichen Überarbeitung der Liste prioritärer Stoffe in Oberflächengewässern (EK, 2022a). Dieser sieht unter anderem die Aufnahme von 25 neuen Stoffen sowie die Aktualisierung der UQN einiger Stoffe der bestehenden Liste vor.

Die nationale Umsetzung der RL 2008/105/EU erfolgt in Österreich mit der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 idGF). In der QZV Chemie OG werden neben den UQN der prioritären Stoffe gemäß UQN-RL auch jene der 34 einzugsgebietspezifischen Schadstoffe geregelt. Dabei handelt es sich um Stoffe, die in signifikanten Mengen in ein Flussgebiet eingetragen werden und als „chemische Komponenten des guten ökologischen Zustands“ bezeichnet werden.

Die WRRL gibt in Art. 5 und in Anhang II 1.4 vor, dass Daten über die Art und das Ausmaß der signifikanten anthropogenen Belastungen auf Oberflächenwasserkörper zu erheben und vorzuhalten sind. Die UQN-RL schreibt in Art. 5 vor, dass die EU-Mitgliedstaaten für jede Flussgebietseinheit oder jeden Teil einer Flussgebietseinheit in ihrem Hoheitsgebiet eine Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste aller prioritären Stoffe zu erstellen haben. Im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL wird gefordert, dass diese Bestandsaufnahmen zukünftig auch auf die einzugsgebietspezifischen Stoffe erweitert werden.

Die Erhebung von Daten zu signifikanten Belastungen ist in der Emissionsregisterverordnung (EmRegV-OW, BGBl. II Nr. 207/2017 idgF) umgesetzt und die Datenbank EMREG-OW bildet das Register für Emissionen aus Punktquellen. Im Referenzjahr 2022 berichteten rund 880 Registerpflichtige in das EMREG-OW. Diese umfassen 631 kommunale Abwasserreinigungsanlagen (komARA) mit einem Bemessungswert von mindestens 2.000 Einwohnerwerten (EW) und rund 250 betriebliche Einleiter.

Mit jeder Überarbeitung der Liste prioritärer Stoffe gemäß WRRL und der Aufnahme neuer Stoffe stellt sich die Frage nach deren Relevanz im Ablauf kommunaler Abwasserreinigungsanlagen. Werden prioritäre Stoffe (und gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL ebenso einzugsgebietsspezifische Stoffe) in signifikanten Mengen über komARA in die aquatische Umwelt eingetragen, werden diese für eine verpflichtende Messung in EmRegV-OW aufgenommen. Um den Wissenstand über die in der QZV Chemie OG geregelten Stoffe und Stoffgruppen hinsichtlich Vorkommen und Verhalten im kommunalen Abwasser zu verbessern, wurde im Jahr 2007 ein erstes Monitoringprogramm initiiert, in dem alle Stoffe bzw. Stoffgruppen der QZV Chemie OG in Zu- und Ablauf von komARA untersucht und relevante Stoffe bzw. Stoffgruppen identifiziert wurden (Umweltbundesamt, 2009). Nach der Überarbeitung der UQN-RL im Jahr 2013 wurde 2016 ein weiteres Monitoringprogramm im Ablauf kommunaler Kläranlagen durchgeführt (BMLFUW, 2017). Analog zu den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 wurde das Vorkommen jener Stoffe, die im Vorschlag zur Überarbeitung der Liste prioritärer Stoffe angeführt sind, im Jahr 2023 in kommunalem Abwasser untersucht.

Neben dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL veröffentlichte die Kommission im Jahr 2022 auch einen Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (KARL, Richtlinie 91/271/EC), die in Art. 21 die Messung der prioritären Stoffe gemäß WRRL und UQN-RL im kommunalen Abwasser vorsieht (EK, 2022b). Vor diesem Hintergrund ist eine Eingrenzung der zu messenden Stoffe auf jene, die vorrangig über komARA in die aquatische Umwelt eingetragen werden, von besonderer Bedeutung.

Der Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie sieht die Implementierung einer vierten Reinigungsstufe in bestimmten Kläranlagen sowie in Anhang I, D die Überprüfung dieser Reinigungsstufe anhand von Indikatorsubstanzen vor. Die Liste der Indikatorsubstanzen besteht aus zehn Arzneimittelwirkstoffen und drei Korrosionsschutzmitteln. Eine Überprüfung soll in 48-Stunden-Mischproben erfolgen. Im Zuge des Messprogramms wurden diese Indikatorsubstanzen ebenfalls im Ablauf der Kläranlagen untersucht.

Der Parameterumfang des Untersuchungsprogramms umfasste:

- 24 Stoffe aus der Liste der 25 potentiellen prioritären Stoffe gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (der Parameter „Summe der Wirkstoffe in Pestiziden“ wurde nicht untersucht).
- Die Östrogenhormone 17 α -Ethinylöstradiol, 17 β -Östradiol und Östron wurden bereits seit langem als potentielle prioritäre Stoffe diskutiert und daher im Monitoringprogramm 2016 untersucht. Da sie mit Werten über der >BG nachgewiesen wurden, wurden sie im Messprogramm 2023 wieder untersucht. Dies gilt auch für die beiden Arzneimittelwirkstoffe Diclofenac und Ibuprofen.
- Der Vorschlag zur Überarbeitung UQN-RL sieht in Art. 8a vor, dass das Vorkommen östrogen-wirksamer Substanzen in Oberflächengewässern zwei Jahre lang parallel mit herkömmlichen Methoden und mit Effekt-basierten Methoden (EBM) bestimmt werden soll (EK, 2022a). Um die Vergleichbarkeit von Einzelstoffanalytik und EBM im Abwasser zu untersuchen, wurden einige Proben mit dem ER α -CALUX[®] analysiert.
- Metalle, die im Untersuchungsprogramm 2007 und/oder 2016 als relevant erachtet wurden: Die einzugsgebietspezifischen Stoffe Kupfer, Zink und Selen sowie die prioritären Stoffe Cadmium und Nickel, die bereits in der EmregV-OW den kommunalen Kläranlagen zur Messung vorgeschrieben sind. Cadmium und Nickel wurden dabei im vorliegenden Projekt mit niedrigerer BG gemessen, als es die Methodenverordnung Wasser (MVW, BGBl. II 129/2019 idgF) für Messungen gemäß EmRegV-OW vorsieht.
- Die Metalle wurden sowohl als Gesamtgehalte (nach Aufschluss) als auch in den filtrierten Proben (gelöste Fraktion) gemessen. Während emissionsseitig die Gesamtgehalte von Interesse sind, erfolgt die immissionsseitige Betrachtung der Metalle (Bewertung von UQN) für die gelösten Fraktionen.
- Stoffe, die im Monitoringprogramm 2016 als nicht relevant identifiziert wurden, aber aufgrund der vorgeschlagenen Änderung des entsprechenden Bewertungskriteriums und basierend auf den Messwerten relevant sind (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe).
- Das Insektizid Cypermethrin, das im Monitoringprogramm 2016 nicht bewertet werden konnte, aber mittlerweile aufgrund der erhöhten Sensitivität der analytischen Methoden bewertet werden kann. Der Vollständigkeit halber wird festgehalten, dass Cybutryn und Dichlorvos im Monitoringprogramm 2016 nicht bewertet werden konnten, da alle Messwerte unter der NG (0,025 $\mu\text{g/l}$) lagen, welche über der jeweiligen UQN liegt. Da die analytische NG seit 2016 unverändert ist, wurden diese beiden Stoffe nicht in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.
- Für die Analyse der Arzneimittelwirkstoffe wurde die Multimethode der Umweltbundesamt GmbH (AZM-Mulimethode) angewendet. Damit wurden nicht nur die für die UQN-RL vorgeschlagenen Wirkstoffe analysiert, sondern insgesamt 96 verschie-

dene Arzneimittelwirkstoffe und -metaboliten. Darunter befanden sich auch zahlreiche Stoffe der vierten Beobachtungsliste unter der UQN-RL (Durchführungsbeschluss (EU) 2022/1307) sowie der Großteil jener Stoffe, die im Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie zur Überprüfung der vierten Reinigungsstufe vorgeschlagen sind.

- Dibutyl- und Tributylzinnverbindungen: Beide Organozinnverbindungen wurden im Monitoringprogramm 2016 mit niedrigeren Konzentrationen gemessen als im Monitoringprogramm 2007. Da im dritten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (BMLRT, 2022) Überschreitungen der UQN in Oberflächenwasserkörpern festgestellt wurden, wurde Tributylzinn im Messprogramm 2023 untersucht. Zusätzlich wurden auch Dibutylzinnverbindungen gemessen, weil diese in der analytischen Methode zur Bestimmung von Tributylzinnverbindungen miterfasst werden und Dibutylzinn ein einzugsgebietsspezifischer Schadstoff ist.
- Die UV-Filter Butylmethoxydibenzoyl-methan, Octocrylen und Benzo-phenon-3 werden auf europäischer Ebene als potentielle prioritäre Stoffe diskutiert und wurden in die vierte Beobachtungsliste unter der UQN-RL aufgenommen.
- N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-phenylendiamin (6-PPD) ist eine organische Verbindung, die als Ozonschutz- oder Antioxidationsmittel in Autoreifen beigemischt wird und mit Regenwasser in komARA eingetragen werden kann. Dies gilt ebenso für das 6-PPD-Abbauprodukt 6-PPD-Chinon. Da es Hinweise auf eine toxische Wirkung von 6PPD-Chinon gegenüber Fischen gibt, erfolgte die Analytik der Stoffe in einigen Proben. Zusätzlich zu 6-PPD wurden auch N-Isopropyl-N'-phenyl-p-phenylendiamin (IPPD), N-(1,4-dimethylpentyl)-N'-phenylbenzene-1,4-diamin (7PPD), 1,4-Benzenediamin, N-(1-methylheptyl)-N'-phenyl-(8PPD) und N,N'-bis(1,4-dimethylpentyl)-p-phenylendiamin (77PD) untersucht, die ebenfalls als Stabilisatoren (Antioxidantien) in Gummi eingesetzt werden.
- Isothiazolinone sind Biozide, die eine hohe aquatische Toxizität aufweisen. Sechs Vertreter der Isothiazolinone wurden in einzelnen Proben analysiert, diese umfassten 12-butyl-benzo[d]isothiazol-3-on (BBIT), 1,2-Benzisothiazolinon (BIT), 5-Chloro-2-methyl-4-isothiazolin-3-on (CMIT), 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT), 2-Methyl-2H-isothiazol-3-on (MIT) und 2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT).

Zusätzlich zu den angeführten Stoffen und Stoffgruppen wurden auch Referenzparameter in den Proben analysiert.

Zusammenfassend stellt sich der Parameterumfang des Untersuchungsprogramms wie folgt dar:

Referenzparameter:

- Abfiltrierbare Stoffe
- CSB (gesamt)
- Gesamtphosphor
- Gesamtstickstoff

Vorschlag neuer prioritäre Stoffe (EK, 2022a):

- 17 α -Ethinylöstradiol (EE2)
- 17 β -Östradiol (E2)
- Acetamid
- Azithromycin
- Bifenthrin
- Bisphenol A (BPA)
- Carbamazepin
- Clarithromycin
- Clothianidin
- Deltamethrin
- Diclofenac
- Erythromycin
- Esfenvalerat
- Glyphosat
- Ibuprofen
- Imidacloprid
- Nicosulfuron
- Östron (E1)
- Permethrin
- PFAS (24 Einzelstoffe)¹
- Silber (gesamt und gelöst)
- Thiacloprid
- Thiamethoxam
- Triclosan

¹ Der Vorschlag zur Änderung der UQN-RL sieht 24 Einzelstoffe vor. Die am Umweltbundesamt vorhandene Methode umfasst 27 Einzelstoffe, wobei fünf der Stoffe aus dem Vorschlag zur Änderung der UQN-RL nicht abgedeckt sind.

Prioritäre Stoffe (RL 2013/39 EU):

- Cypermethrin
- Cadmium (gesamt und gelöst)
- Nickel (gesamt und gelöst)
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆)
- Tributylzinnverbindungen (TBT)

Einzugsgebietsspezifische Stoffe (QZV Chemie OG):

- Dibutylzinnverbindungen (DBT)
- Kupfer (gesamt und gelöst)
- Selen (gesamt und gelöst)
- Zink (gesamt und gelöst)

Stoffe der vierten Beobachtungsliste gemäß UQN-RL (Durchführungsbeschluss (EU) 2022/1307)²:

- Butylmethoxydibenzoyl-methan
- Benzophenon-3
- Clindamycin
- Clotrimazol
- Fluconazol
- Metformin
- Miconazol
- Octocrylen
- O-Desmethylvenlafaxin
- Sulfamethoxazol
- Trimethoprim
- Venlafaxin

Indikatorsubstanzen der kommunalen Abwasserrichtlinie, die nicht im Vorschlag zur Überarbeitung UQN-RL oder der vierten Beobachtungsliste erfasst sind (EK, 2022b):

- Amisulprid

² Zwei Stoffe der vierten Beobachtungsliste (Guanylharnstoff und Ofloxacin) wurden im vorliegenden Projekt nicht gemessen, da für diese Stoffe derzeit keine analytische Methode im Labor des Umweltbundesamtes vorliegt.

- Citalopram
- Hydrochlorothiazid
- Metoprolol
- 1H-Benzotriazol
- Candesartan
- Irbesartan
- Gemisch aus 4- und 5-Methylbenzotriazol (Tolyltriazole)³

Sonstige Stoffe:

- Isothiazolinone
- Substanzen der PPD-Gruppe
- ER α -CALUX[®]

Die übergeordneten Ziele des Projektes waren:

- Erweiterung bzw. Verbesserung der Datenbasis zum Vorkommen (vorgeschlagener) prioritärer und nationaler Schadstoffe bzw. weiterer Stoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen vor dem Hintergrund der Überarbeitung von UQN-RL und KA-RL;
- Identifikation relevanter prioritärer und nationaler Schadstoffe in den Kläranlagenabläufen;
- Ableitung durchschnittlicher Konzentrationen (Emissionsfaktoren) für die untersuchten Stoffe zur Verbesserung der Datengrundlage für die Risikobewertung und die Belastungsanalyse gemäß Art. 5 und Anhang II, Absatz 1.4 der WRRL.

Es war nicht Ziel des Projektes einen verschärften Stand der Technik für kommunale Kläranlagen festzulegen oder die in kommunalen Kläranlagenabläufen künftig im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung zu messenden Parameter des wasserrechtlichen Konsenses vorzugeben.

Um die übergeordneten Ziele zu erreichen, sind folgende Teilziele zu nennen:

³ Der Vorschlag zur Änderung der Kommunalen Abwasserrichtlinie sieht als einen Parameter das „Gemisch aus 4-Methylbenzotriazol (CAS-Nr. 29878-31-7) und 6-Methylbenzotriazol (CAS-Nr. 136-85-6)“ vor. Die CAS-Nummer 136-85-6 meint jedoch 5-Methylbenzotriazol. Die Schweizer Verordnung des UVEK zur Überprüfung des Reinigungseffekts von Maßnahmen zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei Abwasserreinigungsanlagen definiert ebenfalls den Parameter „Gemisch aus 4-Methylbenzotriazol (CAS-Nr. 29878-31-7) und 5-Methylbenzotriazol (CAS-Nr. 136-85-6)“ als Indikatorsubstanz. Aus diesem Grund wurde im vorliegenden Projekt 5-Methylbenzotriazol berücksichtigt.

- **Kläranlagenauswahl:** Es wurden 25 komARA untersucht, wobei in Anlehnung an den Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL jeweils zehn komARA mit einem Bemessungswert von 10.000 EW bis 99.999 EW und zehn komARA mit einem Bemessungswert von mindestens 100.000 EW ausgewählt wurden. Zusätzlich wurden fünf Kläranlagen der Größenklasse 2.000 EW bis 9.999 EW beprobt. Seit Oktober 2022 hat sich die Einteilung der Größenklassen gemäß Überarbeitung der KA-RL im Zuge der Abstimmungen mit dem EU Parlament und dem Rat geändert. Gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie, wie er im April 2024 vorlag, werden die Größenklassen 1.000–9.999 EW, 10.000 EW–149.999 EW und mindestens 150.000 EW unterschieden (EP, 2024). Die Auswertungen im vorliegenden Bericht beziehen sich auf diese Größenklassen.
- **Probenahme und Analytik:** Das Monitoringprogramm 2016 zeigte, dass die Konzentrationen der untersuchten Stoffe in vier Wochenmischproben, die über ein Jahr verteilt genommen wurden, ähnlich waren. Im vorliegenden Projekt wurden daher nur auf einzelnen Kläranlagen (jeweils drei Kläranlagen der Größenklassen 10.000 EW bis 99.999 EW bzw. mindestens 100.000 EW) zwei zusätzliche Wochenmischproben im Mai und im Juni 2023 genommen, während bei allen 25 Kläranlagen eine Wochenmischprobe im Juli generiert wurde.

Der Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL sieht vor, dass die Überwachung der vierten Reinigungsstufe anhand von 48-Stunden-Proben erfolgt. Aus diesem Grund wurden im vorliegenden Projekt bei komARA der Größenklasse mindestens 100.000 EW auch 48-Stunden Proben (als Teil der Wochenmischprobe) genommen, um die Repräsentativität der 48-Stunden-Probe in Hinblick auf die jahrestypische Belastung zu überprüfen.

Einen Überblick zur Probenanzahl gibt Tabelle 1.

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Proben (Probenart, untersuchte Stoffgruppe, Probenahmezeitpunkte, Probenanzahl und Bemessungswert der komARA)

Probenart	Stoffgruppe	2.000 EW– 9.999 EW		10.000 EW–99.999 EW		≥100.000 EW ¹		
		Juli	Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli
Wochen- mischprobe	Referenzparameter	5	3	3	10	3	3	10
	Metalle gesamt	5	3	3	10	3	3	10
	Metalle filtriert	5	–	–	10	–	–	10
	PAK ₁₆	5	3	3	10	3	3	10
	PFAS	5	3	3	10	3	3	10
	Pestizide	5	–	–	10	–	–	10
	Triclosan	5	–	–	10	–	–	10
	Glyphosat	5	–	–	10	–	–	10
	AMPA	5	–	–	10	–	–	10
	AZM-Multimethode	5	3	3	10	3	3	10
	AZM – zusätzlich 3 Stoffe ²	5	3	3	10	3	3	10
	Hormone + BPA	5	3	3	10	3	3	10
	ER α -CALUX [®]	5	–	2	2	–	2	2
	UV-Filter	–	–	–	5	–	–	5
	TBT und DBT	5	–	–	10	–	–	10
	PPD	–	2	2	2	2	2	2
Isothiazolinone	–	2	2	2	2	2	2	
48- Stunden- Mischprobe	Referenzparameter	–	–	–	–	3	3	10
	Indikatorsubstanzen ³	–	–	–	–	3	3	10
	Hormone + BPA	–	–	–	–	3	3	10
	ER α -CALUX [®]	–	–	–	–	–	2	2

Erläuterungen zur Tabelle:

¹ In der Konzeption des Projektes wurden die Kläranlagen nach den Größenklassen laut Vorschlag zur Überarbeitung (EK, 2022b) gewählt. Für die Datenauswertung wurden die Größenklassen laut Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL (EP, 2024) dargestellt. Zwei der komARA ≥ 100.000 EW wiesen einen Bemessungswert < 150.000 EW auf.

² Drei Stoffe der vierten Beobachtungsliste (Clotrimazol, Miconazol, O-Desmethylvenlafaxin) sind nicht in der Arzneimittel-Multimethode enthalten und werden daher gesondert angeführt.

³ In den 48-Stunden-Proben wurden nur die zwölf Indikatorsubstanzen gemäß Vorschlag zur Überarbeitung KA-RL untersucht. Die Arzneimittel-Multimethode wurde nicht angewandt.

Abkürzungen:

AMPA - Aminomethylphosphonsäure; AZM - Arzneimittel; BPA - Bisphenol A; DBT - Dibutylzinn; Er α - Östrogenrezeptor alpha; EW - Einwohnerwerte; PAK - polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PPD - p-Phenyldiamine; TBT - Tributylzinn; UV - Ultraviolett.

- **Identifizierung relevanter Stoffe:** Basierend auf den Analyseergebnissen und in Anlehnung an die Vorgehensweise bei den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 wurden für den Kläranlagenablauf relevante Stoffe identifiziert. Als Relevanzkriterien wurden vorgeschlagene UQN bzw. bei deren Fehlen auch PNEC-Werte (Predicted no effect concentration) verwendet. Für die Stoffauswahl wurden zwei Kriterien angesetzt:

- Der Mittelwert aller Messungen einer Substanz in den Kläranlagenabläufen ist größer als $UQN/2$.
- Bei mindestens einer der sechs Kläranlagen, bei welchen mehr als eine Wochenmischprobe entnommen wurde, ist der Mittelwert der Wochenmischproben größer als die UQN.

Zudem wurden die Ergebnisse dazu verwendet, Emissionsfaktoren zu generieren bzw. zu verfeinern, die für eine Belastungsanalyse nach WRRL verwendet werden können.

4 Kläranlagenauswahl

4.1 Kategorisierung der österreichischen Kläranlagen

Die Auswahl der 25 kommunalen Kläranlagen des Monitorinprogramms 2023 erfolgte in Anlehnung an die Monitoringprogramme der Jahre 2007 und 2016. Das Programm 2007 war zweistufig aufgebaut und für die Untersuchungen in Modul 1 (Zulauf- und Ablaufbeprobung) wurden die komARA mit mindestens 2.000 EW in Kategorien eingeteilt. Zunächst wurden für die Kategorisierung die Kriterien i) Einleiterstruktur im Einzugsgebiet, ii) Ausbaugröße (Bemessungswert in EW), iii) Angewandtes Reinigungsverfahren/Verfahrenstechnik, iv) Reinigungsleistung und v) Entwässerungssystem für die Kategorisierung in Betracht gezogen. Da sich zeigte, dass die Kategorisierung nach den Kriterien Einleiterstruktur im Einzugsgebiet und Bemessungswert am sinnvollsten war, wurden die Kriterien Reinigungsverfahren, Reinigungsleistung und Entwässerungssystem nicht weiter berücksichtigt.

Bei der Einleiterstruktur im Einzugsgebiet wurden in Abhängigkeit des Indirekteinleiteranteils (IE) drei Klassen unterschieden:

- IE praktisch vernachlässigbar ($IE < 25\%$),
- gemischtes Einzugsgebiet mit mittleren bis hohen gewerblichen und industriellen Frachtanteilen ($25 \leq IE \leq 75\%$), und
- Einzugsgebiete mit sehr starker industrieller bzw. gewerblicher Nutzung ($IE > 75\%$).

Hinsichtlich des Bemessungswerts wurde in den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 als Unterteilungskriterium der Bemessungswert von 5.000 EW angesetzt. Die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1.AEV, BGBl. Nr. 210/1996 idgF) sieht ab diesem Bemessungswert eine Änderung der Reinigungsleistung von Nitrifikation auf Stickstoffentfernung vor, womit sich die Dimensionierung und die Betriebsparameter der jeweiligen Kläranlage ändern. Im Monitoringprogramm 2007 wurde diese Einteilung deshalb gewählt, da ab einem Schlammalter von mehr als zehn Tagen auch eine Vielzahl abbaubarer organischer Verbindungen entfernt werden kann (ARCEM 2003; Clara et al., 2005). Ein Bemessungsschlammalter von zehn Tagen ist laut ATV-A131 (ATV-DVWK 2016) für die Bemessung von stickstoffentfernenden Kläranlagen anzusetzen, wird aber auch von Kläranlagen mit simultaner Schlammstabilisierung eingehalten bzw. überschritten. Damit ist das Einteilungskriterium Ausbaugröße auch an die Reinigungsleistung gekoppelt.

Zusätzlich zur Kläranlagenkategorisierung, die analog zum Vorgehen in den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 erfolgte, wurden die Kläranlagen im vorliegenden Projekt auch nach den Größenklassen gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (EP, 2024) unterteilt. Der Vorschlag sieht unterschiedliche Reinigungsziele für Kläranlagen mit einem Bemessungswert von 1.000 EW–9.999 EW, 10.000 EW–149.999 EW und mindestens 150.000 EW vor. Drittbehandlung (Stickstoff- und/oder Phosphorentfernung) und Viertbehandlung (Mikroschadstoffentfernung) müssen gemäß dem Vorschlag auf allen Kläranlagen mit einem Bemessungswert von 150.000 EW erreicht werden, während dies auf Kläranlagen mit einem Bemessungswert von weniger als 150.000 EW nur im Anlassfall erforderlich ist. Dieser ist für Kläranlagen mit einem Bemessungswert von 10.000 EW–149.999 EW im Fall von nährstoff- bzw. mikroschadstoffsensitiven Gebieten gegeben. Alle Kläranlagen der Größenklasse 1.000 EW–9.999 EW müssen über eine Zweitbehandlung (Kohlenstoffentfernung) verfügen.

Die Abschätzung des Indirekteinleiteranteils im Einzugsgebiet erfolgte basierend auf den Daten aus EMREG-OW. In der Datenbank melden rund 2/3 der Kläranlagenbetreiber die Anzahl der angeschlossenen Einwohner (E), während alle Betreiber die jährlichen Zulaufmengen von CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf, in kg/a) berichten. Aus den Angaben zur CSB-Zulaufmenge wurde die durchschnittliche Jahresbelastung der Kläranlage in Einwohnerwerten (EW) anhand des Koeffizienten $1 \text{ EW} = 120 \text{ g CSB/d}$ berechnet. Die durchschnittliche Jahresbelastung (angegeben in EW) wurde in Relation zu den angeschlossenen Einwohnern gesetzt und die Differenz als Belastung durch Indirekteinleiter (Industrie und Gewerbe) interpretiert. Dort, wo in EMREG-OW Daten zur BSB₅-, Gesamtstickstoff (N_{ges})- oder Gesamtphosphormenge (P_{ges}) im Zulauf vorlagen, wurde die durchschnittliche Jahresbelastung der Kläranlage im Rahmen der Qualitätssicherung zusätzlich anhand der Formeln $1 \text{ EW} = 60 \text{ g BSB}_5/\text{d}$, $1 \text{ EW} = 8,8 \text{ g N}_{\text{ges}}/\text{d}$ und $1 \text{ EW} = 1,5 \text{ g P}_{\text{ges}}/\text{d}$ (Lindtner und Zessner, 2003) abgeschätzt.

In EMREG-OW lagen im Jahr 2022 Informationen zu angeschlossenen Einwohnern für 437 der 631 kommunalen Kläranlagen mit einer Ausbaupkapazität von mindestens 2.000 EW vor. Das Ergebnis der Kläranlagenzuordnung aufgrund von IE und EW analog zum Monitoringprogramm 2016 sowie aufgrund der Größenklassen im Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (EP, 2024) ist in Tabelle 2 dargestellt. Die Tabelle zeigt auch, in welche Kategorie die Kläranlagen einzuordnen sind, die im Monitoringprogramm 2023 untersucht wurden (von den 25 untersuchten Kläranlagen lagen Daten zu angeschlossenen Einwohner:innen von 21 Kläranlagen vor).

Tabelle 2: Kategorisierung der kommunalen Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW auf Basis von Indirekteinleiteranteil (IE) und Bemessungswert (EW)

IE [%]	Größen- klasse [EW]	Anzahl [n]	Bemes- sungswert [EW]	komARA MP 2023 [n]	Größen- klasse [EW]	Anzahl [n]	Bemes- sungswert [EW]	komARA MP 2023 [n]
<25	≤5.000	104	343.576	1	1.000– 9.999	137	580.271	2
	>5.000– 150.000	99	2.033.232	6	10.000– 149.999	66	1.796.537	5
	>150.000	1	190.000		≥150.000	1	190.000	–
≥25–75	≤5.000	36	126.608	1	1.000– 9.999	67	348.305	2
	>5.000– 150.000	169	5.927.012	5	10.000– 149.999	136	5.405.315	4
	>150.000	15	9.013.600	8	≥150.000	17	9.313.600	8
>75	–	13	1.844.137	–	1.000– 9.999	3	20.520	–
	–	–	–	–	10.000– 149.999	6	448.783	–
	–	–	–	–	≥150.000	4	1.374.834	–
Gesamt	–	437	19.478.165	21	–	437	19.478.165	21

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte; IE - Indirekteinleiteranteil; MP - Monitoringprogramm; n - Anzahl.
Quelle: EMREG-OW (2022)

Bezogen auf die Anzahl weisen 50 % der Anlagen, für die Daten verfügbar waren, einen IE zwischen 25 % und 75 % auf. Auch die Kategorie mit einem IE kleiner 25 % umfasst mit 204 Anlagen rund 47 % der berücksichtigten Kläranlagen, wohingegen stark industriell/ge-
werblich beeinflusste Kläranlagen nur einen geringen Anteil ausmachen. Bei Berücksichtigung des Bemessungswertes wird der Einfluss der Klasse mit einem IE zwischen 25 % und 75 % noch deutlicher. Rund 77 % des gesamten Bemessungswertes sind dieser Klasse zuzu-
ordnen. Die Klassen mit IE kleiner 25 % bzw. größer 75 % enthalten in Summe rund 20 % des berücksichtigten Bemessungswertes. Diese Ergebnisse sind weitgehend ident mit der
Kategorisierung im Monitoringprogramm 2016 (BMLFUW, 2017).

Ähnlich wie bereits in den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 stellen die beiden Gruppen „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $>5.000\text{ EW} - 150.000\text{ EW}$ “ und „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $>150.000\text{ EW}$ “ die wichtigsten Kategorien dar, gefolgt von der Gruppe „ $IE < 25\%$, $>5.000\text{ EW} - 150.000\text{ EW}$ “ (Tabelle 2). Aus diesen drei Kategorien wurden im vorliegenden Projekt die meisten Kläranlagen untersucht.

Bei ausschließlicher Berücksichtigung des Bemessungswertes können alle 631 kommunalen Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW kategorisiert werden. Tabelle 3 stellt die Kläranlagenzuordnung aufgrund des Bemessungswertes (EW) analog zum Monitoringprogramm 2016 sowie aufgrund der Größenklassen im Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (EP, 2024) dar.

Tabelle 3: Kategorisierung der kommunalen Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW aufgrund des Bemessungswertes (EW)

Größenklasse [EW]	Anzahl [n]	Bemessungswert [EW]	Größenklasse [EW]	Anzahl [n]	Bemessungswert [EW]
≤ 5.000	242	804.184	2.000–9.999	348	1.585.593
$>5.000 - 150.000$	369	10.606.042	10.000–149.999	261	9.524.633
>150.000	20	10.578.434	≥ 150.000	22	10.878.434
Gesamt	631	21.988.660	–	631	21.988.660

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte; n - Anzahl.

Quelle: EMREG-OW (2022)

Unter Berücksichtigung der Kategorisierung der kommunalen Kläranlagen nach Reinigungszielen (analog zum Monitoringprogramm 2016) stellt die Größenklasse „ $>5.000\text{ EW} - 150.000\text{ EW}$ “ sowohl hinsichtlich Anzahl, als auch hinsichtlich Bemessungswert die größte Gruppe dar. Vierzehn der im vorliegenden Projekt untersuchten Kläranlagen mit einem Bemessungswert von insgesamt 710.600 EW fallen in diese Kategorie. Bei der Kategorisierung nach Größenklassen laut Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie wird ersichtlich, dass nur wenige Kläranlagen in die Größenklasse „ $\geq 150.000\text{ EW}$ “ fallen, diese aber in Summe den größten Bemessungswert aufweisen.

4.2 Auswahl

Im Monitoringprogramm 2016 und auch bereits im Monitoringprogramm 2007 (Modul 2) wurden schwerpunktmäßig Kläranlagen der Kategorie „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $> 5.000 \text{ EW} - 150.000 \text{ EW}$ “ und „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $\geq 150.000 \text{ EW}$ “ ausgewählt, weil diese Kategorien in Bezug auf den Bemessungswert den maßgeblichen Anteil der österreichischen Kläranlagen beinhalten. Ein weiteres Argument für die Auswahl war, dass komARA erst mit einer Ausbaupkapazität größer 10.000 EW unter die Messverpflichtung für prioritäre Stoffe gemäß Em-RegV-OW fallen. Kläranlagen mit einem IE von über 75 % wurden in den früheren Monitoringprogrammen nicht weiter untersucht, da die Abwassercharakteristik stark von den dominierenden Indirekteinleitern geprägt ist und Untersuchungsergebnisse einzelner Anlagen nicht als repräsentativ für kommunale Kläranlagen erachtet werden können.

In Anlehnung an die Vorgehensweise der Kläranlagenauswahl in den beiden früheren Monitoringprogrammen wurden auch für die vorliegende Untersuchung schwerpunktmäßig Kläranlagen ausgewählt, die der Kategorie „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $> 5.000 \text{ EW} - 150.000 \text{ EW}$ “ und „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $> 150.000 \text{ EW}$ “ zuzuordnen sind. Fünf der 25 untersuchten Kläranlagen (mit insgesamt 266.400 EW) fallen in die Kategorie „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $> 5.000 \text{ EW} - 150.000 \text{ EW}$ “ und acht der untersuchten Kläranlagen (mit insgesamt 2.623.600 EW) in die Kategorie „ $IE \geq 25\% - 75\%$, $> 150.000 \text{ EW}$ “. Auch die drittgrößte Kategorie („ $IE < 25\%$, $> 5.000 \text{ EW} - 150.000 \text{ EW}$ “) wurde verstärkt bei der Kläranlagenauswahl berücksichtigt (sechs Kläranlagen mit einem Bemessungswert von insgesamt 309.200 EW).

In der Konzeption des vorliegenden Projektes stand die Kläranlagenkategorisierung nach den Größenklassen des Vorschlags zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (EK, 2022b) im Vordergrund. Entsprechend der Verteilung des Bemessungswertes aller kommunaler Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW und den Reinigungsvorgaben hinsichtlich Viertbehandlung laut Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie wurden schwerpunktmäßig Kläranlagen der Größenklasse 10.000 EW–99.999 EW (zehn komARA mit insgesamt 465.400 EW) bzw. mindestens 100.000 EW (zehn komARA mit insgesamt 2.853.600 EW) untersucht. Um weiters zu überprüfen, ob kleinere Kläranlagen niedrigere Spurenstoffkonzentrationen als große Anlagen aufweisen, wurde auch die Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW mit insgesamt fünf Kläranlagen (und einem Bemessungswert von 25.750 EW) beprobt.

Die Einteilung der Größenklassen der komARA hat sich im Entwurf zur neuen Kommunalen Abwasserrichtlinie (EP, 2024) im Vergleich zum vorherigen Vorschlag zur Überarbeitung der

Kommunalen Abwasserrichtlinie (EK, 2022b) geändert. Jene zwei Kläranlagen im Projekt, deren Bemessungswert mindestens 100.000 EW aber weniger als 150.000 EW ist, wurden in den Auswertungen der Kategorie 10.000 EW–149.999 EW zugeordnet (ARA 11 und ARA 12).

Ein weiteres Auswahlkriterium war, ob die Anlagen bereits am Monitoringprogramm 2007 und/oder 2016 teilgenommen haben und dass die beprobten Kläranlagen auf ganz Österreich verteilt sind. Eine grobe Beschreibung der Kläranlagen enthalten Tabelle 4, Tabelle 5 sowie Tabelle 6.

Tabelle 4: Grobcharakterisierung der ausgewählten komARA der Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW

ARA	IE [%]*	Kanalisation	Bemessungswert [EW]	Stickstoffentfernung [%]	Verfahren	Indirekt-einleiter
ARA 21	27 %	M: 80 %, T: 20 %	>5.000	73 %	Einstufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Pflegeheime, Weinbau, Gastronomie
ARA 22	0 %	M: 92 %, T: 8 %	≤5.000	66 %	Einstufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	–
ARA 23	34 %	T: 100 %	≤5.000	53 %	Einstufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Schule, Gastronomie
ARA 24	30 %	M: 95 %, T: 5 %	≤5.000	42 %	Einstufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Fleischver- arbeitung
ARA 25	15 %	T: 100 %	>5.000	64 %	Zweistufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Gastronomie

Erläuterungen zur Tabelle:

* errechnet aus der Belastung im Zulauf und den angeschlossenen Einwohner:innen laut EMREG-OW (Referenzjahr 2022)

Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte; M - Mischkanalisation; T – Trennkanalisation; IE - Indirekteinleiteranteil

Quelle: EMREG-OW (2022); Betriebspersonal Kläranlagen

Tabelle 5: Grobcharakterisierung der ausgewählten komARA der Größenklasse
10.000 EW–149.999 EW

ARA	MP 2007	MP 2016	IE- Anteil [%]*	Kanali- sation	Verfahren	Indirekteinleiter
ARA 1	–	–	23 %	T: 100 %	Zweistufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Rehabilitationszentrum, Gewerbe gemischt
ARA 2	–	x	11 %	M: 80 %, T: 20 %	zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Textilveredelung
ARA 3	–	–	25 %	M: 82 %, T: 18 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Krankenhaus, PET- Recycling, Weinbau, sonstiges Gewerbe und Gastronomie
ARA 4	–	–	0 %	M: 9 %, T: 91 %	Zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	–
ARA 5	x	–	40 %	M: 60 %, T: 40 %	Zweistufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	Molkerei, Gewerbe gemischt
ARA 6	–	–	20 %	M: 15 %, T: 85 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Fremdenverkehr, Fäkal- und Räumgutüber- nahme, andere Industrie
ARA 7	x	x	37 %	M: 40 %, T: 60 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Molkerei, Gewerbe gemischt
ARA 8	–	–	75 %	T: 100 %	Einstufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Molkerei
ARA 9	x	–	37 %	M: 45 %, T: 55 %	Zweistufige Biologie (Belebung + Tropfkörper), aerobe Schlammstabilisierung	Fleischverarbeitung, Fremdenverkehr
ARA 10	–	–	36 %	T: 100 %	Zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Brauerei, Molkerei
ARA 11	–	x	30 %	M: 80 %, T: 20 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Großküchen, Deponiesickerwasser, sonstige Industrie
ARA 12	x	x	23 %	M: 90 %, T: 10 %	Einstufige Belebungsanlage, aerobe Schlammstabilisierung	Konservenindustrie, Weinbau, Deponie- sickerwasser

Erläuterungen zur Tabelle:

* errechnet aus der Belastung im Zulauf und den angeschlossenen Einwohner:innen laut EMREG-OW (Referenzjahr 2022)

Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte; M - Mischkanalisation; T – Trennkanalisation; IE - Indirekteinleiteranteil

Quelle: Umweltbundesamt, EMREG-OW (2022); Betriebspersonal Kläranlagen

Tabelle 6: Grobcharakterisierung der ausgewählten komARA der Größenklasse
≥ 150.000 EW

ARA	MP 2007	MP 2016	IE- Anteil [%]*	Kanal- isation	Verfahren	Indirekteinleiter
ARA 13	x		63 %	M: 70 %, T: 30 %	Zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Fremdenverkehr, Molkerei, Fleisch- verarbeitung
ARA 14	x		54 %	M: 90 %, T: 10 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Brauerei, Getränkeindustrie, Metallverarbeitung
ARA 15		x	44 %	M: 75 %, T: 25 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Großküchen, Weinbau, Chemische Industrie
ARA 16		x	37 %	M: 95 %, T: 5 %	Einstufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Papier- und Zellstoff, Chemische Industrie, Metallverarbeitung
ARA 17	x		53 %	M: 100 %	Zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Abfallwirtschaft, Textilveredelung, Getränkeindustrie
ARA 18			50 %	M: 100 %	Zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Textilveredelung
ARA 19	x		35 %	M: 70 %, T: 30 %	Zweistufige Biologie (Belebung + Tropfkörper)	Getränkeindustrie, Molkerei, Krankenhaus
ARA 20	x	x	35 %	M: 70 %, T: 30 %	Zweistufige Belebungsanlage, anaerobe Schlammstabilisierung	Lebensmittelindustrie, Gastronomie, Metallverarbeitung

Erläuterungen zur Tabelle:

* errechnet aus der Belastung im Zulauf und den angeschlossenen Einwohner:innen laut EMREG-OW (Referenzjahr 2022)

Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte; M - Mischkanalisation; T - Trennkanalisation; IE - Indirekteinleiteranteil.

Quelle: Umweltbundesamt, EMREG-OW (2022); Betriebspersonal Kläranlagen

5 Methodik

5.1 Probenahme

Die Probenahme erfolgte durch die beteiligten Kläranlagen. Bei allen Kläranlagen wurden durchflussproportionale Tagesmischproben gezogen und diese anschließend mengenproportional zu Wochenmischproben vereint. Die Kläranlagen der Größenklasse mindestens 100.000 EW erzeugten aus den durchflussproportionalen Tagesmischproben zusätzlich zur Wochenmischprobe eine 48-Stunden-Mischprobe. Bei der Probenkonservierung wurde unterschieden, ob die Wochenmischprobe auf der Kläranlage eingefroren werden konnte, was bei 18 der 25 untersuchten Kläranlagen der Fall war. In der Regel wurde den Kläranlagen ein Kanister mit einem Volumen von 20 Litern (l) bzw. von 15 l für die Generierung der Wochenmischprobe sowie ein Kanister mit einem Volumen von 5 l für die Generierung der 48-Stunden-Mischprobe zur Verfügung gestellt. Täglich wurde ein Aliquot der Tagesmischprobe in diese Kanister gefüllt. Da dieses Aliquot von der Tagesabwassermenge der Kläranlage abhängt, wurde für den ersten Probenahmetag ein Teilprobenvolumen vorgeschlagen und das erforderliche Probenvolumen der Folgetage aus dem Verhältnis der anfallenden Abwassermenge berechnet.

Bei vier der fünf Kläranlagen der Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW (ARA 21 bis ARA 24) sowie je einer Kläranlage der Größenklasse 10.000 EW–99.999 EW (ARA 7) bzw. mindestens 100.000 EW (ARA 15) war das Einfrieren eines 20 l-Kanisters nicht möglich, das Einfrieren kleinerer Kanister jedoch schon. In diesen Fällen wurden vier 5 l-Kanister zur Verfügung gestellt und die Vereinigung zu durchflussproportionalen Wochenmischproben erfolgte nach dem Auftauen der Einzelproben am Umweltbundesamt. Da die Kläranlagen bereits das erforderliche Aliquot der Tagesmischprobe errechnet und die Kanister mit dem entsprechenden Aliquot befüllt hatten, konnten die Teilproben ohne weitere Berechnungen zu einer Wochenmischprobe zusammengeführt werden.

Nach Abschluss der Probenahme wurden die tiefgefrorenen Wochen- und 48-Stunden-Mischproben innerhalb von 24 Stunden an das Umweltbundesamt zur weiteren Probenaufbereitung übermittelt.

Bei sieben Kläranlagen war es nicht möglich, die Kanister einzufrieren. Diesen Kläranlagen wurde ein 20 l- bzw. ein 15 l-Kanister übermittelt, die täglich mit einem Aliquot befüllt wurden. Die Probenstabilisierung erfolgte durch die Beigabe von Natriumazid und Einkühlen der Probe bei +4°C. Eine Ausnahme stellt ARA 12 dar, die keine Möglichkeit zum Einkühlen eines 20 l-Gebindes hatte. Es wurde ein 5 l-Kanister für jede Tagesmischprobe zur Verfügung gestellt und diese Gebinde täglich nach der Probenahme an das Umweltbundesamt übermittelt.

Die Gebinde für die Probenahmen sowie das Natriumazid zur Stabilisierung wurden vom Umweltbundesamt bereitgestellt. Gemeinsam mit den Gebinden wurde eine Anleitung zur Probenahme übermittelt. Darin ist vermerkt, dass keine Wartungs- oder Reinigungsarbeiten unmittelbar vor der Beprobung durchzuführen sind und dass die Gebinde vor der ersten Befüllung mit Ablauf gespült werden sollten. Weiters wurde ersucht, im Fall von Tagen mit ungewöhnlich hohem Niederschlag die jeweilige Tagesprobe zu verwerfen und die Probenahmewoche um einen Tag zu verlängern.

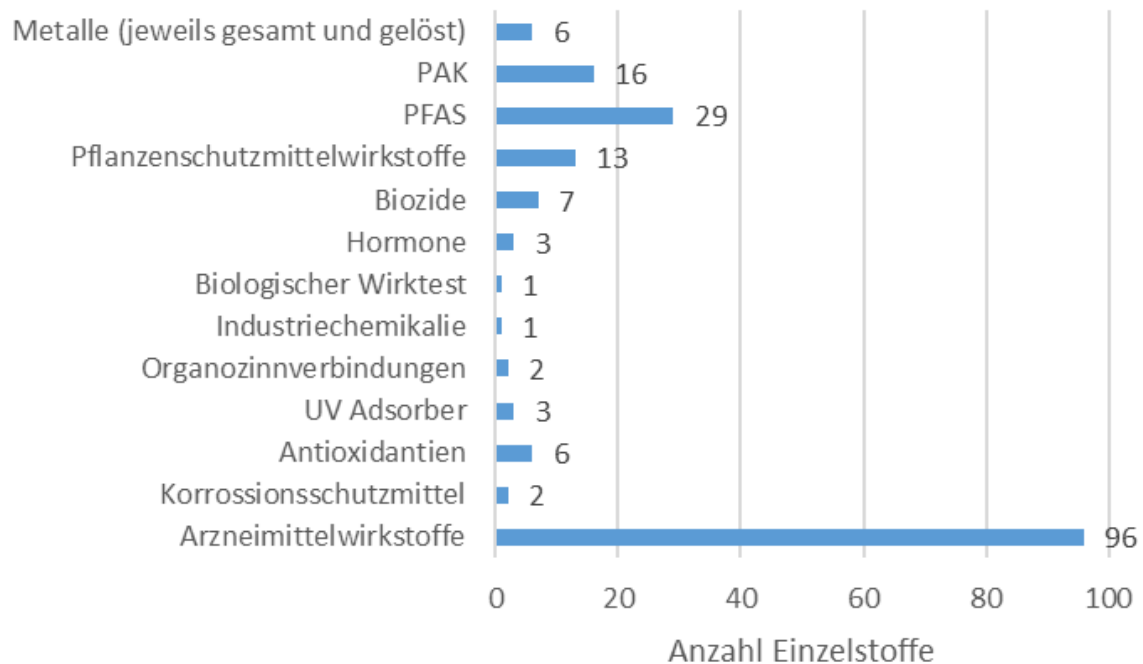
Die Probenahme erfolgte auf allen 25 Kläranlagen im Juli bzw. vereinzelt im August 2023. Zusätzlich wurde an jeweils drei Kläranlagen der Größenklasse 10.000 EW–99.999 EW (ARA 2, ARA 3 und ARA 4) bzw. mindestens 100.000 EW (ARA 11, ARA 16 und ARA 17) eine Probenahme im April/Mai und eine im Juni durchgeführt. Insgesamt wurden 37 Wochenmischproben und 16 48-Stunden-Mischproben von den Abläufen kommunaler Kläranlagen generiert und chemisch-analytisch untersucht.

5.2 Chemische Analytik

Die Untersuchung umfasste 184 Spurenstoffe aus unterschiedlichen Stoffgruppen sowie eine Effekt-basierte Methode (ER α -CALUX[®]) (Abbildung 1). Zusätzlich wurden die Referenzparameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gemessen. Eine Zusammenstellung aller gemessenen Stoffe sowie die Angabe von NG und BG findet sich in Kapitel 8.1 im Anhang.

Die Analysen wurden vom Labor der Umweltbundesamt GmbH (Spurenstoffe und ER α -CALUX[®]) und der Firma MAPAG (Referenzparameter) durchgeführt.

Abbildung 1: Untersuchte Spurenstoffe im Kläranlagenablauf



In der Spurenstoffanalytik werden häufig Messwerte unter der jeweiligen Nachweisgrenze (NG) oder Bestimmungsgrenze (BG) generiert. Diese Messwerte können erst dann in eine Mittelwertbildung oder in statistische Analyseverfahren einfließen, wenn festgelegt wurde, wie mit diesen Messwerten umgegangen wird. Die QZV Chemie OG definiert die Konvention, dass Messwerte, die unter der BG liegen, für die Berechnung des arithmetischen Mittelwertes auf die Hälfte des Wertes der betreffenden BG (d. h. $BG/2$) zu setzen sind. Diese Herangehensweise, die häufig auch bei Abwasseruntersuchungen eingesetzt wird (UBA, 2020a; Rau und Metzger, 2017), führt zu scheinbar eindeutigen Werten, berücksichtigt aber nicht die Unsicherheiten, die auf Messwerte unter BG oder NG zurückzuführen sind. Aus diesem Grund wurde im vorliegenden Bericht – analog zum Monitoringprogramm 2016 – die Auswertung zweier Ansätze angewandt:

- **Minimalauswertung:** Messwerte unter BG werden mit der entsprechenden NG berücksichtigt und Werte unter NG werden gleich Null gesetzt.
- **Maximalauswertung:** Messwerte unter BG werden mit der BG, Werte unter NG mit der NG berücksichtigt.

Für jene beiden Stoffgruppen, wo Einzelstoffe zusammengefasst und UQN für die Stoffgruppe definiert sind, erfolgt die Bewertung für die Summe der Einzelstoffe. Bei den beiden Stoffgruppen handelt es sich um:

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die 16 analysierten Einzelsubstanzen wurden gemeinsam ausgewertet und als PAK₁₆ dargestellt. Gleichzeitig wurden jene vier Vertreter der PAK, für die UQN definiert sind (Anthracen, Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Naphthalin) als Einzelstoffe bewertet und dargestellt. Für die Summe der PAK₁₆ erfolgte keine Minimal- und Maximalbewertung, sondern es wurden gemäß der Auswertekonvention der QZV Chemie OG (Anlage D) Einzelwerte unter BG für die Summenbildung auf Null gesetzt.

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS): Die UQN-RL sieht derzeit eine UQN für Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) vor. Die JD-UQN liegt bei 0,00065 µg/l, die Biota-UQN bei 9,1 µg/kg Nassgewicht. Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL berücksichtigt, dass PFOS aufgrund chemikalienrechtlicher und sonstiger Beschränkungen verstärkt durch andere PFAS ersetzt wird und schlägt anstelle der UQN für PFOS eine UQN für die Summe aus 24 PFAS-Verbindungen vor. Die UQN wird in PFOA-äquivalenten Konzentrationen ausgedrückt und liegt für Oberflächengewässer (JD-UQN) bei 0,0044 µg PFOA-Äquivalenten/l und für Biota bei 0,077 µg PFOA-Äquivalenten/kg Nassgewicht. Für die Summenbildung wurden die Konzentrationen je Substanz mit einem relativen Potenzfaktor (RPF) multipliziert und anschließend aufsummiert. Gemäß der Auswertekonvention der QZV Chemie OG (Anlage D) wurden dabei Einzelwerte unter BG für die Summenbildung auf Null gesetzt.

Die im aktuellen Monitoringprogramm angewandte Analyseverfahren berücksichtigte insgesamt 29 Einzelsubstanzen, davon sind 19 im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL enthalten. Für die Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) und PFOS werden gemäß Entwurf der ÖNORM EN 17892:2022-10-01 nun zusätzlich zu den linearen Isomeren auch die Summe der verzweigten Isomere (brPFHxS und brPFOS) untersucht; diese wurden bei der Bewertung der vorgeschlagenen UQN mitberücksichtigt. Erfolgt in den Grafiken eine Darstellung der Einzelsubstanz PFHxS bzw. PFOS, so werden die Konzentrationen linearer und verzweigter Isomere addiert, weshalb bei der Einzelsubstanzdarstellung eine Minimal- und Maximaldarstellung möglich ist.

Tabelle 21 im Anhang gibt einen Überblick zu den im Projekt analysierten PFAS.

5.2.1 Kurzbeschreibung der angewandten analytischen Methoden

BG und NG der analytischen Verfahren sind in Tabelle 20 im Anhang angegeben.

Referenzparameter

Es wurden die Referenzparameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gemessen.

- **Abfiltrierbare Stoffe:** Bestimmung der im Wasser enthaltenen ungelösten abfiltrierten Stoffe gemäß DIN 38409, Teil 2:1987.
- **Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB):** Die Analyse erfolgt nach DIN 38409, Teil 41:1980.
- **Gesamtstickstoff:** Die Bestimmung des Gesamtstickstoffs erfolgte gemäß EN 12260.
- **Gesamtphosphor:** Die Bestimmung des Gesamtphosphors erfolgte gemäß EN ISO 6878:2004 (Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat).

Metalle

Die Metalle Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Selen (Se), Silber (Ag) und Zink (Zn) wurden sowohl in der filtrierten, als auch in der gesamten Probe gemessen.

Zur Bestimmung der Silbergehalte in der gesamten Probe wurden die Proben nach EN ISO 15587-1 mit Königswasser aufgeschlossen. Zur Bestimmung der Gesamtgehalte der Elemente Cadmium, Kupfer, Nickel, Selen und Zink wurden die Proben nach EN ISO 15587-2 mit Salpetersäure aufgeschlossen. Die Aufschlusslösungen und die filtrierten Proben wurden mittels ICP-MS (induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie) nach EN ISO 17294-2 analysiert.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Durchführung der Analyse basierte auf DIN 38407-39. Nach Zusatz der deuterierten Surrogat-Standards erfolgte die Anreicherung der PAK aus der wässrigen Phase mittels Flüssig-Flüssig-Extraktion mit n-Hexan. Der Extrakt wurde eingeeengt und mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS) analysiert. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogat-Standards.

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

Die Analyse wurde basierend auf DIN 38407-42 durchgeführt. Nach Zugabe eines isotonenmarkierten Surrogat-Mischstandards wurden die Proben mittels Festphasenextraktion extrahiert. Das Eluat wurde bis zur Trockene eingengt und in Methanol/Wasser aufgenommen. Die Messung erfolgte mittels Flüssigchromatographie-Tandemmassenspektrometrie (LC-MS/MS).

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe

Aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe wurden die Pyrethroide Cypermethrin, Permethrin, Bifenthrin, Deltamethrin und Fenvalerat sowie die Neonicotinoide Acetamiprid, Clothianidin, Imidacloprid, Nicosulfuron, Thiacloprid und Thiamethoxam und die Pestizide Glyphosat, AMPA und Triclosan untersucht.

Pyrethroide

Nach Zusatz der deuterierten Surrogat-Standards erfolgte die Anreicherung der Pyrethroide aus der wässrigen Phase mittels Flüssig-Flüssig-Extraktion mit n-Hexan. Der Extrakt wurde eingengt und mittels Atmospheric Pressure Gaschromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie (APGC-MS/MS) analysiert. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogat-Standards.

Neonicotinoide, Nicosulfuron und Triclosan

Die Neonicotinoide (gemäß DIN 38407-36), Nicosulfuron (gemäß DIN 38407-35) und Triclosan wurden mit einem isotonenmarkierten Surrogat-Mischstandard versetzt und mittels Direktinjektion mittels LC-MS/MS analysiert.

Glyphosat und AMPA

Die Durchführung der Analytik basierte auf DIN 38407-36. Glyphosat und sein Metabolit AMPA wurden nach Zugabe eines isotonenmarkierten Surrogat-Mischstandards mittels Direktinjektion mittels LC-MS/MS mit einer speziellen analytischen Säule für polare Pestizide analysiert.

Östrogene Steroidhormone und Bisphenol A

Die Untersuchung der drei Östrogene 17 α -Ethinylöstradiol, 17 β -Östradiol und Östron sowie der Industriechemikalie Bisphenol A erfolgte nach einer Festphasenextraktion und einer Aufreinigung mittels Ultra-Hochdruck-Flüssigkeitschromatographie gekoppelt mit Tandem-massenspektrometrie (UPLC-MS/MS) im Ultrapurenbereich.

Effekt-basierte Methode (ER α -CALUX®)

Die Probenaufbereitung erfolgte mittels Festphasenextraktion, wobei die Proben vor der Probenaufbereitung nicht filtriert wurden. Für die Anwendung des **ER α -CALUX®** Bioassays wurden Zellen der humanen Osteosarkoma Zelllinie U2OS 24 Stunden mit den Probenextrakten inkubiert. Anschließend wurde die östrogenbedingte Aktivierung des Reportergensystems (Lumineszenz) gemessen. Die Messung der Lumineszenz erfolgte mittels Lumino-meter. Die Kalibrierung folgte mit 17 β -Östradiol, entsprechend werden die Messwerte als 17 β -Östradiol-Äquivalente (EEQ) ausgegeben.

Arzneimittelwirkstoffe

Die Analyse erfolgte basierend auf ÖNORM EN ISO 21676. Die Proben wurden mit einem isoto-penmarkierten Surrogat-Mischstandard versetzt. 100 ml der Probe wurden mittels Festphasenextraktion angereichert. Sowohl das Extrakt als auch eine direkt abgefüllte Probe wurden mittels LC-MS/MS in beiden Elektrosprayionisierungsmodi (ESI positiv und negativ) analysiert.

Organozinnverbindungen

Die Durchführung basierte auf DIN EN ISO 17353. Nach Zugabe der deuterierten Surrogat-Standards und eines Natriumacetat-Puffers erfolgte die Derivatisierung mit Natriumtetra-ethylborat. Die derivatisierten Organozinnverbindungen wurden mit n-Hexan extrahiert, über Kieselgel gereinigt und mittels APGC-MS/MS analysiert. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogat-Standards.

UV-Filter

Die Untersuchung der drei Sonnenschutzmittel Butylmethoxydibenzoylmethan (Avoben-
zon), 2-Ethylhexyl 2-cyano-3,3-diphenylacrylat (Octocrylen) und Benzophenon-3 (Oxyben-
zon) erfolgte nach Zugabe eines isotopenmarkierten Surrogat-Mischstandards mittels Di-
rektinjektion mit LC-MS/MS.

PPD-Gruppe

Die Untersuchung der sechs verschiedenen p-Phenylendiaminen IPPD, 6PPD, 7PPD, 8PPD,
77PD und 6PPD-Quinon erfolgte nach Zugabe eines isotopenmarkierten Surrogat-Misch-
standards mittels Direktinjektion mit LC-MS/MS.

Isothiazolinone

Die Untersuchung der sechs verschiedenen Isothiazolinone 2-butyl-benzo[d]isothiazol-3-on
(BBIT), 1,2-Benzisothiazolinon (BIT), 5-Chloro-2-methyl-4-isothiazolin-3-on (CMIT),
4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT), 2-Methyl-2H-isothiazol-3-on (MIT) und
2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT) erfolgte nach Zugabe eines isotopenmarkierten Surrogat-
Mischstandards mittels Direktinjektion mit LC-MS/MS.

5.2.2 Eignung der angewandten analytischen Methoden

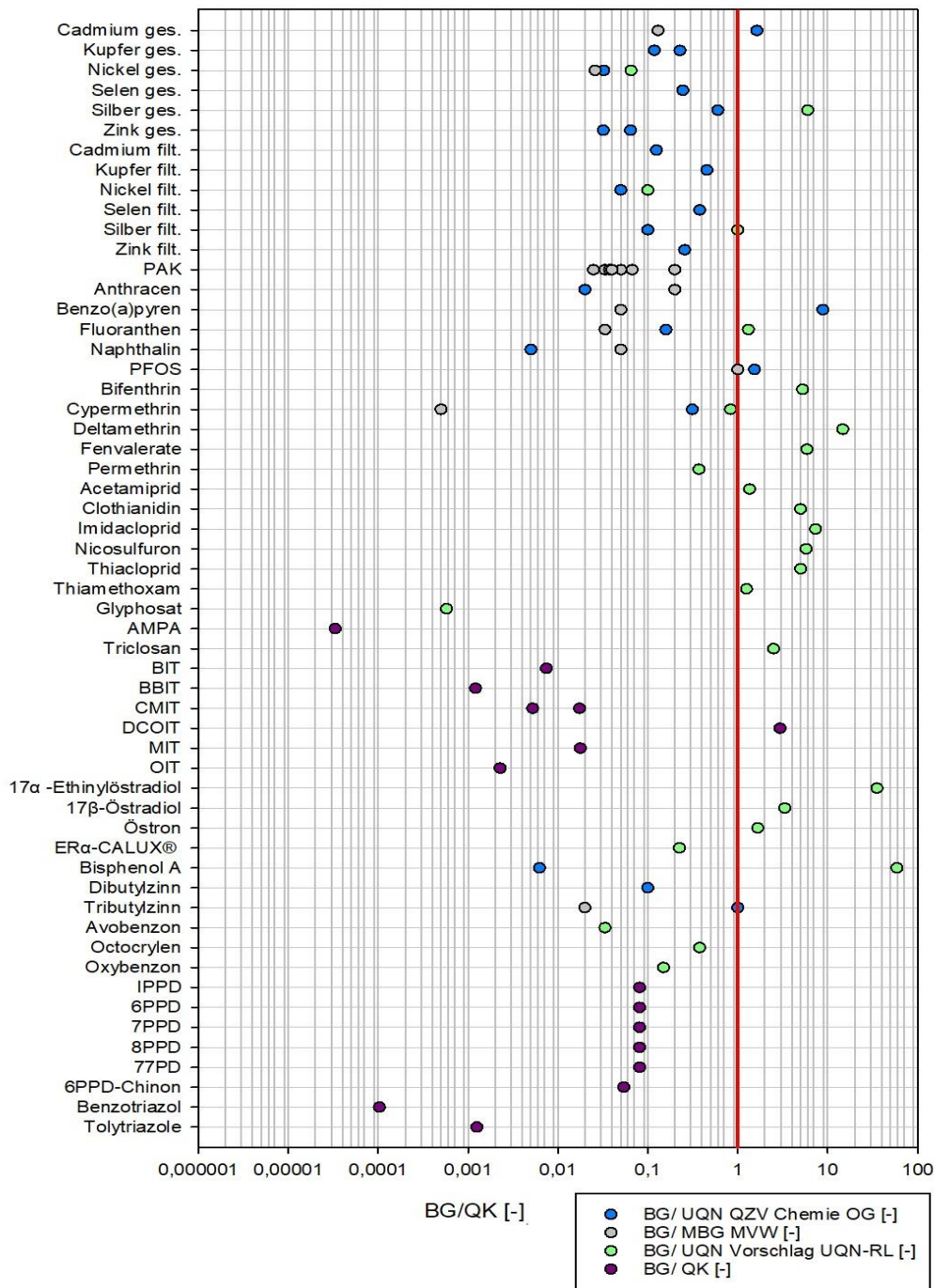
Ebenso wie im Monitoringprogramm 2016 wurde die Eignung der angewandten analyti-
schen Verfahren auch im vorliegenden Messprogramm bewertet. Ein Ziel des Projektes war
die Beurteilung der Relevanz von Stoffen und Stoffgruppen im Ablauf kommunaler Kläran-
lagen, wobei ein Vergleich gemessener Konzentrationen im Abwasser mit abgeleiteten oder
vorsorglichen Bezugswerten (in der Regel UQN für Oberflächengewässer) erfolgte. Richtli-
nie 2009/90/EG, die Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des
Gewässerzustands gemäß WRRL definiert, gibt vor, dass BG von höchstens 30 % der jewei-
ligen UQN erreicht werden müssen. Diese Vorgaben richten sich an die Untersuchung von
Oberflächengewässern, die in der Regel eine weniger komplexe Matrix als Abwasser auf-
weisen und die daher niedrigere BG erlauben. Die Vorgabe an die analytischen Verfahren
im vorliegenden Projekt war das Erreichen von BG, die unterhalb der Bezugswerte liegen
bzw. diese nicht übersteigen.

Für die prioritären Stoffe gemäß UQN-RL, einzugsgebietspezifische Schadstoffe gemäß
WRRL und die neuen prioritären Stoffe gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL

dienten als Bezugswerte die Jahresdurchschnitts-(JD)-UQN der QZV Chemie OG sowie die JD-UQN aus dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL. Weiters wurden die erreichten BG mit den Mindestbestimmungsgrenzen (MBG) aus der Methodenverordnung Wasser (MVW) verglichen, die Mindestanforderungen für die chemische Analytik von Emissionen aus Punktquellen beschreibt. Für all jene Stoffe, für die keine JD-UQN definiert oder vorgeschlagen ist, erfolgte der Vergleich der BG mit anderen verfügbaren Qualitätskriterien (QK) wie beispielsweise der PNEC (siehe Kapitel 5.3). Abbildung 2 und Abbildung 3 stellen die erreichten BG in Relation zu aktuellen und vorgeschlagenen JD-UQN, den MBG der MVW sowie weiteren Bezugswerten/Qualitätskriterien dar.

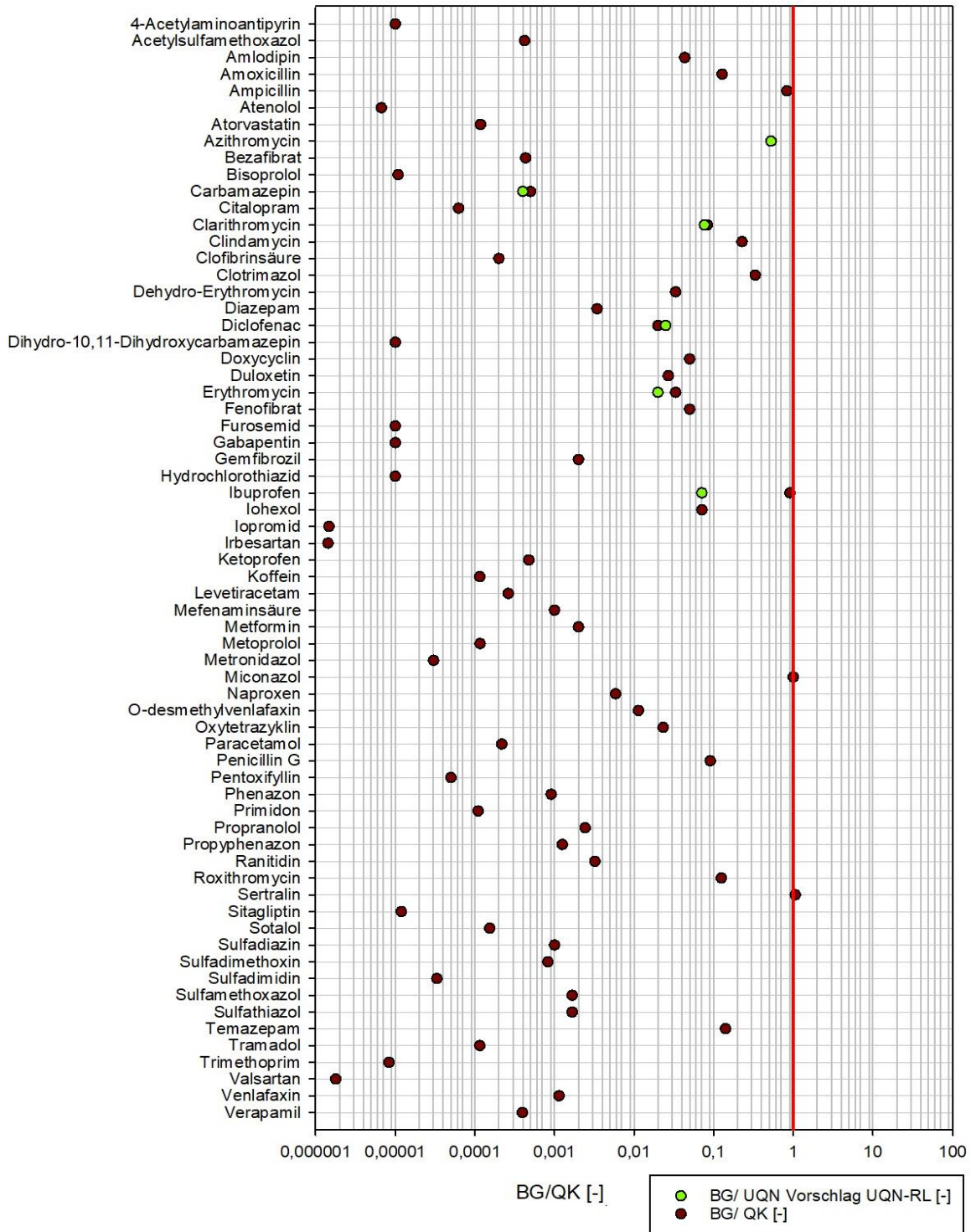
Der Vergleich zeigt, dass die erreichten BG in der Regel niedriger sind, als derzeit geltende JD-UQN und die MBG laut MVW. Für Cadmium gesamt überstieg die BG (0,13 µg/l) die JD-UQN (strengste JD-UQN 0,08 µg/l), allerdings wurde in den filtrierten Proben eine niedrigere BG erreicht (0,01 µg/l) erreicht, die unter der JD-UQN lag. Da sich die JD-UQN auf die filtrierte Probe (gelöste Fraktion) bezieht, ist das analytische Verfahren ausreichend sensitiv. Dasselbe gilt für Silber, wo für die Gesamtfraktion eine BG von 0,06 µg/l, für die gelöste Fraktion jedoch eine BG von 0,01 µg/l erreicht wurde, was ident mit der vorgeschlagenen JD-UQN ist (EK, 2022a). Für Benzo(a)pyren und PFOS gibt die QZV Chemie OG Umweltqualitätsnormen in Biota (Krebstiere bzw. Fische) vor, da Messungen in der Wasserphase in den sehr niedrigen Konzentrationsbereichen der JD-UQN für Oberflächengewässer herausfordernd sind (EK, 2014). Für Tributylzinn entsprach die erreichte BG (0,0002 µg/l) der JD-UQN nach QZV Chemie OG.

Abbildung 2: Bestimmungsgrenzen (BG) der angewandten analytischen Verfahren in Relation zur JD-UQN (QZV Chemie OG), dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a), weiteren Qualitätskriterien sowie den Mindestbestimmungsgrenzen (MBG) der Methodenverordnung Wasser (Teil 1)



Abkürzungen: BG - Bestimmungsgrenze; MBG - Mindestbestimmungsgrenzen; MVO - Methodenverordnung Wasser; OG - Oberflächengewässer; QK - Qualitätskriterium; QZV - Qualitätszieleverordnung; RL - Richtlinie; UQN - Umweltqualitätsnorm.

Abbildung 3: Bestimmungsgrenzen (BG) der angewandten analytischen Verfahren in Relation zum Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) und weiteren Qualitätskriterien (Teil 2)



Abkürzungen: BG - Bestimmungsgrenze; QK - Qualitätskriterium; RL - Richtlinie; UQN - Umweltqualitätsnorm.

Der Vergleich der erhaltenen Messergebnisse mit den JD-UQN aus dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) ergab ein differenzierteres Bild. Für insgesamt 15 Stoffe überstiegen die erreichten BG die vorgeschlagenen JD-UQN:

- Fluoranthen (BG: 0,001 µg/l, JD-UQN: 0,0063 µg/l, Vorschlag JD-UQN: 0,00076 µg/l)
- Bifenthrin (BG: 0,0005 µg/l, JD-UQN: 0,000095 µg/l)
- Deltamethrin (BG: 0,000025 µg/l, JD-UQN: 0,0000017 µg/l)
- Fenvalerat (BG: 0,0001 µg/l, JD-UQN: 0,000017 µg/l)
- Acetamidrid (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,037 µg/l)
- Clothianidin (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,01 µg/l)
- Imidacloprid (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,0068 µg/l)
- Nicosulfuron (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,0087 µg/l)
- Thiachloprid (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,01 µg/l)
- Thiamethoxam (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,04 µg/l)
- Triclosan (BG: 0,05 µg/l, JD-UQN: 0,02 µg/l)
- 17α –Ethinylöstradiol (BG: 0,0006 µg/l, JD-UQN: 0,000017 µg/l)
- 17β-Östradiol (BG: 0,0006 µg/l, JD-UQN: 0,00018 µg/l)
- Östron (BG: 0,0006 µg/l, JD-UQN: 0,00036 µg/l)
- Bisphenol A (BG: 0,01 µg/l, JD-UQN: 1,6 µg/l, Vorschlag JD-UQN: 0,00017 µg/l)

Die zum Teil sehr niedrigen JD-UQN stellen eine Herausforderung für analytische Verfahren dar und sind mit Standardmethoden nicht erreichbar. Bei den Hormonen trägt der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL dem Rechnung, indem zusätzlich zur Einzelstoffanalytik die Untersuchung der östrogenen Wirkung von Wasserproben mit Hilfe von Effekt-basierten Methoden empfohlen wird. Die herangezogenen JD-UQN sind vorgeschlagene Werte der Europäischen Kommission, die nicht rechtlich verankert sind, im Zuge der Überarbeitung der UQN-RL mit Europäischem Parlament und Rat diskutiert werden und noch geändert werden können.

In jenen Fällen, wo keine JD-UQN rechtlich festgelegt bzw. vorgeschlagen waren, wurden weitere Qualitätskriterien für die Bewertung der Eignung der analytischen Verfahren herangezogen. Mit Ausnahme des Biozids DCOIT und des Arzneimittelwirkstoffs Sertralin lagen alle BG unterhalb der herangezogenen Qualitätskriterien und die Methoden wurden als geeignet erachtet.

5.3 Relevanzbewertung

Neben der Verbesserung der Datenbasis zum Vorkommen von Spurenstoffen im Ablauf kommunaler Kläranlagen, war die Identifikation potentiell relevanter Stoffe ein weiteres Ziel des Projektes. In Analogie zum Monitoringprogramm 2016 wurden dafür die gemessenen Stoffkonzentrationen dem entsprechenden Bewertungskriterium (z. B. JD-UQN, PNEC) gegenübergestellt.

Im Projekt wurden neben den Stoffen, für die UQN rechtlich definiert oder vorgeschlagen sind, auch eine Reihe von Parametern untersucht, für die die rechtliche Verankerung von Umweltqualitätsnormen nicht diskutiert wird (z. B. Großteil der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe, Isothiazolinone). Die gemessenen Konzentrationen dieser Stoffe werden in Kapitel 6.2.2 zwar mit Bewertungskriterien verglichen, eine eigentliche Relevanzbewertung im Sinn der Ziele des Projektes fand jedoch nicht statt. Stoffe mit Überschreitung des Bewertungskriteriums werden in Kapitel 6.2.2 lediglich näher beschrieben.

Die Ergebnisse jener Stoffe, für die die QZV Chemie OG bereits eine UQN festlegt, die Europäische Kommission jedoch ein strengeres Güteziel vorschlägt (Nickel, Silber, Fluoranthen, Cypermethrin, Bisphenol A), wurden mit der entsprechenden, derzeit geltenden JD-UQN und zusätzlich mit dem vorgeschlagenen Güteziel verglichen. Für alle übrigen Stoffe, die die Europäische Kommission als neue prioritäre Stoffe vorschlägt, wurden die Güteziele gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) berücksichtigt. Für Bisphenol A fand seit dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL eine Neuevaluierung der Bewertung statt und es wurde eine neue JD-UQN von 0,00017 µg/l für Binnenoberflächengewässer vorgeschlagen (EFSA, 2023). Auch für Ibuprofen erfolgte seit 2022 eine Anpassung der vorgeschlagenen JD-UQN von ursprünglich 0,22 µg/l auf 0,14 µg/l (SCHEER, 2023). Für beide Parameter wurden die aktuellen Umweltqualitätsnormen herangezogen. Für Glyphosat sieht der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL eine Qualitätsnorm für Süßwasser, das zur Trinkwassergewinnung genutzt wird (0,1 µg/l) vor und eine Qualitätsnorm für Süßwasser, das nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt wird (86,7 µg/l). Im Projekt wurde die JD-UQN für Süßwasser, das nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, herangezogen.

Für PFOS, jenen Vertreter der PFAS, für den RL 2013/39/EU eine JD-UQN vorsieht und für Benzo(a)pyren, das ebenfalls in RL 2013/39/EU mit einer JD-UQN geregelt ist, definiert der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL keine JD-UQN für den Einzelstoff. Stattdessen wird eine JD-UQN (PFAS) bzw. eine Biota-UQN (PFAS, PAK) für die Wirkung der Summe aus 24 PFAS- bzw. sieben PAK-Einzelstoffen vorgeschlagen, die mittels relativer Potenzfaktoren

(RPF) je Einzelstoff zu ermitteln ist. Für PFOS und Benzo(a)pyren wurden für die Relevanzbewertung die JD-UQN gemäß RL 2013/39/EU herangezogen.

Die Ergebnisse jener Stoffe, für die keine JD-UQN verbindlich festgelegt bzw. vorgeschlagen sind, wurden anhand anderer verfügbarer Bewertungskriterien bewertet. Für insgesamt 49 Stoffe liegen PNEC-Werte in der Ökotoxikologie Datenbank des NORMAN-Netzwerkes (NORMAN, 2023) vor. Der PNEC-Wert stellt die maximale Konzentration einer Substanz oder ihres Abbauprodukts in der Umwelt dar, bei der noch keine Effekte auf das Ökosystem auftreten. PNEC-Werte werden unter Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren von ökotoxikologischen Tests abgeleitet und können nach Art und Zeitpunkt der Ableitung variieren. Das NORMAN-Netzwerk stellt eine Datenbank mit den jeweils niedrigsten verfügbaren PNEC-Werten bereit, wobei die Werte im besten Fall auf experimentellen Ökotoxizitätsdaten (PNEC_{exp.}) beruhen. Liegen keine oder nur unzureichende empirische Endpunkte vor, werden PNEC-Werte anhand von quantitativen Struktur-Aktivitäts-Beziehungen (QSAR) abgeleitet (ECHA, 2016). Weitere PNEC-Werte sind in der Datenbank der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) und in der Literatur für insgesamt 17 Stoffe verfügbar.

Neben PNEC-Werten wurden zur Relevanzbewertung von elf Stoffen auch chronische Qualitätskriterien (QK-chron.), die im Zuge von Forschungsprojekten ermittelt wurden, herangezogen. Für den UV-Absorber Avobenzon konnte kein PNEC-Wert ermittelt werden. Hier wurde die geforderte maximale BG gemäß vierter Beobachtungsliste unter der UQN-RL als Bewertungskriterium herangezogen.

Für 27 der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe lagen keine JD-UQN oder PNEC-Werte vor. Zwar gibt es Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) des deutschen Umweltbundesamtes (UBA, 2023a) oder abgeleitete Trinkwasser-Toleranzwerte (TW-TW) für Säuglinge (Umweltbundesamt, 2017); diese erscheinen jedoch für die Bewertung von Abwasser als nicht sinnvoll. Ein GOW dient der Bewertung von nicht oder nur teilbewerteten Stoffen in Trinkwässern. Eine Unterschreitung des GOW bietet eine ausreichende humantoxikologische Sicherheit, eine Überschreitung führt aufgrund des starken Vorsorgecharakters nicht unbedingt zu einer gesundheitlichen Auswirkung oder Gefährdung. TW-TW werden für Stoffe abgeleitet, die im Trinkwasser vorkommen können, aber für die keine rechtlichen Regelungen (z. B. in der Trinkwasserrichtlinie (TWRL; RL 2020/2184/EU)), vorliegen. Für die betroffenen Arzneimittel wurde folglich keine Relevanzbewertung durchgeführt.

Bei der Relevanzbewertung erfolgte ein Vergleich gemessener Emissionen mit Immissionsgrenzwerten in Oberflächengewässern. Diese Herangehensweise ist nur bedingt zulässig, erscheint aber in Ermangelung anderer Bewertungskriterien als gerechtfertigt und wird

auch in anderen Studien zur Relevanzbewertung von Emissionen angewandt (UBA, 2020a). Eine Zusammenstellung der verwendeten Bewertungskriterien enthält Tabelle 22 im Anhang.

Für die Relevanzbewertung wurden in Anlehnung an die Vorgehensweise in den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 zwei Kriterien angesetzt, bei deren Erfüllung ein Stoff als relevant eingestuft wurde:

- Kriterium 1: der Mittelwert aller gemessenen Ablaufkonzentrationen eines Stoffes bzw. einer Stoffgruppe ist größer als die halbe entsprechende UQN, oder
- Kriterium 2: zumindest für eine Kläranlage, für die mehr als eine Wochenmischprobe untersucht wurde, ist der Mittelwert der Ablaufkonzentrationen größer als die UQN.

6 Ergebnisse

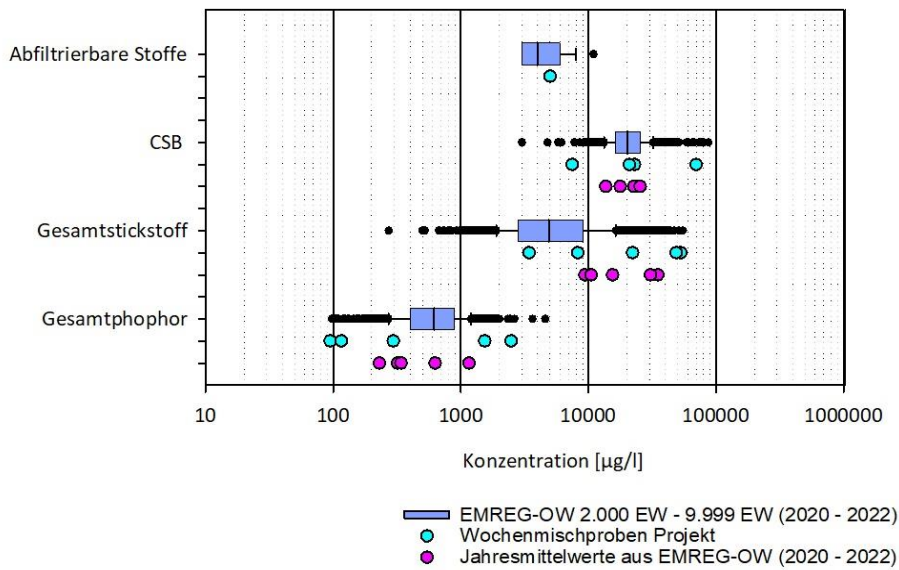
6.1 Referenzparameter

In den Abwasserproben wurden neben 184 Spurenstoffen auch die vier Referenzparameter AFS, CSB, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor untersucht. Die Referenzparameter wurden gemessen, um sie mit Erfahrungswerten im Ablauf kommunaler Kläranlagen zu vergleichen und Auffälligkeiten bzw. mögliche Kontaminationen der Proben im Projekt zu detektieren. Für den Vergleich wurden die Messwerte aus den Wochenmischproben den mittleren Jahreskonzentrationen aller kommunalen Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW sowie den mittleren Jahreskonzentrationen der 25 untersuchten Kläranlagen aus EMREG-OW (Referenzjahre 2020–2022) gegenübergestellt. Die Berechnung der theoretischen mittleren Jahreskonzentrationen erfolgte aus den in EMREG-OW gemeldeten Jahresfrachten der Referenzparameter sowie der Jahresabwassermenge in den Jahren 2020 bis 2022.

Die Verteilung der berechneten mittleren Jahreskonzentrationen aller kommunalen Kläranlagen ab 2.000 EW wird – unterteilt nach Größenklassen (2.000 EW–9.999 EW, 10.000 EW–149.999 EW, mindestens 150.000 EW) – in Form von Box-Plots in Abbildung 4, Abbildung 5 sowie Abbildung 6 dargestellt. Der Box-Plot zeigt das 25 %-, das 75 %-Perzentil sowie den Median an, die Fehlerbalken das 10 %- und 90 %-Perzentil. Potentielle Ausreißer sind als Punkte dargestellt.

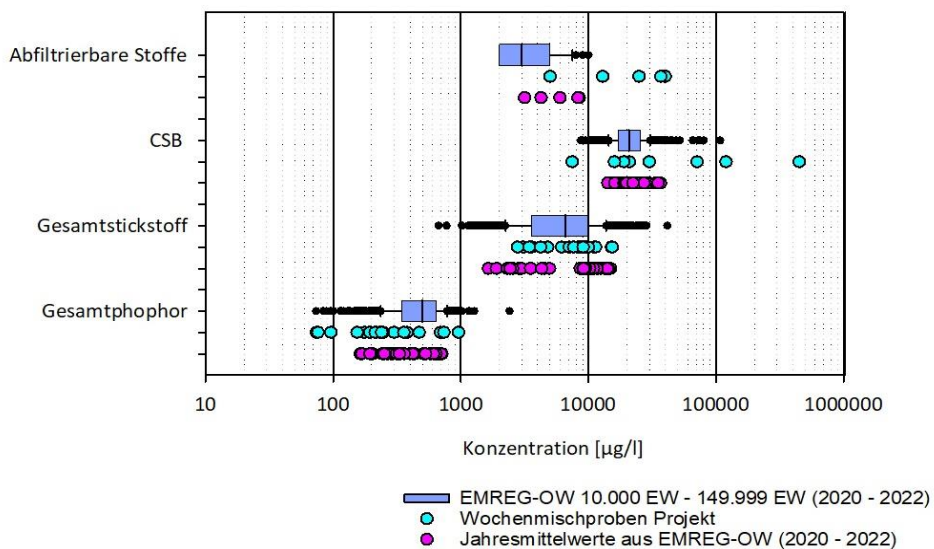
Weiters stellen die genannten Abbildungen die theoretischen mittleren Jahreskonzentrationen der 25 untersuchten Kläranlagen in Form von Punkten dar. Dafür wurden die mittleren Jahreskonzentrationen aus den Jahren 2020 bis 2022 gemittelt und als ein Punkt je Kläranlage angezeigt. Zumeist lagen die Werte im mittleren Bereich der statistischen Verteilung. Bei der Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW lagen alle Werte für Gesamtstickstoff über dem 75 %-Perzentil. Grund dafür ist, dass im Projekt vier Kläranlagen ohne Denitrifikation ausgebaut wurden. In der Größenklasse 10.000 EW–149.999 EW lagen für Gesamtphosphor einige Werte unter dem 10 %-Perzentil, für CSB und Gesamtstickstoff einige über dem 90 %-Perzentil. Für Gesamtstickstoff ließ sich diese Tendenz auch in der Größenklasse ab 150.000 EW beobachten.

Abbildung 4: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben und Vergleichswerte (2.000 EW–9.999 EW)



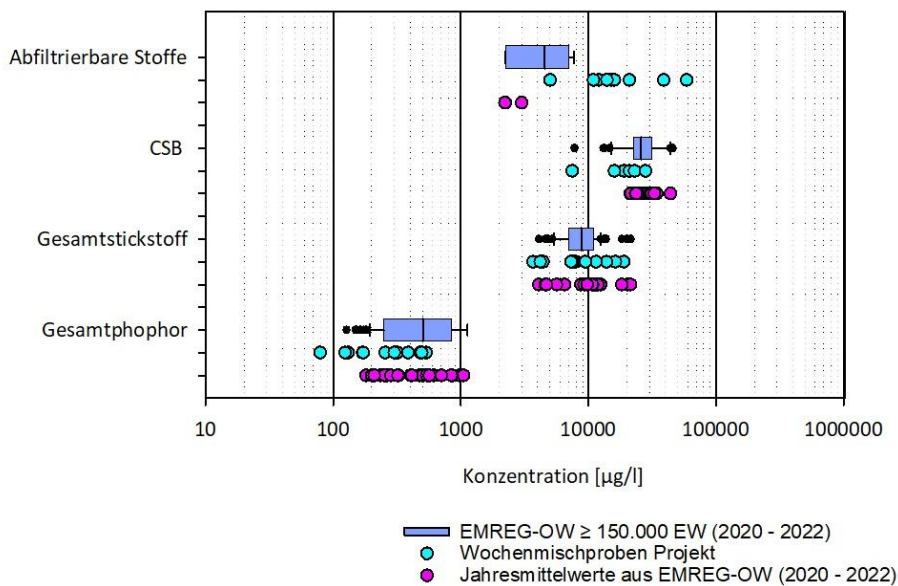
Abkürzungen: CSB - Chemischer Sauerstoffbedarf; EMREG-OW - Emissionsregister Oberflächenwasserkörper; EW - Einwohnerwerte.

Abbildung 5: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben und Vergleichswerte (10.000 EW–149.999 EW)



Abkürzungen: CSB - Chemischer Sauerstoffbedarf; EMREG-OW - Emissionsregister Oberflächenwasserkörper; EW - Einwohnerwerte.

Abbildung 6: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben und Vergleichswerte (mindestens 150.000 EW)



Abkürzungen: CSB - Chemischer Sauerstoffbedarf; EMREG-OW - Emissionsregister Oberflächenwasserkörper; EW - Einwohnerwerte.

Quelle: EMREG-OW (2022)

Die Konzentrationen der Referenzparameter in den Wochenmischproben lagen größtenteils im Schwankungsbereich der Vergleichswerte. Für die AFS lagen in EMREG-OW nur vereinzelte Werte vor (97 Werte für die Jahre 2020 bis 2022). Bei diesem Parameter kann es durch das Einfrieren der Probe zu einer starken Flockenbildung der Feinpartikel kommen, was zu erhöhten Messwerten führt (BMLFUW, 2017; Lambert et al., 2014). Dieser Effekt war bei den Wochenmischproben der Größenklassen 10.000 EW–149.999 EW und ab 150.000 EW zu beobachten. Die AFS-Konzentrationen sind daher zwar in Abbildung 4 bis Abbildung 6 dargestellt, wurden aber nicht weiter ausgewertet.

In der Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW zeigte ARA 21 einen ungewöhnlich hohen Wert für CSB (70.000 µg/l), während in derselben Probe ein Wert unter 100 µg/l für Gesamtphosphor gemessen wurde. Beide Werte wurden nicht durch die Messungen aus der Eigenüberwachung bestätigt (Mittelwert aus drei Messungen für CSB bei 16.600 µg/l, Mittelwert aus fünf Messungen für Gesamtphosphor bei 240 µg/l). ARA 25 wies die zweithöchste Konzentration für Gesamtstickstoff und die höchste Konzentration für Gesamtphosphor auf, was durch Eigenüberwachungsdaten bestätigt wurde.

In der Größenklasse 10.000 EW–149.999 EW zeigten ARA 10, ARA 12 sowie die Mai-Probe der ARA 3 einen auffallend hohen Wert für CSB (120.000 µg/l in ARA 10, 450.000 µg/l in ARA 12, 71.000 µg/l in ARA 3), was durch die Daten der Eigenüberwachung nicht bestätigt werden konnte (Mittelwert aus drei Messungen bei 24.000 µg/l in ARA 10, Mittelwert aus sieben Einzelmesswerten bei 19.100 µg/l in ARA 12, Mittelwert aus sieben Messungen bei 17.500 µg/l in ARA 3). In ARA 10 könnte der Grund eine einzelne Tagesmischprobe mit hoher CSB-Konzentration sein, die im Rahmen der Eigenüberwachung nicht erfasst wurde. In ARA 12 und ARA 3, wo Eigenüberwachungsdaten zu allen sieben Tagesmischproben verfügbar waren, kann eine Verunreinigung bei der Mischung der Wochenmischprobe oder durch das vorgelegte Gebinde nicht ausgeschlossen werden. Die Gesamtposphorkonzentrationen in den Wochenmischproben dieser Größenklasse lagen schwerpunktmäßig zwischen dem 10 %- Perzentil und dem Median. Der Großteil der Wochenmischproben dieser Größenklasse lag unter einem Wert von 500 µg/l Gesamtphosphor, was in der Regel durch die Eigenüberwachungsdaten bestätigt wurde. In drei Wochenmischproben (ARA 1, April/Mai-Probe der ARA 2 und ARA 3) lagen die Werte unter 100 µg/l Gesamtphosphor. In diesen Fällen zeigten jedoch auch die Eigenüberwachungsdaten Konzentrationen zwischen 100 und 200 µg/l Gesamtphosphor.

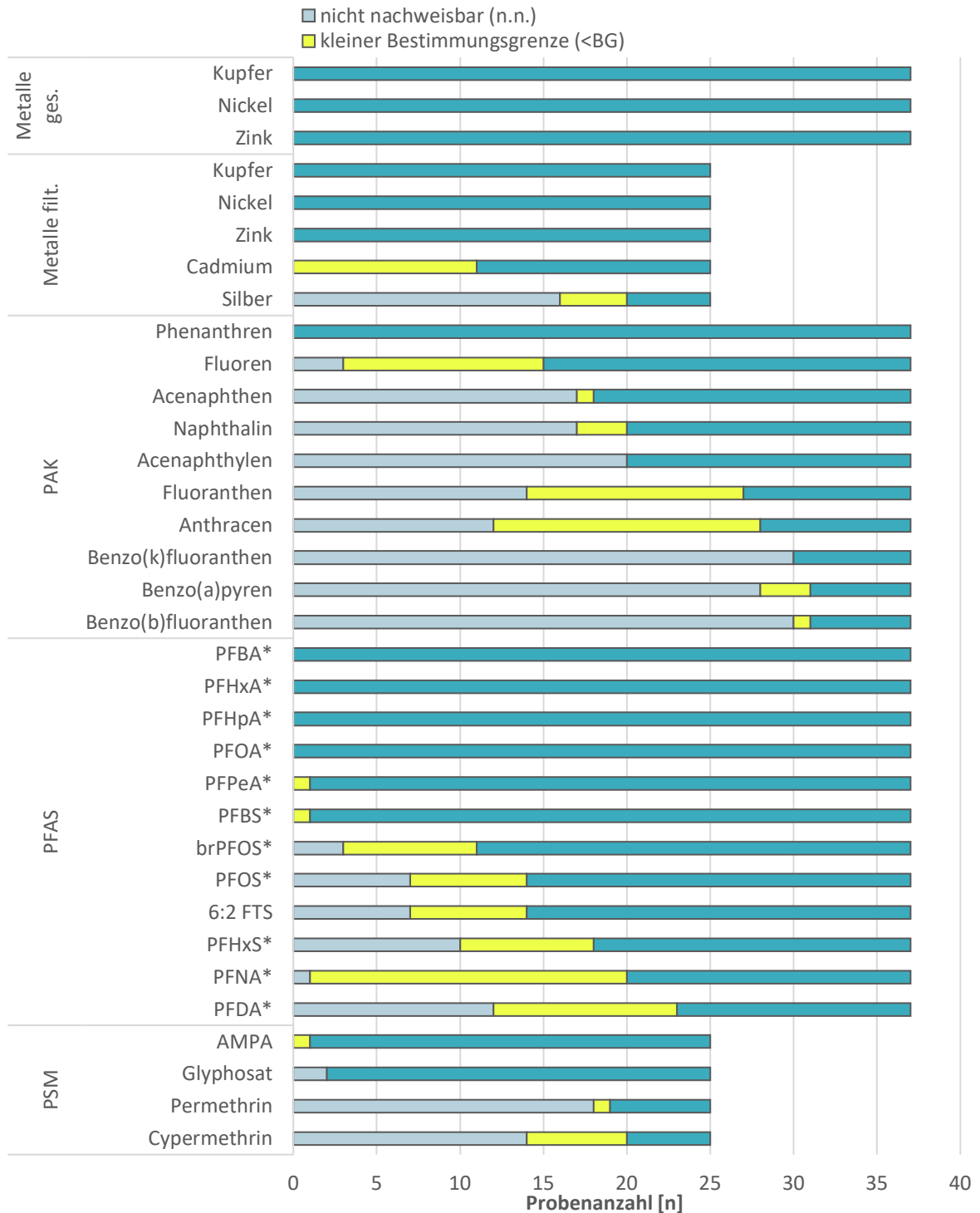
In der Größenklasse ab 150.000 EW liegen für Gesamtphosphor einige Werte unterhalb des 10 %-Perzentils und die Konzentration der Juli-Probe der ARA 17 unter 100 µg/l. Die niedrigen Werte wurden in der Regel anhand der Eigenüberwachungsdaten bestätigt und daher als plausibel erachtet. Für CSB wurden sehr niedrige Konzentrationen (<BG) für die Mai-Probe der ARA 16 und die ARA 19 beobachtet. Diese Werte wurden durch die Eigenüberwachung nicht bestätigt, hier wurden im Mittel Konzentrationen über 20.000 µg/l CSB gemessen.

6.2 Spurenstoffe

6.2.1 Vorkommen

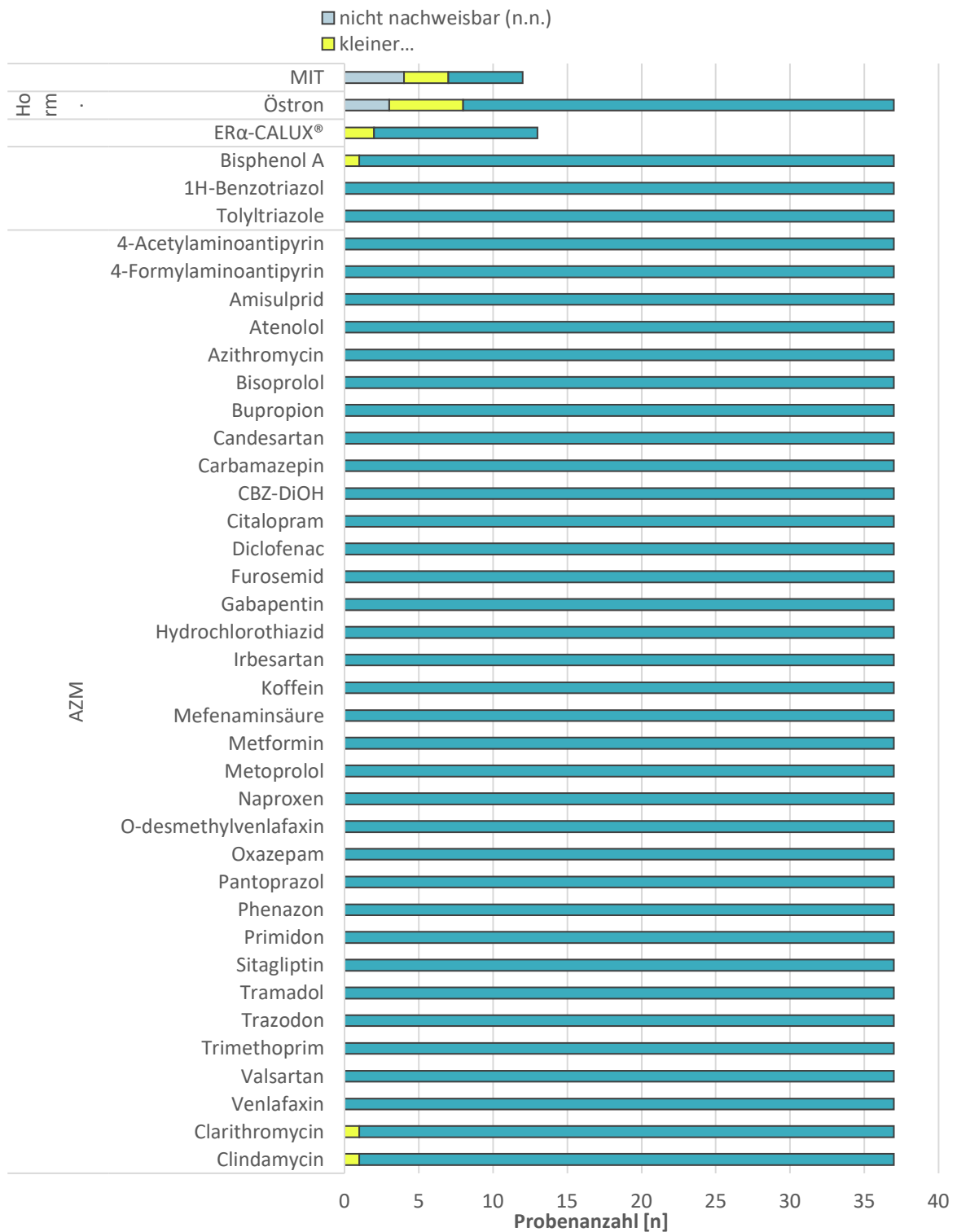
Insgesamt wurden 184 Spurenstoffe sowie eine Effekt-basierte Methode (ER α -CALUX®) im Projekt untersucht. Abbildung 7 bis Abbildung 9 stellen die Anzahl der Wochenmischproben mit Werten größer BG, kleiner BG und kleiner NG dar.

Abbildung 7: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen in den Wochenmischproben (Teil 1) (PFAS, die in die Bewertung der JD-UQN einfließen, sind mit * gekennzeichnet)



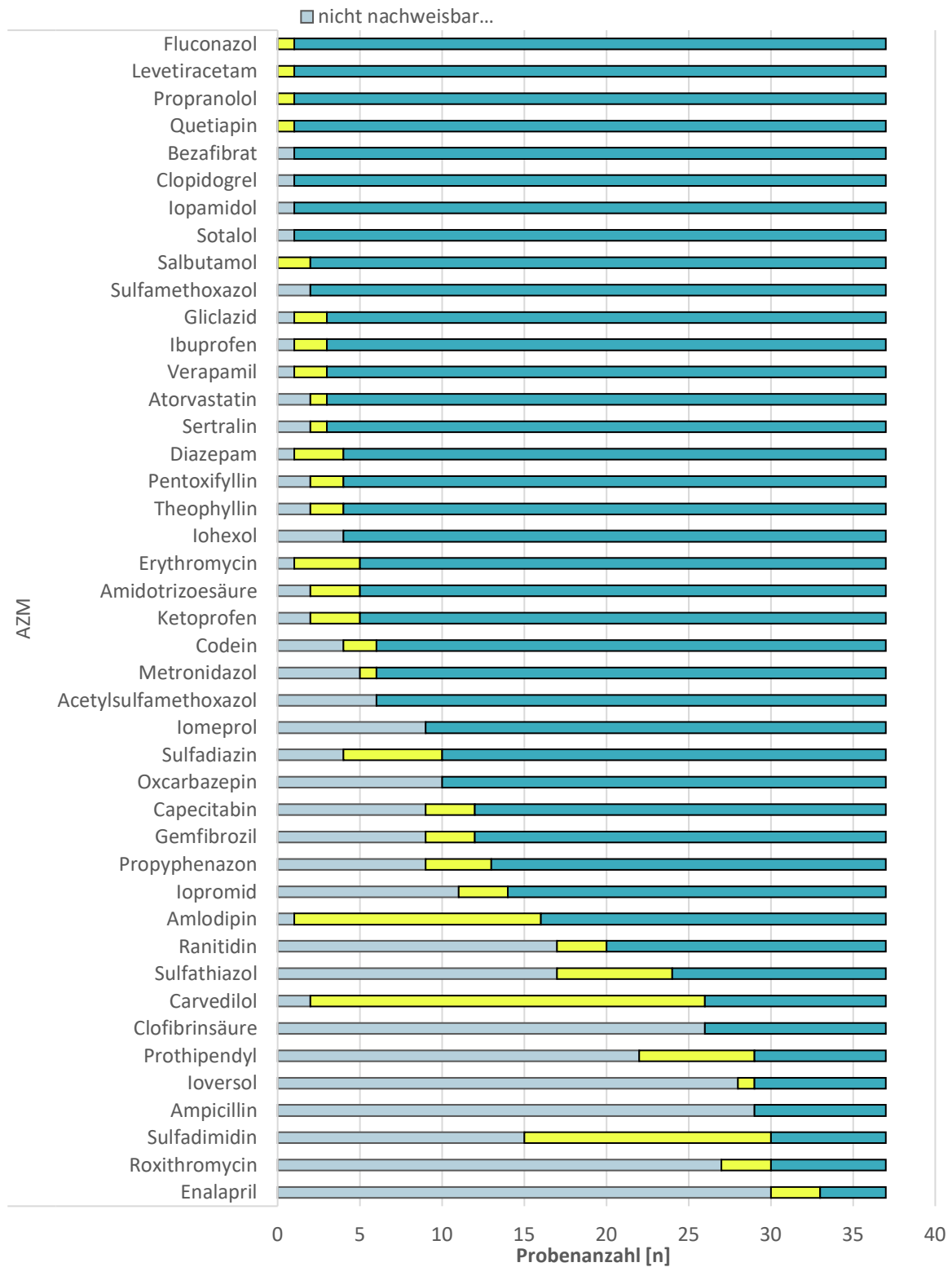
Abkürzungen: filt. - filtriert; ges. - gesamt; PAK - polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PSM - Pflanzenschutzmittel.

Abbildung 8: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen in den Wochenmischproben (Teil 2)



Abkürzungen: AZM - Arzneimittel; Horm. - Hormone; PPD - p-Phenylendiamine; PSM - Pflanzenschutzmittel; UV - Ultraviolett.

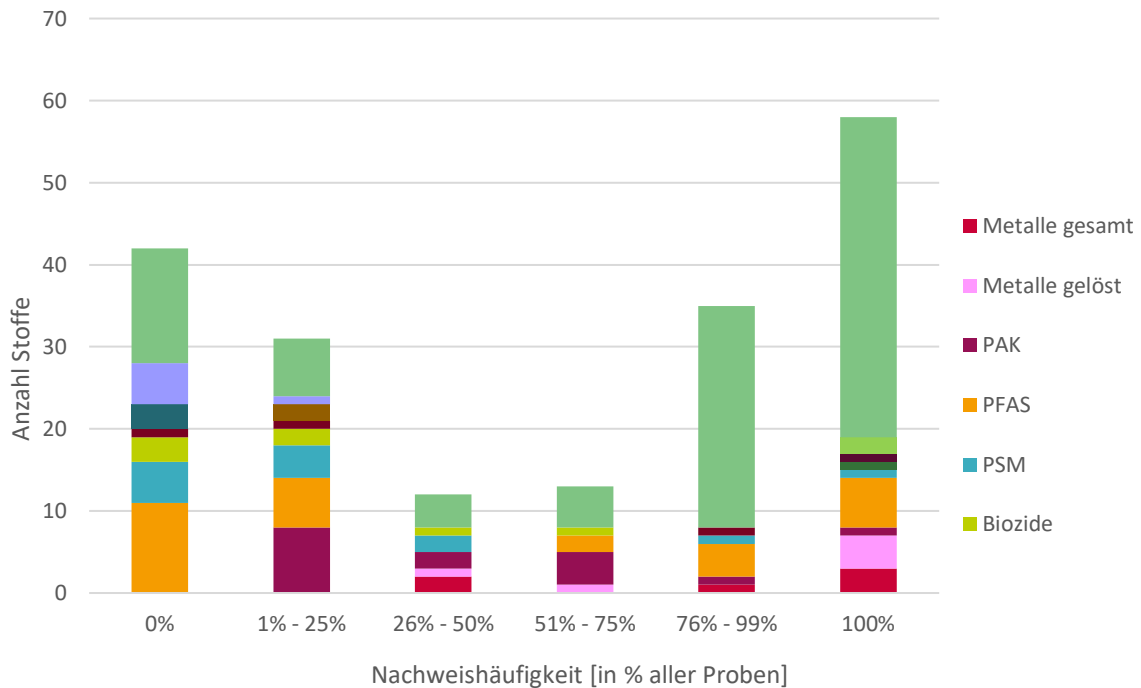
Abbildung 9: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen in den Wochenmischproben (Teil 3)



Abkürzungen: AZM - Arzneimittel.

Abbildung 10 gibt einen Überblick zur Nachweishäufigkeit der untersuchten Stoffe nach Stoffkategorie.

Abbildung 10: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe nach Stoffkategorie



Abkürzungen: PAK - polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PSM - Pflanzenschutzmittel.

42 Stoffe waren in keiner Wochenmischprobe nachweisbar. Dabei handelt es sich um elf PFAS (Perfluorundecansäure (PFUnDA), Perfluordodecansäure (PFDoDA), Perfluortridecansäure (PFTrDA), Perfluortetradecansäure (PFTeDA), Perfluorononsulfonsäure (PFNS), Perfluordecansulfonsäure (PFDS), Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS), Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS), Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS), 4:2 Fluortelomersulfonsäure (4:2 FTS) und F-53B), fünf Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (Fenvalerate, Bifenthrin, Clothianidin, Nicosulfuron und Thiamethoxam), drei Biozide (CMIT, DCOIT und OIT), das Hormon 17 α -Ethinylöstradiol, drei UV-Absorber (Avobenzon, Octocrylen und Oxybenzon), fünf Substanzen der PPD-Gruppe (IPPD, 6PPD, 7PPD, 8PPD und 77PD) sowie 14 Arzneimittelwirkstoffe (Amoxicillin, Canrenon, Doxycyclin, Duloxetin, Fenofibrat, Guaifenesin, Oxytetracyclin, Penicillin G, Penicillin V, Sulfadimethoxin, Sulfadoxin, Temazepam, Terbutalin und Valaciclovir).

31 Stoffe waren in 1 %–25 % der Wochenmischproben nachweisbar: acht PAK (Benzo(a)pyren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(b)fluoranthren, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Benzo(g,h,i)perylen, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(a)anthracen, Chrysen), sechs PFAS (Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS), verzweigt-kettige Perfluorhexansulfonsäure (brPFHxS), Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS), 8:2 Fluortelomersulfonsäure (8:2 FTS), DONA und GenX), vier Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (Deltamethrin, Imidacloprid, Acetamiprid und Thiacloprid), die Biozide Triclosan und BBIT, das Hormon 17 β -Östradiol, Tributyl- und Dibutylzinnverbindungen, 6PPD-Chinon sowie sieben Arzneimittelwirkstoffe (Ampicillin, Clotrimazol, Enalapril, Ioversol, Josamycin, Miconazol und Paracetamol). Für Triclosan, Butylbenzisothiazolinon, Dibutylzinn, 6PPD-Chinon und Clotrimazol lagen die Messwerte unter der BG.

Zwölf Stoffe waren in 26 %–50 % der Wochenmischproben nachweisbar: Cadmium (gesamt), Silber (gesamt und gelöst), Acenaphthylen, Pyren, Permethrin, Cypermethrin, BIT sowie vier Arzneimittelwirkstoffe (Clofibrinsäure, Dehydro-Erythromycin, Prothipendyl und Roxithromycin).

13 Stoffe waren in 51 %–75 % der Wochenmischproben nachweisbar: Selen (gelöst), Acenaphthen, Anthracen, Fluoranthren, Naphthalin, PFHxS, Perfluordecansäure (PFDA), MIT sowie fünf Arzneimittelwirkstoffe (Iopromid, Oxcarbazepin, Ranitidin, Sulfathiazol und Sulfadimidin).

35 Stoffe waren in 76 %–99 % der Wochenmischproben nachweisbar: Selen (gesamt), Fluoren, Perfluoroctansulfonsäure (PFOS und brPFOS), Perfluornonansäure (PFNA), 6:2 Fluortelomersulfonsäure (6:2 FTS), Glyphosat, Östron sowie 27 Arzneimittelwirkstoffe (Acetylsulfamethoxazol, Amidotrizoensäure, Amlodipin, Atorvastatin, Bezafibrat, Capecitabin, Carvedilol, Clopidogrel, Codein, Diazepam, Erythromycin, Gemfibrozil, Gliclazid, Ibuprofen, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol, Ketoprofen, Metronidazol, Pentoxifyllin, Propyphenazon, Sertralin, Sotalol, Sulfadiazin, Sulfamethoxazol, Theophyllin und Verapamil).

58 Stoffe sowie der ER α -CALUX[®] waren in allen Proben nachweisbar. Es handelt sich dabei um: die Metalle Cadmium (gelöst), Kupfer (gesamt und gelöst), Nickel (gesamt und gelöst) und Zink (gesamt und gelöst), das PAK Phenanthren, sechs PFAS (Perfluorbutansäure (PFBA), Perfluorpentansäure (PFPeA), Perfluorhexansäure (PFHxA), Perfluorheptansäure (PFHpA), PFOA, Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)), den Glyphosat-Metabolit AMPA, Bisphenol A, die Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol und Tolyltriazole sowie 39 Arzneimittelwirkstoffe (4-Acetylaminoantipyrin, 4-Formylaminoantipyrin, Amisulprid, Atenolol, Azithromycin, Bisoprolol, Bupropion, Candesartan, Carbamazepin, CBZ-DiOH, Citalopram,

Clarithromycin, Clindamycin, Diclofenac, Fluconazol, Furosemid, Gabapentin, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Koffein, Levetiracetam, Mefenaminsäure, Metformin, Metoprolol, Naproxen, O-desmethylvenlafaxin, Oxazepam, Pantoprazol, Phenazon, Primidon, Propranolol, Quetiapin, Salbutamol, Sitagliptin, Tramadol, Trazodon, Trimethoprim, Valsartan und Venlafaxin).

In Abbildung 11 und Abbildung 12 sind die gemessenen Konzentrationen der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen zusammengefasst. Dargestellt sind nur gemessene Konzentrationen. Messwerte unter BG und nicht nachweisbare Stoffe und Stoffgruppen sind nicht berücksichtigt. Auffallend ist die Verteilung der Messwerte für die Summe der PAK₁₆. Bei ausschließlicher Berücksichtigung von Messwerten größer BG in der Summenbildung liegen 19 Summenwerte (fast ausschließlich Juli-Proben) im Bereich von 0,0010 µg/l und 0,010 µg/l und 18 Summenwerte (April-, Mai- und Juli-Proben) im Bereich von 0,10 µg/l bis 1,0 µg/l.

Die höchsten Konzentrationen (**10 µg/l bis 100 µg/l**) wurden für Zink nachgewiesen. Auch für das Röntgenkontrastmittel Iopamidol lagen einige Messwerte in diesem Konzentrationsbereich, die Messwerte zeigten allerdings eine weite Schwankungsbreite (0,032 µg/l–61 µg/l). Die höchsten Konzentrationen wurden dabei im Abwasser von Siedlungsgebieten gemessen, in deren Einzugsgebiet sich ein Krankenhaus befand.

Im Konzentrationsbereich von **1,0 µg/l bis 10 µg/l** lag der Großteil der Messwerte für Kupfer, Nickel, Selen, 1H-Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel), AMPA (Herbizid-Metabolit) sowie die 11 Arzneimittelwirkstoffe 4-Acetyl- und 4-Formylaminoantipyrin, Amidotrizoesäure, Candesartan, Diclofenac, Gabapentin, Hydrochlorothiazid, Iohexol, Iopamidol, O-desmethylvenlafaxin und Valsartan.

Im Bereich von **0,10 µg/l bis 1,0 µg/l** konnten Tolyltriazole (Korrosionsschutzmittel), Acetamiprid und Thiacloprid (Insektizide), Glyphosat (Herbizid), Bisphenol A (Industriechemikalie), MIT (Biozid), Naphthalin und Acenaphthen (PAK₁₆) sowie 25 Arzneimittelwirkstoffe (Amisulprid, Azithromycin, Bezafibrat, Bisoprolol, Carbamazepin, CBZ-DiOH, Citalopram, Clarithromycin, Furosemid, Ibuprofen, Iomeprol, Iopromid, Ioversol, Koffein, Mefenaminsäure, Metformin, Metoprolol, Naproxen, Oxazepam, Phenazon, Primidon, Sitagliptin, Tramadol, Trazodon, Venlafaxin) nachgewiesen werden.

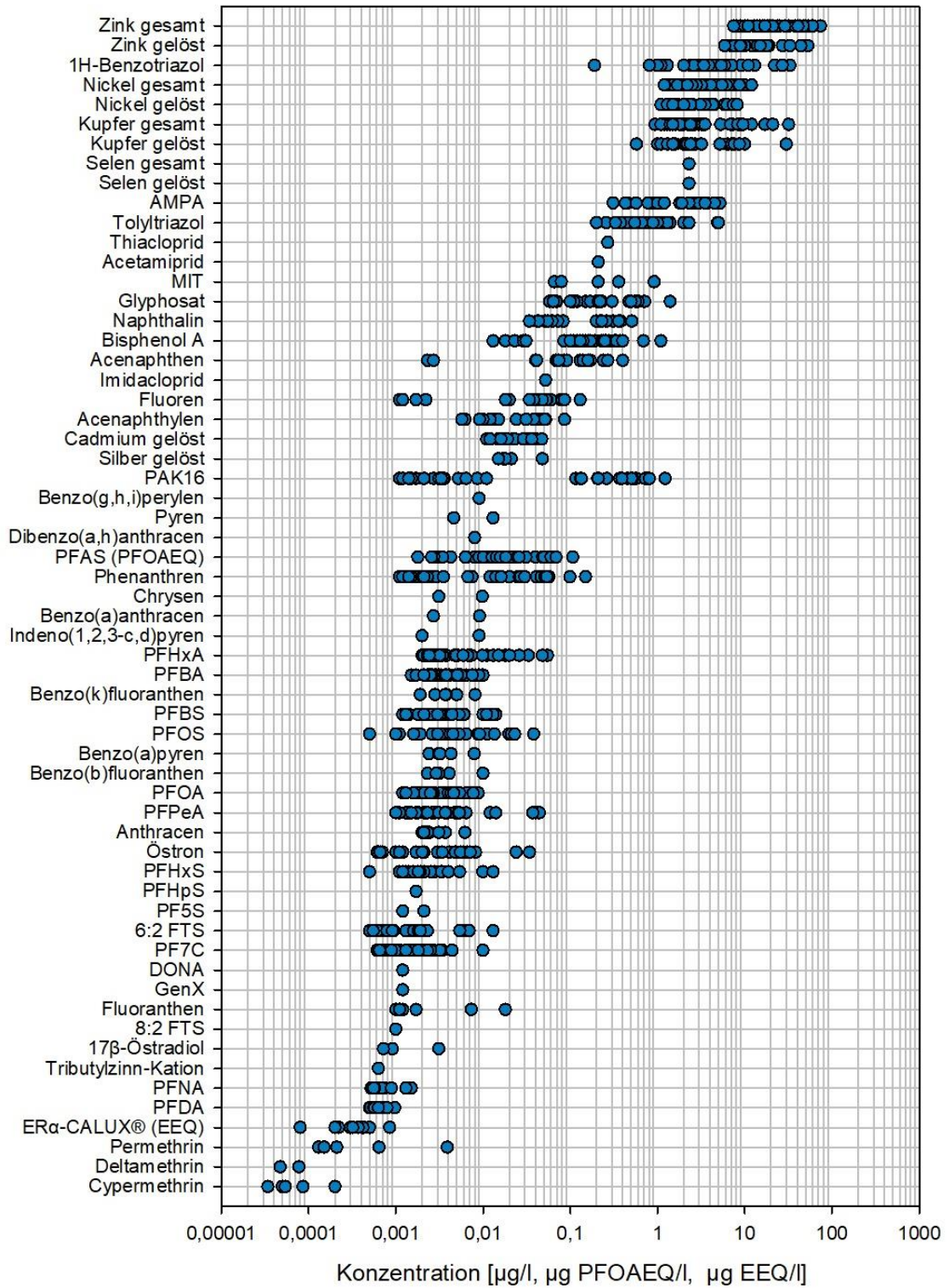
Fluoren und Acenaphthylen (PAK₁₆), PFAS (PFOA-Äquivalente), Imidacloprid (Insektizid), Cadmium und Silber sowie 32 Arzneimittelwirkstoffe (Theophyllin, Clindamycin, Trimethoprim, Fluconazol, Sotalol, Sulfamethoxazol, Levetiracetam, Irbesartan, Atenolol, Ke-

toprofen, Oxcarbazepin, Ampicillin, Roxithromycin, Propranolol, Metronidazol, Erythromycin, Paracetamol, Atorvastatin, Sertralin, Bupropion, Ranitidin, Pentoxifyllin, Gemfibrozil, Clofibrinsäure, Acetylsulfamethoxazol, Pantoprazol, Amlodipin, Prothipendyl, Dehydro-Erythromycin, Carvedilol, Miconazol, Quetiapin) lagen zumeist im Konzentrationsbereich von **0,010 µg/l bis 0,10 µg/l**.

In Konzentrationen zwischen **0,0010 µg/l und 0,010 µg/l** fanden sich das Hormon Östron, mit 12 Verbindungen der überwiegende Teil der PAK₁₆ (Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(g,h,i)perylen, Benzo(a)pyren, Phenanthren, Pyren, Dibenzo(a,h)anthracen, Fluoranthren, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Chrysen), zahlreiche 14 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFPeS, PFHxS (Summe aus linear und verzweigt), PFHpS, PFOS (Summe aus linear und verzweigt), 6:2 FTS, 8:2 FTS, DONA, GenX) sowie 12 Arzneimittelwirkstoffe (Propyphenazon, Enalapril, Codein, Gliclazid, Sulfadiazin, Verapamil, Capecitabin, Clopidogrel, Salbutamol, Diazepam, Sulfathiazol, Sulfamidin).

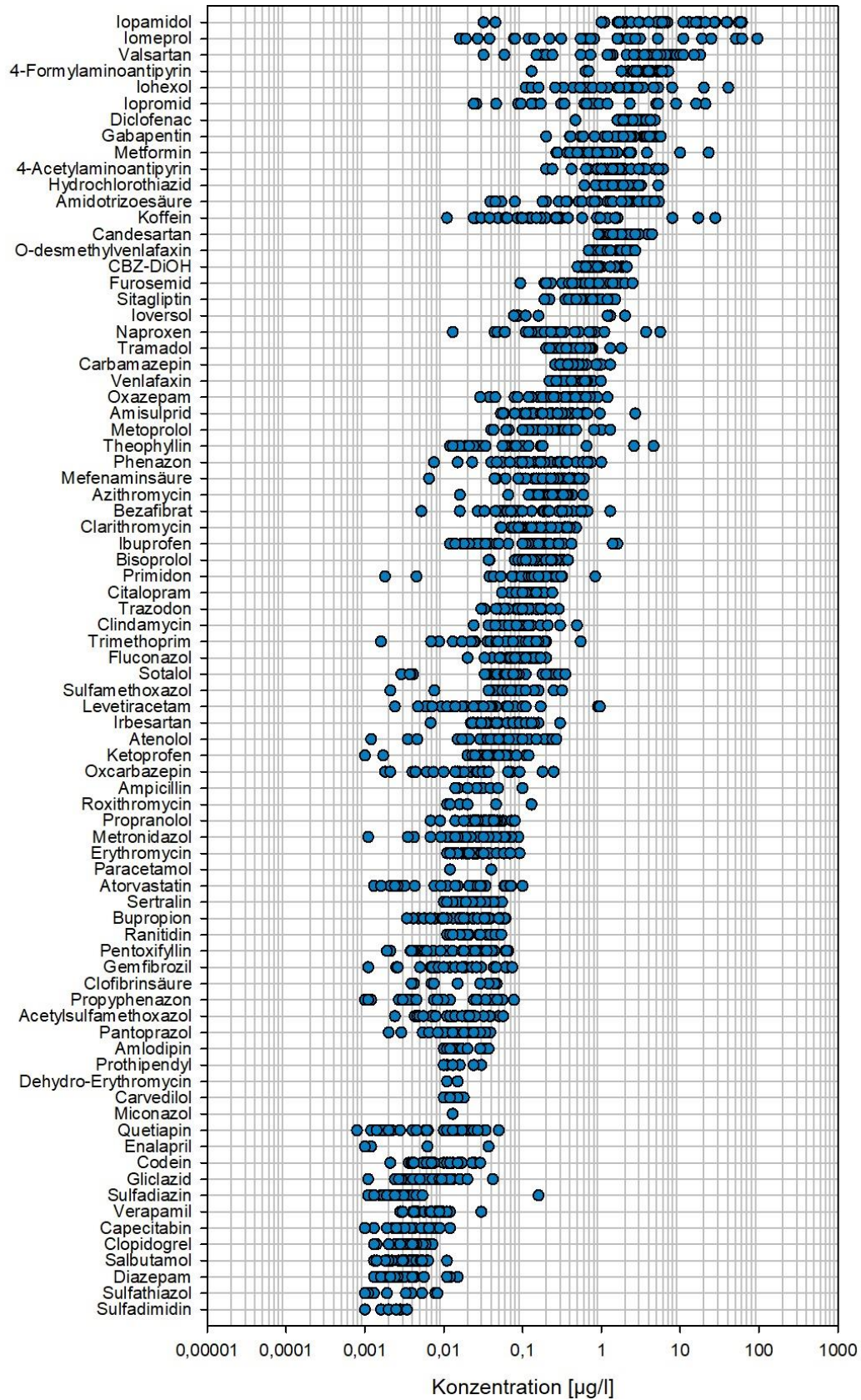
Konzentrationen von weniger als **0,0010 µg/l** wurden für 17β-Östradiol, den ERα-CALUX®, Permethrin, Tributylzinnverbindungen sowie die beiden PFAS PFNA und PFDA nachgewiesen.

Abbildung 11: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$, $\mu\text{g PFOAEQ/l}$, $\mu\text{g EEQ/l}$] der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen (außer Arzneimittel), für die zumindest ein Messwert über der Bestimmungsgrenze vorliegt (Reihung nach Mittelwert)



Abkürzungen: EEQ - 17β -Östradiol-Äquivalente; PFOAEQ - PFOA-Äquivalente.

Abbildung 12: Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{l}$] der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe, für die zumindest ein Messwert über der Bestimmungsgrenze vorliegt (Reihung nach Mittelwert)

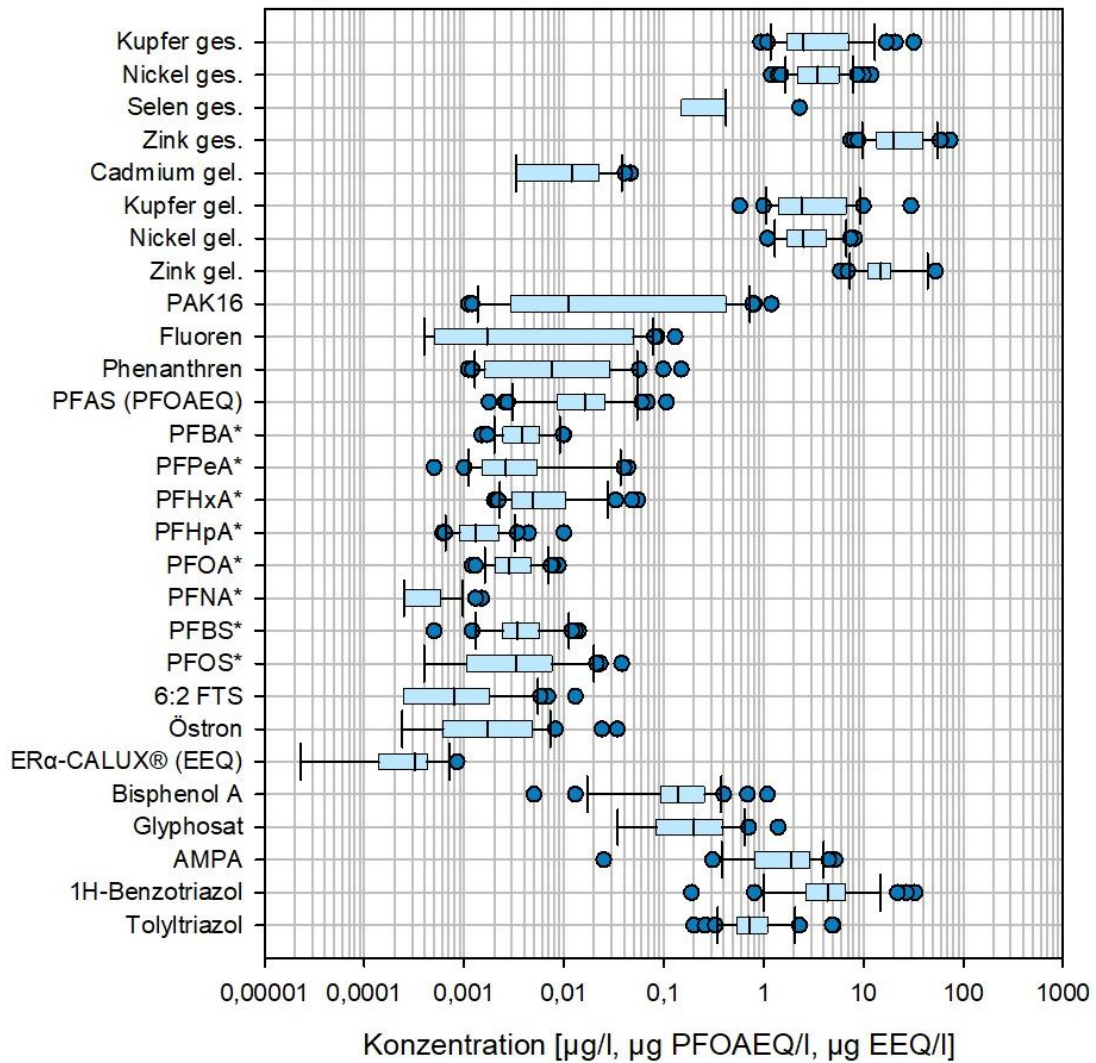


Die Stoffe bzw. Stoffgruppen, die in zumindest 75 % der Proben nachgewiesen wurden, sind im Detail in Abbildung 13 und Abbildung 14 zusammengefasst. Die Ergebnisse der Minimalbewertung sind in Form von Box-Plots dargestellt. Die Box gibt den Schwankungsbereich des 25 %-75 %-Perzentils wieder und enthält 50 % der Messwerte. Auch der Median ist dargestellt (Linie in der Box). Die Fehlerbalken bezeichnen das 10 %-90 %-Perzentil und die Punkte zeigen Extremwerte an.

Die größten Schwankungsbreiten zeigten sich für PAK₁₆ und Fluoren. Ebenso wie bei den PAK₁₆ waren auch bei Fluoren niedrigere Konzentrationen (n.n. bis max. 0,0022 µg/l) eher in den Juli-Proben und höhere Konzentrationen (0,018 µg/l bis 0,13 µg/l) eher in den Mai- und Juni-Proben zu finden. Bei den Arzneimittelwirkstoffen fallen Iomeprol, Gemfibrozil und Propyphenazon durch große Schwankungsbreiten der Konzentrationen auf. Das Röntgenkontrastmittel Iomeprol zeigte die höchsten Konzentrationen in jenen Kläranlagen, die Krankenhäuser zu ihren Indirekteinleitern zählen (ARA 3, ARA 19). Für den Lipidsenker Gemfibrozil und das Analgetikum Propyphenazon waren keine Trends hinsichtlich der Verteilung der Konzentrationen erkennbar.

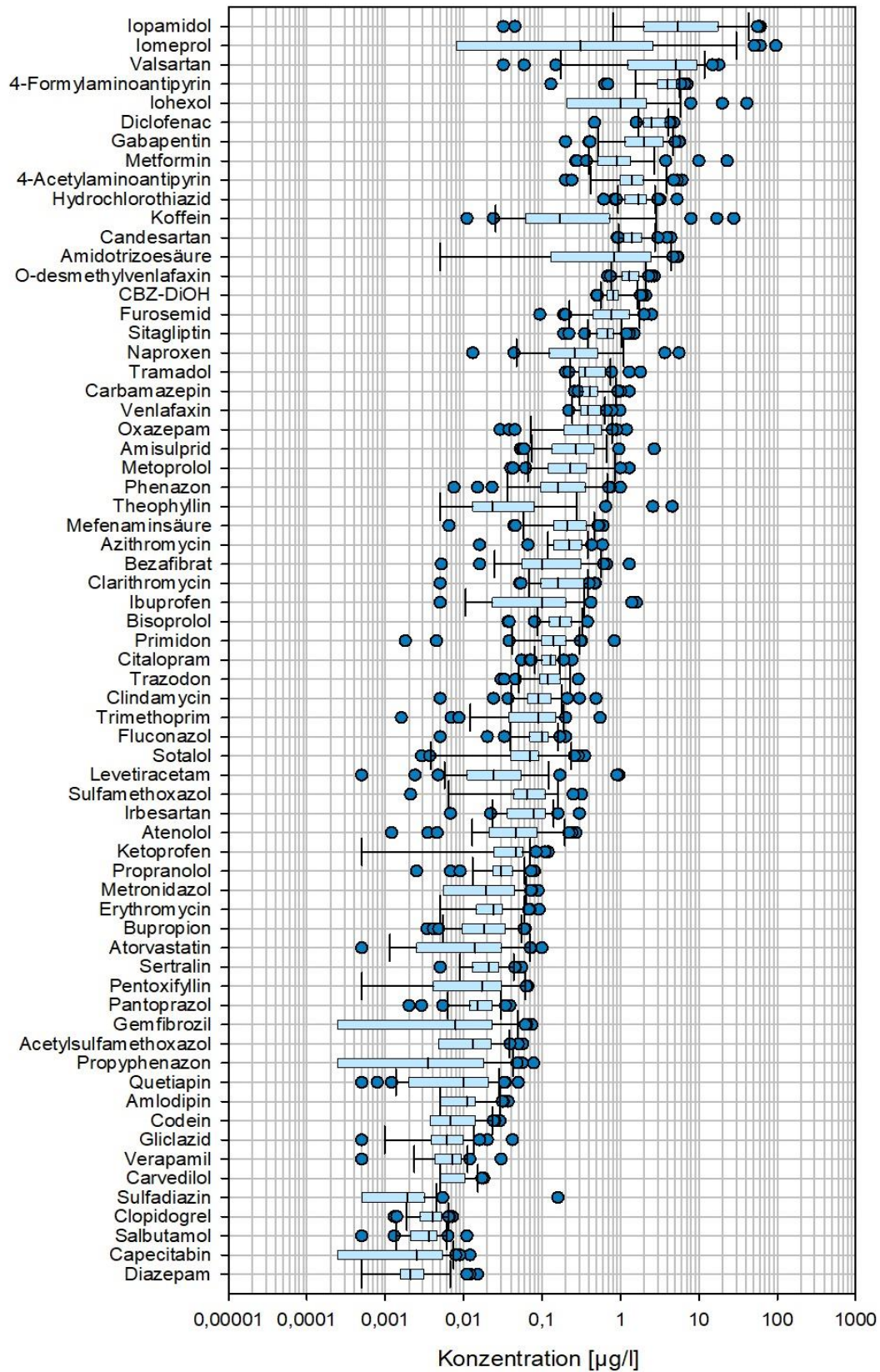
Das Herbizid Glyphosat und sein Metabolit AMPA waren im Monitoringprogramm 2023 sehr häufig in kommunalem Abwasser nachweisbar (mittlere Konzentration Glyphosat 0,28 µg/l, AMPA 1,94 µg/l), wobei die gemessenen Konzentrationen unter der vorgeschlagenen Qualitätsnorm für Oberflächengewässer lagen. AMPA entsteht nicht nur als Abbauprodukt von Glyphosat, sondern kann auch über phosphonathaltige Haushaltsreiniger in kommunales Abwasser gelangen (Grandcoin et al, 2017). Für Glyphosat wird der Oberflächenabfluss in die Mischkanalisation als Eintragspfad in die Kläranlage vermutet. Wurde bislang immer die landwirtschaftliche Verwendung von Glyphosat als wesentlicher Eintragspfad in die aquatische Umwelt erachtet, so deuten vorläufige Studienergebnisse aus dem Jahr 2024 darauf hin, dass auch kommunale Kläranlagen einen relevanten Eintragspfad darstellen können (Schwientek et al., 2024 – Vorabdruck, noch nicht von Expert:innen begutachtet). Für die Bewertung der Relevanz der Eintragspfade sind jedoch frachtbasierte Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene bzw. Teileinzugsgebietsebene erforderlich.

Abbildung 13: Box-Plots der Stoffe und Stoffgruppen (außer Arzneimittelwirkstoffe), die in zumindest 75 % der Proben nachgewiesen wurden (Minimalbewertung, Teil 1)



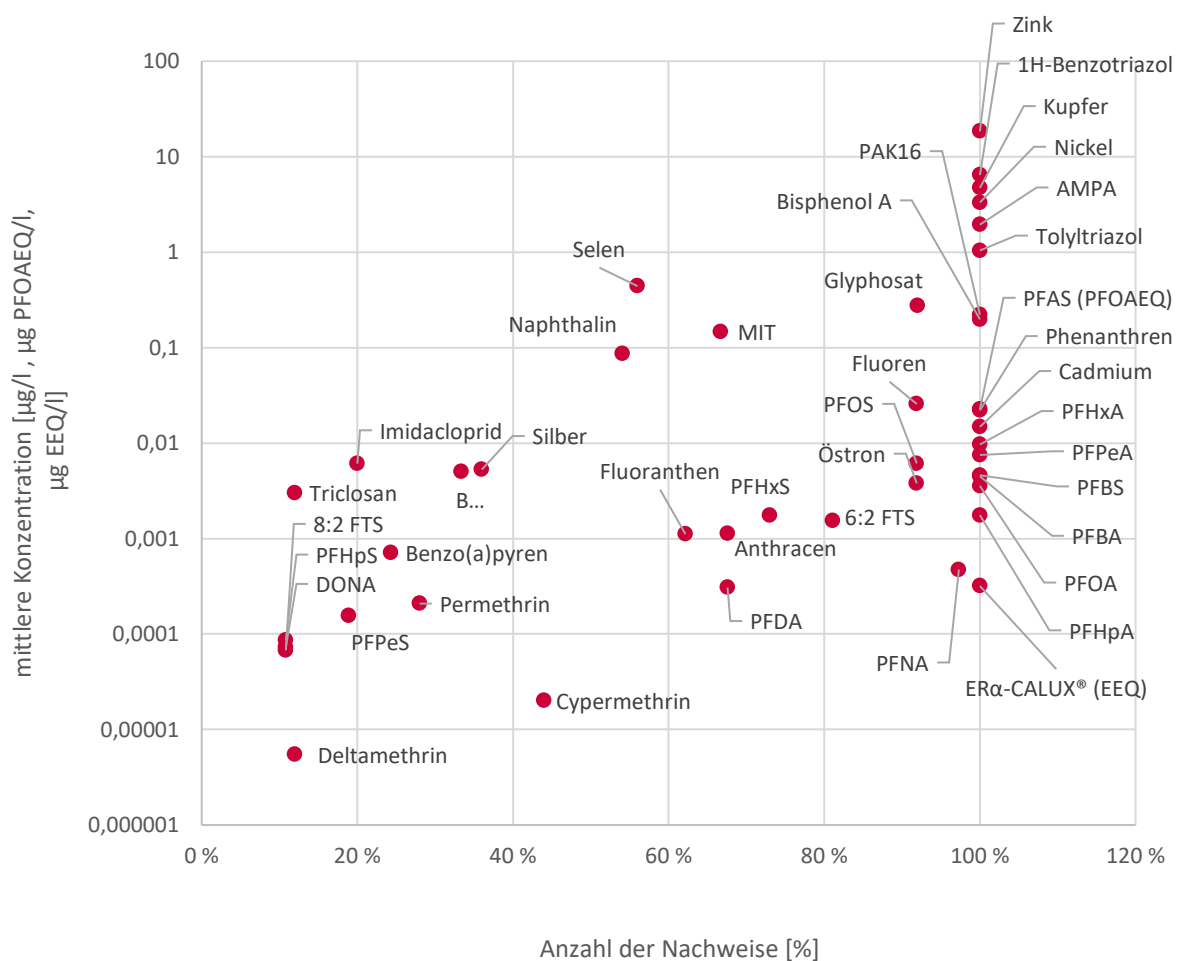
Abkürzungen: EEQ - 17β-Östradiol-Äquivalente; PFOAEQ - PFOA-Äquivalente.

Abbildung 14: Box-Plots der Arzneimittelwirkstoffe, die in zumindest 75 % der Proben nachgewiesen wurden (Minimalbewertung, Teil 2)



Eine Gegenüberstellung von Nachweishäufigkeit und mittlerer Konzentration (Minimalbewertung) zeigen Abbildung 15 und Abbildung 16. In Abbildung 15 werden nur Stoffe dargestellt, die in mehr als 10 % der Proben nachgewiesen wurden. Abbildung 16 zeigt ausschließlich Arzneimittelwirkstoffe, die im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (*), in der 4. Beobachtungsliste (†) bzw. im Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL (EP, 2024) genannt werden.

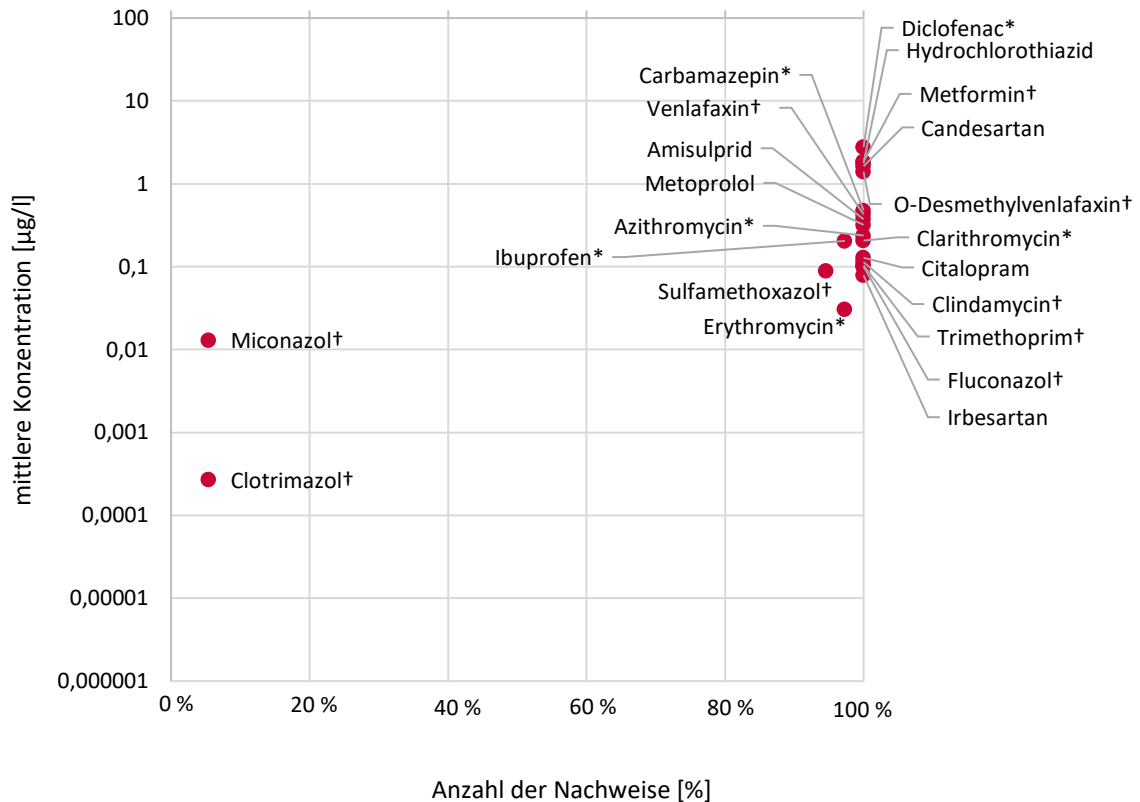
Abbildung 15: Gegenüberstellung von Nachweishäufigkeit und mittlerer Konzentration (ohne Arzneimittelwirkstoffe) (Minimalbewertung)



Anmerkung: Metalle in gelöster Fraktion.

Abkürzungen: EEQ - 17β-Östradiol-Äquivalente; PFOAEQ - PFOA-Äquivalente.

Abbildung 16: Gegenüberstellung der Nachweishäufigkeit und der mittleren Konzentration ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe (Minimalbewertung)



Anmerkung: Dargestellt werden AZM, die im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (dargestellt mit *), in der 4. Beobachtungsliste (dargestellt mit †) bzw. im Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL genannt werden.

6.2.2 Identifikation relevanter Spurenstoffe

Für die Identifikation relevanter Spurenstoffe wurden zwei Relevanzkriterien angewandt. Sie sind ident mit den Kriterien der Monitoringprogramme 2007 und 2016.

Kriterium 1: Der Mittelwert aller gemessenen Ablaufkonzentrationen eines Stoffes bzw. einer Stoffgruppe ist größer als die halbe UQN:

42 Stoffe waren in keiner Wochenmischprobe nachweisbar (siehe Kapitel 6.2.1) und fehlen daher in Abbildung 17 und Abbildung 18. Für Thiamethoxam, CMIT, DCOIT, OIT, Avobenzon, Octocrylen, Oxybenzon, IPPD, 6PPD, 7PPD, 8PPD und 77PD sowie alle Arzneimittelwirkstoffe war die NG kleiner als die JD-UQN bzw. das jeweilige Bewertungskriterium und diese

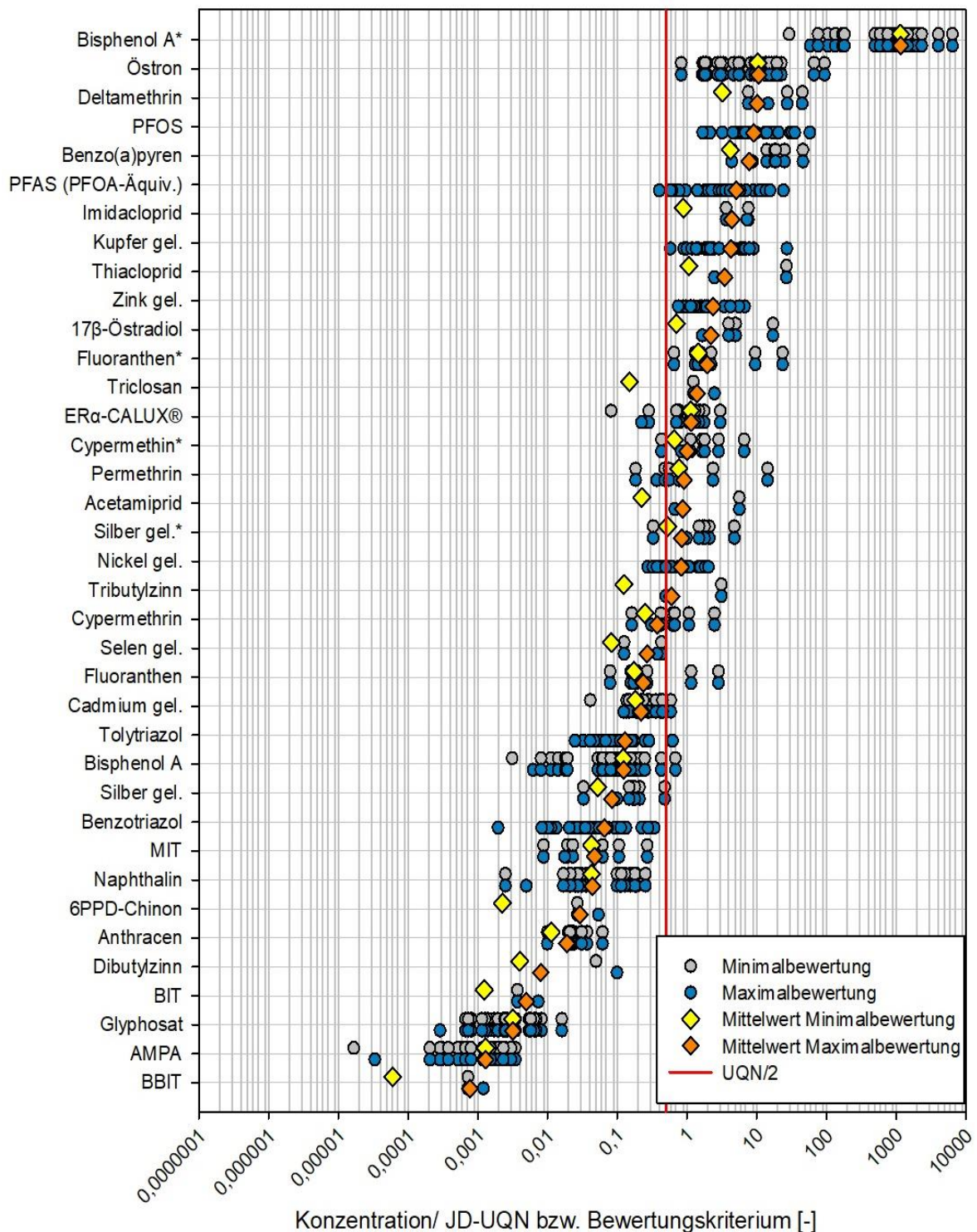
Stoffe können daher als nicht relevant bewertet werden. Für 17 α -Ethinylöstradiol, Fenvalerate, Bifenthrin, Clothianidin und Nicosulfuron sind die vorgeschlagenen JD-UQN sehr niedrig und die NG der angewandten analytischen Methoden lagen z. T. deutlich darüber. Für diese Stoffe ist eine Bewertung der Relevanz somit nicht möglich.

Eine Gegenüberstellung aller Analysenergebnisse sowie der Mittelwerte mit dem jeweiligen Referenzkriterium zeigen Abbildung 17 und Abbildung 18. Für jene prioritären Stoffe, für die bereits in der GZV Chemie OG eine JD-UQN festgesetzt ist und der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL eine niedrige JD-UQN vorsieht (Nickel, Fluoranthen, Cypermethrin) stellt Abbildung 17 die UQN gemäß QZV Chemie OG dar, während das Ergebnis der Bewertung gegen das strengere Güteziel im Text beschrieben wird.

Dargestellt sind die Werte der Minimal- und der Maximalbewertung (Einzel- und Mittelwerte) relativ zur JD-UQN bzw. einem sonstigen Bewertungskriterium. Sind nur Werte für die Maximalbewertung angegeben, so lagen alle Messwerte über der jeweiligen BG und die Minimal- und Maximalbewertung zeigten das gleiche Ergebnis. Dies traf auf Nickel, Zink, Kupfer, 1H-Benzotriazol, Diclofenac und Carbamazepin sowie einen Großteil der sonstigen Arzneimittelwirkstoffe zu. Für die Metalle werden in Abbildung 17 nur die gelösten Konzentrationen aus den filtrierten Proben dargestellt. Bisphenol A und Silber stellen Sonderfälle dar: Beide Stoffe sind einzugsgebietspezifische Stoffe, die in der QZV Chemie OG, Anlage B mit einer JD-UQN (Bisphenol A: 1,6 $\mu\text{g/l}$, Silber: 0,1 $\mu\text{g/l}$) geregelt sind. Im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL werden sie als neue prioritäre Stoffe mit einer JD-UQN von 0,00017 $\mu\text{g/l}$ (Bisphenol A) bzw. 0,01 $\mu\text{g/l}$ (Silber) vorgesehen. Bisphenol A und Silber werden in Abbildung 17 zweimal dargestellt, wobei Werte mit Stern (*) die Bewertung gegen die vorgeschlagenen JD-UQN darstellen, Werte ohne Stern die Bewertung gegen die JD-UQN gemäß QZV Chemie OG.

Sind die dargestellten Mittelwerte größer als 0,5, so gilt das Relevanzkriterium als erfüllt. Dies gilt für die Hormone 17 β -Östradiol, Östron und den ER α -CALUX[®], PFOS, PFAS, Benzo(a)pyren, die Pyrethroide Deltamethrin und Permethrin, die Neonicotinoide Acetamiprid, Imidacloprid und Thiacloprid, die Metalle Kupfer, Nickel und Zink, Triclosan, Tributylzinn und unter Berücksichtigung der JD-UQN gemäß EK (2022a) für Bisphenol A, Fluoranthen und Cypermethrin. Bei den Arzneimittelwirkstoffen bzw. -metaboliten übersteigen Ampicillin, Azithromycin, Clindamycin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen, Iohexol, O-desmethylvenlafaxin und Sertralin das Relevanzkriterium.

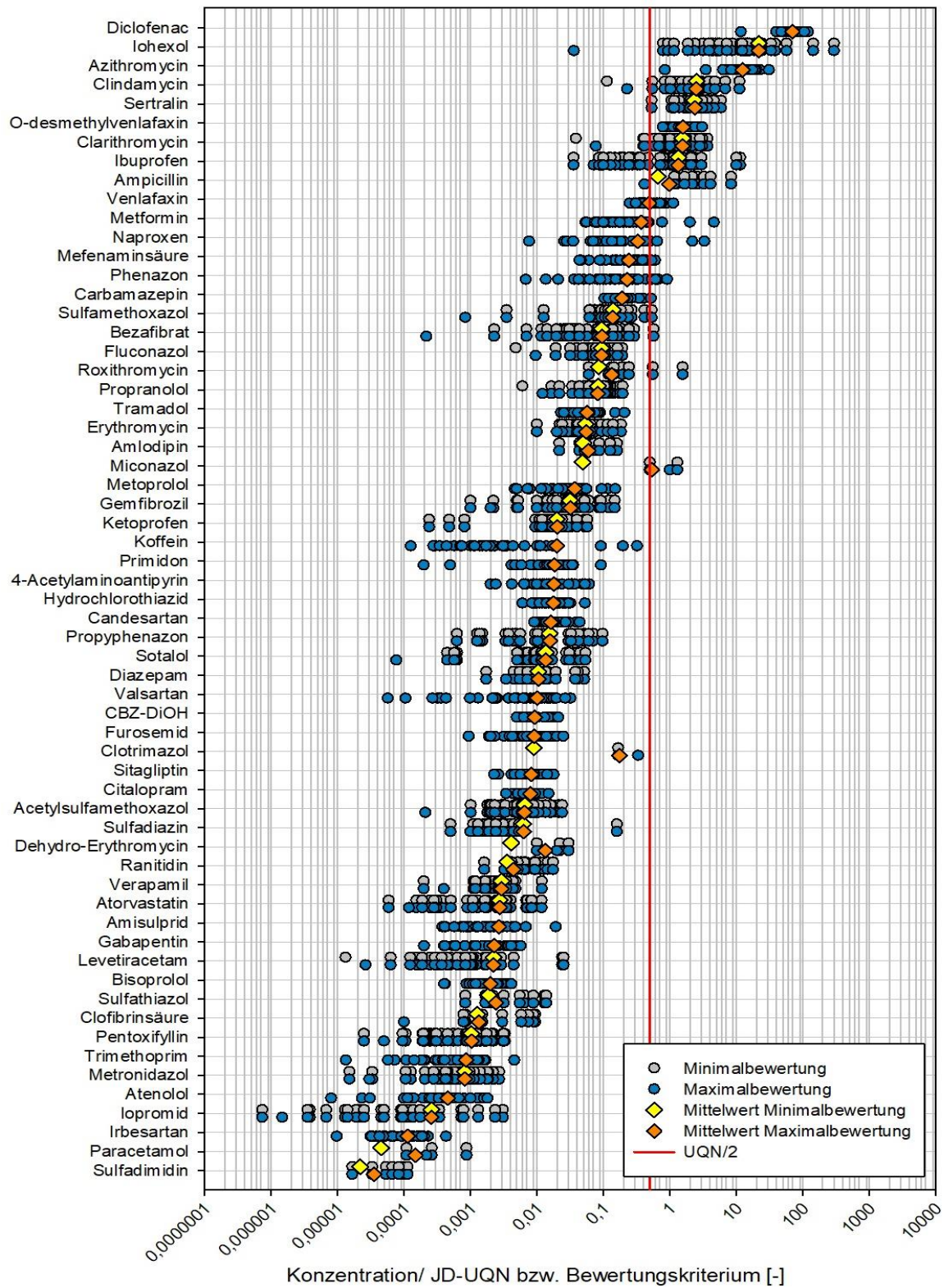
Abbildung 17: Gemessene Konzentrationen und Mittelwerte aus der Minimal- und der Maximalauswertung relativ zur jeweiligen JD-UQN bzw. Bewertungskriterium (Teil 1)



Anmerkung: Werte mit * stellen die Bewertung gegen die JD-UQN gemäß EK (2022a) dar, Werte ohne * die Bewertung gegen die JD-UQN gemäß QZV Chemie OG.

Abkürzungen: JD - Jahresdurchschnitt; UQN - Umweltqualitätsnorm.

Abbildung 18: Gemessene Konzentrationen und Mittelwerte aus der Minimal- und der Maximalauswertung relativ zur jeweiligen JD-UQN bzw. Bewertungskriterium (Teil 2)



Abkürzungen: JD - Jahresdurchschnitt; UQN - Umweltqualitätsnorm.

Bisphenol A wurde in allen 37 Wochenmischproben mit Werten über der NG von 0,0050 µg/l detektiert, der Maximalwert lag bei 0,69 µg/l. Bewertet gegen die JD-UQN der QZV Chemie OG, Anlage B, wird Bisphenol A als nicht relevant erachtet. Bei Bewertung gegen die vorgeschlagene JD-UQN in EK (2022a) stellt Bisphenol A jedoch einen relevanten Parameter dar.

Die Überschreitung in der Maximalbewertung ist auf die Konvention bei der Auswertung zurückzuführen, in der Werte unter NG mit dem Wert der NG dargestellt werden. **17β-Östradiol (E2)** wurde in 37 Wochenmischproben von allen 25 Kläranlagen gemessen und nur in jeweils drei Wochenmischproben mit Werten über der BG und gleichzeitig über der JD-UQN nachgewiesen (in der April- und Mai-Probe der ARA 3 sowie in der Juli-Probe der ARA 5). In allen anderen Wochenmischproben war E2 nicht nachweisbar (<0,0003 µg/l), wobei die NG über der vorgeschlagenen JD-UQN liegt. Die Bewertung war von einem Messwert beeinflusst, der 17-mal so hoch war, wie die JD-UQN. Auch wenn dieser Messwert möglicherweise einen Ausreißer darstellt, wird 17β-Östradiol als relevant eingestuft. Östron, ein Abbauprodukt von 17β-Östradiol, wurde in zahlreichen Proben nachgewiesen. Da die Beurteilung von 17β-Östradiol und Östron gemeinsam erfolgen sollte, werden 17β-Östradiol und Östron als relevant eingestuft. Östron, ein Abbauprodukt von 17β-Östradiol, wurde in zahlreichen Proben nachgewiesen und die Beurteilung von 17β-Östradiol und Östron sollte gemeinsam erfolgen. Dementsprechend wurden 17β-Östradiol und Östron als relevant eingestuft. Auch der **ERα-CALUX®**, der in 13 Wochenmischproben untersucht wurde, zeigte in elf Proben Werte größer BG und in sieben Proben Werte über dem entsprechenden halben Bewertungskriterium. 17α-Ethinylöstradiol (EE2) war bei einer NG von 0,0003 µg/l in keiner Wochenmischprobe nachweisbar. Da die NG über der JD-UQN lag, war eine Relevanzbewertung nicht möglich.

Die Pyrethroide **Cypermethrin, Deltamethrin** und **Permethrin** wurden in 25 Wochenmischproben untersucht. Cypermethrin war in 11, Deltamethrin in drei und Permethrin in sieben Wochenmischproben nachweisbar. In allen anderen Wochenmischproben waren die Stoffe unter der NG (<0,000013 µg/l für Cyper- und Deltamethrin bzw. <0,00005 µg/l für Permethrin), wobei die NG für Deltamethrin über der vorgeschlagenen JD-UQN lag. Cypermethrin zeigte in der Bewertung gegen die JD-UQN gemäß QZV Chemie OG (0,00008 µg/l) keine Relevanz in kommunalem Abwasser, unter Berücksichtigung der JD-UQN gemäß EK (2022a) (0,00003 µg/l) liegen die Mittelwerte aus Minimal- und Maximalbewertung hingegen über der halben JD-UQN. Cypermethrin wurde in fünf Proben mit Werten >BG und gleichzeitig > JD-UQN detektiert. Die Konzentrationen lagen dabei in einem ähnlichen Bereich. Für Deltamethrin lagen zwei Messwerte über BG; diese waren rund 27 bzw. 45mal so hoch wie die JD-UQN. Sechs Proben wiesen für Permethrin Werte >BG auf, von denen zwei die JD-UQN

überstiegen. Ein hoher Messwert, der 14mal höher als die JD-UQN war, führte zur Überschreitung des Relevanzkriteriums. Wird dieser Extremwert nicht berücksichtigt, so übersteigen weder Minimal- noch Maximalbewertung das erste Relevanzkriterium. Aus der Gruppe der Pyrethroide wurden Cypermethrin und Deltamethrin als relevant eingestuft.

Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) und auch die Summe der **PFAS**, die gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL zur Überprüfung der JD-UQN vorgeschlagen werden (ausgedrückt in PFOA-Äquivalenten) zeigten in zahlreichen Wochenmischproben Überschreitungen der halben JD-UQN und sind daher als relevant einzustufen.

Benz(a)pyren wurden in 37 Wochenmischproben von allen 25 Kläranlagen gemessen und in neun Proben mit Werten über der NG (0,00075 µg/l) detektiert. Der Großteil der Positivbefunde stammte aus den April-Proben. 28 Messwerte lagen unter der NG, die über der aktuell gültigen JD-UQN liegt (0,00017 µg/l). Sechs Messwerte lagen über der BG und gleichzeitig über der JD-UQN gemäß QZV Chemie OG. Benz(a)pyren wird als relevant eingestuft. Auch **Fluoranthren** wurde in 37 Wochenmischproben gemessen und war in 23 Proben bei einer NG von 0,0005 µg/l nachweisbar. In der Bewertung gegen die JD-UQN gemäß QZV Chemie OG zeigte sich keine Relevanz in kommunalem Abwasser. Wird gegen den Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (0,000762 µg/l) bewertet, lagen die Mittelwerte von Minimal- und Maximalbewertung hingegen über der halben JD-UQN. Zehn Messwerte lagen über der BG und gleichzeitig über der vorgeschlagenen JD-UQN (EK, 2022a). Fluoranthren wird daher als relevant bewertet.

Die Neonicotinoide **Acetamiprid**, **Imidacloprid** und **Thiacloprid** wurden in 25 Wochenmischproben (Juli-Proben) untersucht, wobei jeweils nur eine Probe einen Wert über BG zeigte (Imidacloprid und Thiacloprid in ARA 1, Acetamiprid in ARA 11). Für Acetamiprid lagen mit Ausnahme eines Messwerts >BG alle Werte unter der NG (0,025 µg/l) und auch unter der vorgeschlagenen JD-UQN (0,037 µg/l). In der Minimalbewertung zeigte sich keine Überschreitung des Relevanzkriteriums, in der Maximalbewertung resultierte die Überschreitung des Relevanzkriteriums aus der Methodik der Berechnung. Geht man davon aus, dass der Mittelwert zwischen den Mittelwerten der Minimal- und Maximalbewertung liegt, so ist für Acetamiprid keine Relevanz gegeben.

Für **Imidacloprid** lagen ein Messwert, der 76mal höher als die JD-UQN war, über BG, vier Messwerte unter der BG und 20 Messwerte unter der NG (0,025 µg/l). Für **Thiacloprid** waren mit Ausnahme eines Messwerts >BG, der 27mal höher als die JD-UQN war, alle Werte unter der NG (0,025 µg/l). In beiden Fällen ist die Überschreitung des Bewertungskriteriums

auf einen außergewöhnlich hohen Messwert zurückzuführen, der in derselben komARA detektiert wurde. Es ist hier von einem Extremwert auszugehen. Alle drei Neonicotinoide werden als nicht relevant bewertet.

Bei den Metallen **Kupfer**, **Nickel** und **Zink** (gelöste Fraktion) lagen alle bzw. der Großteil der Messungen über der halben JD-UQN, weshalb diese Stoffe als relevant einzustufen sind. Für **Silber** (gelöste Fraktion) zeigte die Bewertung gegen die JD-UQN der QZV Chemie OG keine Überschreitung der halben JD-UQN, in der Bewertung gegen die vorgeschlagene JD-UQN waren jedoch die Mittelwerte der Minimal- als auch der Maximalbewertung über der halben JD-UQN. Fünf von 25 Messwerten überschritten die JD-UQN und zeigten dabei ähnliche Konzentrationen. Silber wird daher als relevant eingestuft.

Für **Triclosan** liegt der Mittelwert der Minimalbewertung unter dem Relevanzkriterium, der Mittelwert der Maximalbewertung darüber. Dies ist auf die Auswertung zurückzuführen. Für Triclosan lagen drei Messwerte unter der BG, während die anderen 22 Proben unter NG (0,025 µg/l) und über der vorgeschlagenen JD-UQN lagen. Anders als bei Imidacloprid, für das neben den Werten <BG auch ein Wert über der BG gemessen wurde, ergibt sich für Triclosan die Überschreitung des Relevanzkriteriums ausschließlich aus der Berücksichtigung von Werten kleiner BG mit dem Wert der NG. Triclosan wird daher als nicht relevant bewertet.

Für **Tributylzinn** wurde ein Wert über der BG gemessen (ARA 8), während der Parameter in den anderen 24 Wochenmischproben nicht nachweisbar (<0,0001 µg/l) war. Aufgrund der Bewertungsmodalität liegt die Minimalbewertung unter dem Relevanzkriterium, die Maximalbewertung jedoch knapp darüber. Da der überwiegende Teil der Messungen jedoch Werte unter der NG zeigte und diese unter der JD-UQN liegt, wird Tributylzinn als nicht relevant eingestuft.

Die Arzneimittelwirkstoffe **Azithromycin**, **Clarithromycin**, **Diclofenac** und **Ibuprofen** sind als neue prioritäre Stoffe vorgeschlagen. Für diese Stoffe lagen alle bzw. zahlreiche Messungen über der halben vorgeschlagenen JD-UQN, weshalb diese Wirkstoffe als relevant eingestuft werden.

Einige weitere Arzneimittelwirkstoffe überstiegen im Abwasser die jeweils herangezogenen Bewertungskriterien. Eine Relevanzbewertung für kommunales Abwasser wurde nicht explizit durchgeführt. Im Folgenden werden die Stoffe und die Bewertungskriterien kurz beschrieben.

Der Metabolit **O-Desmethylvenlafaxin** ist gemeinsam mit seiner Muttersubstanz **Venlafaxin** in der vierten Beobachtungsliste gemäß UQN-RL gelistet. Venlafaxin ist zudem einer der Indikatorsubstanzen für die Überprüfung der 4. Reinigungsstufe laut Vorschlag zur Überarbeitung der KA-RL (EK, 2022b). Für die Bewertung in Abbildung 17 wurde für beide Stoffe die in Deutschland abgeleitete JD-UQN von 0,88 µg/l herangezogen (UBA, 2020b). Unter Berücksichtigung der Empfehlung, dass bei der Messung beider Substanzen keine summarische Überschreitung des Wertes von 0,88 µg/l vorliegen soll, erfolgte für beide Stoffe eine Überschreitung des Bewertungskriteriums.

Für das Röntgenkontrastmittel **Iohexol** wurde zur Bewertung der modellierte PNEC-Wert von 0,14 µg/l herangezogen (NORMAN, 2023), wobei die in der Literatur verfügbaren Bewertungskriterien stark schwanken. So beschreibt etwa die ECHA, dass eine aquatische Toxizität unwahrscheinlich ist, während das deutsche Umweltbundesamt im Jahr 2011 einen PNEC-Wert von 1.000 µg/l abgeleitet hat (UBA, 2011).

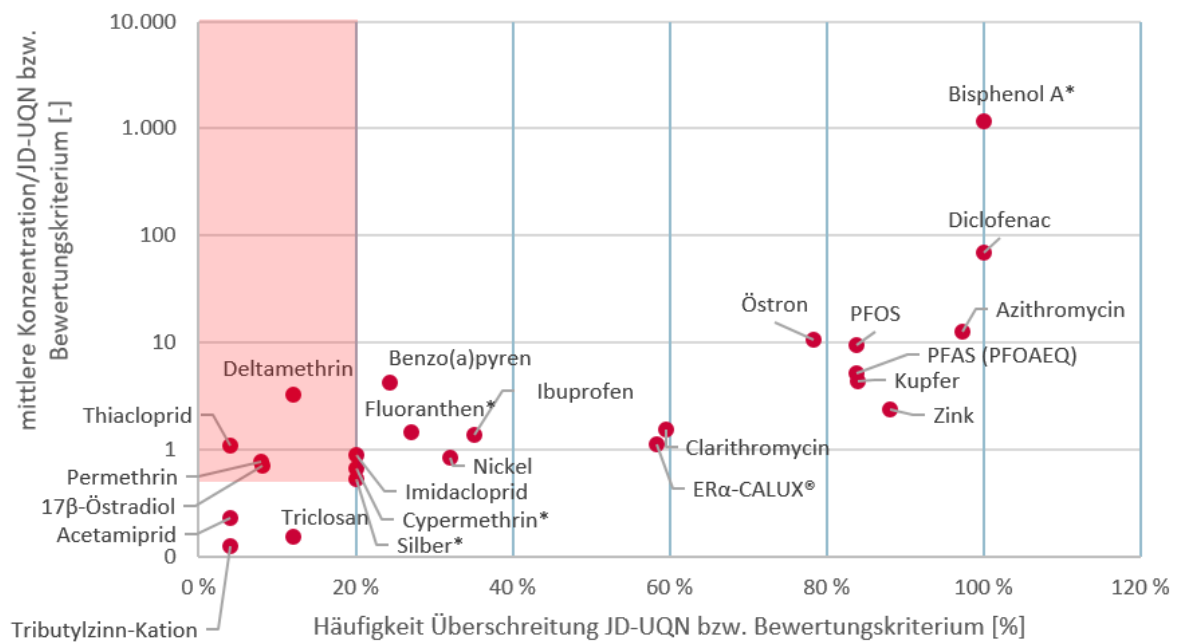
Für **Ampicillin** wurde der experimentell ermittelte PNEC-Wert (NORMAN, 2023) zur Bewertung herangezogen (0,012 µg/l). Ampicillin wurde in der flächendeckenden Untersuchung von Arzneimittelwirkstoffen in Fließgewässern bei einer BG von 0,01 µg/l in keiner Probe mit Werten >BG nachgewiesen (BMNT, 2019a). Für **Clindamycin** hat das deutsche Umweltbundesamt eine vorläufige JD-UQN von 0,044 µg/l abgeleitet und den Stoff als gewässerrelevant eingestuft (UBA, 2020b). In einer flächendeckenden Untersuchung von Arzneimittelwirkstoffen in Fließgewässern wurde Ampicillin mit einer BG von 0,01 µg/l mit Maximalwerten von 0,040 µg/l (Minimalbewertung) – 0,074 µg/l (Maximalbewertung) detektiert (BMNT, 2019a). **Sertraline** wurde anhand des niedrigsten experimentell ermittelten PNEC (0,0094 µg/l) (NORMAN, 2023) bewertet. Das Antidepressivum wurde in der flächendeckenden Untersuchung von Arzneimittelwirkstoffen in Fließgewässern mit einer NG von 0,005 µg/l in keiner Probe mit Werten >NG nachgewiesen (BMNT, 2019a).

Zusammenfassend werden nach dem ersten Relevanzkriterium die folgenden Stoffe bzw. Stoffgruppen als relevant erachtet:

- **Prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe (RL 2013/39/EU):** PFOS, Benzo(a)pyren, Nickel, Fluoranthen, Cypermethrin.
- **Vorgeschlagene prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe (EK, 2022a):** Bisphenol A, 17β-Östradiol, Östron, PFAS, Deltamethrin, Silber, Azithromycin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen.
- **Einzugsgebietspezifische Schadstoffe (QZV Chemie OG):** Kupfer, Zink.

Abbildung 19 stellt die Überschreitungshäufigkeit der JD-UQN den Koeffizienten von Mittelwert/ JD-UQN gegenüber (Minimalbewertung). Der rot hinterlegte Bereich weist jene Stoffe aus, die in maximal 20 % der Proben eine Überschreitung der JD-UQN zeigten und für die der Koeffizient mittlere Konzentration/ JD-UQN $>0,5$ war. Die Relevanzbewertung von Stoffen in diesem Bereich muss unter sorgfältiger Berücksichtigung der Konzentrationen der Einzelmesswerte erfolgen.

Abbildung 19: Gegenüberstellung der Überschreitungshäufigkeit der JD-UQN und dem Koeffizienten von Mittelwert/JD-UQN



Anmerkung: Werte mit * stellen die Bewertung gegen die vorgeschlagenen JD-UQN (EK, 2022a) dar (Minimalbewertung).

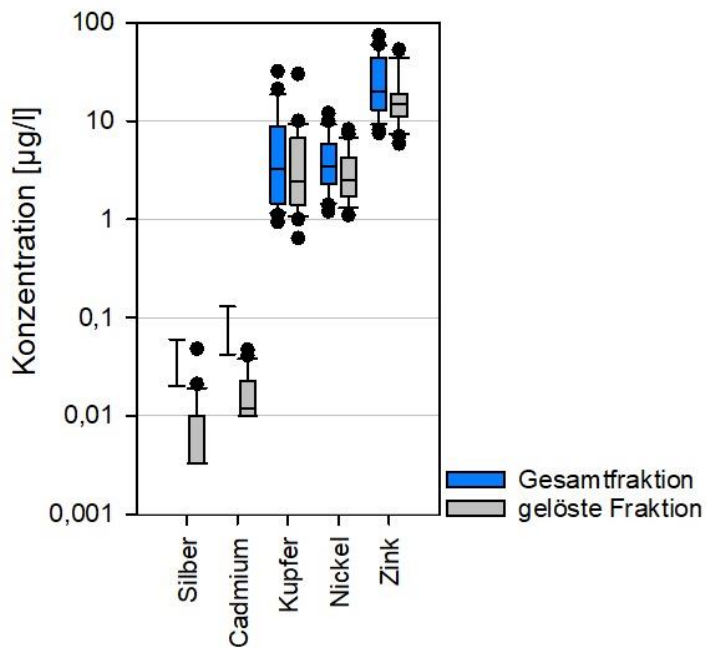
Abkürzungen: JD-UQN - Jahresdurchschnitts-Qualitätsnorm.

Kriterium 2: Zumindest in einer Kläranlage, für die mehr als eine Wochenmischprobe untersucht wurde, ist der Mittelwert der Ablaufkonzentrationen größer als die UQN:

Für die Beurteilung des zweiten Relevanzkriteriums wurden die drei (bzw. für einige Stoffe zwei) Messwerte jener sechs Kläranlagen gemittelt, in denen zusätzlich zur Wochenmischprobe aus dem Juli auch noch Wochenmischproben aus den Monaten Mai und Juni vorlagen. In den Mai- und Juni-Proben wurden einige Stoffe und Stoffgruppen nicht gemessen (siehe Tabelle 1: Metalle gelöst, Pflanzenschutzmittel, Triclosan, Glyphosat, AMPA, UV-Filter, Organozinnverbindungen), weshalb diese nicht nach Kriterium 2 bewertet werden konnten.

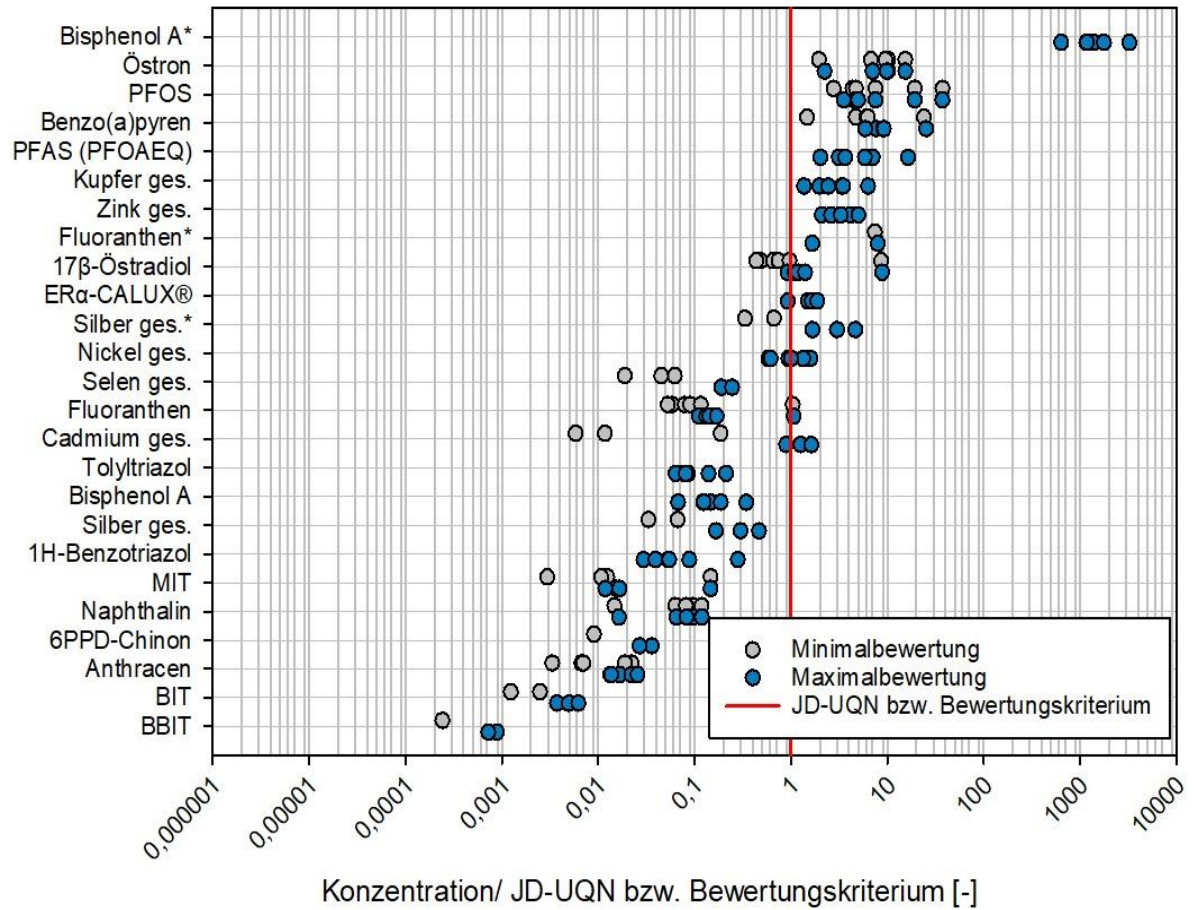
Für die Metalle erfolgte die Bewertung zunächst anhand der Gesamtfractionen, da gelöste Fractionen nur in den Juli-Proben gemessen wurden und daher keine Mittelwertbildung möglich war. In einem weiteren Schritt wurden aus den gemessenen Gesamtgehalten anhand von Koeffizienten die Konzentrationen der gelösten Metalle abgeschätzt. Zur Ableitung der Koeffizienten wurde das Verhältnis Gesamtfraction zu gelöster Fraction in allen Proben, in denen beide Fractionen gemessen wurden, berechnet und ein mittleres Verhältnis ermittelt (Berücksichtigung der Maximalbewertung). Für Nickel, Kupfer und Zink war die Ermittlung des Verhältnisses valide, da fast ausschließlich Messwerte über BG vorlagen. Für Cadmium und Silber lagen für die Gesamtfractionen ausschließlich Werte <NG oder <BG vor. Für Selen konnten keine Verhältniszahlen berechnet werden, da der Großteil der Messwerte unter der NG bzw. BG lag und diese für die gelösten Fractionen höher war, als für die Gesamtfractionen.

Abbildung 20: Vergleich der Metall-Konzentrationen (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion)



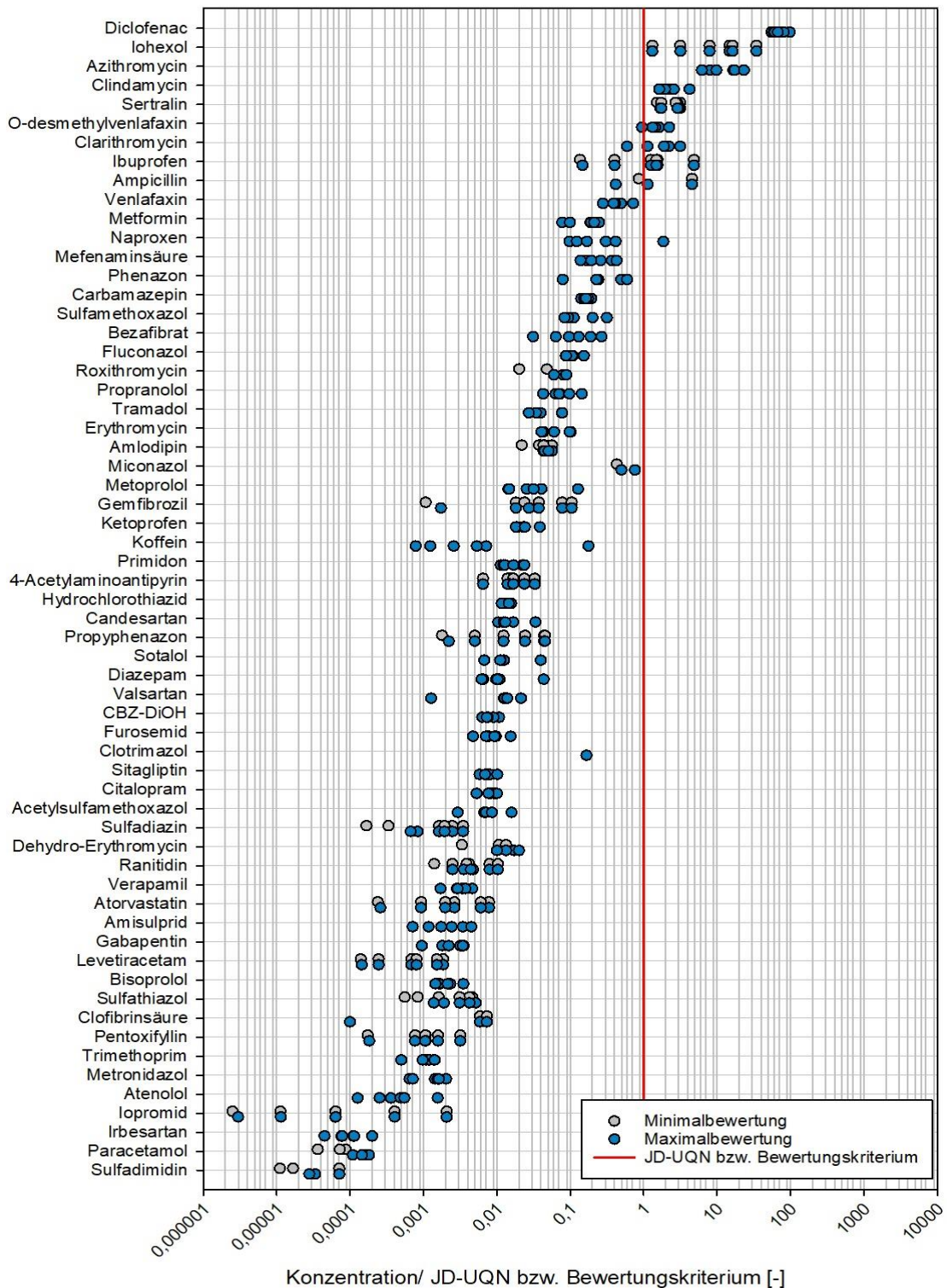
Für Kupfer entsprach die gelöste Fraktion rund 85 % des Gesamtgehalts, für Nickel rund 81 % und für Zink rund 78 %. Für Cadmium und Silber entsprach die gelöste Fraktion rund 36 % der Gesamtfraktion.

Abbildung 21: Vergleich der Mittelwerte der Wochenmischproben aus sechs Kläranlagen mit den jeweiligen JD-UQN (GZV Chemie OG) bzw. anderen Bewertungskriterien (ohne Arzneimittelwirkstoffe)



Abkürzungen: JD-UQN - Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm.

Abbildung 22: Vergleich der Mittelwerte der Wochenmischproben aus sechs Kläranlagen mit den jeweiligen JD-UQN bzw. anderen Bewertungskriterien (Arzneimittelwirkstoffe)



Abkürzungen: JD-UQN - Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm.

War der Mittelwert der Wochenmischproben in einer komARA größer als 1, so gilt das Relevanzkriterium erfüllt. Dies gilt für die Hormone 17 β -Östradiol, Östron und den ER α -CALUX®, PFOS, PFAS, Benzo(a)pyren, die Metalle (Gesamtgehalte) Cadmium, Kupfer, Nickel Silber und Zink und, bei Berücksichtigung der JD-UQN gemäß EK (2022a), für Bisphenol A und Fluoranthen. Für Kupfer, Zink und Nickel zeigten auch mittlere Konzentrationen für berechnete gelöste Fraktionen eine Überschreitung des Bewertungskriteriums durch mindestens einen Mittelwert. Bei den Arzneimittelwirkstoffen bzw. -metaboliten überstiegen Ampicillin, Azithromycin, Clindamycin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen, Iohexol, O-desmethylvenlafaxin und Sertralin das Relevanzkriterium. Für 17 α -Ethinylöstradiol war keine Relevanzbewertung möglich.

Ein bis zwei der sechs Mittelwerte lagen für Fluoranthen (ARA 3), Ibuprofen (ARA 16), Ampicillin (ARA 3) bei der Minimalbewertung über dem entsprechenden Bewertungskriterium und zusätzlich bei der Maximalbewertung für (ARA 2), Naproxen (ARA 16) und Theophyllin (ARA 16).

Wie bereits bei Kriterium 1 erläutert, wurden Stoffe, für die die rechtliche Festlegung von Umweltqualitätsnormen derzeit nicht diskutiert wird, nicht auf Relevanz im Abwasser geprüft. Iohexol, Clindamycin, Sertralin, O-Desmethylvenlafain, Ampicilin und Naproxen werden daher nicht näher betrachtet.

Für Cadmium und Silber lagen alle sechs Mittelwerte der Minimalbewertung unter dem Bewertungskriterium sowie die Mittelwerte der Maximalbewertung fast alle über dem Bewertungskriterium. Dies ist auf die Art der Auswertung zurückzuführen, bei der in die Maximalbewertung alle Messwerte >BG mit der Bestimmungsgrenze und alle Werte >NG mit der NG in die Berechnung eingingen. Werden mittlere Konzentrationen für Cadmium und Silber anhand von berechneten gelösten Fraktionen für die sechs komARA ermittelt, so zeigt Silber in der Maximalbewertung weiterhin eine Überschreitung des Relevanzkriteriums für zumindest eine komARA, während dies bei Cadmium nicht der Fall ist. Silber wird daher nach dem 2. Relevanzkriterium als relevant, Cadmium als nicht relevant bewertet.

Zusammenfassend werden nach dem zweiten Relevanzkriterium die folgenden Stoffe bzw. Stoffgruppen als relevant erachtet. Die Relevanzbewertung deckt sich mit jener nach dem ersten Kriterium.

- **Prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe (RL 2013/39/EU):** PFOS, Benzo(a)pyren, Nickel, Fluoranthen, Cypermethrin.

- **Vorgeschlagene prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe (EK, 2022):** Bisphenol A, 17β-Östradiol, Östron, PFAS, Deltamethrin, Silber, Azithromycin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen.
- **Einzugsgebietspezifische Schadstoffe (QZV Chemie OG):** Kupfer, Zink.

6.2.3 Beschreibung der relevanten Stoffe und Stoffgruppen

6.2.3.1 Bisphenol A

Bisphenol A (BPA) ist eine Industriechemikalie, die primär als Ausgangsstoff in der Herstellung von Polycarbonat-Kunststoffen und Epoxidharzen sowie als Additiv verwendet wird. Dadurch wird bzw. wurde es auch in einer Vielzahl an unterschiedlichen Produkten und Anwendungen eingesetzt, wie unter anderem Konservendosen, Lebensmittelverpackungen, diversen Kunststoffprodukten, CDs und DVDs, Computer, Thermopapier (z. B. Kassazettel), medizinischen Anwendungen sowie Oberflächen- und Innenbeschichtungen. Die Produktion und der Einsatz ist weltweit sehr hoch (UBA, 2021).

Die Industriechemikalie findet sich ubiquitär in der Umwelt und lässt sich auch in Gewässern und Sedimenten nachweisen. Als synthetische Substanz hat Bisphenol A eine ähnliche Wirkung wie das natürliche weibliche Sexualhormon Östrogen (UBA, 2021).

Bisphenol A ist in der EU harmonisiert als reproduktionstoxisch, augenschädigend, hautsensibilisierend, spezifisch organotoxisch nach einmaliger Exposition sowie akut und chronisch wassergefährdend eingestuft (ECHA, 2024a). Weiters ist Bisphenol A aufgrund seiner Reproduktionstoxizität sowie seiner endokrinen Wirksamkeit für Umwelt und Mensch als besonders besorgniserregende Substanz (SVHC) auf der Liste der für eine Zulassung in Frage kommenden besonders besorgniserregenden Stoffe (Kandidatenliste) gelistet (ECHA, 2024c).

Der Eintrag von Bisphenol A in die Umwelt erfolgt vorrangig über das Abwasser von Kläranlagen. Bisphenol A ist biologisch gut abbaubar und wird in den Kläranlagen zu 61 %–98 % entfernt (Gehring, 2004).

Bisphenol A ist kein prioritärer Stoff, sondern ein einzugsgebietspezifischer Schadstoff nach WRRL und muss gemäß Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II Nr. 479/2006 idGF) in Oberflächengewässern überwacht werden. In österreichweiten Un-

tersuchungen im Jahr 2018 war Bisphenol A bei einer NG von 0,5 µg/l in keiner Probe nachweisbar (BMLRT, 2020). Auf nationaler Ebene ist Bisphenol A in der QZV Chemie OG mit einer JD-UQN von 1,6 µg/l geregelt. Die Chemikalie ist in sechs weiteren EU-Mitgliedstaaten mit JD-UQN von 0,035 µg/l (Tschechien, Government Decree No. 401/2015) bis 10 µg/l (Slowakei, Slovak Government Regulation No. 269/2010 Coll.) als einzugsgebietspezifischer Schadstoff definiert.

Im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL wird Bisphenol A als prioritärer gefährlicher Stoff mit einer JD-UQN von 0,000034 µg/l und einer ZHK-UQN von 130 µg/l für Binnenoberflächengewässer sowie einer Biota-UQN von 0,005 µg/kg Nassgewicht vorgeschlagen (EK, 2022a). Die JD-UQN bezieht sich auf das Schutzgut der menschlichen Gesundheit und leitet sich aus dem Tolerable Daily Intake (TDI, tolerierbare tägliche Aufnahmemenge) von 0,00004 µg/kg Körpergewicht (KG)/d und dem Verzehr von Fischen ab (JRC, 2023a). Gemäß technischem Leitfaden für UQN (EK, 2018) wird die Ableitung einer Biota-Norm für die menschliche Gesundheit ($QN_{\text{biota, hh}}$) auf der Grundlage der gefährlichen Eigenschaften eines Stoffes ausgelöst. Da Bisphenol A das Potenzial zur Bioakkumulation und gefährliche Eigenschaften in Bezug auf endokrine Störungen und Reproduktionstoxizität aufweist, wurde ein $QN_{\text{biota, hh}}$ abgeleitet.

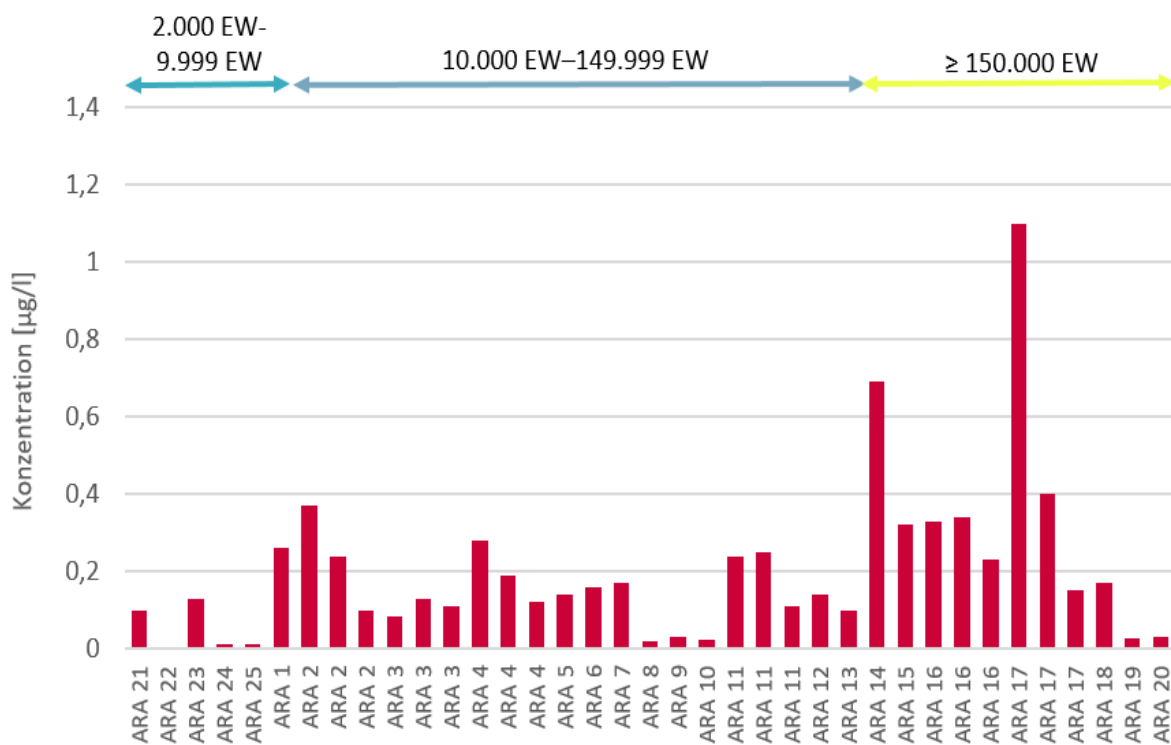
Im Zuge einer Neubewertung von Bisphenol A wurde der TDI von BPA mit einem Wert von 0,0002 µg/kg KG/d festgesetzt (EFSA, 2023), was im Jahr 2023 eine Änderung der vorgeschlagenen JD-UQN nach sich zog (vorgeschlagenen JD-UQN 0,00017 µg/l, vorgeschlagene Biota-UQN 0,025 µg/kg Nassgewicht). Gleichzeitig wurde zum Schutz aquatischer Organismen nach WRRL, Anhang 5 eine Qualitätsnorm ($JD-QN_{\text{fw, eco}}$) von 2,16 µg/l sowie anhand des überarbeiteten TDI eine voraussichtliche Qualitätsnorm für Trinkwasser zum Schutz der menschlichen Gesundheit ($QN_{\text{dw, hh}}$) von 0,0014 µg/l abgeleitet (JRC, 2023a). Nach Trinkwasserverordnung (TWV, BGBl. II. Nr. 304/2001 idgF) sowie TWRL ist für Bisphenol A ein Parameterwert von 2,5 µg/l rechtlich festgelegt (abgeleitet nach EFSA, 2015).

Bisphenol A ist in einer Reihe gesetzlicher Regelungen beschränkt bzw. verboten (z. B. Verbot der Verwendung in kosmetischen Mitteln nach EU-Kosmetikverordnung (Verordnung (EG) Nr. 1223/2009), Beschränkung in Spielzeug nach Spielzeugverordnung 2011 (BGBl. II Nr. 203/2011 idgF)).

In den 25 untersuchten Kläranlagen zeigten sich die höchsten Bisphenol A-Konzentrationen in den Abläufen der Kläranlagen ab 150.000 EW, während die Anlagen der Größenklasse 2.000 EW bis 9.999 EW die geringsten Konzentrationen aufwiesen (Abbildung 23, Tabelle

7). Die Konzentrationen lagen etwas höher als jene im Monitoringprogramm 2007 (Mittelwert von 0,14 µg/l, Median 0,096 µg/l). Die höchste Konzentration zeigte sich in der Mai-Probe der ARA 17. Diese Kläranlage zählt eine Deponie zu ihren Indirekteinleitern, was vermutlich die Ursache für die erhöhten Bisphenol A-Konzentrationen ist (Lesley et al., 2011).

Abbildung 23: Konzentrationen von Bisphenol A in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 7: Konzentrationen von Bisphenol A im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	0,052–0,053	0,013
10.000–149.999	0,16	0,14
≥ 150.000	0,32	0,28
Alle Anlagen	0,20	0,14

Angegeben sind jeweils die Ergebnisse von Minimal- und Maximalbewertung. Ist nur ein Wert angegeben, so ergeben Minimal- und Maximalbewertung denselben Wert.

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.2 Steroidhormone (17 β -Östradiol, Östron)

Östrogene zählen zu den wichtigsten weiblichen Sexualhormonen und spielen für verschiedene Sexualfunktionen und die Fortpflanzung eine essentielle Rolle (Umweltbundesamt, 2016). In der Medizin werden sie zur Behandlung verschiedener Beschwerden und Erkrankungen eingesetzt, wie beispielsweise bei einem Östrogenmangel nach einer Eierstockentfernung, als Verhütungsmittel, in der Hormonersatztherapie oder der Osteoporoseprophylaxe nach der Menopause.

Die wichtigsten Vertreter der Östrogene sind 17 α -Ethinylöstradiol, 17 β -Östradiol, Östriol und Östron (ARCEM, 2003):

- 17 β -Östradiol (E2) ist das wichtigste weibliche Sexualhormon. Seine Wirkung dient auch als Referenz beim Vergleich der östrogenen Wirkung diverser Stoffe.
- Östron (E1) ist ein Metabolit von 17 β -Östradiol mit einer etwas geringeren östrogenen Wirkung.
- Östriol (E3) ist ein Metabolit von 17 β -Östradiol und zeigt etwa 1/100 von dessen östrogenen Wirksamkeit.
- 17 α -Ethinylöstradiol (EE2) ist ein synthetischer Wirkstoff in Kontrazeptiva mit einer ungefähr zehnfach höheren östrogenen Wirkung als 17 β -Östradiol.

Während 17 β -Östradiol, Östron und Östradiol natürliche Hormone sind, die aber für den Einsatz in der Medizin auch synthetisch hergestellt werden können, ist 17 α -Ethinylöstradiol

ein rein synthetisches Steroidhormon. 17α -Ethinylöstradiol und 17β -Östradiol sind in Österreich in diversen Arzneimittelspezialitäten als Humanarzneimittel zugelassen (AGES, 2024a). Verfügbare Daten aus 2014 zeigten einen Verbrauch von Östrogen in Österreich von 23 kg. Nach Wirkstoffgruppen betrachtet machten die Östrogene vom Gesamtverbrauch der Sexualhormone und Analoga 4 % aus, im Vergleich dazu umfassten die Gestagene – ebenfalls wichtige weibliche Sexualhormone – 80 % (Umweltbundesamt, 2016).

Natürliche und synthetische Steroidhormone gelangen primär durch Ausscheidungen von Mensch und Tier in die aquatische Umwelt, können aber auch durch unsachgemäße Entsorgung in Kanalisation und Kläranlagen eingetragen werden. Über Kanalisation, Kläranlagen, Mischwasserentlastungen, Oberflächenabflüsse, Gülle und Klärschlamm erreichen Steroidhormone die Umwelt (Klaic, 2021). In kommunalen Kläranlagen wird 17β -Östradiol zu rund 90 % und Östron zu mehr als 90 % eliminiert (UBA, 2016).

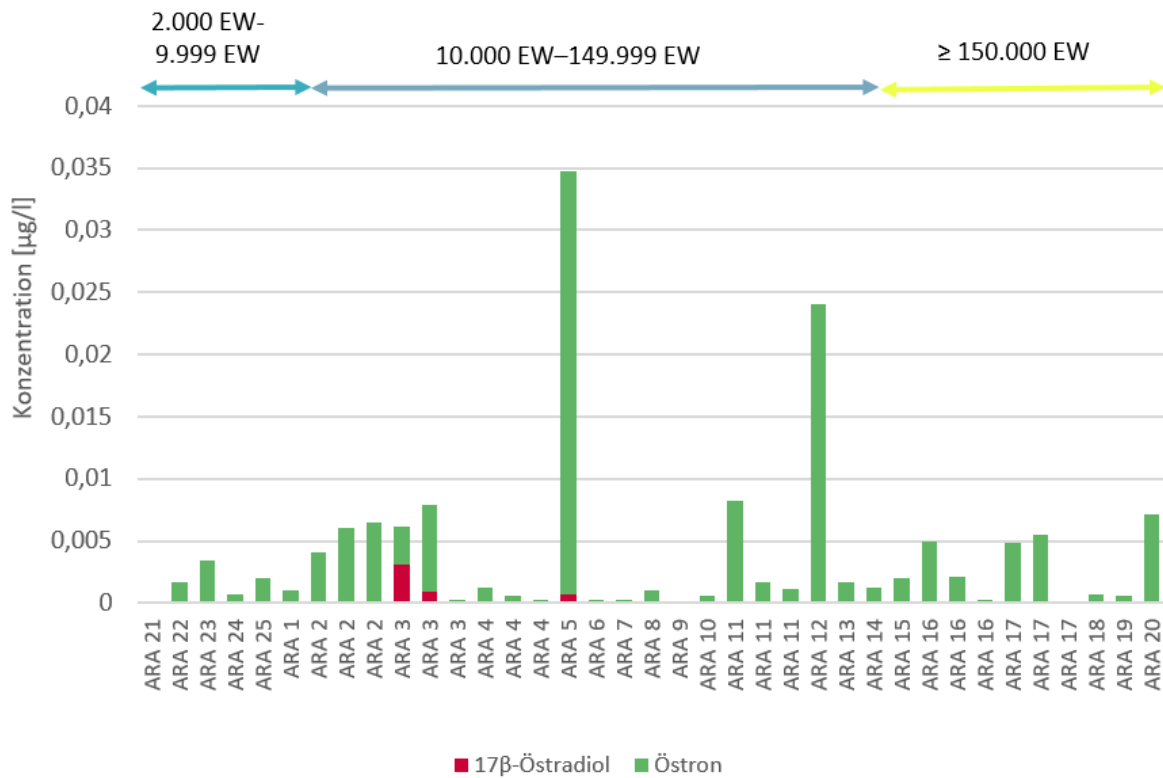
17β -Östradiol ist nach CLP-Verordnung (Classification, Labelling and Packaging, Verordnung (EG) Nr. 1272/2008) in der EU nicht harmonisiert eingestuft. Eine Vielzahl der Datenbereitsteller der Industrie stufen die Substanz aber als reproduktionstoxisch ein. Dasselbe trifft auf Östron zu. Auch für 17α -Ethinylöstradiol liegt keine harmonisierte Einstufung vor, die meisten Datenbereitsteller bewerten die Substanz aber als reproduktionstoxisch und kanzerogen (ECHA, 2024a).

Bisher unterliegen Steroidhormone keiner wassergesetzlichen Regelung. 17α -Ethinylöstradiol, 17β -Östradiol und Östron waren jedoch auf der ersten Beobachtungsliste nach UQN-RL enthalten und mussten daher von den Mitgliedstaaten jährlich an einer bestimmten Anzahl von Messstellen untersucht werden (siehe Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495). Bei Untersuchungen an 20 Fließgewässermessstellen waren 17α -Ethinylöstradiol und 17β -Östradiol bei einer NG von 0,00005 $\mu\text{g/l}$ nicht nachweisbar, für Östron wurde ein Median von 0,00015 $\mu\text{g/l}$ bis 0,00027 $\mu\text{g/l}$ detektiert (BMNT, 2019a).

Der Vorschlag zur Überarbeitung UQN-RL schlägt 17α -Ethinylöstradiol, 17β -Östradiol, Östron als neue prioritäre Stoffe mit einer JD-UQN von 0,000017 $\mu\text{g/l}$ (EE2), 0,00018 $\mu\text{g/l}$ (E2) und 0,00036 $\mu\text{g/l}$ (E1) für Binnenoberflächengewässer vor. Die vorgeschlagenen Qualitätsstandards wurden für das Schutzziel der aquatischen Umwelt definiert (JRC, 2022a).

In den 25 untersuchten Kläranlagen zeigten sich keine Unterschiede der mittleren Konzentrationen in Abhängigkeit des Bemessungswertes (Abbildung 24 und Tabelle 8). Die Konzentrationen lagen etwas höher als jene im Monitoringprogramm 2016 (Mittelwert von 0,0071 $\mu\text{g/l}$ für Östron (BMLFUW, 2017)).

Abbildung 24: Konzentrationen von Steroidhormonen [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen (Minimalbewertung)



Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 8: Konzentrationen von Östron im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Östron	
	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	0,0016	0,0017
10.000–149.999	0,0051	0,0012
≥150.000	0,0026	0,0019
Alle Anlagen	0,0038	0,0017

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.3 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) inkl. Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)

PFAS sind eine große Gruppe von synthetischen Industriechemikalien und Umweltschadstoffen, die mehrere tausend Einzelverbindungen umfassen (Umweltbundesamt, 2022). Ihre Struktur besteht aus einer vollständig („per“) oder teilweise („poly“) fluorierten Kohlenstoffkette mit verschiedenen funktionellen Gruppen. Basierend auf der Kettenlänge wird zwischen lang- und kurzkettigen PFAS unterschieden. Zu den langkettigen PFAS zählen die perfluorierten Carbonsäuren (PFCA) mit Kettenlängen aus ≥ 8 Kohlenstoffatomen, die perfluorierten Sulfonsäuren (PFSA) mit Kettenlängen aus ≥ 6 Kohlenstoffatomen sowie deren Vorläufersubstanzen (OECD, 2024).

PFAS sind sehr widerstandsfähig, nicht entflammbar und sowohl wasser- als auch fett- sowie schmutzabweisend und werden aufgrund dieser besonderen Eigenschaften seit den 1950er-Jahren in vielen Produkten und Anwendungen eingesetzt. Diese umfassen beispielsweise Textilien (z. B. Outdoor-Bekleidung), Lebensmittelkontaktmaterialien, Feuerlöschschäume, Pflanzenschutzmittel oder Küchenutensilien (Umweltbundesamt, 2022).

In die Umwelt gelangen PFAS über ihren gesamten Lebenszyklus. Dort sind PFAS sehr persistent und können nicht mehr oder nur mit sehr hohem Aufwand entfernt werden. Auch Tiere und Menschen sind mit PFAS belastet. Negative Effekte auf die menschliche Gesundheit können unter anderem das Immunsystem, die Leber, den Hormonhaushalt, die Fortpflanzung und den Stoffwechsel betreffen (UBA, 2023c; Umweltbundesamt, 2022). Neben ihrer Persistenz sind viele PFAS auch bioakkumulierend und toxisch.

Die bekanntesten und am längsten eingesetzten PFAS sind PFOS (Perfluoroctansulfonsäure) und PFOA (Perfluoroctansäure), die in der Vergangenheit als Leitparameter für das Vorkommen von PFAS herangezogen wurden. Beide Stoffe werden in Österreich schon seit langem im Zuge von Forschungsprojekten in unterschiedlichen Umweltkompartimenten (Abwasser, Oberflächengewässer, Grundwasser, Trinkwasser, Biota) untersucht (Umweltbundesamt, 2022). Durch seine Definition als prioritärer Stoff und Aufnahme in die GZV Chemie OG muss PFOS gemäß GZÜV regelmäßig im Rahmen des WRRM-Monitorings in Biota untersucht (BML, 2024 – in Veröffentlichung) und ab dem Jahr 2023 gemäß EmRegV-OW in ausgewählten industriellen Abwässern sowie im Ablauf kommunaler Kläranlagen >10.000 EW gemessen werden. Auch andere Vertreter der PFAS werden vermehrt in unterschiedlichen Umweltmedien gemessen (BMLFUW, 2017; Umweltbundesamt, 2022; Umweltbundesamt, 2023; Brielmann et al., 2023; Meiqi et al., 2023; Humer und Scheffknecht, 2023; BML, 2023b).

PFAS können durch kommunale und industrielle Abwasserreinigungsanlagen (v. a. der (Chrom-)Galvanik-, Textil-, Papier-, Elektro- und Elektronikindustrie sowie Industrien zur Herstellung von Reinigungsmitteln, Kosmetika, Farben, Lacken und Skiwachsen), die landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlämmen (insbesondere von Schlämmen aus der Papierindustrie), Abfallbehandlungsanlagen (vor allem thermische und chemisch-physikalische Anlagen zur Behandlung PFAS-hältiger Abfälle oder Bodenaushübe) und Hausmülldeponien in die aquatische Umwelt gelangen (BMK, 2024). Die Eintragsmodellierung für PFOS in Oberflächengewässer hat gezeigt, dass PFOS in Abhängigkeit von der Einzugsgebietscharakteristik durch Oberflächenabfluss, unterirdischen Zustrom, Erosion und Emissionen aus Siedlungsgebieten eingetragen wird (BMNT, 2019b). Im dritten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan nach WRRL zeigten 16 Gewässer eine Verfehlung des guten chemischen Zustands aufgrund von PFOS (BMLRT, 2022).

Ein Abbau von PFAS während der Abwasserreinigung findet nur in geringem Umfang statt (Meiqi et al., 2023). PFAS können bei der Abwasserreinigung unter anderem aus Vorläufersubstanzen gebildet werden, weshalb es im Ablauf zu einem Konzentrationsanstieg im Vergleich zum Zulauf kommen kann (EurEau, 2021). So kann etwa 6:2 FTS, das als Ersatz für das im Einsatz verbotene PFOS eingesetzt wird, eine Vorläufersubstanz von PFHxA, PFPeA und PFBA darstellen (Zhang et al., 2021).

PFOS und ihre Derivate sind in der WRRL seit 2013 als prioritär gefährlicher Stoff identifiziert. Die QZV Chemie OG legt für PFOS eine JD-UQN von 0,00065 µg/l, eine ZHK-UQN von 36 µg/l sowie eine UQN für Biota von 9,1 µg/kg Nassgewicht fest. Die Biota-UQN wurde für das Schutzziel der menschlichen Gesundheit beim Verzehr von Fischprodukten abgeleitet und ist strenger als das Qualitätskriterium für den Schutz von Prädatoren. Die Berechnung der JD-UQN für die Wasserphase erfolgte aus dieser Biota-UQN unter Anwendung eines Bioakkumulations- und eines Biomagnifikationsfaktors (EK, 2011). Der toxikologische Kennwert (TWI, tolerable weekly intake), der der Berechnung zugrunde lag, wurde in den vergangenen Jahren deutlich abgesenkt (EFSA, 2020).

In der QZV Chemie GW sind bislang keine PFAS erfasst. Für Trinkwasser legt die TWRL einen Grenzwert für PFAS gesamt von 0,50 µg/l und für die Summe von 20 ausgewählten PFAS von 0,1 µg/l fest. Dieser Wert ist ab 12. Jänner 2026 einzuhalten. Unter der „Summe der PFAS“ ist die Summe jener PFAS berücksichtigt, die in Hinblick auf Trinkwasser als bedenklich erachtet werden.

Die Überarbeitung der EU Wassergesetzgebung der letzten Jahre berücksichtigt, dass PFOS und PFOA aufgrund chemikalienrechtlicher und sonstiger Beschränkungen (z. B. unter der

REACH-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 idgF) oder Verordnung (EU) 2019/1021 über persistente organische Schadstoffe (POP-Verordnung)) verstärkt durch andere PFAS ersetzt werden. Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL wurde von der Europäischen Kommission parallel zum Vorschlag zur Überarbeitung der WRRL und der GWRL veröffentlicht und sieht für PFAS idente Qualitätsnormen für Grund- und Oberflächengewässer vor. Im Gegensatz zur Trinkwasserrichtlinie berücksichtigt der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) die Empfehlungen der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority, EFSA) zu PFAS (EFSA, 2020). Vorgeschlagen wird eine UQN für die Summe von 24 ausgewählten PFAS, die in PFOA-Äquivalenten angegeben wird. Für die Summenbildung werden je Substanz die Ergebnisse der chemischen Analytik mit einem relativen Potenzfaktor (*relative potency factor, RPF*) multipliziert und anschließend aufsummiert.

Für Binnenoberflächengewässer sieht der Vorschlag eine JD-UQN von 0,0044 µg/l PFOA-Äquivalenten sowie eine Biota-UQN von 0,077 µg/kg Nassgewicht vor. Wie auch für PFOS wurden die UQN für das Schutzziel der menschlichen Gesundheit beim Verzehr von Fischprodukten und beim Konsum von Trinkwasser abgeleitet (JRC, 2022b). Der Berechnung lag der toxikologische Kennwert TWI von 4,4 ng/kg KG/d für die Summe von vier PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS and PFOS) zugrunde (EFSA, 2020).

Die vorgeschlagene JD-UQN für PFAS wird kontrovers diskutiert (Reinikainen et al., 2014). Die WHO, das UK Committee on Toxicity (CoT) sowie die Internationale Allianz für Risikobewertung kritisieren die schwache Datengrundlage bei der Ableitung des TWI (WHO, 2023, CoT, 2022) bzw. wird für den Schutz der menschlichen Gesundheit ein rund 15–20mal höherer Wert für notwendig erachtet (Burgoon et al, 2023). Zum Schutz aquatischer Organismen nach WRRL, Anhang 5 wurde die Qualitätsnormen JD-QS_{fw, eco} von 30 µg/l für PFOA, 110 µg/l für PFBA, 32 µg/l für PFPeA, 200 µg/l für PFHxA, 100 µg/l für PFBS und 0,023 µg/l für PFOS abgeleitet (JRC, 2022b).

Einige PFAS unterliegen bereits heute chemikalienrechtlichen Beschränkungen (Tabelle 21 im Anhang). Nach CLP-Verordnung sind nur wenige der betrachteten PFAS in der EU harmonisiert eingestuft. Auf EU-Ebene sind die Verbindungen PFHxA, PFBS, PFHxS und GenX Gegenstand einer PBT-(persistent, bioakkumulativ, toxisch)-Bewertung (ECHA, 2024a). Einige PFAS sind als SVHC identifiziert und auf der Kandidatenliste gelistet (ECHA, 2024c).

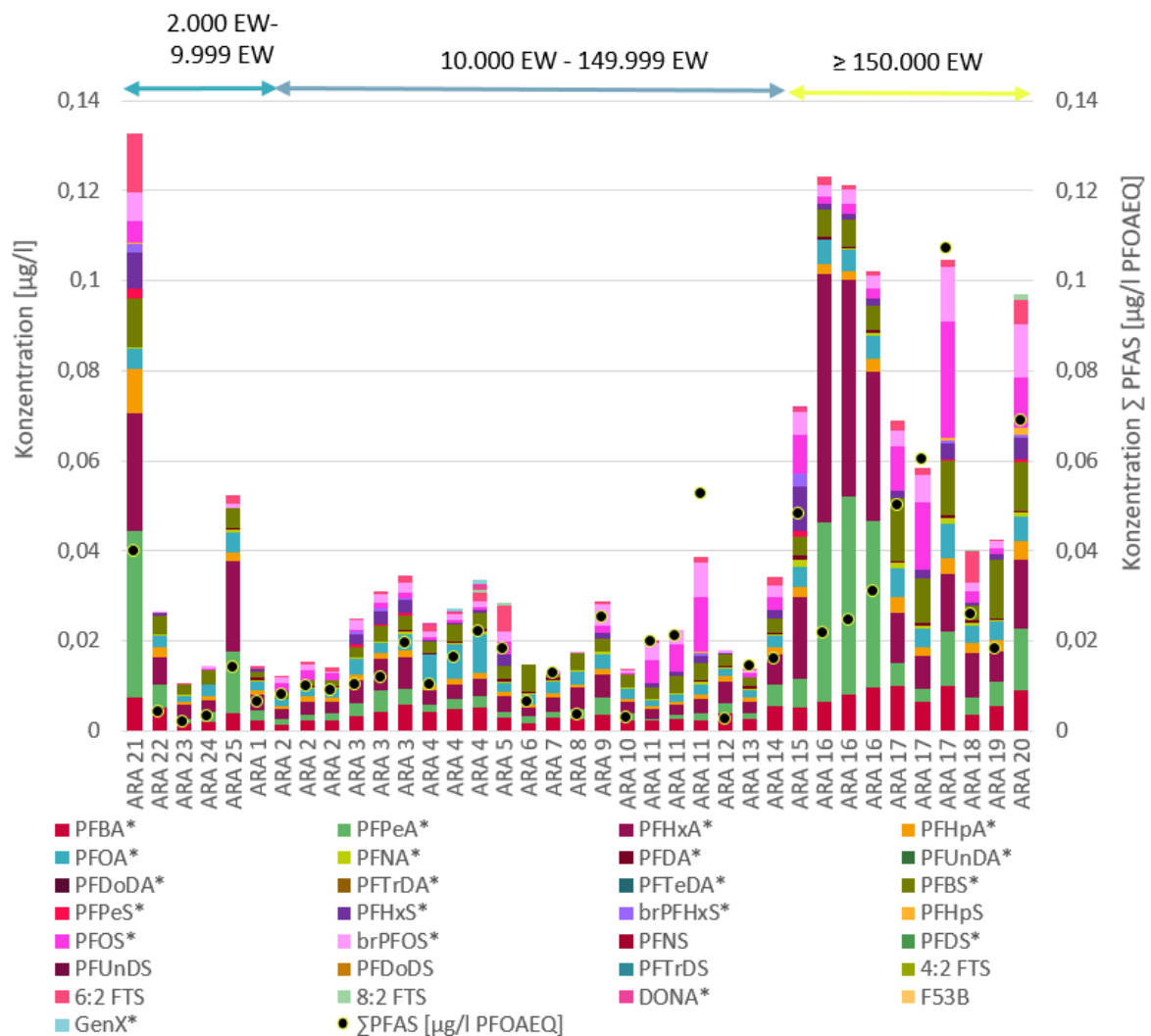
Verschiedene PFAS zählen zu den nach der Stockholm-Konvention gelisteten persistenten organischen Schadstoffen (POPs). Dazu zählen PFOA, ihre Salze und PFOA-verwandte Verbindungen, PFHxS, ihre Salze und PFHxS-verwandte Verbindungen, PFOS, ihre Salze und

Perfluorooctansulfonylfluorid (PFOSF) (Stockholm Convention, 2024). Für verschiedene PFAS bestehen weitere gesetzliche Beschränkungen bzw. Verbote. Eine Übersicht findet sich beispielsweise in Umweltbundesamt (2022).

Im Jänner 2023 legten die Behörden aus Deutschland, den Niederlanden, Norwegen, Dänemark und Schweden der Europäischen Chemikalienagentur ECHA ein Beschränkungsossier zu PFAS vor, in dem eine Beschränkung aller PFAS vorgeschlagen wird. Ein Einsatz soll nur mehr in Bereichen erfolgen, für welche es auf absehbare Zeit keine geeigneten Alternativen gibt und wo die Vorteile die Nachteile überwiegen („essential use“). Derzeit erfolgt die Bewertung und die Ausarbeitung von Stellungnahmen sowie die Aktualisierung des eingereichten Dossiers (UBA, 2024).

Im vorliegenden Projekt wurden 27 PFAS untersucht, wobei für PFHxS und PFOS gemäß Entwurf der ÖNORM EN 17892:2022-10-01 sowohl lineare, als auch verzweigt-kettige („branched“) Isomere analysiert wurden. Die Summe aller untersuchten Einzelsubstanzen schwankten in der Minimalbewertung zwischen 0,011 µg/l und 0,133 µg/l (Median: 0,027 µg/l), in der Maximalbewertung zwischen 0,019 µg/l und 0,14 µg/l (Median: 0,036 µg/l). Damit lagen die Summenkonzentrationen in einem ähnlichen Bereich wie in weiteren Untersuchungen (Humer und Scheffknecht, 2023). Auch die Konzentrationen der Einzelsubstanzen ist vergleichbar mit früheren Studien (Meiqi et al., 2023). Die Verteilung der PFAS fiel unterschiedlich aus (Abbildung 25), was die Theorie eines individuellen PFAS-Fingerabdrucks (abhängig von der Indirekteinleitercharakteristik) bestätigt (Humer und Scheffknecht, 2023).

Abbildung 25: PFAS-Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] (Minimalbewertung) sowie PFOA-Äquivalente [$\mu\text{g/l PFOAEQ}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PFOAEQ - PFOA-Äquivalente.

Während im Ablauf der ARA 16 und ARA 21 die kurzkettingen Carbonsäuren PFPeA und PFHxA dominierten, war in ARA 17 (Indirekteinleitercharakteristik durch Deponiesickerwasser geprägt) PFOS am stärksten vertreten. Abbildung 25 stellt die mittlere Verteilung der einzelnen PFAS dar (Minimalbewertung). Ähnlich wie bei Humer und Scheffknecht (2023) dominierten die Carbonsäuren PFBA (11 %), PFPeA (18 %), PFHxA (23 %) und PFOA (8 %) sowie die kurzkettinge PFBS (11 %) und PFOS (Summe aus linearen und verzweigtkettingen Isomeren 14 %).

Abbildung 26: Prozentuale Anteile einzelner PFAS im Kläranlagenablauf (Mittelwert der 25 Kläranlagen, Minimalbewertung)

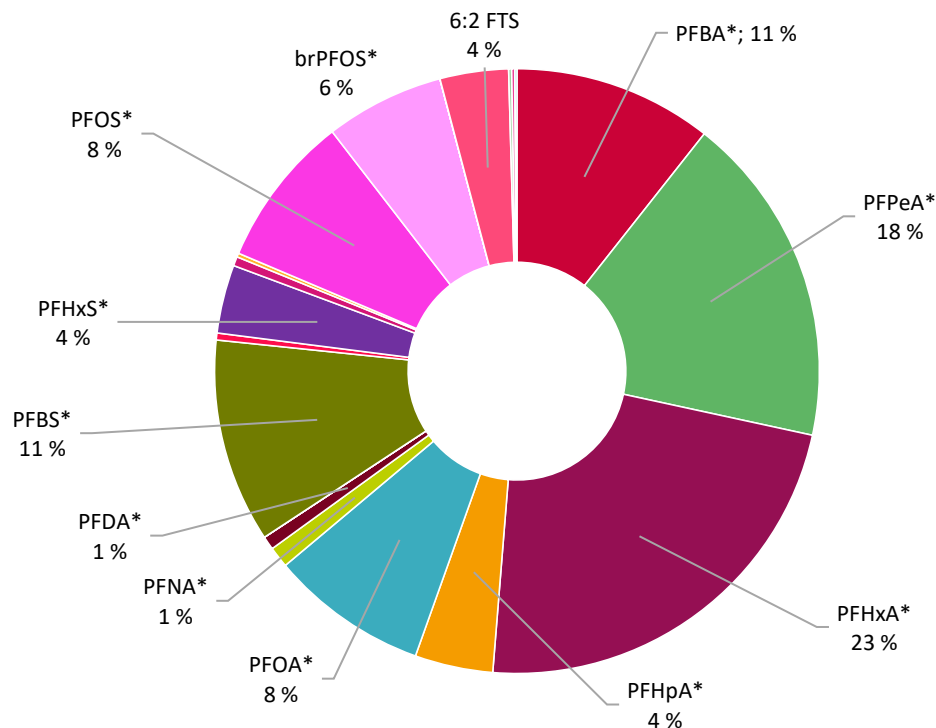


Abbildung 26 stellt dar, wie sich die prozentualen Anteile einzelner PFAS auf die PFOA-Äquivalente auswirken, die zur Bewertung der vorgeschlagenen UQN herangezogen werden. Proben mit hohen Anteilen an PFOS zeigten dabei die höchsten Konzentrationen an PFOA-Äquivalenten.

Tabelle 9 fasst die Konzentrationen von PFOS und PFAS (als Summe der Einzelsubstanzen sowie als PFOA-Äquivalente) zusammen. In den Kläranlagen ab 150.000 EW wurden die höchsten PFAS-Konzentrationen gemessen, wobei die Konzentrationen in den einzelnen Kläranlagen starken Schwankungen unterworfen waren. In den Kläranlagen mit einem Bemessungswert von 10.000 EW–149.999 EW variierten die gemessenen Konzentrationen deutlich weniger, während die Anlagen mit weniger als 10.000 EW stark schwankende Konzentrationen zeigten.

Tabelle 9: PFAS-Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	PFOS		PFAS (Σ27 Einzelsubstanzen)		PFAS (PFOAEQ)	
	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]
2.000–9.999	0,0027– 0,0034	0,001– 0,002	0,047– 0,056	0,027– 0,036	0,013	0,004
10.000–149.999	0,0038– 0,0042	0,0023– 0,0027	0,022– 0,031	0,021– 0,0030	0,014	0,020
≥150.000	0,012	0,0053	0,073– 0,081	0,071– 0,078	0,040	0,028
Alle Anlagen	0,0061– 0,0065	0,0033	0,042– 0,051	0,028– 0,036	0,023	0,016

Angegeben sind jeweils die Ergebnisse von Minimal- und Maximalbewertung. Ist nur ein Wert angegeben, so ergeben Minimal- und Maximalbewertung denselben Wert.

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PFOAEQ - PFOA-Äquivalente; PFOS - Perfluorooctansulfonsäure.

6.2.3.4 Benzo(a)pyren und Fluoranthen

Benzo(a)pyren (B(a)P) und Fluoranthen sind polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Ihre Entstehung erfolgt vorrangig durch unvollständige Verbrennung von organischem Material wie beispielsweise Kohle, Holz, Benzin und Abfall bzw. von Lebensmitteln beim Grillen, Braten oder Räuchern. Zudem können sie bei verschiedenen industriellen Prozessen gebildet werden. PAK kommen grundsätzlich in komplexen Mischungen bestehend aus einer Reihe verschiedener Verbindungen vor, wobei derzeit ca. 250 PAK-Verbindungen bekannt sind. Nachgewiesen werden PAK in der Umwelt zumeist als Summe von 16 ausgewählten PAK-Verbindungen (sog. 16 EPA-PAK oder PAK₁₆⁴), welche besonders toxisch, kanzerogen und gentoxisch sind. Zu diesen Verbindungen zählen sowohl Benzo(a)pyren als auch Fluoranthen. Benzo(a)pyren ist dabei die Leitsubstanz, da es eine der kanzerogensten PAK-Verbindungen ist (BMLRT, 2021a).

PAK gelangen über verschiedene Wege in die Umwelt. Durch Asche und Abgase gelangen sie in die Atmosphäre, werden dort verteilt und durch Deposition und Niederschlag wieder

⁴ nach einem Vorschlag der Umweltbehörde der USA (US-EPA).

in die Umwelt eingetragen. Über Erosion und Oberflächenabfluss können sie in weiterer Folge in Gewässer gelangen. Stoffbilanzmodellierungen für Benzo(a)pyren und Fluoranthen bestätigen die Relevanz dieser Eintragspfade und stellen weiters die untergeordnete Bedeutung des Ablaufs kommunaler Kläranlagen für den Stoffeintrag dar (BMNT, 2019b, UBA, 2020a). Im dritten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan nach WRRL zeigten 14 Oberflächenwasserkörper aufgrund von Benzo(a)pyren und ein Oberflächenwasserkörper aufgrund von Fluoranthen eine Verfehlung des guten chemischen Zustands (BMLRT, 2022).

In das kommunale Abwasser gelangen PAK in der Regel über industrielle Indirekteinleitungen oder über die Abschwemmung von Straßen in die Mischwasserkanalisation. In der kommunalen Abwasserbehandlung werden PAK zu etwa 90 % eliminiert, dabei gelangen die aus dem Abwasser abgetrennten PAK-Verbindungen überwiegend in den Klärschlamm (Ivašičkin, 2005).

In der EU ist Benzo(a)pyren harmonisiert als kanzerogen, mutagen und reproduktionstoxisch, hautsensibilisierend sowie akut und chronisch wassergefährdend eingestuft. Des Weiteren ist Benzo(a)pyren als PBT-Substanz (persistent, bioakkumulativ und toxisch) klassifiziert und als SVHC auf der Kandidatenliste gelistet. Grund für die Aufnahme sind seine kanzerogenen, mutagenen und reproduktionstoxischen (CMR) Eigenschaften sowie die PBT- und vPvB-Eigenschaften (sehr persistent und sehr bioakkumulativ). Fluoranthen ist ebenfalls als PBT- und vPvB-Substanz identifiziert sowie als SVHC gelistet. Eine harmonisierte Einstufung nach CLP-Verordnung liegt aktuell nicht vor (ECHA, 2024a; ECHA 2024c).

In der POP-Verordnung sind PAK in Anhang III (Teil B) gelistet. Sie unterliegen damit Bestimmungen zur Verringerung der Freisetzung.

Benzo(a)pyren und Fluoranthen stellen gemäß WRRL prioritäre gefährliche Stoffe dar. Gemäß QZV Chemie OG ist für B(a)P eine JD-UQN von 0,00017 µg/l, eine ZHK-UQN von 0,27 µg/l und eine UQN Biota von 5 µg/kg Nassgewicht, für Fluoranthen eine JD-UQN von 0,0063 µg/l, eine ZHK-UQN von 0,12 µg/l und eine UQN Biota von 30 µg/kg Nassgewicht festgesetzt. Die Biota-UQN wurde über den Schutz des Menschen beim Verzehr von Fischprodukten abgeleitet und ist strenger als das Qualitätskriterium für den Schutz von Prädatoren. Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden gemäß GZÜV regelmäßig im Rahmen des WRRL-Monitorings in Oberflächengewässern untersucht (BML, 2024 – in Veröffentlichung). Fluoranthen und PAK₁₆ werden weiters als prioritäre Stoffe im Zuge der EmRegV-OW in industriellem Abwasser gemessen.

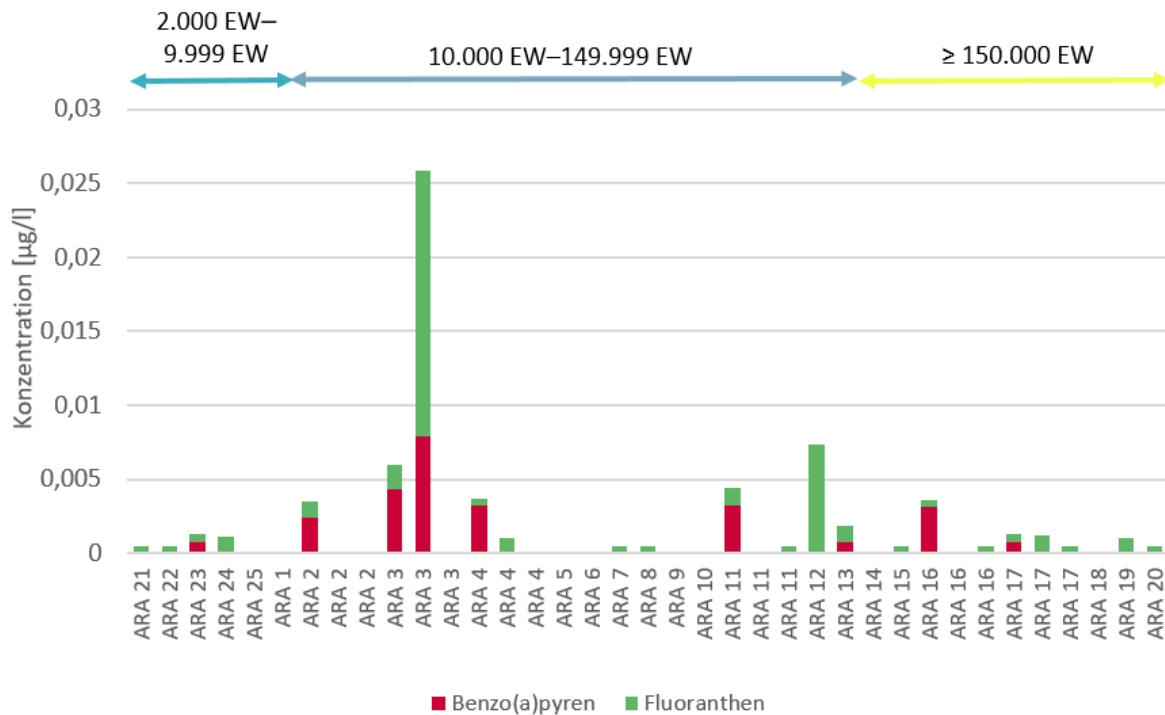
Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL schlägt für Benzo(a)pyren eine Änderung der Qualitätsnormen dahingehend vor, dass die JD-UQN entfällt, die ZHK-UQN unverändert beibehalten wird und die Biota-UQN auf 0,6 µg/kg Nassgewicht abgesenkt wird. Für Fluoranthene sieht der Vorschlag eine Absenkung der JD-UQN auf 0,00076 µg/l und der UQN Biota auf 6,1 µg/kg Nassgewicht vor (EK, 2022a). Das entsprechende EQS-Dossier definiert weiters einen Qualitätsstandard für das Schutzgut der aquatischen Lebewesen (JD-UQN_{fw, eco}) für Benzo(a)pyren von 0,022 µg/l, für Benzo[b]fluoranthene und Benzo[k]fluoranthene von 0,017 µg/l und für Benzo[g,h,i]perylene von 0,0082 µg/l (JRC, 2023b). Für Fluoranthene legt das EQS-Dossier eine JD-UQN_{fw, eco} von 0,12 µg/l fest (JRC, 2023c).

In der QZV Chemie GW ist ein Summenparameter für verschiedene PAK festgelegt, welcher die Verbindungen Benzo(a)pyren, Fluoranthene, Benz(b)fluoranthene, Benz(k)fluoranthene, Benz(g,h,i)perylene und Indeno(1,2,3-cd)pyren als Referenzstoffe mit einem Schwellenwert von 0,09 µg/l sowie einem Ausgangspunkt für die Trendumkehr von 0,075 µg/l umfasst. Nach TWV ist für Benzo(a)pyren ein Parameterwert von 0,010 µg/l festgesetzt.

Eine umfassende Übersicht über weitere gesetzlichen Maßnahmen für Benzo(a)pyren und Fluoranthene ist in BMLRT (2021a) zu finden.

Abbildung 27 und Tabelle 10 stellen die Konzentrationen von Benzo(a)pyren und Fluoranthenen in den Wochenmischproben dar.

Abbildung 27: Konzentrationen von Benzo(a)pyren und Fluoranthen [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen (Minimalbewertung)



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwert.

Tabelle 10: Konzentrationen von Fluoranthen im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Benzo(a)pyren		luoranthen	
	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	0,00015–0,0009	0–0,00075	0,00052–0,00092	0,0005–0,001
10.000–149.999	0,0011–0,0016	0–0,00075	0,0016–0,0020	0,00025–0,001
≥150.000	0,00038–0,0011	0–0,00075	0,00053–0,0009	0,0005–0,001
Alle Anlagen	0,00071–0,0013	0–0,00075	0,0011–0,0015	0,0005–0,001

Angegeben sind jeweils die Ergebnisse von Minimal- und Maximalbewertung. Ist nur ein Wert angegeben, so ergeben Minimal- und Maximalbewertung denselben Wert.

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.5 Pyrethroide: Cypermethrin und Deltamethrin

Cypermethrin und Deltamethrin zählen zu den Pyrethroiden, einer Gruppe von sehr wirksamen Insektiziden und Akariziden. Ihr Einsatz erfolgt als Kontakt- und Fraßgifte in der Landwirtschaft, in der Veterinärmedizin, z. B. zur Bekämpfung von Ektoparasiten bei Rindern, Schafen und Geflügel sowie bei Fischen zur Behandlung gegen Seeläuse (Bayer, 2024; EMEA, 2001), in der Humanmedizin und als Biozide wie Holzschutzmittel sowie als Wirkstoff gegen Vorratsschädlinge (Fromme, 2005). Aufgrund ihrer höheren Wirksamkeit und geringeren Toxizität im Vergleich zu den älteren Insektiziden wie den Organophosphaten und Organochlorinen, nahm die Verwendung von Pyrethroiden in den letzten Jahrzehnten zu. Mit einem Anteil von etwa 38 % am Weltmarkt im Jahr 2015 gehören die Pyrethroide zu einer der drei wichtigsten Klassen von Pestiziden (Tang et al., 2018, Li et al., 2017).

Pyrethroide haben gegenüber Insekten und Säugetieren eine hohe neurotoxische Wirkung. Vorrangig erfolgt diese über die Veränderung der Permeabilität von Natriumkanälen in Nervenmembranen, sodass es zu einer verlängerten Depolarisierung und Übererregbarkeit kommt (EMEA, 2001).

Cypermethrin und Deltamethrin sind in der EU nach Pestizidverordnung (Verordnung (EG) No. 1107/2009 idgF) zugelassen. Es ist anzumerken, dass die Isomere alpha-, beta- und zeta-Cypermethrin keine aufrechte Zulassung mehr haben. In Österreich sind Cypermethrin und Deltamethrin als Pestizide in Acker-, Gemüse-, Obst- und Zierpflanzenbau sowie im Vorratsschutz (Getreide, Hülsenfrüchte) erlaubt (BAES, 2024).

Ebenfalls besteht in der EU eine aufrechte Zulassung von Deltamethrin als Biozid für die Produktart PT18 (Insektizide, Akarizide und Produkte gegen andere Arthropoden). Cypermethrin ist als Biozid für die Produktarten PT08 (Holzschutzmittel) und PT18 erlaubt (ECHA, 2024b). Weiters ist Deltamethrin als Veterinärarzneimittel in Österreich derzeit zugelassen (AGES, 2024a). Der Wirkstoff wird zur Bekämpfung von Läusen, Flöhen, Milben und Zecken in Pudern, Sprays, Shampoos, Emulsionen und Lösungen verwendet.

Der Eintrag der Pyrethroide in kommunales Abwasser erfolgt nach der Anwendung im häuslichen Bereich oder durch Abschwemmung von Flächen, auf denen Pyrethroide eingesetzt wurden, in die Mischkanalisation. Die biologische Abwasserbehandlung entfernt die Pyrethroide zu etwa 80 % (Firouzsaları et al., 2019).

Nach CLP-Verordnung ist Deltamethrin in der EU harmonisiert als akut toxisch der Kategorie 3 sowie akut und chronisch wassergefährdend eingestuft. Cypermethrin ist in der EU har-

monisiert als akut toxisch der Kategorie 4, hautreizend, hautsensibilisierend, spezifisch zielorgantoxisch nach einmaliger Exposition der Kategorie 3 sowie akut und chronisch wasser-gefährdend eingestuft (ECHA, 2024a).

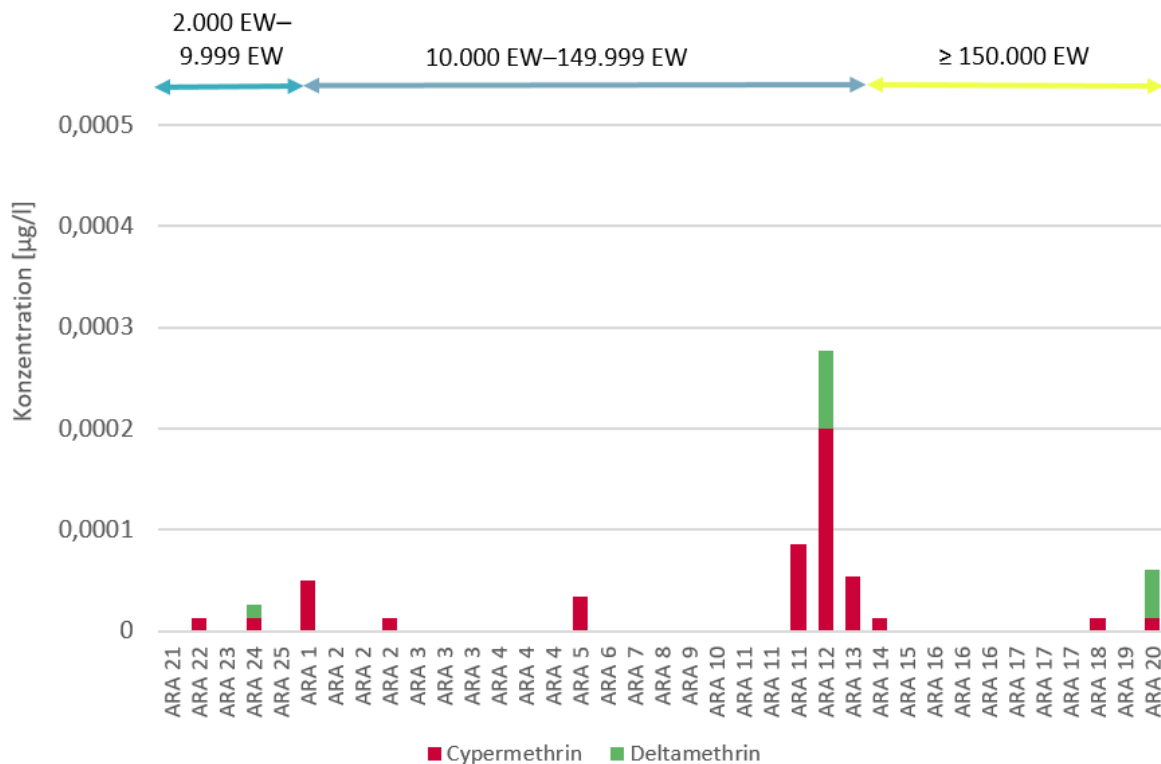
In der WRRL ist das Isomergemisch von Cypermethrin (alpha-, beta-, theta- und zeta-Cypermethrin) seit 2013 als prioritärer Stoff gelistet. Die QZV Chemie OG setzt eine JD-UQN von 0,00008 µg/l und eine ZHK-UQN von 0,0006 µg/l fest. Cypermethrin wird regelmäßig basierend auf der QZV Chemie OG in Oberflächengewässern untersucht, die letzte flächendeckende Untersuchung im Jahr 2018 ergab bei 395 Messungen einen Messwert von 0,0034 µg/l, während alle weiteren Messungen unter der NG (0,0005 µg/l) lagen (BMNT, 2019a). Deltamethrin wurde in Sondermessprogrammen im Oberflächengewässer gemessen (BML, 2023a, BMNT, 2019) und zeigte bei 140 Messungen fünf Werte über der NG (Maximalkonzentration 0,0091 µg/l).

Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL schlägt für Cypermethrin aufgrund neuer (öko)toxikologischer Daten eine Absenkung der JD-UQN auf 0,00003 µg/l vor (JRC, 2022c). Weiters wird Deltamethrin (mit einer JD-UQN von 0,0000017 µg/l und einer ZHK von 0,000017 µg/l) als neuer prioritärer Stoffe vorgeschlagen (JRC, 2023d). Die Qualitätsnormen wurden für das Schutzgut des aquatischen Lebensraums abgeleitet und entsprechen somit der JD-UQNS_{fw, eco}.

Die QZV Chemie GW und die Trinkwasserverordnung nennen die beiden Pyrethroide nicht namentlich. Beide Rechtsnormen sehen jedoch einen Schwellenwert bzw. Parameterwert von 0,1 µg/l für Pestizide vor. Die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV, BGBl. II Nr. 186/1996 idgF) umfasst keine Regelungen für die beiden Pyrethroide. In industriellem Abwasser muss Cypermethrin ab dem Jahr 2023 gemäß EmRegV-OW gemessen werden.

Abbildung 28 stellt die Konzentrationen von Cypermethrin und Deltamethrin in den Wochenmischproben dar. Für Cypermethrin wurde für alle komARA eine mittlere Konzentration von 0,000020 µg/l abgeleitet.

Abbildung 28: Konzentrationen von Cypermethrin und Deltamethrin [$\mu\text{g}/\text{l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen (Minimalbewertung)



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.6 Kupfer

Kupfer (Cu) ist ein natürlich vorkommendes Schwermetall, das primär in Erzen wie Chalkopyrit (Kupferkies), Bornit (Buntkupfererz) und Chalkosin (Kupferglanz) vorkommt. Es findet sich ubiquitär in der Umwelt und zählt für höhere Organismen wie dem Menschen zu den essentiellen Spurenelementen. Aufgrund seiner Eigenschaften wie beispielsweise der guten Leitfähigkeit von Wärme und Elektrizität sowie der Beständigkeit wird Kupfer als reines Metall u. a. in der Elektroindustrie, im Maschinenbau sowie als Material für Dächer und Wasserleitungen verwendet. Als Legierung findet es in Kombination mit Zink Einsatz als Messing, mit Zinn als Bronze, mit Mangan als Manganin oder mit Nickel als Nickelin. Weiters finden Kupferverbindungen aufgrund ihrer bioziden Wirksamkeit z. B. im Wein- und Hopfenanbau als Pflanzenschutzmittel Verwendung. Auch in Kunstdüngern wird Kupfer verwendet. In Konsumprodukten wie Münzen, Schmuck, Essbesteck, Armaturen oder Musikinstrumenten, aber auch für Kunstgegenstände oder Rohrleitungen wird Kupfer weit verbreitet eingesetzt (BMLFUW, 2012; BMLFUW, 2017).

In die Umwelt gelangt Kupfer durch Verwitterung, Auswaschung und biologische Prozesse sowie aus anthropogenen Quellen. Im dritten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan nach WRRL zeigte kein Gewässer eine Verfehlung des guten chemischen Zustands aufgrund von Kupfer (BMLRT, 2022). Den Haupteintragspfad von Kupfer in österreichische Gewässer stellt der Oberflächenabfluss dar. In den Gebieten, in denen für Kupfer das Risiko einer Verfehlung des guten chemischen Zustands ermittelt wurde, war dies meist auf eine geologische Hintergrundbelastung zurückzuführen. In Gebieten mit hoher Acker- und Grünlandnutzung kann Kupfer auch aus dem Einsatz von Wirtschaftsdünger und Pflanzenschutzmitteln stammen. Kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter sind für den Stoffeintrag von untergeordneter Bedeutung (BMNT, 2019b).

In das kommunale Abwasser kann Kupfer über unterschiedliche Wege gelangen. Als Quellen sind industrielle Indirekteinleitungen in die öffentliche Kanalisation (EMREG-OW, 2022) ebenso zu nennen wie der Abrieb von Bremsbelägen und Dachflächen, der mit dem Regenwasser in die Mischwasserkanalisation eingetragen wird. Im häuslichen Abwasser stammt Kupfer vorwiegend aus dem Gebrauch von Reinigungsmitteln und der Vorbelastung des Trinkwassers durch Hausinstallationen. Durch Adsorption an Klärschlamm wird Kupfer zu rund 60–90 % aus dem Abwasser entfernt (UBA, 2001).

Kupfer ist in der EU nach CLP-Verordnung harmonisiert als chronisch wassergefährdend eingestuft. Weiters erfolgt aktuell eine Bewertung aufgrund seiner möglicherweise endokrin wirksamen Wirkungen (ECHA, 2024a). Bestimmte Kupferverbindungen sind als biozide Wirkstoffe nach Biozidverordnung (Verordnung (EU) Nr. 528/2012) in der EU zugelassen, beispielsweise als Antifouling-Produkte (ECHA, 2024b). Ebenfalls zugelassen sind verschiedene Verbindungen wie z. B. Kupferoxychlorid im Obst-, Gemüse-, Acker-, Wein-, Hopfen und Zierpflanzenbau (BAES, 2024).

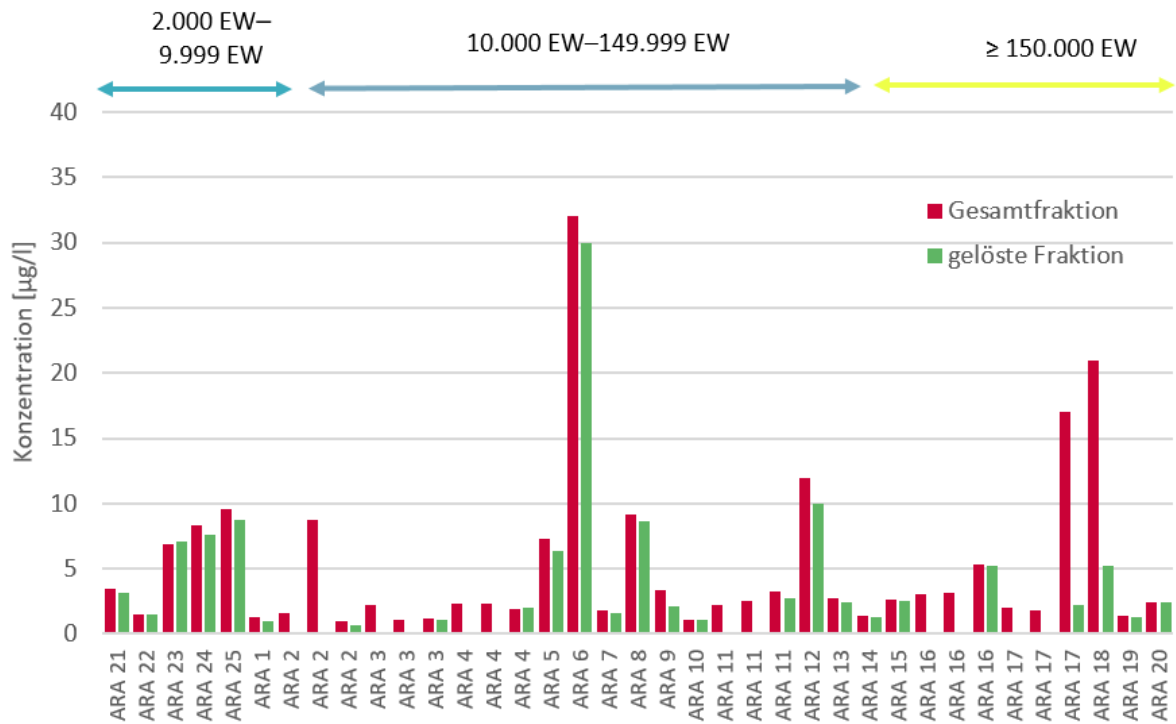
Kupfer ist kein prioritärer Stoff, sondern ein einzugsgebietspezifischer Schadstoff nach WRRL und wird gemäß QZV Chemie OG regelmäßig in Oberflächengewässern untersucht (BML, 2022). Auf nationaler Ebene ist Kupfer in der QZV Chemie OG abhängig von der Wasserhärte geregelt: Die JD-UQN liegt zwischen 1,1 und 8,8 µg/l. Bei der Bewertung der Gewässerqualität muss eine Hintergrundkonzentration von 0,5 µg/l mitberücksichtigt werden. Kupfer wird von insgesamt 24 EU-Mitgliedstaaten als einzugsgebietspezifischer Schadstoff definiert. Die JD-UQN reichen dabei von 0,5 µg/l (bioverfügbare Fraktion) in Schweden (HVMFS 2019:25) bis zu 120 µg/l (abhängig von der Wasserhärte) in Spanien (Ministerio de agricultura, alimentacion y medio ambiente, 2015).

Für Grundwasser liegt nach QZV Chemie GW ein Schwellenwert von 1.800 µg/l sowie ein Ausgangspunkt für die Trendumkehr von 15 µg/l vor. Die nationale Trinkwasserverordnung beschränkt Kupfer in Trinkwasser mit 2.000 µg/l. Kupfer ist in der AAEV mit einem Emissionsgrenzwert von 500 µg/l geregelt sowie auch in verschiedenen branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen. Nach der Indirekteinleiterverordnung (IEV, BGBl. II Nr. 222/1998 idgF) ist der Schwellenwert für Tagesfrachten 1,0 g Kupfer/d. Wird dieser Wert überschritten, ist eine wasserrechtliche Bewilligung für die Einleitung in die öffentliche Kanalisation notwendig.

In Österreich bestehen weitere Rechtsvorschriften, die die Verwendung von Kupfer gesetzlich regeln, wie beispielsweise die Düngemittelverordnung (BGBl. II Nr. 100/2004 idgF) oder verschiedene bundesländerspezifische Klärschlammverordnungen und Bodengrenzwertverordnungen.

Im Ablauf der im Projekt untersuchten 25 Kläranlagen stellte die gelöste Fraktion von Kupfer im Mittel 85 % der Gesamtfraktion dar, nur in ARA 16 und ARA 17 war das Verhältnis deutlich niedriger (Abbildung 29). Im Mittel lagen die Kupferkonzentrationen aller Größenklassen im selben Bereich, während bei der Betrachtung des Medians die Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW etwas höher lag (Tabelle 11). Die Werte liegen im selben Konzentrationsbereich wie im Messprogramm 2007 (Mittelwert von 7,2 µg/l als Gesamtfraktion bzw. 6,9 µg/l als gelöste Fraktion) und im Messprogramm 2017 (Mittelwert von 4,8 µg/l als Gesamtfraktion).

Abbildung 29: Konzentrationen von Kupfer (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 11: Konzentrationen von Kupfer (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Gesamtfraktion		gelöste Fraktion	
	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	5,96	6,90	5,62	7,10
10.000–149.999	4,92	2,25	5,60	2,05
≥150.000	5,32	2,65	2,81	2,40
Alle Anlagen	5,19	2,50	4,71	2,40

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.7 Nickel

Als natürlich vorkommendes Schwermetall ist Nickel (Ni) primär im Erdkern und in der Erdkruste zu finden, wobei es üblicherweise Sulfid-, Silikat- bzw. Arsenidverbindungen eingeht (BMLRT, 2021a). Eingesetzt wird Nickel in verschiedenen Stählen, Legierungen und Beschichtungen, als Katalysator für chemische Reaktionen, in der Energieerzeugung und in der Elektroindustrie und als Bestandteil von Farbpigmenten, die u. a. zur Färbung von Keramik, Kunststoffen und Baumaterialien verwendet werden (BMLFUW, 2017; BMLRT, 2021a).

Nickel gelangt durch Verwitterung von Gestein, bei Waldbränden und durch Pflanzenexsudate auf natürlichem Wege in die Umwelt. Anthropogene Einträge erfolgen über die Verbrennung von fossilen Brennstoffen, Bergbau, Schmelz- und Veredelungsprozesse, Schlammausbringungen, Erosion und Drainage von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Regenwasserableitungen von städtischen Flächen und durch kommunale Kläranlageneinleitungen. In der Umwelt kommt Nickel ubiquitär vor, tritt aber nur selten in elementarer Form, sondern primär in gebundener Form auf.

Im dritten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan nach WRRL zeigten zwei Oberflächenwasserkörper für Nickel eine Verfehlung des guten chemischen Zustands aufgrund von Emissionen aus Punktquellen (BMLRT, 2022). Als Haupteintragspfade für Nickel sind in Abhängigkeit von der Einzugsgebietscharakteristik Erosion, unterirdischer Zustrom und Oberflächenabfluss zu nennen (BMNT, 2019b). In kommunales Abwasser wird Nickel etwa durch den Gebrauch von Wasch- und Reinigungsmitteln durch Hausinstallationen, menschliche Ausscheidungen und durch industrielle Indirekteinleitungen eingetragen. Der Rückhalt von Nickel in Kläranlagen erfolgt durch Adsorption an Klärschlamm und liegt bei rund 25–75 % (UBA, 2020a).

Der Transport von Nickel in Gewässern erfolgt gelöst oder als Partikel, wobei Transportvermögen und Bioverfügbarkeit von unterschiedlichen Faktoren wie beispielsweise Ionenstärke, pH-Wert, Konzentration von Liganden und verfügbaren festen Adsorptionsoberflächen abhängt (BMLRT, 2021a). Nickel ist ein persistentes Metall und wird in der Umwelt nicht abgebaut. Eine Entfernung aus diversen Umweltmedien erfolgt nur durch bestimmte Kreislaufprozesse (wie z. B. Versickerung, Abrieb, Suspension) (BMLRT, 2021a).

Nach CLP-Verordnung ist Nickel in der EU harmonisiert als hautsensibilisierend und spezifisch zielorgantoxisch nach wiederholter Exposition eingestuft und steht im Verdacht, kanzerogen zu sein (ECHA, 2024a).

Nickel und seine Verbindungen sind nach WRRL als prioritäre Stoffe gelistet. Die QZV Chemie OG gibt für Nickel und Nickelverbindungen eine JD-UQN von 4 µg/l (bezogen auf die bioverfügbare Konzentration in der filtrierten Wasserprobe) und eine ZHK-UQN von 34 µg/l vor. Hier werden Nickel und seine Verbindungen außerdem als nicht-synthetische Schadstoffe definiert, das bedeutet, dass sie nicht ausschließlich anthropogener Herkunft sind, sondern auch durch natürliche Einträge in die Umwelt gelangen können. Diese natürliche Hintergrundkonzentration ist für Nickel bis zum Bereich der JD-UQN bereits mitberücksichtigt. Nickel wird gemäß QZV Chemie OG regelmäßig im Oberflächengewässer untersucht (BML, 2022).

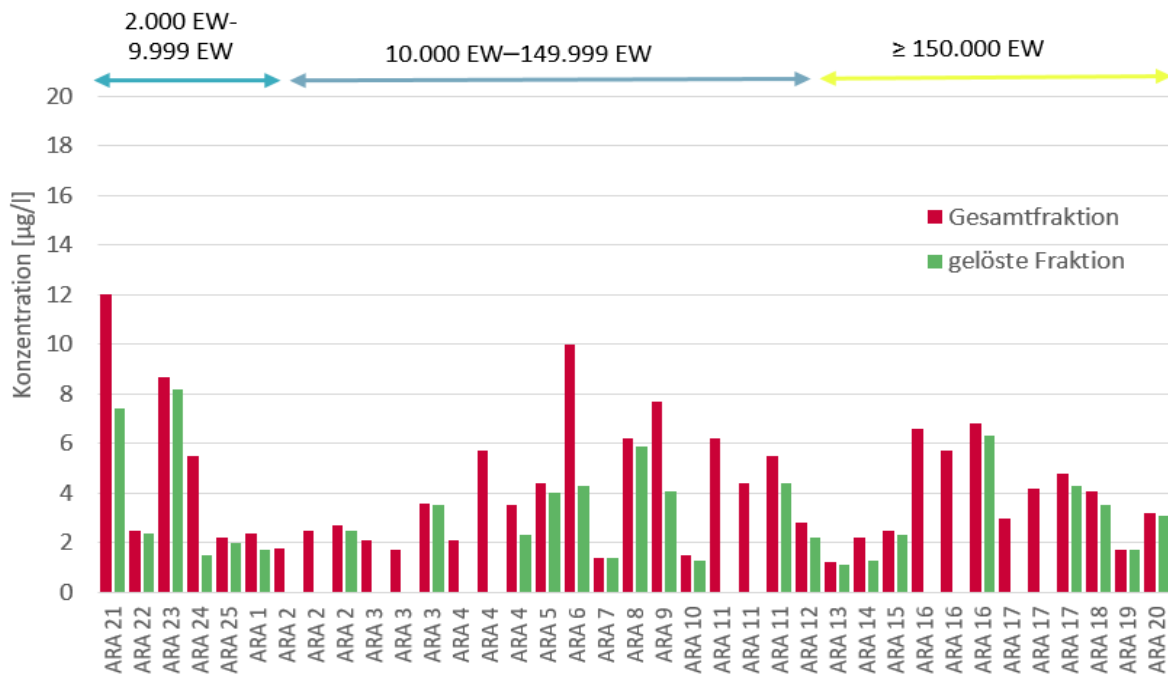
Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL schlägt für Nickel aufgrund neuer (öko)toxiologischer Daten eine Absenkung der JD-UQN auf 2 µg/l (bezogen auf den bioverfügbaren Anteil) bzw. der ZHK-UQN auf 8,2 µg/l vor (JRC, 2023e). Die QZV Chemie GW setzt für Nickel in Grundwasser einen Schwellenwert von 18 µg/l sowie einen Ausgangspunkt für die Trendumkehr von 15 µg/l fest. Nickel ist in der Trinkwasserverordnung mit 20 µg/l begrenzt.

Die IEV setzt für Nickel einen Schwellenwert von 1 g/d an, bei dessen Überschreitung es einer wasserrechtlichen Bewilligung für die Einleitung in eine öffentliche Kanalisation bedarf. In der Industrieemissionsrichtlinie (IE-RL, Richtlinie 2010/75/EU) liegen für Nickel hinsichtlich von Emissionen in das Abwasser definierte „beste verfügbare Techniken (BVT)“ sowie damit assoziierte Emissionswerte (BAT-AEL) in den BVT Schlussfolgerungen vor. Auch in der AAEV sowie in zahlreichen branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen wird Nickel begrenzt.

Gemäß EmRegV-OW muss Nickel als prioritärer Stoff in ausgewählten industriellen Abwässern sowie seit dem Jahr 2023 im Ablauf kommunaler Kläranlagen > 10.000 EW gemessen werden. Weitere gesetzliche Bestimmungen zu Nickel und seinen Verbindungen sind in BMLRT (2021a) umfassend dargelegt.

Im Ablauf der im Projekt untersuchten 25 Kläranlagen stellte die gelöste Fraktion von Nickel im Mittel 81 % der Gesamtfraktion dar (Abbildung 30). Im Mittel lagen die Nickelkonzentrationen aller Größenklassen im selben Bereich (Tabelle 12). Die Werte lagen im selben Konzentrationsbereich wie im Monitoringprogramm 2007 (Mittelwert von 4,7 µg/l als Gesamtfraktion) bzw. im Monitoringprogramm 2016 (Mittelwert von 7,0–8,2 µg/l als Gesamtfraktion). Weiters liegen die Konzentrationen für Nickel gesamt im selben Konzentrationsbereich wie im Ablauf von 45 deutschen Kläranlagen (Wochenmischproben, Berücksichtigung von Messwerten <BG mit BG/2). Hier wurde für die Gesamtfraktion ein Mittelwert von 4,8 µg/l und ein Median von 4,4 µg/l bestimmt (UBA, 2020a).

Abbildung 30: Konzentrationen von Nickel (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 12: Konzentrationen von Nickel (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Gesamtfraktion		gelöste Fraktion	
	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	6,18	5,50	4,30	2,40
10.000–149.999	3,91	3,15	3,13	3,00
≥150.000	3,83	3,65	2,95	2,70
Alle Anlagen	4,19	3,50	3,31	2,50

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.8 Silber

Silber (Ag) ist ein natürlich vorkommendes Edelmetall. Es ist in Luft und Wasser beständig, lässt sich gut bearbeiten und verformen, und hat von allen Metallen die beste elektrische und thermische Leitfähigkeit (UBA, 2019). Silbererze kommen in der Natur in Form von sulfidischen Mineralien zusammen mit Blei-, Kupfer- und Zinkerzen vor. Der anthropogene Bedarf wird durch den Bergbau aber auch zu einem vergleichsweise großen Anteil durch Recycling gedeckt (Kemper, 2008), wobei dieses ohne Qualitätsverlust über verschiedene Wege erfolgen kann (UBA, 2019).

Silber wird unter anderem in Schmuck, Silberbarren, Silberwaren wie Besteck, Münzen, in der Fotoindustrie oder in Leiterplatten verwendet. Der überwiegende Einsatz erfolgt aber in der Industrie (UBA, 2019). Silber weist auch biozide Eigenschaften auf und wird deswegen beispielsweise in der Wasseraufbereitung (Entkeimungstabletten), zur Wassertankkonservierung und zur Wundreinigung eingesetzt.

Der Eintrag von Silber in kommunales Abwasser ist auf die zunehmende Verwendung von Silber-Nanopartikeln als antiseptisches Mittel zurückzuführen (Musee et al. 2011; Dale et al. 2015). Silber-Nanopartikel sind beispielsweise in Kleidung, Lebensmittelbehältern und medizinischen Materialien eingebettet (Bhatt und Tripathi, 2011) und gelangen über diese Konsumgüter in die Kläranlagen (Kaegi et al., 2011). Obwohl die meisten Abwasserbehandlungsverfahren sowohl partikuläres als auch gelöstes Silber wirksam entfernen (rund 95 %), können Kläranlagen Silber in Größenordnungen von einigen ng/l in die Umwelt emittieren (Li et al. 2013).

Nach CLP-Verordnung ist Silber in der EU nicht harmonisiert eingestuft. Einige Selbsteinstufungen der Industrie umfassen aber eine Klassifizierung als reproduktionstoxisch. Aktuell ist Silber unter Bewertung als mögliche endokrin wirksame Substanz (ECHA, 2024a).

Silber ist kein prioritärer Stoff, sondern ein einzugsgebietsspezifischer Schadstoff nach WRRL. Die QZV Chemie OG gibt eine JD-UQN von 0,1 µg/l vor. Da Silber ein nicht-synthetischer Schadstoff ist, sind auch natürliche Umwelteinträge zu berücksichtigen. Für Silber kann allerdings derzeit keine Hintergrundkonzentration angegeben werden und damit wird bis zu einer Festlegung eines Wertes 0,0 µg/l angesetzt. Silber wird von sieben EU-Mitgliedstaaten als einzugsgebietsspezifischer Schadstoff definiert. Die JD-UQN reichen dabei von 0,01 µg/l (gelöste Fraktion) in den Niederlanden (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaa, 2022) bis zu 3,5 µg/l (Gesamtfraktion) in Tschechien (Government Decree No. 401/2015).

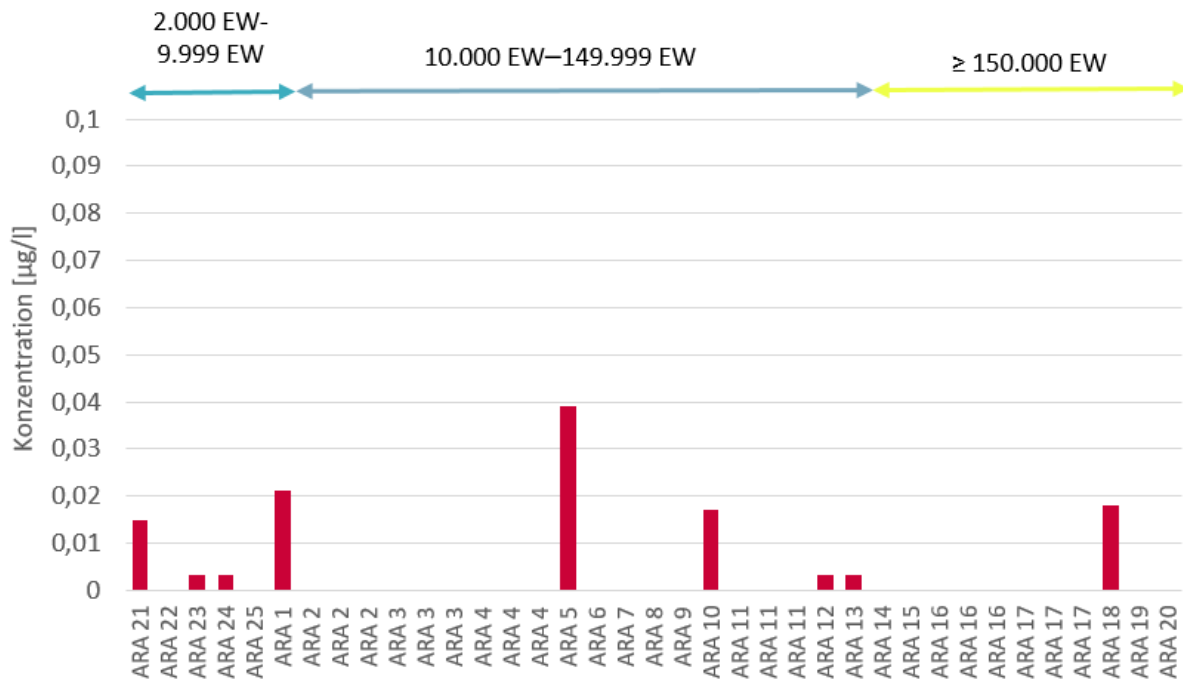
In der QZV Chemie GW, der Trinkwasserverordnung sowie der TWRL ist Silber aktuell nicht berücksichtigt. Die AAEV schreibt für Silber eine Emissionsbegrenzung bei Einleitungen in ein Fließgewässer sowie bei Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation von jeweils 100 µg/l vor. Nach IEV liegt der Schwellenwert für Tagesfrachten bei 0,2 g Silber/d.

Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-Richtlinie (EK, 2022a) sieht Silber als neuen prioritären Stoff vor und schlägt eine JD-UQN von 0,01 µg/l sowie eine ZHK-UQN von 0,022 µg/l für Binnenoberflächengewässer vor. Die Umweltqualitätsnormen wurden für das Schutzziel der aquatischen Umwelt abgeleitet (JRC, 2022d).

Im Ablauf der im Projekt untersuchten 25 Kläranlagen konnte nur die gelöste Silberfraktion mit Werten über der NG (0,0033 µg/l) gemessen werden, während die Gesamtgehalte aufgrund der höheren NG (0,01 µg/l bzw. 0,02 µg/l) in keiner Probe nachweisbar waren. Silber wurde in einigen Abwasserproben nachgewiesen, wobei sich keine Häufung in einer Größenklasse zeigte (Abbildung 31). Für alle komARA wurde eine mittlere Konzentration (min.–max.) von 0,0049 µg/l–0,0081 µg/l abgeleitet.

Im Monitoringprogramm 2007 wurde Silber (gesamt) bei einer BG von 0,05 µg/l in 15 Proben zweimal mit Werten >BG gemessen, der Maximalwert lag bei 0,22 µg/l (Gesamtfraktion). Im Monitoringprogramm 2016 wurde Silber (gesamt) bei einer BG von 0,1 µg/l in keiner Probe mit Werten >BG gemessen.

Abbildung 31: Konzentrationen an Silber (gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.9 Zink

Zink (Zn) ist ein natürlich vorkommendes, in der Natur weit verbreitetes Metall und für alle Organismen ein essentielles Spurenelement. Elementar kommt Zink nicht natürlich vor, findet sich aber in vielen Mineralien der Erdkruste. Es wird vor allem in der metallverarbeitenden, chemischen, pharmazeutischen und Elektroindustrie, in der Bauwirtschaft, als Korrosionsschutzmittel für Stahl und Eisen, in Legierungen wie Messing, in Emaille, Farben und Batterien eingesetzt. Wirtschaftlich am relevantesten sind Zinksulfide. Zinkerze werden in der Regel in Kombination mit Kupfer, Blei, Cadmium und Eisen verwendet. Der Eintrag von Zink in Boden und Gewässer erfolgt über die Verwitterung von Gesteinen, durch Deposition, Abwasser und Oberflächenabschwemmungen, durch Klärschlämme sowie durch Deponien.

Im dritten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan nach WRRL zeigte ein Gewässer eine Verfehlung des guten chemischen Zustands aufgrund von Zink (BMLRT, 2022). Den Haupteintragspfad von Zink in österreichische Gewässer stellen der Oberflächenabfluss und die Erosion dar. Kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter sind für den Stoffeintrag von untergeordneter Bedeutung (BMNT, 2019b).

In das kommunale Abwasser kann Zink über unterschiedliche Wege gelangen. Als Quellen sind industrielle Indirekteinleitungen in die öffentliche Kanalisation (EMREG-OW, 2022) ebenso zu nennen wie der Abrieb von Fahrbahnen und Bremsbelägen oder Abschwemmungen von Dachflächen, die mit dem Regenwasser in die Mischwasserkanalisation eingetragen werden. Im häuslichen Abwasser stammt Zink vorwiegend aus dem Gebrauch von Reinigungsmitteln und menschlichen Ausscheidungen. Durch Adsorption an Klärschlamm wird Zink zu rund 75 % aus dem Abwasser entfernt (BMLFUW, 2014). In Gewässern ist Zink in erster Linie an Schwebstoffe gebunden oder fällt mit bestimmten Oxiden aus (BMLFUW, 2012; BMLFUW, 2017).

Die CLP-Verordnung der EU stuft Zinkpulver/-staub harmonisiert als pyrophoren Feststoff, wasserreaktiv (Entwicklung von entzündbaren Gasen bei Berührung mit Wasser) sowie akut und chronisch wassergefährdend ein (ECHA, 2024a).

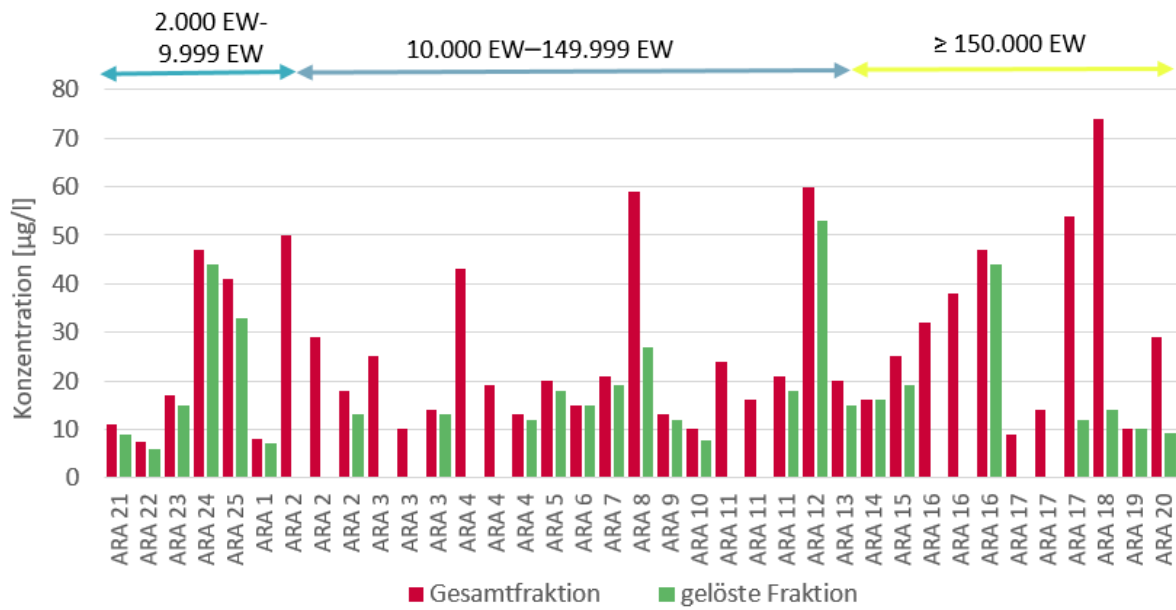
Zink ist kein prioritärer Stoff, sondern ein einzugsgebietsspezifischer Schadstoff nach WRRL und wird gemäß QZV Chemie OG regelmäßig in Oberflächengewässer untersucht (BML, 2022). Auf nationaler Ebene ist nach QZV Chemie OG eine JD-UQN in Abhängigkeit von der Löslichkeit zwischen 7,8 µg/l und 52 µg/l festgesetzt. Als zu den nicht-synthetischen Schadstoffen zählender Stoff sind für Zink auch natürliche Einträge in die Umwelt zu berücksichtigen. Dies umfasst eine allgemeine Hintergrundkonzentration von 1,0 µg/l, welche bei der Ermittlung der JD-UQN anzuwenden ist. Zink wird von insgesamt 24 EU-Mitgliedstaaten und der Schweiz als einzugsgebietsspezifischer Schadstoff definiert. Die JD-UQN reichen dabei von 5 µg/l (gelöste Fraktion) in der Schweiz (Schweizer Bundesrat, 2023) bis zu 500 µg/l (abhängig von der Wasserhärte) in Spanien (Ministerio de agricultura, alimentacion y medio ambiente, 2015).

Für Grundwasser ist Zink nach der QZV Chemie GW auf der Liste der bewilligungspflichtigen Stoffe angeführt, welche eine schädliche Wirkung auf das Grundwasser haben können. Zink ist nach Trinkwasserverordnung nicht begrenzt. In der IEV ist für Zink ein Schwellenwert für Tagesfrachten von 4 g/d vorgeschrieben. Die AAEV sieht für Zink eine Emissionsbegrenzung von 2.000 µg/l vor. Auch in vielen branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen ist Zink geregelt.

Im Ablauf der im Projekt untersuchten 25 Kläranlagen stellte die gelöste Fraktion von Zink im Mittel 78 % der Gesamtfraktion dar (Abbildung 32). Im Mittel lagen die Zinkkonzentrationen aller Größenklassen im selben Bereich, während bei der Betrachtung des Medians der Gesamtfaktionen die Größenklasse ≥ 150.000 EW etwas höher lag (Tabelle 13). Die Werte lagen im selben Konzentrationsbereich wie im Messprogramm 2007 (Mittelwert von 32 µg/l

als Gesamtfraktion bzw. 23 µg/l als gelöste Fraktion) und im Messprogramm 2016 (Mittelwert von 23 µg/l als Gesamtfraktion).

Abbildung 32: Konzentrationen von Zink (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [µg/l] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 13: Konzentrationen von Zink (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [µg/l] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Gesamtfraktion		gelöste Fraktion	
	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]
2.000–9.999	24,7	17,0	21,4	15,0
10.000–149.999	24,4	19,5	17,9	14,0
≥150.000	30,7	27,0	17,4	14,5
Alle Anlagen	26,5	20,0	18,4	15,0

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.10 Antibiotika: Azithromycin und Clarithromycin

Antibiotika sind Arzneimittelwirkstoffe, die zur Behandlung von bakteriellen Infektionskrankungen eingesetzt werden. Dies erfolgt sowohl in der Human- als auch in der Veterinärmedizin. Ihre Wirkung beruht auf der Wachstums hemmung oder Abtötung von Bakterien. Diese können sich aber schnell anpassen, um die Wirkung von Antibiotika zu umgehen. Des Weiteren ist zwischen den Bakterien ein Austausch von Erbgut möglich, wo diese Informationen weitergegeben werden können. Es besteht die Gefahr des Auftretens von Antibiotikaresistenzen, welche die Arzneimittel unwirksam machen. Aus diesem Grund ist eine sorgfältige Verwendung von Antibiotika wesentlich (AGES, 2024b).

Die Antibiotika setzen sich aus verschiedenen Gruppen zusammen, wobei sie sich im Wesentlichen in die β -Lactam-Antibiotika und andere Antibiotika unterteilen. β -Lactam-Antibiotika haben einen β -Lactam-Ring in ihrer chemischen Struktur und umfassen fünf Wirkstoffgruppen: Penicilline, Cefalosporine, Carbapeneme, Monolactame und Oxalactame. Im Gegensatz dazu sind die anderen Antibiotika in ihrer chemischen Struktur unterschiedlich. Sie unterteilen sich ebenfalls in verschiedene Gruppen, wie unter anderem in die Tetracycline, Glykopeptide, Sulfonamide, Lincosamide und Makrolide. Die Wirkstoffe Clarithromycin und Azithromycin gehören zur Gruppe der Makrolide (Umweltbundesamt, 2016).

Der Einsatz von Antibiotika ist hoch. Verfügbare Verbrauchsdaten zeigen, dass Clarithromycin im Jahr 2014 das verbrauchsstärkste Makrolid war (2.473 kg). Für Azithromycin lag der Verbrauch im Jahr 2014 bei 692 kg (Umweltbundesamt, 2016). Der Nachweis von verschiedenen Antibiotikawirkstoffen erfolgte in diversen Umweltmedien, wie Grundwasser, Trinkwasser, Abwasser und Fließgewässern (Umweltbundesamt, 2016). In der letzten österreichweiten Untersuchung wurden sowohl Azithromycin als auch Clarithromycin in Oberflächengewässern mit Konzentrationen ($\min_{\min.}$ – $\max_{\max.}$) von nicht nachweisbar (NG: 0,0050 $\mu\text{g/l}$) bis 0,13 $\mu\text{g/l}$ detektiert (BMNT, 2019a).

Der Eintrag von Azithromycin und Clarithromycin in Kläranlagen erfolgt durch menschliche Ausscheidungen sowie durch unsachgemäße Entsorgung von Arzneimitteln in das Abwasser. Antibiotika werden im Körper von Menschen und Tieren nur unvollständig verstoffwechselt und teilweise wieder ausgeschieden, manche Antibiotika sogar zu bis zu 90 Prozent. In der Kläranlage werden Azithromycin und Clarithromycin nur unvollständig entfernt. Die Entfernungsraten in kommunalen Kläranlagen schwanken über einen weiten Bereich von 25 %–75 % (Clara et al., 2013, BMLRT, 2021a).

Azithromycin und Clarithromycin sind nach CLP-Verordnung nicht harmonisiert eingestuft. Die meisten Selbsteinstufungen der Industrie geben für Azithromycin eine hautsensibilisierende und atemwegssensibilisierende Einstufung an (ECHA, 2024a).

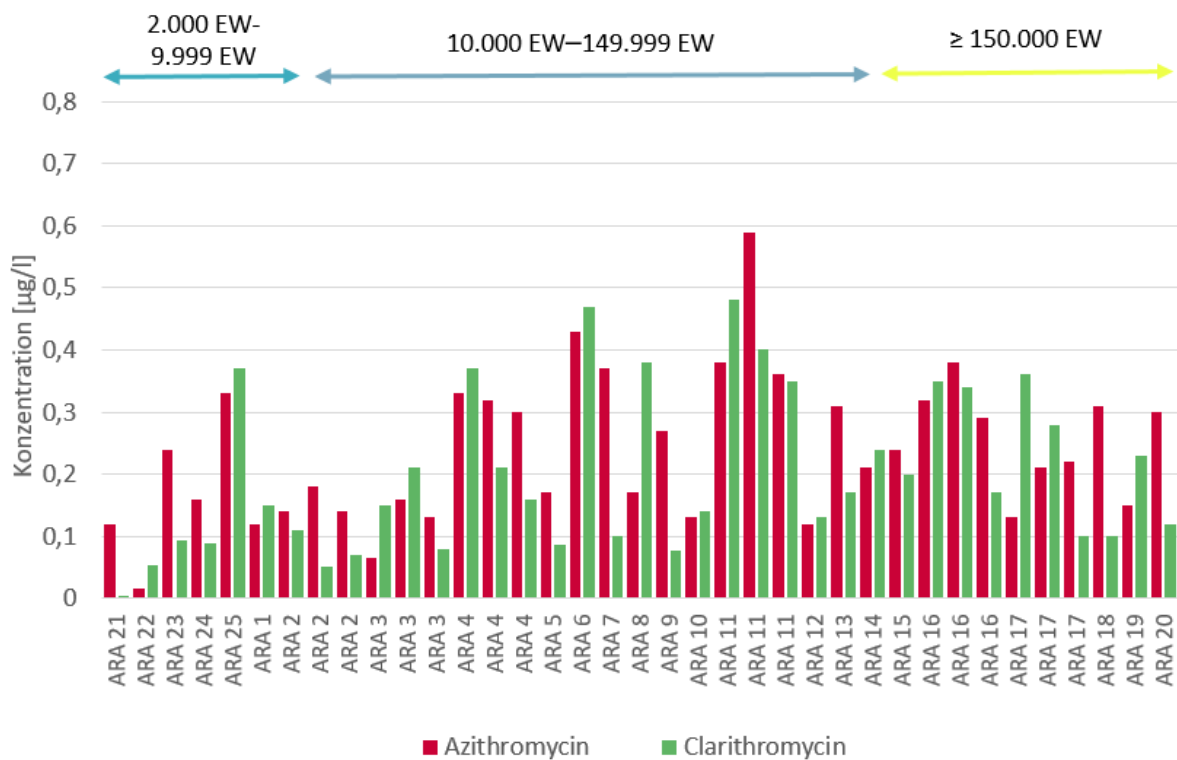
Clarithromycin sowie Azithromycin sind in Österreich als Humanarzneimittel zugelassen (AGES, 2024a).

Aktuell sind die angeführten Antibiotika in der WRRL, der QZV Chemie OG, der QZV Chemie GW sowie der Trinkwasserverordnung nicht berücksichtigt. In der Schweizer Gewässerschutzverordnung wird für Azithromycin eine UQN von 0,18 µg/l (bzw. 0,019 µg/l gemittelt über einen Zeitraum von 2 Wochen) und für Clarithromycin von 0,19 µg/l (bzw. 0,12 µg/l gemittelt über einen Zeitraum von 2 Wochen) festgesetzt (Schweizer Bundesrat, 2023).

Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) schlägt Azithromycin und Clarithromycin als neue prioritäre Stoffe vor. Für Azithromycin wird eine JD-UQN von 0,019 µg/l und eine ZHK-UQN von 0,18 µg/l für Binnenoberflächengewässer vorgeschlagen, für Clarithromycin eine JD-UQN und ZHK-UQN von 0,13 µg/l. Beide Wirkstoffe wurden außerdem als Substanzen identifiziert, welche eine Tendenz zur Akkumulation in Sediment und/oder Biota haben. Clarithromycin stellt weiters eine Indikatorsubstanz, die gemäß KARL zur Überprüfung der vierten Reinigungsstufe herangezogen werden kann (EK, 2022b).

Abbildung 33 und Tabelle 14 stellen die Ergebnisse der Messungen in den Wochenmischproben der 25 Kläranlagen dar. Sowohl Azithromycin als auch Clarithromycin zeigen mit zunehmendem Bemessungswert zunehmende mittlere Konzentrationen. Die Konzentrationen lagen in vergleichbaren Konzentrationsbereichen wie in früheren Untersuchungen (Clara et al., 2013, BMLRT, 2021b).

Abbildung 33: Konzentrationen von Azithromycin und Clarithromycin (Minimalbewertung) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 14: Konzentrationen von Azithromycin und Clarithromycin [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Azithromycin		Clarithromycin	
	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	0,17	0,16	0,12	0,089
10.000–149.999	0,24	0,18	0,21	0,15
≥150.000	0,26	0,27	0,22	0,22
Alle Anlagen	0,24	0,22	0,20	0,16

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.3.11 Analgetika, Antiphlogistika und Antirheumatika: Diclofenac und Ibuprofen

Analgetika sind Arzneimittelwirkstoffe, die in die Gruppen der Opiode, der Nichtopioid-Analgetika (andere Analgetika und Antipyretika) und der Migränemittel unterteilt werden. Die Gruppe der Nichtopioid-Analgetika wird weltweit am häufigsten verschrieben und primär zur Schmerztherapie eingesetzt, wobei die wichtigsten Vertreter die Antipyretischen Analgetika sind (Umweltbundesamt, 2016). Dazu zählen die nichtsteroidalen Antirheumatika bzw. Antiphlogistika, eine heterogene Gruppe an Substanzen mit schmerzstillender und entzündungshemmender Wirkung (Gelbe Liste, 2024a). Diclofenac und Ibuprofen zählen zu den nichtsteroidalen Antiphlogistika und Antirheumatika und haben eine schmerzstillende, fiebersenkende und entzündungshemmende Wirkung (Gelbe Liste, 2024a; Umweltbundesamt, 2016).

Medikamente mit Diclofenac sind sowohl für die orale Behandlung in Form von Tabletten und Kapseln als auch für die Anwendung auf der Haut in Form von Salben und Gelen erhältlich. Der Wirkstoff wird beispielsweise unter den Handelsnamen Voltaren oder Diclac vertrieben. Der Eintrag von Diclofenac in die Kläranlage ist abhängig von der Art der Anwendung. Nach oraler Aufnahme wird Diclofenac nahezu vollständig im Körper abgebaut, so dass nur ein geringer Teil unverstoffwechselt in das Abwasser ausgeschieden wird. Nach der Anwendung auf der Haut kann der Wirkstoff z. B. durch Händewaschen in das Abwasser gelangen (Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, 2022). Diclofenac wird in der konventionellen Abwasserreinigung nicht zurückgehalten, der errechnete Abbau ist mit weniger als 20 % vernachlässigbar (Clara et al., 2013). Ibuprofen wird oral, rektal oder intravenös in Form von Tabletten, Kapseln, Salben, Gelen oder Zäpfchen verabreicht. In der konventionellen Abwasserreinigung wird Ibuprofen nahezu vollständig abgebaut bzw. transformiert (Clara et al., 2013; BMLRT, 2021a).

Österreichische Verbrauchsdaten aus dem Jahr 2014 zeigten für Ibuprofen den dritthöchsten Verbrauch (>33.000 kg), für Diclofenac lag der Verbrauch bei rund 5.600 kg. Beide Substanzen können in verschiedenen Umweltmedien nachgewiesen werden. So zeigten beispielsweise Untersuchungen Nachweise in Abwasserzu- und -abläufen und Fließgewässern (Umweltbundesamt, 2016, BMNT, 2019a, BMLRT, 2021b)

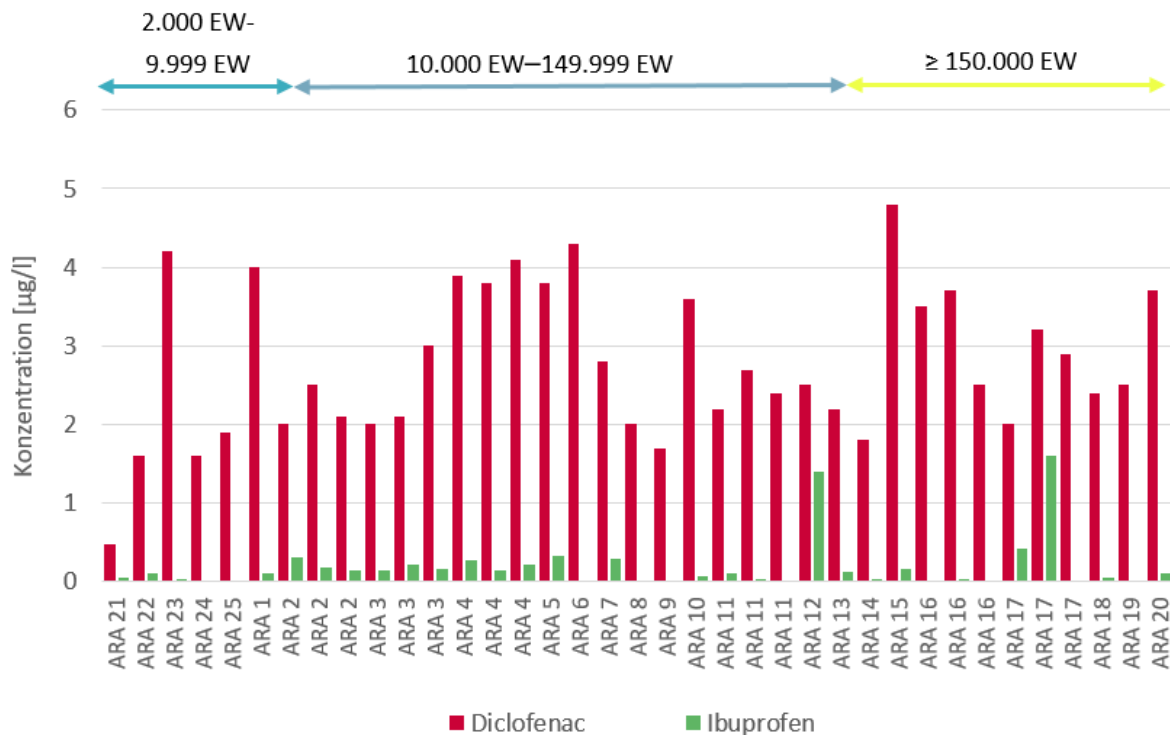
Ibuprofen und Diclofenac sind nach CLP-Verordnung in der EU nicht harmonisiert eingestuft (ECHA, 2024a). Beide Wirkstoffe sind in Österreich in einer Reihe von Humanarzneimitteln zugelassen (AGES, 2024a).

In der WRRL, der QZV Chemie OG, der QZV Chemie GW sowie der Trinkwasserverordnung sind Diclofenac und Ibuprofen derzeit nicht berücksichtigt. Im Vorschlag zur Überarbeitung

der UQN-RL wird Ibuprofen aber als Substanz identifiziert, welche eine Tendenz zur Akkumulation in Sediment und/oder Biota hat. Für Diclofenac sieht der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL für Binnenoberflächengewässer eine JD-UQN von 0,04 µg/l und eine ZHK-UQN von 250 µg/l vor, für Ibuprofen eine JD-UQN von 0,22 µg/l (EK, 2022a). Im Oktober 2022 wurde der Vorschlag zur UQN für Ibuprofen überarbeitet und liegt nun bei 0,14 µg/l (SCHEER, 2023). Diclofenac stellt weiters eine Indikatorsubstanz, die gemäß Vorschlag zur Überarbeitung KA-RL zur Überprüfung der vierten Reinigungsstufe herangezogen werden kann (EK, 2022b).

Diclofenac und Ibuprofen zeigten in den Untersuchungen in 25 Wochenmischproben keine Abhängigkeit der Konzentration vom Bemessungswert der Kläranlage (Abbildung 34:) und Tabelle 15). Die Konzentrationen lagen in vergleichbaren Konzentrationsbereichen wie in früheren Untersuchungen (Clara et al., 2013; BMLRT, 2021b).

Abbildung 34: : Konzentrationen von Diclofenac und Ibuprofen (Minimalbewertung) [µg/l] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen



Abkürzungen: ARA - Abwasserreinigungsanlage; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 15: Konzentrationen von Diclofenac und Ibuprofen [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe

Bemessungswert (EW)	Diclofenac		Ibuprofen	
	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]
2.000–9.999	1,95	1,60	0,040–0,041	0,034
10.000–149.999	2,88	2,60	0,21	0,15
≥ 150.000	2,93	2,70	0,21	0,038
Alle Anlagen	2,77	2,50	0,19	0,10

Abkürzungen: EW - Einwohnerwerte.

6.2.4 Vergleich mit früheren Untersuchungen

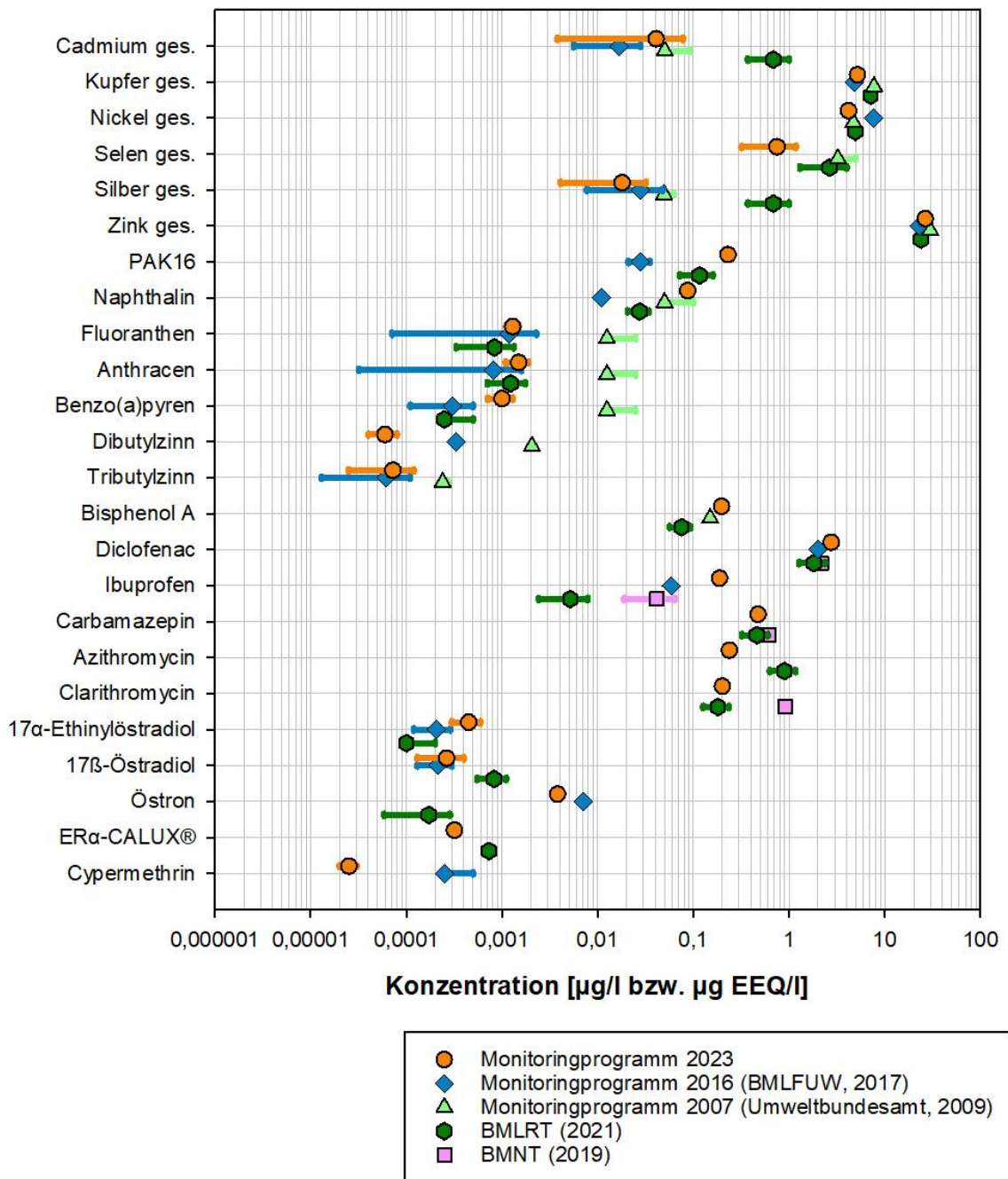
Im aktuellen Monitoringprogramm 2023 wurden schwerpunktmäßig Stoffe untersucht, die

- seit dem Jahr 2008 bzw. 2013 als prioritäre Stoffe definiert sind und für die verbesserte analytische Nachweismethoden und/oder aktualisierte Umweltqualitätsnormen eine Neubewertung ermöglichen/erfordern;
- im Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) als neue prioritäre Stoffe vorgeschlagen werden, aber bereits seit vielen Jahren diskutiert wurden und im Zuge der Beobachtungsliste europaweit im Oberflächengewässer untersucht wurden;
- für die Bewertung als prioritärer Stoff vorgeschlagen sind und aktuell im Rahmen der vierten Beobachtungsliste europaweit untersucht werden bzw. als Indikatorsubstanzen für die Umsetzung der KA-RL vorgeschlagen sind.

In Abbildung 35 und Abbildung 36 werden die Mittelwerte aus den jeweiligen Minimal- und Maximalbewertungen aus dem aktuellen Monitoringprogramm 2023 mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen verglichen. Aus dem Monitoringprogramm 2007 (Umweltbundesamt, 2009) wurden – sofern Werte aus Modul 1 und Modul 2 vorhanden sind – nur Werte aus Modul 2 berücksichtigt, da niedrigere BG als in Modul 1 erreicht wurden. Neben den Monitoringprogrammen 2007 und 2016 wurden weitere Studien berücksichtigt, die seit dem Monitoringprogramm 2016 im Ablauf kommunaler Kläranlagen durchgeführt wurden. Mit Ausnahme des Untersuchungsprogramms 2007 (Umweltbundesamt, 2009) war die Probenahmestrategie der Vergleichsuntersuchungen ident (durchflussproportionale Wochenmischproben), im Untersuchungsprogramm 2007 und in einer Untersuchung der PFAS in

Abwasser (Umweltbundesamt, 2023) wurden durchflussproportionale Tagesmischproben genommen.

Abbildung 35: Vergleich der Konzentrationen im Monitoringprogramm 2023 mit früheren Untersuchungen. Dargestellt sind die Mittelwerte der jeweiligen Minimal- und Maximalbewertungen (als äußerste Punkte der Linien)



Für die Metalle **Kupfer**, **Nickel** und **Zink** (Gesamtgehalte) waren die mittleren Konzentrationen in den vergangenen Untersuchungen stabil. Die Werte lagen für Kupfer zwischen 4,8 µg/l (BMLFUW, 2017) und 7,7 µg/l (Umweltbundesamt, 2009), für Nickel zwischen 4,2 µg/l (aktuelle Untersuchung) und 7,0 µg/l (BMLFUW, 2017) und für Zink zwischen 23,4 µg/l (BMLFUW, 2017) und 29,8 µg/l (Umweltbundesamt, 2009). Cadmium war im Jahr 2023 in 23 der 37 Proben nicht nachweisbar und in 14 Proben unter der BG (0,13 µg/l). In der Untersuchung 2016 waren die Konzentrationen in 36 der 45 Proben nicht nachweisbar und in neun Proben unter BG (0,05 µg/l). Für Cadmium wurde im Monitoring 2017 eine sensitivere Analytik erreicht, weshalb die Situation im Abwasser genauer abgebildet werden kann (Mittelwertmin 0,0056 µg/l–Mittelwertmax 0,028 µg/l). In der Studie 2021 (BMLRT, 2021b) lagen alle Proben unter der BG von 1 µg/l. In Deutschland wurde für Cadmium eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,009 µg/l ermittelt (UBA, 2020a). **Selen** wurde im aktuellen Monitoringprogramm 2023 im Vergleich zu dem Monitoringprogramm 2006 (5 µg/l) und der Untersuchung im Jahr 2021 (4 µg/l) mit niedrigerer BG analysiert (1,3 µg/l) und es konnten niedrigere mittlere Konzentrationen ermittelt werden. Auch **Silber** wurde im aktuellen Monitoringprogramm 2023 mit niedrigerer BG (0,06 µg/l) analysiert, als in den Untersuchungen 2016 (0,1 µg/l) und mit vergleichbarer BG wie 2007 (0,05 µg/l). Silber war 2023 in 25 Proben nicht nachweisbar und in 12 Proben unter BG, 2016 war der Parameter in 26 von 35 Proben nicht nachweisbar und in neun Proben unter BG. Im Untersuchungsprogramm 2007 lagen zwei der 15 Messwerte über BG und die restlichen Konzentrationen unter BG. Silber zeigte damit tendenziell niedrigere Konzentrationen als in den früheren Untersuchungen.

Naphthalin wurde in BMLRT (2021b) (BG 0,003 µg/l) und im Monitoring 2016 (BG 0,0074 µg/l) mit den niedrigsten BG gemessen, die mittlere Konzentration lag bei BMLRT (2021b) zwischen 0,02 µg/l (Minimalbewertung) und 0,03 µg/l (Maximalbewertung) und damit geringfügig höher, als der Wert einer in Deutschland durchgeführten Untersuchung (0,01 µg/l) (UBA, 2020a). **Fluoranthren** wurde 2023 mit niedrigerer BG (0,001 µg/l) gemessen, als 2016 (0,005 µg/l), 2007 (0,2 µg/l) und 2021 (0,002 µg/l). Die mittlere Konzentration (MW_{min}–MW_{max}) lag zwischen 0,0011 µg/l und 0,0015 µg/l und damit etwas niedriger als die mittlere Konzentration in Deutschland (0,0037 µg/l). **Anthracen** wurde 2023 mit niedrigerer BG (0,002 µg/l) gemessen, als 2016 (0,018 µg/l) und 2007 (0,05 µg/l). in BMLRT (2021b) wurde ebenfalls eine BG von 0,002 µg/l erreicht. Die Konzentrationen lagen in allen Untersuchungen im selben Bereich und geringfügig höher als in Deutschland, wo eine mittlere Konzentration <0,001 µg/l ermittelt wurde. **Benzo(a)pyren** wurde 2023 (BG 0,0015 µg/l), 2016 (BG 0,001 µg/l) und 2021 (BG 0,001 µg/l) mit (nahezu) identen BG gemessen, die mittleren Konzentrationen lagen 2023 höher (MW_{min}–MW_{max}: 0,00071 µg/l–

0,0013 µg/l, als in den Jahren davor und im selben Konzentrationsbereich, wie in Deutschland (0,0007 µg/l).

Dibutylzinn wurde 2007 und 2016 mit einer BG von 0,0002 µg/l gemessen. 2016 lagen zehn Messwerte unter der NG, acht Werten unter der BG und 16 Messwerte über der BG, wobei in drei Proben Konzentrationen über 0,001 µg/l ermittelt wurden. Im Monitoringprogramm 2023 wurde mit einer BG von 0,001 µg/l gemessen und alle Werte lagen unter dieser, was auf niedrigere Konzentrationen im Abwasser hinweist. **Tributylzinn** wurde in allen drei Monitoringprogrammen (2007, 2016, 2023) mit einer BG von 0,0002 µg/l gemessen und lag 2016 und 2023 nur mit jeweils einem Messwert über der BG. Es kann davon ausgegangen werden, dass Tributylzinn vereinzelt im Ablauf von Kläranlagen nachgewiesen werden kann. **Bisphenol A** wurde zwar 2023 mit höheren BG (0,01 µg/l) als 2021 (BG 0,003 µg/l) untersucht, der überwiegende Teil der Messwerte lag aber bereits in der Untersuchung 2021 über 0,01 µg/l. Hier deuten die Untersuchungen aus 2023 auf tendenziell steigende Konzentrationen im Abwasser hin.

Bei den Arzneimittelwirkstoffen zeigten **Diclofenac** und **Carbamazepin** konstante Konzentrationen in allen Abwasseruntersuchungen. Für Diclofenac lagen die Konzentrationen zwischen 1,27 µg/l (Minimalbewertung, BMLRT, 2021b) und 2,77 µg/l (aktuelles Monitoringprogramm 2023), für Carbamazepin zwischen 0,32 µg/l (Minimalbewertung, BMLRT, 2021b) und 0,61 µg/l (BMNT, 2019). **Ibuprofen** wurde 2023, 2021 und 2017 mit identer BG (0,01 µg/l) untersucht, 2019 lag die BG bei 0,1 µg/l. Ibuprofen wurde 2023 und 2016 in 91 % bzw. 75 % der Proben mit Werten >BG detektiert, 2021 waren nur 22 % von neun Proben über der BG. Die Ergebnisse deuten auf tendenziell steigende Konzentrationen im Abwasser hin. **Azithromycin** und **Clarithromycin** wurden 2023, 2021 und 2019 mit einer BG von 0,01 µg/l untersucht und zeigten sinkenden Konzentrationen, die 2023 bei 0,24 µg/l (Azithromycin) bzw. 0,20 µg/l (Clarithromycin) lagen.

Die drei Steroidhormone **17α-Ethinylöstradiol**, **17β-Östradiol** und **Östron** wurden 2023 mit einer BG von 0,0006 µg/l, in den Untersuchungen 2016 und 2021 mit einer BG von 0,0004 µg/l gemessen. 17α-Ethinylöstradiol war 2023 in keiner Probe nachweisbar, 17β-Östradiol wurde in der Untersuchung 2023 mit 34 Werten unter der NG und drei Werten über der BG gemessen. In der Untersuchung 2017 waren es für 17α-Ethinylöstradiol 21 Werte unter der NG, neun Werte unter der BG und vier Messwerte über der BG, bzw. für 17β-Östradiol 23 Werte unter der NG, sieben Werten unter der BG und vier Messwerte über der BG. Aussagen zu Änderungen mittlerer Konzentrationen sind aufgrund der wenigen Messwerte über der BG nicht möglich. Für Östron zeigte sich 2023 im Vergleich zu 2016 eine etwas niedrigere mittlere Konzentration (MW_{min}–MW_{max}: 0,0038 µg/l–0,0039 µg/l) im

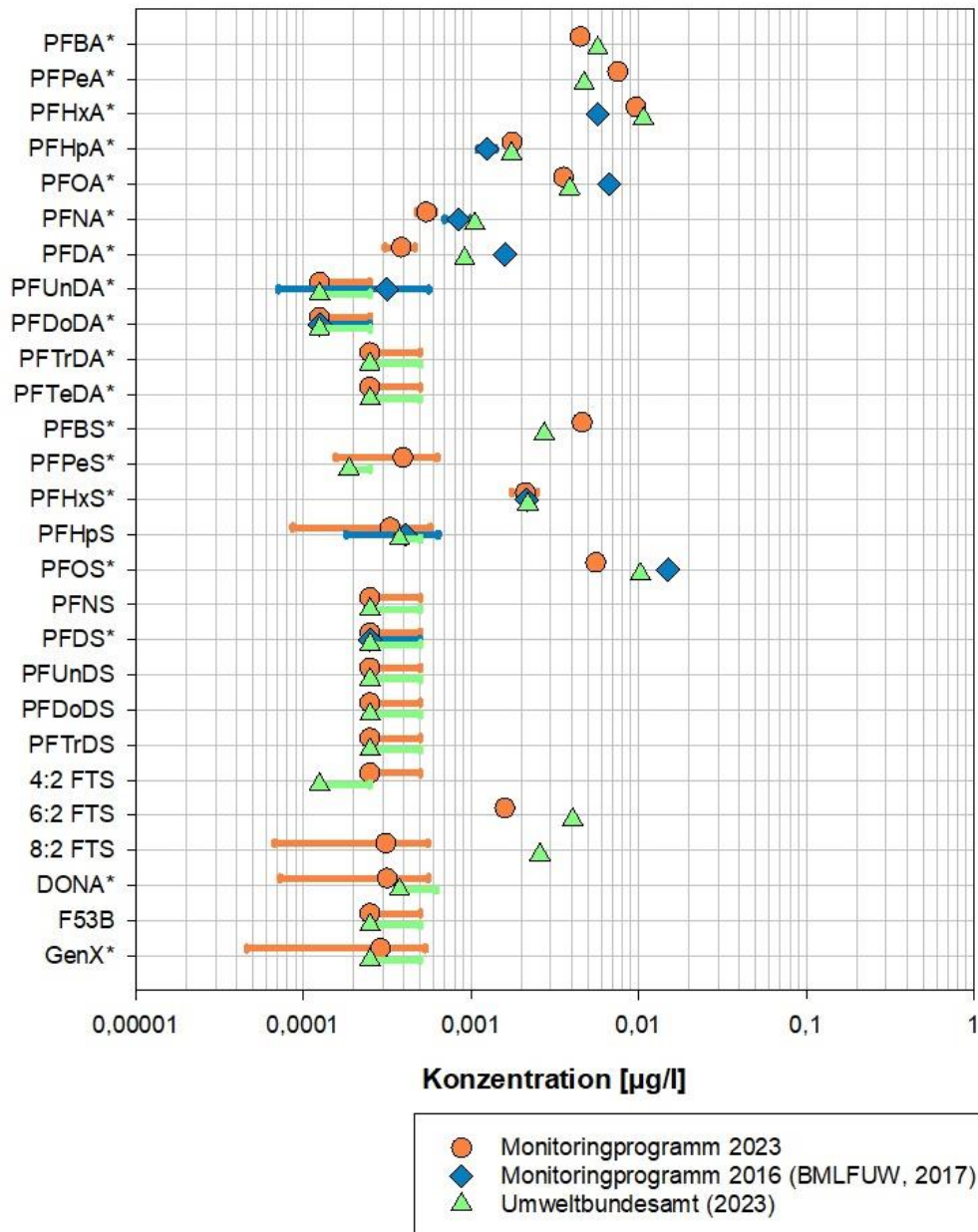
Vergleich zu 2016 (0,0071 µg/l), obwohl mehr Proben über BG lagen (78 %), als 2016 (65 %). In der Studie 2021 lag nur ein Messwert über BG, in den restlichen acht Proben war Östron nicht nachweisbar. Der **ERα-CALUX®** zeigte in der Untersuchung 2023 ein niedrigeres östrogenes Wirkpotential kommunaler Kläranlagenabläufe (MW_{\min} – MW_{\max} : 0,00031 µg EEQ/l–0,00033 µg EEQ/l) als in der Untersuchung 2021 (0,00073 µg EEQ/l), wobei die jeweiligen BG im selben Bereich lagen (0,000052 µg EEQ/l–0,000093 µg EEQ/l im Jahr 2021 und 0,000063 µg/l im Jahr 2023).

Cypermethrin konnte im Monitoring 2016 nicht bewertet werden, da der Parameter bei einer NG von 0,0005 µg/l in keiner Probe nachweisbar war. Im Monitoring 2023 wurde eine BG von 0,000025 µg/l und eine NG von 0,000013 µg/l erreicht und führte damit zu einer verbesserten Einschätzung der Abwasserkonzentration. Fünf Messwerte waren über der BG, sechs Messwerte über der NG, die mittlere Konzentration lag zwischen 0,00002 µg/l und 0,00003 µg/l. In Deutschland wurde Cypermethrin bei einer BG von 0,005 µg/l in keiner Ablaufprobe nachgewiesen (UBA, 2020a).

Abbildung 36 vergleicht die Messungen der PFAS im Ablauf kommunaler Kläranlagen mit zwei früheren Untersuchungen. Zum einen wurden einige PFAS (PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA; PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, N-Ethyl-Perfluorooctansulfonamid, Perfluorooctansulfonamid) bereits im Monitoringprogramm 2016 analysiert, zum anderen wurden alle PFAS, die im Monitoring 2023 gemessen wurden, im Zuge eines Methodenvergleichs im Ablauf von vier Kläranlagen gemessen (Umweltbundesamt, 2023). Die BG der einzelnen PFAS waren in der Untersuchung 2016 in der Regel ident mit jenen der Untersuchung 2023 (0,001 µg/l), für PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, 4:2 FTS und 6:2 FTS wurde im Monitoring eine um den Faktor 2 niedrigere BG von 0,0005 µg/l erreicht. Erwähnt sei an dieser Stelle, dass im Monitoring 2023 neben den linearen Isomeren von PFHxS und PFOS auch die verzweigten Isomere bestimmt wurden und in Abbildung 36 jeweils die Summe dargestellt ist.

Ausgewählte PFAS wurden in einigen weiteren Studien im Ablauf kommunaler Kläranlagen gemessen (z. B. Humer et al., 2023). Da diese Analysen jedoch nicht von der Umweltbundesamt GmbH durchgeführt wurden, sind sie in Abbildung 36 nicht dargestellt.

Abbildung 36: Vergleich der PFAS-Konzentrationen im Monitoringprogramm 2023 mit früheren Untersuchungen. Dargestellt sind die Mittelwerte der jeweiligen Minimal- und Maximalbewertungen (als äußerste Punkte der Linien)



Die Konzentrationen der einzelnen PFAS-Vertreter lagen in sehr ähnlichen Bereichen. Für PFBA schwankten die Werte zwischen 0,0045 µg/l (aktuelles Monitoringprogramm 2023) und 0,0057 µg/l (Umweltbundesamt, 2023), für PFPeA zwischen 0,0047 µg/l (Umweltbundesamt, 2023) und 0,0075 µg/l (2023), für PFHxA zwischen 0,0057 µg/l (BMLFUW, 2017) und 0,011 µg/l (Umweltbundesamt, 2023), für PFHpA zwischen 0,0013 µg/l (BMLFUW,

2017) und 0,018 µg/l (2023), für PFOA zwischen 0,0036 µg/l (2023) und 0,0067 µg/l (BML-FUW, 2017) und für PFNA zwischen 0,00054 µg/l (Monitoring 2023) und 0,0011 µg/l (Umweltbundesamt, 2023). PFDA wurde im Monitoring 2023 mit niedrigeren mittleren Konzentrationen (0,00038 µg/l), als 2016 gemessen (0,0016 µg/l); für PFUnDA führte ein Messwert >BG im Monitoring 2016 zu etwas höheren mittleren Konzentrationen. PFTrDA, PFTeDA, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS und PFTrDS waren weder in Umweltbundesamt (2023), noch im Monitoringprogramm 2023 nachweisbar.

Für PFBS und PFPeS waren die Konzentrationen der Messungen 2023 höher, als die Messungen im Rahmen des Methodenvergleichs.

6.2.5 Vergleich Effekt-basierter Methoden mit Einzelstoffanalytik

Der Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL sieht vor, das Vorkommen östrogen wirksamer Substanzen in Oberflächengewässern zwei Jahre lang mit herkömmlichen Methoden (chemische Analytik) sowie mit Effekt-basierten Methoden zu untersuchen. Aus diesem Grund wurden einzelne Proben (Wochenmischproben und 48-Stunden-Mischproben) anhand des ER α -CALUX[®] auf ihre östrogene Aktivität untersucht.

Der ER α -CALUX[®] gibt die östrogene Wirksamkeit einer Wasserprobe in Form von 17 β -Östradiol-Äquivalenten (EEQ) an. Er erlaubt damit eine Bewertung, ob Stoffe mit kumulativer östrogener Wirkung vorhanden sind, die dieselbe Wirkung haben, wie eine äquivalente Menge an 17 β -Östradiol. Das Messergebnis eines ER α -CALUX[®] Tests stellt daher einen Summenparameter der östrogenen Wirksamkeit dar.

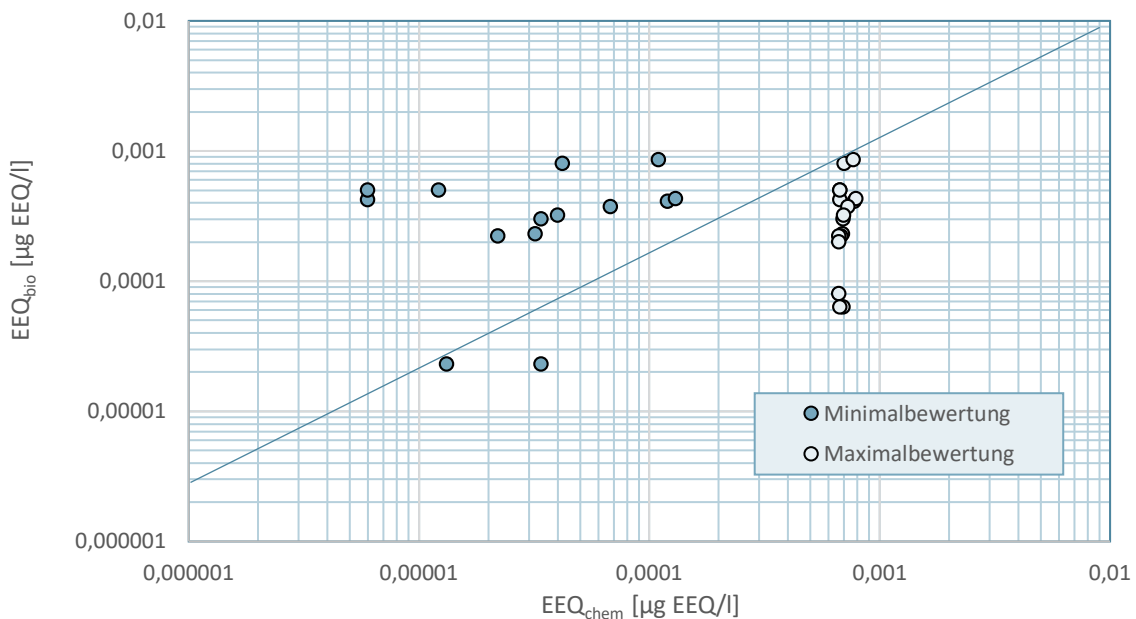
Zur Bewertung der gemessenen Wirkungen wurden in den letzten Jahren – analog zu den Umweltqualitätsnormen für die Bewertung chemischer Analyseergebnisse – sogenannte Effect-Based Trigger Values (EBT) für unterschiedliche Effekt-basierte Methoden abgeleitet. Für den ER α -CALUX[®] wurden die EBT-Werte von 0,0001 µg EEQ/l (Escher et al., 2018) bis 0,0005 µg/l (Van der Ost et al., 2017) abgeleitet. Der nach aktuellem Wissensstand für die Beurteilung in Hinblick auf die WRRl vorgeschlagene EBT liegt bei 0,00028 µg EEQ/l (EK, 2021).

Für den Vergleich der Ergebnisse der chemischen Analyse mit jenen der Wirktests, wurden die einzelnen Messergebnisse der chemischen Analytik mit relativen Wirkungspotenzen (*relative effect potency*, REP) in die jeweiligen Äquivalenzkonzentrationen umgerechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen mit den entsprechenden substanz- und testspezifischen REP-Werten multipliziert und die so erhaltenen Äquivalenzkonzentrationen_{chem} der

Einzelstoffe aufsummiert wurden. Die Durchführung erfolgte nach Könemann et al. (2018). Als REP-Werte wurden die Wirkungspotenzen für Östron von 0,02, für 17 β -Östradiol von 1 und für 17 α -Ethinylöstradiol von 1,2 herangezogen (ISO 19040-3). Die Berechnungen erfolgten basierend auf den Ergebnissen auf der Minimal- und der Maximalbewertung (Abbildung 37).

In der Minimalbewertung zeigte das anhand der chemischen Einzelstoffanalytik berechnete östrogene Wirkpotential ($EEQ_{chem.}$) in der Regel niedrigere Werte als das im ER α -CALUX[®] ($EEQ_{bio.}$) gemessene. Das deutet darauf hin, dass in der Probe neben den betrachteten Steroidhormonen weitere Substanzen zur östrogenen Wirkung beitragen. Da die Messwerte des ER α -CALUX[®] einen Summenparameter darstellen, kann nicht identifiziert werden, um welche Substanzen es sich handelt. In der Maximalbewertung ergab sich für $EEQ_{chem.}$ für alle Proben ein beinahe identischer Wert. Dies ist auf die Bewertungskonvention zurückzuführen: In der Maximalbewertung gehen Werte unter der NG mit dem Wert der NG ein. 17 α -Ethinylöstradiol und 17 β -Östradiol, die beide deutlich höhere RPF aufweisen, als Östron und daher das Berechnungsergebnis dominierten, gingen für (fast) alle Proben mit derselben Konzentration in die Berechnung ein.

Abbildung 37: Gegenüberstellung der aus den chemischen Einzelmessungen umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale ($EEQ_{chem.}$) sowie der gemessenen ($EEQ_{bio.}$) östrogenen Wirkung. Dargestellt sind Wochenmischproben und 48-Stunden-Mischproben.



Abkürzungen: EEQ - 17 β -Östradiol-Äquivalente.

Tabelle 16 stellt das östrogene Wirkpotential der Abläufe von Kläranlagen unterschiedlicher Größe dar. Die Werte sind etwas niedriger als jene einer Studie aus dem Jahr 2020, wo neun Kläranlagenabläufe untersucht wurden (BMLRT, 2021b). Dort lag die östrogene Wirksamkeit im Mittel bei 0,00073 µg EEQ/l (Median 0,00069 µg EEQ/l).

Tabelle 16: Östrogenes Wirkpotential [µg EEQ/l] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe (Berücksichtigung der Wochenmischproben)

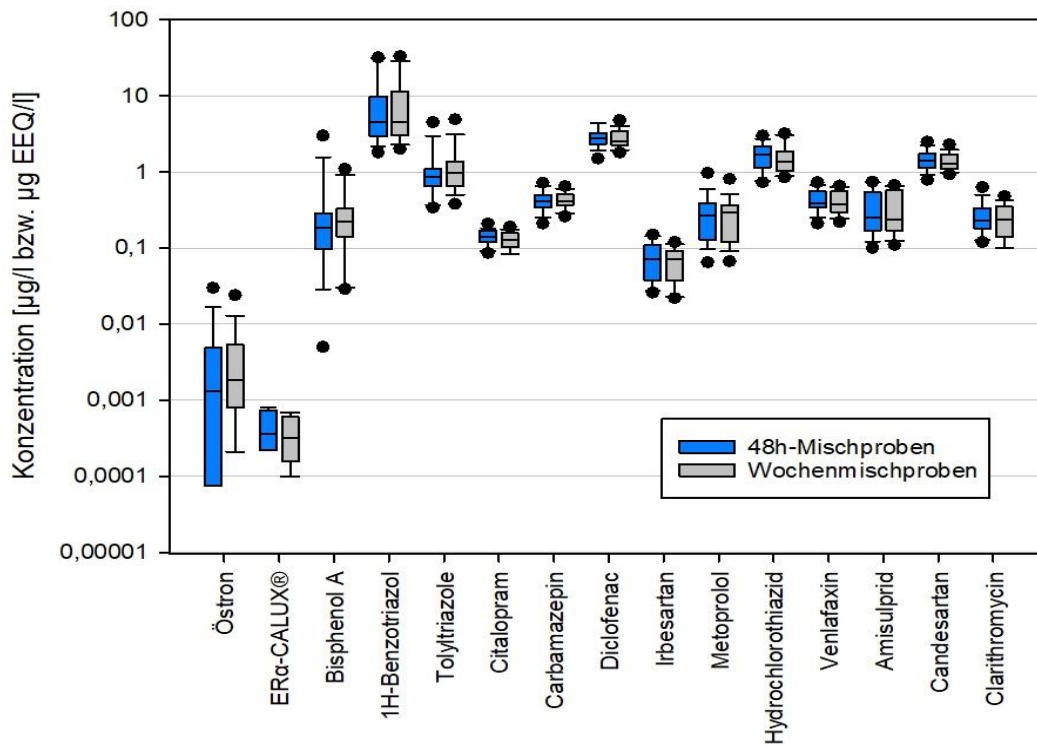
Bemessungswert (EW)	Mittelwert [µg EEQ/l]	Median [µg EEQ/l]
2.000–9.999	0,00016–0,00018	0,00008
10.000–149.999	0,00038	0,00042
≥150.000	0,00052	0,00051
Alle Anlagen	0,00035	0,00032

Angegeben sind jeweils die Ergebnisse von Minimal- und Maximalbewertung (von–bis). Ist nur ein Wert angegeben, so ergeben Minimal- und Maximalbewertung dasselbe Ergebnis.

6.2.6 Abkürzungen: EEQ, 17β-Östradiol-Äquivalente; EW, Einwohnerwerte. Vergleich der 48-Stunden- und der Wochenmischproben

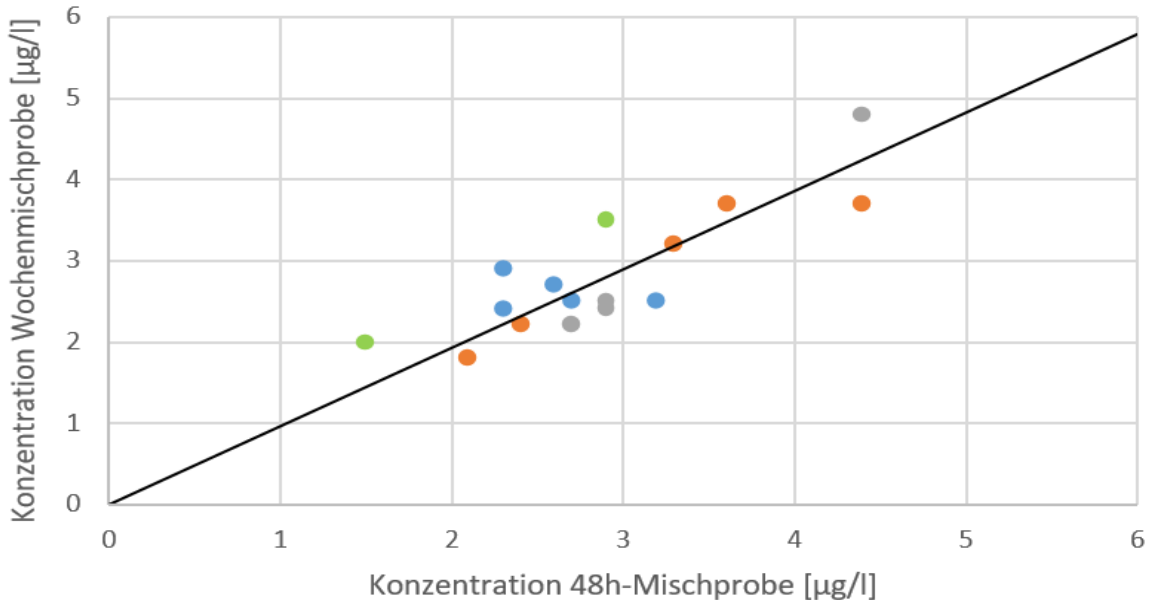
Der Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (EK, 2022b) sieht eine Überwachung der vierten Reinigungsstufe zur Entfernung von Spurenstoffen anhand von durchflussproportionalen 48-Stunden-Mischproben vor. Um zu überprüfen, wie gut die 48-Stunden-Mischprobe die Belastung der Kläranlage abbildet, wurden im vorliegenden Monitoringprogramm 48-Stunden-Mischproben als Teil der Wochenmischprobe genommen, wobei die Tage der Probenahme nicht auf allen Kläranlagen ident war. Für jene Parameter, die der Vorschlag zur Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie als Indikatorsubstanzen vorsieht sowie für Östron, den ERα-CALUX® und Bisphenol A wurde ein Vergleich der 48-Stunden-Mischprobe mit der Wochenmischprobe durchgeführt (Abbildung 38 und Abbildung 39).

Abbildung 38: Vergleich der 48-Stunden- und der Wochenmischproben für Indikatorsubstanzen, Östron, ER α -CALUX[®] und Bisphenol A (Minimalbewertung)



Abkürzungen: EEQ, 17 β -Östradiol-Äquivalente.

Abbildung 39: Vergleich der 48-Stunden-Mischproben und der Wochenmischproben für Diclofenac (Probenahme der 48-Stunden-Mischprobe am Di/Mi (orange Punkte), am Do/Fr (grüne Punkte), am So/Mo (graue Punkte), sonstige Wochentage (blaue Punkte))



Die Konzentrationen der untersuchten Parameter sind in den 48-Stunden- und den Wochenmischproben ident. Die gute Übereinstimmung zeigte sich auch am Beispiel von Diclofenac (Abbildung 39). Die Abbildung zeigt tendenziell den Wochengang von Diclofenac, der bereits in BMLFUW (2017) beschrieben ist. 48-Stunden-Mischproben, die an Sonntagen/Montagen (graue Punkte) und Dienstagen/Mittwochen (orange Punkte) entnommen wurden (an jenen Tagen mit hoher Konzentration im Wochengang gemäß BMLFUW, 2017), zeigten meist etwas höhere Konzentrationen, als die Wochenmischprobe.

6.2.7 Ableitung von Emissionsfaktoren für kommunale Kläranlagen

Eines der Ziele des vorliegenden Projektes war die Ableitung von Emissionsfaktoren, da diese für unterschiedliche wasserwirtschaftliche Fragestellungen (z. B. für die Stoffbilanzmodellierung oder für die Erstellung von Emissionsinventaren) benötigt werden. In Kapitel 6.2.3 wurden mittleren Konzentrationen der relevanten Stoffe und Stoffgruppen in Abhängigkeit von der Größenklasse der Kläranlagen beschrieben. Da das Datenkollektiv in den einzelnen Größenklassen klein war (20 Proben in der Größenklassen 10.000 EW–149.999 EW, 12 Proben in der Größenklasse ab 150.000 EW und fünf Proben in der Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW), wurde auf eine statistische Auswertung der Daten zur Identifizierung signifikanter Unterschiede verzichtet. Zeigten die Kläranlagen tendenziell steigende

Konzentrationen mit zunehmendem Bemessungswert, so wurde von größenabhängigen Unterschieden der Konzentration im Ablauf ausgegangen.

Nach Lambert et al. (2014) ist eine Bedingung für die Ableitung von Emissionsfaktoren eine analytische BG unter der Umweltqualitätsnorm. Weiters sollten mindestens 10 % der Messwerte einer Messkampagne über der BG liegen. In Anbetracht der zum Teil sehr niedrigen vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen wurde die erste Bedingung im Projekt nicht berücksichtigt, während die Ableitung der Emissionsfaktoren in diesem Kapitel nur für Stoffe erfolgte, für die eine ausreichende Anzahl von Messwerten über der BG lag.

Neben der Ermittlung von typischen Abwasserkonzentrationen (in µg/l) wurden Emissionsfaktoren auch als stoffspezifische Fracht pro angeschlossenen Einwohnerwert und Tag (µg/EW/d) berechnet, da diese Faktoren die aktuelle Belastungssituation der Kläranlagen besser wiedergeben. Gemäß Lambert et al. (2014) stehen Emissionsfaktoren immer in Bezug zu einer Aktivitätsrate (Bezugsgröße), die in Relation zu den Stoffeinträgen steht:

$$\text{Emissionsfaktor} \left[\frac{\text{kg}}{\text{a} * \text{x}} \right] = \frac{\text{Stoffeintrag} \left[\frac{\text{kg}}{\text{a}} \right]}{\text{Aktivitätsrate} [\text{x}]}$$

Der Stoffeintrag wurde unter Verwendung der im Projekt ermittelten Kläranlagenablaufkonzentrationen und der mittleren Jahresabwassermenge der 25 untersuchten Kläranlagen aus den Jahren 2020 bis 2022 (EMREG-OW, 2023) berechnet. Als Aktivitätsrate wurde die behandelte Abwasserlast (durchschnittliche Belastung) in Einwohnerwerten verwendet (Tabelle 17).

Tabelle 17: Mittlere durchschn. Belastung (EW) und Jahresabwassermenge (m³/a) der 25 untersuchten Kläranlagen (Mittelwerte aus 2020, 2021 und 2022) (EMREG-OW, 2023)

Bemessungswert [EW]	Durchschnittliche Belastung [EW]	Jahresabwassermenge [m ³ /a]
2.000–9.999	15.443	1.461.047
10.000–149.999	450.939	32.756.315
≥150.000	1.889.750	123.558.333
≥2.000	2.356.132	157.775.695

Abkürzungen: a - Jahr; EW - Einwohnerwerte.

Tabelle 18 stellt die ermittelten Emissionsfaktoren in $\mu\text{g/l}$ sowie in $\mu\text{g/EW/d}$ dar. Im Vergleich mit dem Monitoringprogramm 2007 (Umweltbundesamt, 2009, Clara et al., 2012) wurden für Kupfer ges. (Median 2007: 774 $\mu\text{g/EW/d}$), Nickel ges. (Median 2007: 951 $\mu\text{g/EW/d}$) und Zink ges. (Median 2007: 6049 $\mu\text{g/EW/d}$) niedrigere Emissionskoeffizienten ermittelt. Auch im Vergleich zu Emissionsfaktoren in Deutschland (UBA, 2020a) waren die ermittelten Emissionsfaktoren niedriger. So wurde für Nickel ges. ein Faktor von 1000 $\mu\text{g/EW/d}$ (Median) bzw. 1090 $\mu\text{g/EW/d}$ (Mittelwert) und für Fluoranthen von 0,54 $\mu\text{g/EW/d}$ (Median) bzw. 0,82 $\mu\text{g/EW/d}$ (Mittelwert) berechnet.

Tabelle 18: Emissionsfaktoren für relevante Stoffe in $\mu\text{g/l}$ bzw. in $\mu\text{g/EW/d}$

Parameter	Bemessungswert (EW)	Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Median [$\mu\text{g/l}$]	Mittelwert $\mu\text{g/EW/d}$]	Median [$\mu\text{g/EW/d}$]
Kupfer ges.	≥ 2.000	5,19	2,50	952	459
Kupfer gel.	≥ 2.000	4,71	2,40	864	440
Nickel ges.	≥ 2.000	4,19	3,50	769	642
Nickel gel.	≥ 2.000	3,31	2,50	607	459
Silber gel.	≥ 2.000	0,0049–0,0081	–	0,90–1,49	–
Zink ges.	≥ 2.000	26,5	20	4.862	3.669
Zink gel.	≥ 2.000	18,4	15	3.376	2.752
Östron	≥ 2.000	0,0038	0,0017	0,70	0,31
Bisphenol A	2.000–9.999	0,052–0,053	0,013	13,5–13,7	3,4
	10.000–149.999	0,16	0,14	31,8	27,9
	≥ 150.000	0,32	0,28	57,3	49,3
	≥ 2.000	0,20	0,14	36,3	25,7
PFOS	2.000–9.999	0,0027–0,0034	0,001–0,002	0,7–0,88	0,26–0,52
	10.000–149.999	0,0038–0,0042	0,0023–0,0027	0,76–0,84	0,46–0,54
	≥ 150.000	0,012	0,0053	2,15	0,95
	≥ 2.000	0,0061–0,0065	0,0033	1,12–1,19	0,55
PFAS (PFOA-Äquiv.)	2.000–9.999	0,013	0,004	3,37	1,04
	10.000–149.999	0,014	0,020	2,79	3,98

Parameter	Bemessungswert (EW)	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]	Mittelwert µg/EW/d]	Median [µg/EW/d]
	≥150.000	0,040	0,028	7,17	5,02
	≥2.000	0,023	0,016	4,22	2,94
Benzo(a)pyren	≥2.000	0,00071– 0,0013	0–0,00075	0,13–0,24	0–0,14
Fluoranthen	≥2.000	0,0011–0,0015	0,0005–0,001	0,2–0,28	0,09–0,18
Cypermethrin	≥2.000	0,0000201– 0,0000204	–	0,0037	–
Azithromycin	2.000–9.999	0,17	0,16	44,1	41,5
	10.000–149.999	0,24	0,18	47,8	35,8
	≥150.000	0,26	0,27	46,6	48,4
	≥2.000	0,24	0,22	44	40,4
Clarithromycin	2.000–9.999	0,12	0,09	31,1	23,1
	10.000–149.999	0,21	0,15	41,8	29,9
	≥150.000	0,22	0,22	39,4	39,4
	≥2.000	0,20	0,16	36,7	29,4
Diclofenac	2.000–9.999	1,95	1,60	505	415
	10.000–149.999	2,88	2,60	573	517
	≥150.000	2,93	2,7	525	484
	≥2.000	2,77	2,50	508	459
Ibuprofen	≥2.000	0,19	0,10	34,9	18,4

Abkürzungen: Äquiv. - Äquivalente; d - Tag; EW - Einwohnerwerte; gel. - gelöst; ges. - gesamt; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PFOS - Perfluorooctansäure.

7 Fazit

Die Ziele des Monitoringprogrammes waren

- die Erweiterung bzw. Verbesserung der Datenbasis zum Vorkommen (vorgeschlagener) prioritärer und nationaler Schadstoffe bzw. weiterer Stoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen vor dem Hintergrund der Überarbeitung von UQN-RL und KA-RL;
- die Identifikation relevanter prioritärer und nationaler Schadstoffe in den Kläranlagenabläufen;
- die Ableitung durchschnittlicher Konzentrationen (Emissionsfaktoren) für die untersuchten Stoffe zur Verbesserung der Datengrundlage für die Risikobewertung und die Belastungsanalyse gemäß WRRL.

Im Folgenden werden die Erkenntnisse näher erörtert.

7.1 Erweiterung der Datenbasis zum Vorkommen ausgewählter Schadstoffe im Ablauf kommunaler Kläranlagen

- **Erweiterung der Datenbasis für bereits untersuchte Stoffe:** Einige der Parameter, die als neue prioritäre Stoffe vorgeschlagen werden (z. B. 17 α -Ethinylöstradiol, Diclofenac, Silber) stehen bereits seit der Überarbeitung der RL 2008/105/EC im Jahr 2013 als potentielle prioritäre Stoffe zur Diskussion und wurden daher schon im Monitoringprogramm 2016 untersucht. Weitere Parameter, wie etwa Bisphenol A wurden zuletzt im Monitoringprogramm 2007 bzw. vereinzelt in der in BMLRT (2021b) veröffentlichten Untersuchung analysiert.

Das Monitoringprogramm 2023 trug zur Erweiterung der Datenbasis bei, indem aktuelle Daten generiert wurden, die im Vergleich zu früheren Untersuchungen bereits chemikalienrechtliche Beschränkungen widerspiegeln können. Weiters erfolgte eine Bewertung der Abwasserkonzentrationen im Kontext neu vorgeschlagenen Umweltqualitätsstandards. Stoffe, die im Vergleich mit der entsprechenden UQN gemäß QZV Chemie OG nicht zu einer Verfehlung des guten chemischen Zustands von Oberflächengewässern laut WRRL beitragen, können bei vorgeschlagener Absenkung der UQN zu einer Verfehlung führen. Emissionen, Einleitungen und Verluste müssen abgeschätzt und darauf aufbauend Maßnahmen zur Verbesserung des chemischen

Zustands in Gewässerbewirtschaftungsplänen laut WRRL definiert werden. Das Monitoringprogramm 2023 trug wesentlich zu einer frühzeitigen Einschätzung bei, ob kommunale Kläranlagen für neue prioritäre Stoffe einen relevanten Eintragspfad in die aquatische Umwelt darstellen können.

- **Erweiterung der Datenbasis für bislang selten untersuchte Stoffe:** Manche der Parameter wurden bislang in Österreich kaum bzw. nicht systematisch in kommunalem Abwasser untersucht. Das Herbizid Glyphosat und sein Metabolit AMPA waren im Monitoringprogramm 2023 sehr häufig in kommunalem Abwasser nachweisbar. Kommunale Kläranlagen könnten einen relevanten Eintragspfad in die Gewässer darstellen, was durch eine Eintragspfadmodellierung zu überprüfen wäre. Die Ergebnisse des Monitoringprogramms 2023 liefern wichtige Grundlagendaten für eine solche etwaige zukünftige Modellierung. Andere Stoffe, die derzeit aufgrund ihrer aquatischen Toxizität in Diskussion stehen (z. B. Isothiazolinone, PPDs) wurden erstmals systematisch im Ablauf kommunaler Kläranlagen untersucht. Zumeist wurden sie im Abwasser nicht nachgewiesen, was kommunale Kläranlagen als wesentlichen Eintragspfad in die Umwelt ausschließt.
- **Effekt-basierte Methoden:** Der Einsatz Effekt-basierter Methoden zur Bewertung komplexer Chemikaliengemische wird seit einigen Jahren EU-weit diskutiert. Ziel der Europäischen Kommission ist die Schaffung einer Datenbasis, um Eignung und Anwendbarkeit Effekt-basierter Methoden zum Gewässermonitoring beurteilen zu können. Das Projekt zeigte die östrogene Wirksamkeit der Kläranlagenabläufe und dass diese nur unzureichend mit chemischer Einzelstoffanalytik erklärt werden kann.
- **Eignung der 48-Stunden Mischproben zur Überprüfung der vierten Reinigungsstufe:** 48-Stunden-Mischproben, die in der Überarbeitung der Kommunalen Abwasser-richtlinie zur Überprüfung der vierten Reinigungsstufe vorgesehen sind, spiegeln die Schadstoffbelastung ähnlich wie die Wochenmischproben wieder. Sie werden als geeignete Probenart zur Überprüfung der vierten Reinigungsstufe bewertet.

7.2 Identifikation relevanter prioritärer und nationaler Schadstoffe in den Kläranlagenabläufen

- **Ergebnisse der Bewertung:** Die Relevanzbewertung erfolgte gegen i) die JD-UQN gemäß QZV Chemie OG und ii) die vorgeschlagene JD-UQN gemäß EK (2022a). Analog zur Relevanzbewertung im Monitoringprogramm 2007 und 2016 wurden Stoffe als relevant erachtet, wenn i) der Mittelwert aller Messungen die halbe JD-UQN überschreitet oder wenn ii) der Mittelwert mehrerer Wochenmischproben in zumindest

einer Kläranlage die UQN übersteigt. Nach diesen Kriterien sind 17 Stoffe im Kläranlagenablauf relevant: PFOS, Benzo(a)pyren, Nickel, Fluoranthen, Cypermethrin, Bisphenol A, 17β-Östradiol, Östron, PFAS, Deltamethrin, Silber, Azithromycin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen, Kupfer und Zink.

- Eignung der JD-UQN zur Bewertung der Relevanz in Abwasser:** Für Bisphenol A, die PAK, PFOS und PFAS wurde die (vorgeschlagenen) JD-UQN für Oberflächengewässer für das Schutzgut der menschlichen Gesundheit abgeleitet. Diese wurden mit dem Ziel festgelegt den Schutz vor chemischer Anreicherung in der Nahrungskette sowie den Schutz der Gesundheit vor schädlichen Auswirkungen durch den Verzehr von mit Chemikalien kontaminierten Lebensmitteln. Für die Relevanzeinschätzung eines Stoffes in kommunalem Abwasser ist eine derart abgeleitete JD-UQN überprotektiv. Zum einen erfolgt in Oberflächengewässern eine Verdünnung des Kläranlagenablaufs, zum anderen wird die UQN für Wasser aus der Konzentration in Biota anhand von Anreicherungskoeffizienten abgeschätzt und ist mit Unsicherheiten behaftet. Vergleicht man die im Monitoringprogramm 2023 gemessenen Konzentrationen nicht mit der JD-UQN, die aus der Anreicherung über die Nahrungskette abgeleitet wurde, sondern z. B mit dem Qualitätsstandard für das Schutzgut der aquatischen Lebewesen (JD-UQN_{fw, eco}) oder dem Parameterwert gemäß TWRL, so liegt der mittlere Koeffizient aus Konzentration/JD-UQN unter 0,5. Für PFOS und PFAS überstiegen einzelne Proben jedoch auch bei Berücksichtigung des alternativen Qualitätsstandards dieses Kriterium (Tabelle 19).

Tabelle 19: Überschreitungshäufigkeiten des halben Bewertungskriteriums und mittlerer Koeffizient aus Konzentration/Bewertungskriterium bei Anwendung weiterer Bewertungskriterien

Parameter	Bewertungskriterium		Häufigkeit Überschreitung JD-UQN bzw. Parameterwert	mittlere Konzentration/ JD-UQN bzw. Parameterwert
	Art	[µg/l bzw. µg PFOAEQ/l]	[%]	[-]
BPA	JD-UQN _{vor.}	0,00017	100 %	1.163
	JD-UQN _{fw, eco}	2,16	0 %	0,09
Benzo(a)pyren	JD-UQN _{akt.}	0,00017	24 %	4,19
	JD-UQN _{fw, eco}	0,22	0 %	0,0032
Fluoranthen	JD-UQN _{akt.}	0,00076	62 %	1,47

Parameter	Bewertungskriterium		Häufigkeit Überschreitung JD- UQN bzw. Parameterwert	mittlere Konzentration/ JD-UQN bzw. Parameterwert
	Art	[µg/l bzw. µg PFOAEQ/l]	[%]	[-]
	JD-UQN _{fw, eco}	0,22	0 %	0,0093
PFOS	JD-UQN _{akt.}	0,00065	92 %	9,44
	JD-UQN _{fw, eco}	0,023	3 %	0,27
PFAS	JD-UQN _{vor.}	0,0044	97 %	5,13
	JD-UQN _{fw, eco} ¹	30	0 %	0,0008
	TWRL ²	0,1	14 %	0,40

Erläuterungen zur Tabelle:

¹ Berechnung PFOA-Äquivalente für 24 PFAS gemäß Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL und Bewertung gegen den JD-UQN_{fw, eco} von PFOA.

² Summierung der 20 PFAS gemäß RL 2020/2184 (EU) und Vergleich mit dem Parameterwert von 0,1 µg/l. Abkürzungen: BPA - Bisphenol A; JD - Jahresdurchschnitt; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PFOA - Perfluorooctansulfonsäure; PFOAEQ - PFOA-Äquivalente; UQN - Umweltqualitätsnorm.

- **Umgang mit wenigen Messwerten > JD-UQN, die aufgrund hoher Konzentrationen zu Überschreitungen des Relevanzkriteriums führen:** Für zahlreiche Stoffe wurden nur wenige Messwerte über der BG (bzw. über der JD-UQN) detektiert, von denen einzelne Werte aufgrund der Höhe der Konzentration zu einer Überschreitung des Relevanzkriteriums führten (z. B. Silber, 17β-Östradiol, Pyrethroide, Neonicotinoide, Tributylzinn). Ist ein einzelner hoher Messwert für die Überschreitung eines Relevanzkriteriums verantwortlich (z. B. Thiacloprid, Permethrin), so liegt vermutlich ein Ausreißerwert vor, der etwa durch eine Probenverunreinigung verursacht wurde und als nicht repräsentativ angesehen werden kann. Schwieriger wird die Beurteilung der Repräsentativität der Ergebnisse in jenen Fällen, wo mehrere vereinzelte Messwerte zu einer Überschreitung des Relevanzkriteriums führen. Hier muss im Einzelfall beurteilt werden, ob eine Relevanz im kommunalen Abwasser gegeben ist.
- **Analytische Verfahren im Ultraspurenbereich:** Die vorgeschlagenen JD-UQN zahlreicher neuer prioritärer Stoffe gemäß EK (2022a) liegen im unteren Nanogramm-bereich und stellen eine Herausforderung für analytische Verfahren dar. Die in diesem Projekt zur Bewertung herangezogenen JD-UQN beziehen sich auf Oberflächengewässer. Da Abwasser eine komplexere Matrix als Oberflächengewässer aufweist, sind die BG in der Regel höher. Bei der Interpretation der Ergebnisse darf nicht

vergessen werden, dass in dem analytisch geforderten Konzentrationsbereich bereits das Vorhandensein weniger Moleküle eines Stoffes darüber entscheiden, ob ein Stoff über oder unter der NG gefunden wird.

Vorschlag zur regelmäßigen Messung von Stoffen nach EmRegV-OW: Die WRRL gibt vor, dass Daten über Art und Ausmaß signifikanter Belastungen auf Oberflächengewässern zu erheben und vorzuhalten sind. Stellen Kläranlagenabläufe einen signifikanten Eintragspfad für einen Schadstoff dar, so sollten für diesen Stoff verpflichtende Messungen auf Kläranlagen in EmRegV-OW festgelegt werden.

Anhand der Ergebnisse des Monitoringprogramms 2023 werden folgende Stoffe aus der Liste relevanter Stoffe **nicht** für eine Messverpflichtung in komARA vorgeschlagen:

- Benzo(a)pyren und Fluoranthen, da keine Probe die Umweltqualitätsnorm zum Schutz aquatischer Organismen (JD-UQN_{fw, eco}) übersteigt und die Haupteintragspfade in Oberflächengewässern die Erosion und der Oberflächenabfluss sind (BMNT, 2019b).
- Silber, Cypermethrin und Deltamethrin, da nur wenige Proben für die Überschreitung des Relevanzkriteriums verantwortlich waren und nicht von einer flächendeckenden Relevanz ausgegangen werden kann.
- Kupfer und Zink, da für beide Stoffe der Oberflächenabfluss der Haupteintragspfad in Oberflächengewässern ist (BMNT, 2019b).
- 17β-Östradiol und Östron: Obwohl die Relevanz beider Hormone im Ablauf kommunaler Kläranlagen gegeben ist, werden sie nicht zur Messung vorgeschlagen. Der Hintergrund ist, dass 17β-Östradiol und Östron mit analytischen Standardverfahren kaum nachweisbar sind.

Für eine Messverpflichtung in komARA vorgeschlagen werden:

- PFAS (zukünftig anstelle von PFOS zur Überwachung in der UQN-RL vorgesehen), da für PFOS einige Proben die Umweltqualitätsnorm zum Schutz aquatischer Organismen (JD-UQN_{fw, eco}) überstiegen und komARA einen relevanten Eintragspfad in die Oberflächengewässern darstellen (BMNT, 2019b);
- Bisphenol A: obwohl keine Probe die Umweltqualitätsnorm zum Schutz aquatischer Organismen (JD-UQN_{fw, eco}) überstieg, wird Bisphenol A aufgrund seines Nachweises in allen Kläranlagen als relevant eingestuft.
- Nickel, Clarithromycin, Diclofenac, Azithromycin und Ibuprofen.

7.3 Ableitung durchschnittlicher Konzentrationen (Emissionsfaktoren)

- Ableitung von Emissionsfaktoren für 15 ausgewählte Parameter: Im vorliegenden Projekt wurden Emissionsfaktoren für 15 Stoffe erstellt. Für Bisphenol A, PFOS, PFAS (PFOA-Äqu.), Azithromycin, Clarithromycin und Diclofenac wurde dabei eine Abhängigkeit der Konzentration vom Bemessungswert der Kläranlage festgestellt. Die Emissionsfaktoren werden künftig für wasserwirtschaftliche Fragestellungen wie etwa die Ist-Bestandsanalyse gemäß WRRL genutzt.

8 Anhang

8.1 Untersuchungsumfang

Tabelle 20: Untersuchte Parameter mit Nachweisgrenzen (NG) und Bestimmungsgrenzen (BG)

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [$\mu\text{g/l}$]	NG [$\mu\text{g/l}$]
1	Referenzparameter	Abfiltrierbare Stoffe	-	10.000	5.000
2	Referenzparameter	CSB	-	15.000	7.500
3	Referenzparameter	Gesamtstickstoff	-	2.000	1.000
4	Referenzparameter	Gesamtphosphor	-	5	2,5
5	Metalle gesamt	Cadmium	7440-43-9	0,13	0,0014 – 0,042
6	Metalle gesamt	Kupfer	7440-50-8	0,13 - 0,25	0,042– 0,19
7	Metalle gesamt	Nickel	7440-02-0	0,13	0,018– 0,042
8	Metalle gesamt	Selen	7782-49-2	1,3	0,15–0,42
9	Metalle gesamt	Silber	7440-22-4	0,06	0,01–0,02
10	Metalle gesamt	Zink	7440-66-6	0,25 - 0,5	0,083– 0,32
5a	Metalle gelöst	Cadmium	7440-43-9	0,01	0,003
6a	Metalle gelöst	Kupfer	7440-50-8	0,5	0,17
7a	Metalle gelöst	Nickel	7440-02-0	0,2	0,067
8a	Metalle gelöst	Selen	7782-49-2	2	0,67
9a	Metalle gelöst	Silber	7440-22-4	0,01	0,003
10a	Metalle gelöst	Zink	7440-66-6	2	0,67
11	PAK	Anthracen	120-12-7	0,002	0,001
12	PAK	Acenaphthen	83-32-9	0,002	0,001

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [µg/l]	NG [µg/l]
13	PAK	Acenaphthylen	208-96-8	0,0015	0,00075
14	PAK	Benzo(a)anthracen	56-55-3	0,002	0,001
15	PAK	Benzo(a)pyren	50-32-8	0,0015	0,00075
16	PAK	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2	0,002	0,001
17	PAK	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9	0,0015	0,00075
18	PAK	Benzo(g,h,i)perylen	191-24-2	0,002	0,001
19	PAK	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	0,002	0,001
20	PAK	Dibenzo(a,h)anthracen	53-70-3	0,002	0,001
21	PAK	Chrysen	218-01-9	0,002	0,001
22	PAK	Fluoranthen	206-44-0	0,001	0,0005
23	PAK	Fluoren	86-73-7	0,001	0,0005
24	PAK	Naphthalin	91-20-3	0,01	0,005
25	PAK	Phenanthren	85-01-8	0,001	0,0005
26	PAK	Pyren	129-00-0	0,001	0,0005
27	PFAS	Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4	0,001	0,0005
28	PFAS	Perfluorpentansäure (PFPeA)	2706-90-3	0,001	0,0005
29	PFAS	Perfluorhexansäure (PFHxA)	307-24-4	0,0005	0,00025
30	PFAS	Perfluorheptansäure (PFHpA)	375-85-9	0,0005	0,00025
31	PFAS	Perfluoroctansäure (PFOA)	335-67-1	0,0005	0,00025
32	PFAS	Perfluornonansäure (PFNA)	375-95-1	0,0005	0,00025
33	PFAS	Perfluordecansäure (PFDA)	335-76-2	0,0005	0,00025
34	PFAS	Perfluorundecansäure (PFUnDA)	2058-94-8	0,0005	0,00025
35	PFAS	Perfluordodecansäure (PFDoDA)	307-55-1	0,0005	0,00025
36	PFAS	Perfluortridecansäure (PFTrDA)	72629-94-8	0,001	0,0005
37	PFAS	Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	376-06-7	0,001	0,0005

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [µg/l]	NG [µg/l]
38	PFAS	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	375-73-5	0,001	0,0005
39	PFAS	Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	2706-91-4	0,001	0,0005
40	PFAS	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	355-46-4	0,001	0,0005
40a	PFAS	Perfluorhexansulfonsäure (brPFHxS)	-	0,001	0,0005
41	PFAS	Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	375-92-8	0,001	0,0005
42	PFAS	Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	1763-23-1	0,001	0,0005
42a	PFAS	Perfluoroctansulfonsäure (brPFOS)	-	0,001	0,0005
43	PFAS	Perfluoronansulfonsäure (PFNS)	68259-12-1	0,001	0,0005
44	PFAS	Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	335-77-3	0,001	0,0005
45	PFAS	Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	749786-16-1	0,001	0,0005
46	PFAS	Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	79780-39-5	0,001	0,0005
47	PFAS	Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	791563-89-8	0,001	0,0005
48	PFAS	4:2 Fluortelomersulfonsäure (4:2 FTS)	757124-72-4	0,0005	0,00025
49	PFAS	6:2 Fluortelomersulfonsäure (6:2 FTS)	27619-97-2	0,0005	0,00025
50	PFAS	8:2 Fluortelomersulfonsäure (8:2 FTS)	39108-34-4	0,001	0,0005
51	PFAS	DONA (Perfluoro-4,8-dioxa-3H-nonansäure) ¹	919005-14-4	0,001	0,0005
52	PFAS	Gen X (Perfluoro-2-propoxypropansäure) ¹	122499-17-6	0,001	0,0005
53	PFAS	F-53B (9-chlorohexadecafluoro-3-oxanonan-1-sulfonsäure)	73606-19-6	0,001	0,0005
54	PSM	Bifenthrin	82657-04-3	0,0005	0,00025

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [µg/l]	NG [µg/l]
55	PSM	Cypermethrin	52315-07-8	0,000025	0,000013
56	PSM	Deltamethrin	52918-63-5	0,00003	0,000013
57	PSM	Esfenvalerate	66230-04-4	0,0001	0,00005
58	PSM	Permethrin	52645-53-1	0,0001	0,00005
59	PSM	Acetamiprid	135410-20-7	0,05	0,025
60	PSM	Clothianidin	210880-92-5	0,05	0,025
61	PSM	Imidacloprid	138261-41-3	0,05	0,025
62	PSM	Nicosulfuron	111991-09-4	0,05	0,025
63	PSM	Thiacloprid	111988-49-9	0,05	0,025
64	PSM	Thiamethoxam	153719-23-4	0,05	0,025
65	PSM	Glyphosat	1071-83-6	0,05	0,025
66	PSM	AMPA	-	0,05	0,025
67	Biozid	Triclosan	3380-34-5	0,05	0,025
68	Biozid	Benzisothiazolinon (BIT)	2634-33-5	0,03	0,015
69	Biozid	Butylbenzisothiazolinon (BBIT)	4299-07-4	0,005	0,003
70	Biozid	Chlormethylisothiazolinon (CMIT)	26172-55-4	0,03 - 0,1	0,015–0,05
71	Biozid	Dichloroethylisothiazolinon (DCOIT)	64359-81-5	0,1	0,05
72	Biozid	Methylisothiazolinon (MIT)	2682-20-4	0,06	0,03
73	Biozid	Octylisothiazolinon (OIT)	26530-20-1	0,005	0,003
74	Hormone	17α -Ethinylöstradiol (EE2)	57-63-6	0,0006	0,0003
75	Hormone	17β-Östradiol (E2)	50-28-2	0,0006	0,0003
76	Hormone	Östron (E1)	53-16-7	0,0006	0,0003
77	Biologischer Wirktest	ERα-CALUX®	-	0,000063	0,000023
78	Industriechemikalie	Bisphenol A	80-05-7	0,01	0,005
79	Organozinnverbindungen	Dibutylzinn	-	0,001	0,0005
80	Organozinnverbindungen	Tributylzinn	36643-28-4	0,0002	0,0001

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [µg/l]	NG [µg/l]
81	UV-Absorber	Butylmethoxydibenzoyl-methan (Avobenzon)	70356-09-1	0,1	0,05
82	UV-Absorber	Octocrylen	6197-30-4	0,1	0,05
83	UV-Absorber	Benzophenon-3 (Oxybenzon)	131-57-7	0,1	0,05
84	Antioxidans	IPPD	101-72-4	0,03	0,015
85	Antioxidans	6PPD	793-24-8	0,03	0,015
86	Antioxidans	7PPD	3081-01-4	0,03	0,015
87	Antioxidans	8PPD	15233-47-3	0,03	0,015
88	Antioxidans	77PD	3081-14-9	0,03	0,015
89	Antioxidans	6PPD-Chinon	-	0,02	0,01
90	Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	95-14-7	0,01	0,005
91	Korrosionsschutzmittel	4-Methylbenzotriazol und 6-Methyl-benzotriazol als Gemisch	29878-31-7 und 136-85-6	0,01	0,005
92	AZM	4-Acetylaminoantipyrin	83-15-8	0,001	0,0005
93	AZM	4-Formylaminoantipyrin	1672-58-8	0,001	0,0005
94	AZM	Acetylsulfamethoxazol	21312-10-7	0,001	0,0005
95	AZM	Amidotrizoesäure	117-96-4	0,01	0,005
96	AZM	Amisulprid	53583-79-2	0,01	0,005
97	AZM	Amlodipin	88150-42-9	0,01	0,005
98	AZM	Amoxicillin	26787-78-0	0,01	0,005
99	AZM	Ampicillin	69-53-4	0,01	0,005
100	AZM	Atenolol	29122-68-7	0,001	0,0005
101	AZM	Atorvastatin	134523-00-5	0,001	0,0005
102	AZM	Azithromycin	83905-01-5	0,01	0,005
103	AZM	Bezafibrat	41859-67-0	0,001	0,0005
104	AZM	Bisoprolol	66722-44-9	0,001	0,0005
105	AZM	Bupropion	34911-55-2	0,001	0,0005
106	AZM	Candesartan	139481-59-7	0,01	0,005
107	AZM	Canrenon	976-71-6	0,01	0,005

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [µg/l]	NG [µg/l]
108	AZM	Capecitabin	154361-50-9	0,001	0,0005
109	AZM	Carbamazepin	298-46-4	0,001	0,0005
110	AZM	Carvedilol	72956-09-3	0,01	0,005
111	AZM	Citalopram	59729-33-8	0,001	0,0005
112	AZM	Clarithromycin	81103-11-9	0,01	0,005
113	AZM	Clindamycin	18323-44-9	0,01	0,005
114	AZM	Clofibrinsäure	882-09-7	0,001	0,0005
115	AZM	Clopidogrel	113665-84-2	0,001	0,0005
116	AZM	Clotrimazol	23593-75-1	0,01	0,005
117	AZM	Codein	76-57-3	0,001	0,0005
118	AZM	Dehydro-Erythromycin	23893-13-2	0,01	0,005
119	AZM	Diazepam	439-14-5	0,001	0,0005
120	AZM	Diclofenac	15307-86-5	0,001	0,0005
121	AZM	Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin	35079-97-1	0,001	0,0005
122	AZM	Doxycyclin	564-25-0	0,01	0,005
123	AZM	Duloxetin	116539-59-4	0,01	0,005
124	AZM	Enalapril	75847-73-3	0,001	0,0005
125	AZM	Erythromycin	114-07-8	0,01	0,005
126	AZM	Fenofibrat	49562-28-9	0,01	0,005
127	AZM	Fluconazol	86386-73-4	0,01	0,005
128	AZM	Furosemid	54-31-9	0,001	0,0005
129	AZM	Gabapentin	60142-96-3	0,01	0,005
130	AZM	Gemfibrozil	25812-30-0	0,001	0,0005
131	AZM	Gliclazid	21187-98-4	0,001	0,0005
132	AZM	Guaifenesin	93-14-1	0,01	0,005
133	AZM	Hydrochlorothiazid	58-93-5	0,001	0,0005
134	AZM	Ibuprofen	15687-27-1	0,01	0,005
135	AZM	Iohexol	66108-95-0	0,01	0,005

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [µg/l]	NG [µg/l]
136	AZM	lomeprol	78649-41-9	0,01	0,005
137	AZM	lopamidol	60166-93-0	0,01	0,005
138	AZM	lopromid	73334-07-3	0,01	0,005
139	AZM	loversol	87771-40-2	0,01	0,005
140	AZM	Irbesartan	138402-11-6	0,001	0,0005
141	AZM	Josamycin	16846-24-5	0,01	0,005
142	AZM	Ketoprofen	22071-15-4	0,001	0,0005
143	AZM	Koffein	58-08-2	0,01	0,005
144	AZM	Levetiracetam	102767-28-2	0,01	0,005
145	AZM	Mefenaminsäure	61-68-7	0,001	0,0005
146	AZM	Metformin	657-24-9	0,01	0,005
147	AZM	Metoprolol	37350-58-6	0,001	0,0005
148	AZM	Metronidazol	443-48-1	0,001	0,0005
149	AZM	Miconazol	22916-47-8	0,01	0,005
150	AZM	Naproxen	22204-53-1	0,01	0,005
151	AZM	O-Desmethylvenlafaxin	93413-62-8	0,01	0,005
152	AZM	Oxazepam	604-75-1	0,001	0,0005
153	AZM	Oxcarbazepin	28721-07-5	0,001	0,0005
154	AZM	Oxytetryklyn	79-57-2	0,01	0,005
155	AZM	Pantoprazol	102625-70-7	0,001	0,0005
156	AZM	Paracetamol (Acetaminophen)	103-90-2	0,01	0,005
157	AZM	Penicillin G	61-33-6	0,01	0,005
158	AZM	Penicillin V	87-08-1	0,01	0,005
159	AZM	Pentoxifyllin	6493-05-6	0,001	0,0005
160	AZM	Phenazon	60-80-0	0,001	0,0005
161	AZM	Primidon	125-33-7	0,001	0,0005
162	AZM	Propranolol	525-66-6	0,001	0,0005
163	AZM	Propyphenazon	479-92-5	0,001	0,0005

Nr	Stoffgruppe	Stoff	CAS	BG [$\mu\text{g/l}$]	NG [$\mu\text{g/l}$]
164	AZM	Prothipendyl	303-69-5	0,01	0,005
165	AZM	Quetiapin	111974-69-7	0,001	0,0005
166	AZM	Ranitidin	66357-35-5	0,01	0,005
167	AZM	Roxithromycin	80214-83-1	0,01	0,005
168	AZM	Salbutamol	18559-94-9	0,001	0,0005
169	AZM	Sertralin	79617-96-2	0,01	0,005
170	AZM	Sitagliptin	486460-32-6	0,001	0,0005
171	AZM	Sotalol	3930-20-9	0,001	0,0005
172	AZM	Sulfadiazin	68-35-9	0,001	0,0005
173	AZM	Sulfadimethoxin	122-11-2	0,001	0,0005
174	AZM	Sulfadimidin (= Sulfamethazin)	57-68-1	0,001	0,0005
175	AZM	Sulfadoxin	2447-57-6	0,001	0,0005
176	AZM	Sulfamethoxazol	723-46-6	0,001	0,0005
177	AZM	Sulfathiazol	72-14-0	0,001	0,0005
178	AZM	Temazepam	846-50-4	0,01	0,005
179	AZM	Terbutalin	23031-25-6	0,01	0,005
180	AZM	Theophyllin	58-55-9	0,01	0,005
181	AZM	Tramadol	27203-92-5	0,001	0,0005
182	AZM	Trazodon	19794-93-5	0,001	0,0005
183	AZM	Trimethoprim	738-70-5	0,001	0,0005
184	AZM	Valaciclovir	124832-26-4	0,01	0,005
185	AZM	Valsartan	137862-53-4	0,001	0,0005
186	AZM	Venlafaxin	93413-69-5	0,001	0,0005
187	AZM	Verapamil	52-53-9	0,001	0,0005

Erläuterung zur Tabelle:

¹Im Vorschlag zur Überarbeitung der GWRL und der UQN-RL (EK, 2022a) wird das Ammoniumsalz (ADONA, CAS 958445-44-8) ausgewiesen. Eine analytische Unterscheidung der Verbindung mit oder ohne Ammonium ist jedoch nicht möglich.

Abkürzungen: AZM – Arzneimittel; BG - Bestimmungsgrenze; CAS - Chemical Abstract Service; CSB – Chemischer Sauerstoffbedarf; NG - Nachweisgrenze; PAK - polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PSM - Pflanzenschutzmittel; UV - Ultraviolett.

Tabelle 21: Untersuchte PFAS, Informationen zu den Verbindungen sowie die im Vorschlag zur Überarbeitung der Wasserrahmenrichtlinie, Grundwasserrichtlinie und Umweltqualitätsnormenrichtlinie berücksichtigten PFAS (EK, 2022a).

Bezeichnung	CAS	RPF ¹	Vorschlag GWRL und UQN-RL ²	TWRL	Analytische Methode	Harmonisierte Einstufung nach CLP-VO ³	SVHC ⁴	POP ⁵
PFBA	375-22-4	0,05	x	x	x	-		
PFPeA	2706-90-	0,03	x	x	x	-		
PFHxA	307-24-4	0,01	x	x	x	-		
PFHpA	375-85-9	0,505	x	x	x	STOT RE 1 (Leber), Repr. 1B	x	
PFOA	335-67-1	1	x	x	x	Acute Tox. 4, Eye Dam. 1, Carc. 2, Lact., STOT RE 1 (Leber), Repr. 1B	x	x
PFNA	375-95-1	10	x	x	x	Acute Tox. 4, Eye Dam. 1, Carc. 2, Lact., STOT RE 1 (Leber, Thymus, Milz), Repr. 1B	x	
PFDA	335-76-2	7	x	x	x	Carc. 2, Lact., Repr. 1B	x	
PFUnDA	2058-94-8	4	x	x	x	-		
PFDoDA	307-55-1	3	x	x	x	-	x	
PFTTrDA	72629-94-8	1,65	x	x	x	-	x	
PFTeDA	376-06-7	0,3	x		x	-	x	
PFHxDA	67905-19-5	0,02	x			-		

Bezeichnung	CAS	RPF ¹	Vorschlag GWRL und UQN-RL ²	TWRL	Analytische Methode	Harmonisierte Einstufung nach CLP-VO ³	SVHC ⁴	POP ⁵
PFODA	16517-11-6	0,02	x			-		
PFBS	375-73-5	0,001	x	x	x	-		
PFPeS	2706-91-4	0,3005	x	x	x	-		
PFHxS	355-46-4	0,6	x	x	x	-	x	x
brPFHxS	-	0,6	x	x	x	-		
PFHpS	375-92-8	1,3	x	x	x	-		
PFOS	1763-23-1	2	x	x	x	Acute Tox. 4, Carc. 2, Lact., STOT RE 1, Aquatic Chronic 2, Repr. 1B		x
brPFOS	-	2	x	x	x	-		x
PFNS	68259-12-1			x	x	-		
PFDS	335-77-3	2	x	x	x	-		
PFUnDS	749786-16-1			x	x	-		
PFDoDS	335-77-3			x	x	-		
PFTTrDS	791563-89-8			x	x	-		
4:2 FTS	757124-72-4				x	-		
6:2 FTS	27619-97-2				x	-		
8:2 FTS	39108-34-4				x	-		x
DONA⁶	919005-14-4	0,03	x		x	-		
Gen X⁶	122499-17-6	0,06	x		x	-	x	
F-53B	73606-19-6				x	-		
6:2 FTOH	647-42-7	0,02	x			-		
8:2 FTOH	678-39-7	0,04	x			-		
C6O4	1190931-41-9	0,06	x			-		

Erläuterungen zur Tabelle:

¹ EK, 2022a;

² Berücksichtigt in der Summe der 24 PFAS im Vorschlag GWRL bzw. UQN-RL;

³ ECHA (2024a);

⁴ Als besonders besorgniserregende Substanz (SVHC) gelistet auf der Kandidatenliste (ECHA, 2024c),

⁵ Gelistet als persistenter organischer Schadstoff (POP) nach Stockholm Konvention (Stockholm Convention, 2024);

⁶ Im Vorschlag der GWRL und der UQN-RL (EK, 2022a) wird das Ammoniumsalz (ADONA, CAS 958445-44-8) ausgewiesen. Eine analytische Unterscheidung der Verbindung mit oder ohne Ammonium ist jedoch nicht möglich.

Abkürzungen: Carc. - krebserzeugend; CAS - Chemical Abstract Service; CLP-VO - Verordnung über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (1272/2008); Eye Dam. - augenschädigend; GWRL - Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG); POP - persistente organische Schadstoffe; Repr. - reproduktionstoxisch; RPF - Relative Potenzfaktoren; STOT RE - spezifische Organtoxizität nach wiederholter Exposition; SVHC - besonders besorgniserregende Substanz; Tox. - toxisch; UQN-RL - Umweltqualitätsnormenrichtlinie (Richtlinie 2008/105/EG); TWRL - Trinkwasserrichtlinie (RL 2020/2184/EU).

8.2 Bewertungskriterien

Tabelle 22: Bewertungskriterien [$\mu\text{g/l}$ bzw. μg EEQ/l] für den ER α -CALUX[®].

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
Metalle	Cadmium	0,08	0,08	-	-	-
Metalle	Kupfer	1,1	-	-	-	-
Metalle	Nickel	4	2	-	-	-
Metalle	Selen	5,3	-	-	-	-
Metalle	Silber	0,1	0,01	-	-	-
Metalle	Zink	7,8	-	-	-	-
PAK	Anthracen	0,1	0,1	-	-	-
PAK	Benzo(a)pyren	0,00017	-	-	-	-
PAK	Fluoranthen	0,0063	0,000762	-	-	-
PAK	Naphthalin	2	2	-	-	-
PFAS	PFOS	0,00065	-	-	-	-

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
PFAS	PFAS (PFOA-Äquivalente von 24 Einzelstoffen)	-	0,0044	-	-	-
PSM	Bifenthrin	-	0,000095	-	-	-
PSM	Cypermethrin	0,00008	0,00003	-	-	-
PSM	Deltamethrin	-	0,0000017	-	-	-
PSM	Esfenvalerate	-	0,000017	-	-	-
PSM	Permethrin	-	0,00027	-	-	-
PSM	Acetamiprid	-	0,037	-	-	-
PSM	Clothianidin	-	0,01	-	-	-
PSM	Imidacloprid	-	0,0068	-	-	-
PSM	Nicosulfuron	-	0,0087	-	-	-
PSM	Thiacloprid	-	0,01	-	-	-
PSM	Thiamethoxam	-	0,04	-	-	-
PSM	Glyphosat	-	0,1* 86,7**	-	-	-
PSM	AMPA	-	-	1500	niedrigster PNEC _{exp.}	1
Biozid	Triclosan	-	0,02	-	-	-
Biozid	BIT	-	-	4,03	PNEC	2
Biozid	BBIT	-	-	4,14	niedrigster PNEC _{exp.}	1
Biozid	CMIT	-	-	5,73	niedrigster PNEC _{exp.}	1
Biozid	DCOIT	-	-	0,034	niedrigster PNEC _{exp.}	1
Biozid	MIT	-	-	3,39	PNEC	2
Biozid	OIT	-	-	2,2	PNEC	2
Hormone	17 α - Ethinylöstradiol	-	0,000017	-	-	-
Hormone	17 β -Östradiol	-	0,00018	-	-	-
Hormone	Östron	-	0,00036	-	-	-

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
Biologischer Wirktest	ER α -CALUX [®]	-	-	0,00028	Vorschlagswert	3
Industrie- chem.	Bisphenol A	1,6	0,00017	-	-	-
Organozinn- verbindungen	Dibutylzinn	0,01	0,01	-	-	-
Organozinn- verbindungen	Tributylzinn	0,0002	0,0002	-	-	-
UV-Absorber	Avobenzon	-	-	3	Maximale Bestimmungsgrenze	4
UV-Absorber	Octocrylen	-	-	0,266	PNEC	2
UV-Absorber	Oxybenzon	-	-	0,67	PNEC	2
Antioxidans	IPPD	-	-	0,37	PNEC von 6PPD	-
Antioxidans	6PPD	-	-	0,37	PNEC	2
Antioxidans	7PPD	-	-	0,37	PNEC von 6PPD	-
Antioxidans	8PPD	-	-	0,37	PNEC von 6PPD	-
Antioxidans	77PD	-	-	0,37	PNEC von 6PPD	-
Antioxidans	6PPD-Chinon	-	-	0,37	PNEC von 6PPD	-
Korrosions- schutzmittel	Benzotriazol	-	-	97	PNEC	2
Korrosions- schutzmittel	4- und 6- Methylbenzo- triazol	-	-	8	PNEC	2
AZM	4-Acetylamino- antipyrin	-	-	100	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	4-Formylamino- antipyrin	-	-	13	TW-TW	5
AZM	Acetyl- sulfamethoxazol	-	-	2,38	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Amisulprid	-	-	140	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Amidotrizoe- säure	-	-	1	GOW	6
AZM	Amlodipin	-	-	0,23	niedrigster PNEC _{exp.}	1

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
AZM	Amoxicillin	-	-	0,078	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Ampicillin	-	-	0,012	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Atenolol	-	-	150	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Atorvastatin	-	-	8,5	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Azithromycin	-	0,019	-		
AZM	Bezafibrat	-	-	2,3	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Bisoprolol	-	-	92	JD-UQN (Vorschlag)	7
AZM	Bupropion	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Candesartan	-	-	100	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Canrenon	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Capecitabin	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Carbamazepin	-	2,5	-	-	-
AZM	Carvedilol	-	-	1	TW-TW	5
AZM	Citalopram	-	-	16	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Clarithromycin	-	0,13	-	-	-
AZM	Clindamycin	-	-	0,044	JD-UQN (Vorschlag)	7
AZM	Clofibrinsäure	-	-	5	QK-chron.	8
AZM	Clopidogrel	-	-	4	TW-TW	5
AZM	Clotrimazol	-	-	0,03	niedrigster PNEC _{Q_{SAR}}	1
AZM	Codein	-	-	0,3	TW-TW	5
AZM	Dehydro- Erythromycin	-	-	0,5	Vorschlag JD-UQN für Erythromycin	
AZM	Diazepam	-	-	0,291	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Diclofenac	-	0,04	-	-	-
AZM	Dihydro-10,11- Dihydroxy- carbamazepin	-	-	100	QK-chron.	9
AZM	Doxycyclin	-	-	0,20	niedrigster PNEC _{Q_{SAR}}	1

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
AZM	Duloxetin	-	-	0,37	PNEC	10
AZM	Enalapril	-	-	0,3	TW-TW	5
AZM	Erythromycin	-	0,5	-	-	-
AZM	Fenofibrat	-	-	0,20	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Fluconazol	-	-	1,04	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Furosemid	-	-	100	PNEC	11
AZM	Gabapentin	-	-	1000	JD-UQN (Vorschlag)	12
AZM	Gemfibrozil	-	-	0,5	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Gliclazid	-	-	0,5	TW-TW	5
AZM	Guaifenesin	-	-	40	TW-TW	5
AZM	Hydrochloro- thiazid	-	-	100	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Ibuprofen	-	0,14	-	-	-15
AZM	Iohexol	-	-	0,14	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Iomeprol	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Iopamidol	-	-	1	GOW	6
AZM	Iopromid	-	-	6800	PNEC	13
AZM	Ioversol	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Irbesartan	-	-	700	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Josamycin	-	-	3	TW-TW	5
AZM	Ketoprofen	-	-	2,10	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Koffein	-	-	87	PNEC	2
AZM	Levetiracetam	-	-	38,0	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Mefenamin- säure	-	-	1	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Metformin	-	-	5	JD-UQN (Vorschlag)	7
AZM	Metoprolol	-	-	8,6	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Metronidazol	-	-	33,1	niedrigster PNEC _{QSAR}	1

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
AZM	Miconazol	-	-	0,01	PNEC	14
AZM	Naproxen	-	-	1,7	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	O-Desmethyl- venlafaxin	-	-	0,88	JD-UQN (Vorschlag)	7
AZM	Oxazepam	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Oxcarbazepin	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Oxytetryklin	-	-	0,43	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Pantoprazol	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Paracetamol	-	-	46	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Penicillin G	-	-	0,11	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Penicillin V	-	-	0,6	TW-TW	5
AZM	Pentoxifyllin	-	-	20	PNEC	13
AZM	Phenazon	-	-	1,1	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Primidon	-	-	9,11	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Propranolol	-	-	0,411	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Propyphenazon	-	-	0,8	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Prothipendyl	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Quetiapin	-	-	0,1	TW-TW	5
AZM	Ranitidin	-	-	3,1	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Roxithromycin	-	-	0,08	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Salbutamol	-	-	0,1	TW-TW	5
AZM	Sertralin	-	-	0,0094	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Sitagliptin	-	-	84	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Sotalol	-	-	6,52	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Sulfadiazin	-	-	1	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Sulfadimethoxin	-	-	1,21	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Sulfadimidin	-	-	30	niedrigster PNEC _{exp.}	1

Stoffart	Stoff	JD-UQN QZV Chemie OG	JD-UQN Vorschlag EK (2022a)	Qualitätskriterium		Quelle
AZM	Sulfadoxin	-	-	13	TW-TW	5
AZM	Sulfamethoxazol	-	-	0,6	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Sulfathiazol	-	-	0,6	QK-chron.	13
AZM	Temazepam	-	-	0,071	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Terbutalin	-	-	0,2	TW-TW	5
AZM	Theophyllin	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Tramadol	-	-	8,65	niedrigster PNEC _{QSAR}	1
AZM	Trazodon	-	-	0,3	TW-TW	5
AZM	Trimethoprim	-	-	120	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Valaciclovir	-	-	2	TW-TW	5
AZM	Valsartan	-	-	560	niedrigster PNEC _{exp.}	1
AZM	Venlafaxin	-	-	0,88	JD-UQN (Vorschlag)	7
AZM	Verapamil	-	-	2,53	niedrigster PNEC _{exp.}	1

Erläuterungen zur Tabelle:

* Für Süßwasser, das für die Trinkwassergewinnung und -aufbereitung verwendet wird.

** Für Süßwasser, das nicht für die Trinkwassergewinnung und -aufbereitung verwendet wird.

Quellen: 1...NORMAN (2023), 2...ECHA (2024a), 3...Brion et al. (2019), 4... Durchführungsbeschluss (EU) 2022/1307, 5... Umweltbundesamt (2017), 6... UBA (2023a), 7...UBA (2020b), 8... UBA (2023b), 9... Oekotoxzentrum (2023), 10... Minguez et al. (2016), 11... LUA (2002), 12... UBA (2020b), 13... UBA (2011), 14... Kisielius et al. (2023), 15...SCHEER (2023)

Abkürzungen: AZM - Arzneimittelwirkstoffe; EEQ - 17β-Östradiol-Äquivalente; JD-UQN – Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm; OG - Oberflächengewässer; PAK - polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; PFAS - per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen; PSM - Pflanzenschutzmittel; QZV - Qualitätszieleverordnung; UV - Ultraviolett.

8.3 Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse

Tabelle 23: Zusammenfassung der Häufigkeit der Nachweise von Messwerten, von Messwerten unter der Bestimmungsgrenze (BG) und von nicht nachweisbaren Stoffen sowie Angabe von Mittelwert, Median, Minimal- und Maximalkonzentration [$\mu\text{g/l}$ bzw. $\mu\text{g EEQ/l}$] in den untersuchten Wochenmischproben

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Abfiltrierbare Stoffe	37	0	24	13	12–16	5,0–10	5,0	59
CSB gesamt	37	0	14	23	33–35	16	7,5	450
Gesamtphosphor	37	0	0	37	0,38	0,24	0,074	2,5
Gesamtstickstoff	37	0	0	37	11	8,7	2,8	53
Cadmium gesamt	37	23	14	0	0,0038–0,078	0–0,042	0	0,13
Kupfer gesamt	37	0	0	37	5,2	2,5	0,94	32
Nickel gesamt	37	0	0	37	4,2	3,5	1,2	12
Selen gesamt	37	6	30	1	0,32–1,2	0,42–1,3	0	2,3
Silber gesamt	37	25	12	0	0,0041–0,032	0–0,020	0	0,060
Zink gesamt	37	0	0	37	27	20	7,5	74
Cadmium gelöst	25	0	11	14	0,015–0,018	0,012	0,0033	0,047
Kupfer gelöst	25	0	0	25	4,7	2,4	0,64	30
Nickel gelöst	25	0	0	25	3,3	2,5	1,1	8,2
Selen gelöst	25	11	13	1	0,44–1,4	0,67–2,0	0	2,3
Silber gelöst	25	16	4	5	0,0053–0,0085	0–0,0033	0	0,048
Zink gelöst	25	0	0	25	18	15	5,9	53
Acenaphthen	37	17	1	19	0,069–0,070	0,0020	0	0,40
Acenaphthylen	37	20	0	17	0,014	0–0,00075	0	0,086

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Anthracen	37	12	16	9	0,0011–0,0019	0,0010–0,0020	0	0,0062
Benzo(a)anthracen	37	32	3	2	0,00040–0,0013	0–0,0010	0	0,0091
Benzo(a)pyren	37	28	3	6	0,00071–0,0013	0–0,00075	0	0,0079
Benzo(b)fluoranthren	37	30	1	6	0,00071–0,0015	0–0,0010	0	0,010
Benzo(g,h,i)perylen	37	31	5	1	0,00038–0,0014	0–0,0010	0	0,0090
Benzo(k)fluoranthren	37	30	0	7	0,00078–0,0014	0–0,00075	0	0,0081
Chrysen	37	32	3	2	0,00046–0,0014	0–0,0010	0	0,0098
Dibenzo(a,h)anthracen	37	31	5	1	0,00035–0,0013	0–0,0010	0	0,0080
Fluoranthren	37	14	13	9	0,0011–0,0015	0,00050–0,0010	0	0,018
Fluoren	37	3	12	22	0,026–0,027	0,0020	0	0,13
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	37	31	4	2	0,00040–0,0014	0–0,0010	0	0,0090
Naphthalin	37	17	3	17	0,086–0,089	0,0050–0,010	0	0,51
Phenanthren	37	0	0	37	0,022	0,0080	0,0011	0,15
Pyren	37	23	12	2	0,00065–0,0011	0–0,00050	0	0,013
Summe PAK₁₆	37	0	0	37	0,22	0,011	0,0011	1,2
PFBA	37	0	0	37	0,0040	0,0040	0,0015	0,010
PFPeA	37	0	1	36	0,0075	0,0030	0,00050	0,044
PFHxA	37	0	0	37	0,010	0,0050	0,0020	0,055
PFHpA	37	0	0	37	0,0020	0,0010	0,00061	0,010
PFOA	37	0	0	37	0,0040	0,0030	0,0012	0,0088
PFNA	37	1	19	17	0,00047–0,00061	0,00030–0,00050	0	0,0015

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
PFDA	37	12	11	14	0,00031–0,00046	0,00030–0,00050	0	0,00097
PFUnDA	37	37	0	0	0–0,00025	0–0,00025	0	0,00025
PFDoDA	37	37	0	0	0–0,00025	0–0,00025	0	0,00025
PFTTrDA	37	37	0	0	0–0,0005	0–0,00050	0	0,00050
PFTeDA	37	37	0	0	0–0,0005	0–0,00050	0	0,00050
PFBS	37	0	1	36	0,0046	0,0030	0,00050	0,014
PFPeS	37	30	5	2	0,00016–0,00063	0–0,00050	0	0,0021
PFHxS	37	10	8	19	0,0015–0,0018	0,0010	0	0,010
brPFHxS	37	29	6	2	0,00021–0,00068	0–0,0005	0	0,003
PFHxS + brPFHxS	37	10	8	19	0,0018–0,0025	0,0011–0,0016	0,001	0,013
PFHpS	37	33	3	1	0,000090–0,00060	0–0,0005	0	0,0017
PFOS	37	8	10	19	0,0027–0,0029	0,001	0	0,026
brPFOS	37	3	8	26	0,0027–0,0028	0,002	0	0,012
PFOS + brPFOS	37	3	6	28	0,0054–0,0058	0,0031–0,0033	0	0,038
PFNS	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
PFDS	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
PFUnDS	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
PFDoDS	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
PFTTrDS	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
4:2 FTS	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
6:2 FTS	37	7	7	23	0,0015–0,0016	0,0010	0	0,013
8:2 FTS	37	33	3	1	0,000070–0,00060	0–0,00050	0	0,0010

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
DONA	37	33	3	1	0,000070–0,00060	0–0,00050	0	0,0012
F53B	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
GenX	37	35	1	1	0,000050–0,00050	0–0,00050	0	0,0012
Acetamidrid	25	24	0	1	0,0084–0,032	0–0,025	0	0,21
AMPA	25	0	1	24	1,93–1,94	1,9	0,025	5,2
Bifenthrin	25	25	0	0	0–0,00025	0–0,00025	0	0,00025
Clothianidin	25	25	0	0	0–0,025	0–0,025	0	0,025
Cypermethrin	25	14	6	5	0,000020–0,000030	0–0,000013	0	0,00020
Deltamethrin	25	22	1	2	0,0000050–0,000020	0–0,000013	0	0,000077
Fenvalerate	25	25	0	0	0–0,000050	0–0,000050	0	0,000050
Glyphosat	25	2	0	23	0,27–0,28	0,20	0	1,4
Imidacloprid	25	20	4	1	0,0061–0,030	0–0,025	0	0,052
Nicosulfuron	25	25	0	0	0–0,024	0–0,025	0	0,025
Permethrin	25	18	1	6	0,00021–0,00025	0–0,000050	0	0,0039
Thiacloprid	25	24	0	1	0,011–0,035	0–0,025	0	0,27
Thiamethoxam	25	25	0	0	0–0,025	0–0,025	0	0,025
BIT	12	8	4	0	0,005–0,020	0–0,015	0	0,030
BBIT	12	11	1	0	0,00025–0,0032	0–0,0030	0	0,0050
MIT	12	4	3	5	0,15–0,16	0,030–0,060	0	0,92
OIT	12	12	0	0	0–0,0030	0–0,0030	0	0,0030
DCOIT	12	12	0	0	0–0,050	0–0,050	0	0,050
CMIT	12	12	0	0	0–0,024	0–0,015	0	0,050
Triclosan	25	22	3	0	0,0030–0,028	0–0,025	0	0,050

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
17α-Ethinyl- östradiol	37	37	0	0	0–0,0003	0–0,00030	0	0,0003
17β-Östradiol	37	34	0	3	0,00013– 0,00040	0–0,00030	0	0,0031
Östron	37	3	5	29	0,0038– 0,0039	0,0020	0	0,034
ERα-CALUX®	13	0	2	11	0,00031– 0,00033	0,00032	0,000023	0,00085
Bisphenol A	37	0	1	36	0,20	0,14	0,0050	1,1
Dibutylzinn- Kation	25	23	2	0	0,000040– 0,000080	0	0	0,0010
Tributylzinn- Kation	25	24	0	1	0,000030– 0,00012	0–0,00010	0	0,00063
Octocrylen	10	10	0	0	0–0,050	0–0,050	0	0,050
Oxybenzon	10	10	0	0	0–0,050	0–0,050	0	0,050
Avobenzon	10	10	0	0	0–0,050	0–0,050	0	0,050
IPPD	12	12	0	0	0–0,015	0–0,015	0	0,015
6PPD	12	12	0	0	0–0,015	0–0,015	0	0,015
7PPD	12	12	0	0	0–0,015	0–0,015	0	0,015
8PPD	12	12	0	0	0–0,015	0–0,015	0	0,015
77PD	12	12	0	0	0–0,015	0–0,015	0	0,015
6PPD-Chinon	12	11	1	0	0,0008–0,011	0–0,010	0	0,020
1H-Benzotriazol	37	0	0	37	6,4	4,4	0,19	33
Tolyltriazole	37	0	0	37	1,0	0,72	0,20	5,0
4-Acetylamino- antipyrin	37	0	0	37	1,8	1,4	0,20	6,1
4-Formylamino- antipyrin	37	0	0	37	3,9	4,0	0,13	7,1
Acetylsulfa- methoxazol	37	6	0	31	0,016	0,013	0	0,057
Amidotrizoe- säure	37	2	3	32	1,5	0,83	0	5,4

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Amisulprid	37	0	0	37	0,37	0,27	0,053	2,7
Amlodipin	37	1	15	21	0,012–0,014	0,011	0	0,037
Amoxicillin	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Ampicillin	37	29	0	8	0,0080–0,012	0–0,0050	0	0,10
Atenolol	37	0	0	37	0,068	0,046	0,0012	0,27
Atorvastatin	37	2	1	34	0,023	0,014	0	0,10
Azithromycin	37	0	0	37	0,24	0,22	0,016	0,59
Bezafibrat	37	1	0	36	0,22	0,10	0	1,3
Bisoprolol	37	0	0	37	0,18	0,17	0,037	0,38
Bupropion	37	0	0	37	0,023	0,018	0,0034	0,061
Candesartan	37	0	0	37	1,6	1,4	0,91	4,4
Canrenon	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Capecitabin	37	9	3	25	0,0032–0,0033	0,0030	0	0,012
Carbamazepin	37	0	0	37	0,48	0,41	0,26	1,3
Carvedilol	37	2	24	11	0,0072–0,011	0,0050–0,010	0	0,018
CBZ-DiOH	37	0	0	37	0,93	0,80	0,50	2,1
Citalopram	37	0	0	37	0,13	0,13	0,055	0,24
Clarithromycin	37	0	1	36	0,20	0,16	0,0050	0,48
Clindamycin	37	0	1	36	0,11	0,091	0,0050	0,49
Clofibrinsäure	37	26	0	11	0,0064–0,0067	0–0,00050	0	0,047
Clopidogrel	37	1	0	36	0,0040	0,0040	0	0,0072
Clotrimazol	37	35	2	0	0,00030–0,0050	0–0,0050	0	0,010
Codein	37	4	2	31	0,0090–0,0091	0,0070	0	0,029
Dehydro-Erythromycin	37	27	7	3	0,0021–0,0066	0–0,0050	0	0,015

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Diazepam	37	1	3	33	0,0030–0,0031	0,0020	0	0,015
Diclofenac	37	0	0	37	2,8	2,5	0,47	4,8
Doxycyclin	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Duloxetin	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Enalapril	37	30	3	4	0,0013–0,0017	0–0,00050	0	0,037
Erythromycin	37	1	4	32	0,027–0,028	0,024	0	0,092
Fenofibrat	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Fluconazol	37	0	1	36	0,098	0,099	0,0050	0,20
Furosemid	37	0	0	37	0,90	0,77	0,094	2,5
Gabapentin	37	0	0	37	2,3	2,0	0,20	5,7
Gemfibrozil	37	9	3	25	0,016	0,0078–0,0084	0	0,074
Gliclazid	37	1	2	34	0,0078	0,0060	0	0,042
Guaifenesin	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Hydrochlorothiazid	37	0	0	37	1,8	1,7	0,61	5,3
Ibuprofen	37	1	2	34	0,19	0,10	0	1,6
Iohexol	37	4	0	33	3,0	1,0	0	41,0
Iomeprol	37	9	0	28	7,7	0,31	0	96,0
Iopamidol	37	1	0	36	13	5,4	0	61,0
Iopromid	37	11	3	23	1,8	0,088	0	21,0
Ioversol	37	28	1	8	0,14	0–0,0050	0	2,0
Irbesartan	37	0	0	37	0,079	0,078	0,0068	0,30
Josamycin	37	35	2	0	0,00030–0,0053	0–0,0050	0	0,010
Ketoprofen	37	2	3	32	0,042	0,047	0	0,12
Koffein	37	0	0	37	1,7	0,17	0,011	28
Levetiracetam	37	0	1	36	0,084	0,024	0,00050	0,96

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Mefenaminsäure	37	0	0	37	0,24	0,21	0,0065	0,60
Metformin	37	0	0	37	1,9	0,89	0,27	23
Metoprolol	37	0	0	37	0,32	0,23	0,040	1,3
Metronidazol	37	5	1	31	0,027	0,019	0	0,089
Miconazol	37	35	1	1	0,00049– 0,0054	0–0,0050	0	0,013
Naproxen	37	0	0	37	0,57	0,26	0,013	5,6
O-desmethylvenlafaxin	37	0	0	37	1,4	1,3	0,69	2,7
Oxazepam	37	0	0	37	0,40	0,38	0,029	1,2
Oxcarbazepin	37	10	0	27	0,035	0,014	0	0,25
Oxytetracyclin	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Pantoprazol	37	0	0	37	0,017	0,015	0,0020	0,039
Paracetamol	37	30	5	2	0,0020– 0,0070	0–0,0050	0	0,040
Penicillin G	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Penicillin V	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,005
Pentoxifyllin	37	2	2	33	0,021	0,017	0	0,066
Phenazon	37	0	0	37	0,25	0,16	0,0075	1,0
Primidon	37	0	0	37	0,17	0,14	0,0018	0,84
Propranolol	37	0	1	36	0,034	0,030	0,0025	0,080
Propyphenazon	37	9	4	24	0,013	0,0040	0	0,078
Prothipendyl	37	22	7	8	0,0043– 0,0082	0–0,0050	0	0,030
Quetiapin	37	0	1	36	0,012	0,010	0,00050	0,050
Ranitidin	37	17	3	17	0,011–0,014	0,0050– 0,010	0	0,054
Roxithromycin	37	27	3	7	0,0070–0,011	0–0,0050	0	0,13
Salbutamol	37	0	2	35	0,0036	0,0040	0,00050	0,011

Parameter	Anzahl Proben	n.n.	<BG	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Sertralin	37	2	1	34	0,022	0,021	0	0,055
Sitagliptin	37	0	0	37	0,70	0,68	0,19	1,5
Sotalol	37	1	0	36	0,089	0,070	0	0,35
Sulfadiazin	37	4	6	27	0,0062– 0,0063	0,0020	0	0,16
Sulfadimethoxin	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
Sulfadimidin	37	15	15	7	0,00070– 0,0011	0,00050– 0,0010	0	0,0034
Sulfadoxin	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
Sulfamethoxazol	37	2	0	35	0,084	0,064	0	0,32
Sulfathiazol	37	17	7	13	0,0011– 0,0015	0,00050– 0,0010	0	0,0083
Temazepam	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Terbutalin	37	37	0	0	0–0,00050	0–0,00050	0	0,00050
Theophyllin	37	2	2	33	0,25	0,023	0	4,6
Tramadol	37	0	0	37	0,49	0,36	0,20	1,8
Trazodon	37	0	0	37	0,13	0,12	0,030	0,29
Trimethoprim	37	0	0	37	0,10	0,090	0,0016	0,55
Valaciclovir	37	37	0	0	0–0,0050	0–0,0050	0	0,0050
Valsartan	37	0	0	37	5,7	5,1	0,032	18
Venlafaxin	37	0	0	37	0,43	0,38	0,22	0,99
Verapamil	37	1	2	34	0,0074	0,0072	0	0,030

Anmerkung: Mittelwert: Schwankungsbereich der Minimal- und Maximalbewertung, Minimum: Minimum der Minimalbewertung, Maximum: Maximum der Maximalbewertung.

Abkürzungen: BG - Bestimmungsgrenze; n.n. - nicht nachweisbar; PAK - polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Proben (Probenart, untersuchte Stoffgruppe, Probenahmezeitpunkte, Probenanzahl und Bemessungswert der komARA) ..	19
Tabelle 2: Kategorisierung der kommunalen Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW auf Basis von Indirekteinleiteranteil (IE) und Bemessungswert (EW).....	23
Tabelle 3: Kategorisierung der kommunalen Kläranlagen mit mindestens 2.000 EW aufgrund des Bemessungswertes (EW).....	24
Tabelle 4: Grobcharakterisierung der ausgewählten komARA der Größenklasse 2.000 EW–9.999 EW	26
Tabelle 5: Grobcharakterisierung der ausgewählten komARA der Größenklasse 10.000 EW–149.999 EW	27
Tabelle 6: Grobcharakterisierung der ausgewählten komARA der Größenklasse ≥ 150.000 EW.....	28
Tabelle 7: Konzentrationen von Bisphenol A im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe	78
Tabelle 8: Konzentrationen von Östron im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe	80
Tabelle 9: PFAS-Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe ...	87
Tabelle 10: Konzentrationen von Fluoranthen im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe	90
Tabelle 11: Konzentrationen von Kupfer (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe	96
Tabelle 12: Konzentrationen von Nickel (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe	99
Tabelle 13: Konzentrationen von Zink (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe	104
Tabelle 14: Konzentrationen von Azithromycin und Clarithromycin [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe.....	107
Tabelle 15: Konzentrationen von Diclofenac und Ibuprofen [$\mu\text{g/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe.....	110
Tabelle 16: Östrogenes Wirkpotential [$\mu\text{g EEQ/l}$] im Ablauf von Kläranlagen unterschiedlicher Größe (Berücksichtigung der Wochenmischproben).....	118
Tabelle 17: Mittlere durchschnittliche Belastung (EW) und Jahresabwassermenge (m^3/a) der 25 untersuchten Kläranlagen (Mittelwerte aus 2020, 2021 und 2022) (EMREG-OW, 2023)	121
Tabelle 18: Emissionsfaktoren für relevante Stoffe in $\mu\text{g/l}$ bzw. in $\mu\text{g/EW/d}$	122

Tabelle 19: Überschreitungshäufigkeiten des halben Bewertungskriteriums und mittlerer Koeffizient aus Konzentration/Bewertungskriterium bei Anwendung weiterer Bewertungskriterien	126
Tabelle 20: Untersuchte Parameter mit Nachweisgrenzen (NG) und Bestimmungsgrenzen (BG)	130
Tabelle 21: Untersuchte PFAS, Informationen zu den Verbindungen sowie die im Vorschlag zur Überarbeitung der Wasserrahmenrichtlinie, Grundwasserrichtlinie und Umweltqualitätsnormenrichtlinie berücksichtigten PFAS (EK, 2022a)	138
Tabelle 22: Bewertungskriterien [$\mu\text{g/l}$ bzw. $\mu\text{g EEQ/l}$] für den ER α -CALUX®	140
Tabelle 23: Zusammenfassung der Häufigkeit der Nachweise von Messwerten, von Messwerten unter der Bestimmungsgrenze (BG) und von nicht nachweisbaren Stoffen sowie Angabe von Mittelwert, Median, Minimal- und Maximalkonzentration [$\mu\text{g/l}$ bzw. $\mu\text{g EEQ/l}$] in den untersuchten Wochenmischproben	147

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchte Spurenstoffe im Kläranlagenablauf	31
Abbildung 2: Bestimmungsgrenzen (BG) der angewandten analytischen Verfahren in Relation zur JD-UQN (QZV Chemie OG), dem Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a), weiteren Qualitätskriterien sowie den Mindestbestimmungsgrenzen (MBG) der Methodenverordnung Wasser (Teil 1)	38
Abbildung 3: Bestimmungsgrenzen (BG) der angewandten analytischen Verfahren in Relation zum Vorschlag zur Überarbeitung der UQN-RL (EK, 2022a) und weiteren Qualitätskriterien (Teil 2)	39
Abbildung 4: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben und Vergleichswerte (2.000 EW–9.999 EW)	45
Abbildung 5: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben und Vergleichswerte (10.000 EW–149.999 EW)	45
Abbildung 6: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben und Vergleichswerte (mindestens 150.000 EW)	46
Abbildung 7: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen in den Wochenmischproben (Teil 1) (PFAS, die in die Bewertung der JD-UQN einfließen, sind mit * gekennzeichnet).....	48
Abbildung 8: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen in den Wochenmischproben (Teil 2).....	49
Abbildung 9: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen in den Wochenmischproben (Teil 3).....	50
Abbildung 10: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Stoffe nach Stoffkategorie	51
Abbildung 11: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$, $\mu\text{g PFOAEQ/l}$, $\mu\text{g EEQ/l}$] der untersuchten Stoffe und Stoffgruppen (außer Arzneimittel), für die zumindest ein Messwert über der Bestimmungsgrenze vorliegt (Reihung nach Mittelwert)	55
Abbildung 12: Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe, für die zumindest ein Messwert über der Bestimmungsgrenze vorliegt (Reihung nach Mittelwert)	56
Abbildung 13: Box-Plots der Stoffe und Stoffgruppen (außer Arzneimittelwirkstoffe), die in zumindest 75 % der Proben nachgewiesen wurden (Minimalbewertung, Teil 1)	58
Abbildung 14: Box-Plots der Arzneimittelwirkstoffe, die in zumindest 75 % der Proben nachgewiesen wurden (Minimalbewertung, Teil 2).....	59

Abbildung 15: Gegenüberstellung von Nachweishäufigkeit und mittlerer Konzentration (ohne Arzneimittelwirkstoffe) (Minimalbewertung).....	60
Abbildung 16: Gegenüberstellung der Nachweishäufigkeit und der mittleren Konzentration ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe (Minimalbewertung).....	61
Abbildung 17: Gemessene Konzentrationen und Mittelwerte aus der Minimal- und der Maximalauswertung relativ zur jeweiligen JD-UQN bzw. Bewertungskriterium (Teil 1).....	63
Abbildung 18: Gemessene Konzentrationen und Mittelwerte aus der Minimal- und der Maximalauswertung relativ zur jeweiligen JD-UQN bzw. Bewertungskriterium (Teil 2).....	64
Abbildung 19: Gegenüberstellung der Überschreitungshäufigkeit der JD-UQN und dem Koeffizienten von Mittelwert/JD-UQN	69
Abbildung 20: Vergleich der Metall-Konzentrationen (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion).....	71
Abbildung 21: Vergleich der Mittelwerte der Wochenmischproben aus sechs Kläranlagen mit den jeweiligen JD-UQN (GZV Chemie OG) bzw. anderen Bewertungskriterien (ohne Arzneimittelwirkstoffe)	72
Abbildung 22: Vergleich der Mittelwerte der Wochenmischproben aus sechs Kläranlagen mit den jeweiligen JD-UQN bzw. anderen Bewertungskriterien (Arzneimittelwirkstoffe).....	73
Abbildung 23: Konzentrationen von Bisphenol A in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen.....	77
Abbildung 24: Konzentrationen von Steroidhormonen [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen (Minimalbewertung).....	80
Abbildung 25: PFAS-Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] (Minimalbewertung) sowie PFOA-Äquivalente [$\mu\text{g/l}$ PFOAEQ] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen.....	85
Abbildung 26: Prozentuale Anteile einzelner PFAS im Kläranlagenablauf (Mittelwert der 25 Kläranlagen, Minimalbewertung)	86
Abbildung 27: Konzentrationen von Benzo(a)pyren und Fluoranthen [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen (Minimalbewertung)	90
Abbildung 28: Konzentrationen von Cypermethrin und Deltamethrin [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen (Minimalbewertung)	93
Abbildung 29: Konzentrationen von Kupfer (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen	96
Abbildung 30: Konzentrationen von Nickel (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen	99

Abbildung 31: Konzentrationen an Silber (gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen	102
Abbildung 32: Konzentrationen von Zink (Gesamtfraktion und gelöste Fraktion) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen	104
Abbildung 33: Konzentrationen von Azithromycin und Clarithromycin (Minimalbewertung) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen	107
Abbildung 34: : Konzentrationen von Diclofenac und Ibuprofen (Minimalbewertung) [$\mu\text{g/l}$] in den Wochenmischproben der untersuchten Kläranlagen	109
Abbildung 35: Vergleich der Konzentrationen im Monitoringprogramm 2023 mit früheren Untersuchungen. Dargestellt sind die Mittelwerte der jeweiligen Minimal- und Maximalbewertungen (als äußerste Punkte der Linien).....	111
Abbildung 36: Vergleich der PFAS-Konzentrationen im Monitoringprogramm 2023 mit früheren Untersuchungen. Dargestellt sind die Mittelwerte der jeweiligen Minimal- und Maximalbewertungen (als äußerste Punkte der Linien)	115
Abbildung 37: Gegenüberstellung der aus den chemischen Einzelmessungen umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale ($\text{EEQ}_{\text{chem.}}$) sowie der gemessenen ($\text{EEQ}_{\text{bio.}}$) östrogenen Wirkung. Dargestellt sind Wochenmischproben und 48-Stunden-Mischproben.....	117
Abbildung 38: Vergleich der 48-Stunden- und der Wochenmischproben für Indikatorsubstanzen, Östron, $\text{ER}\alpha$ -CALUX [®] und Bisphenol A (Minimalbewertung).....	119
Abbildung 39: Vergleich der 48-Stunden-Mischproben und der Wochenmischproben für Diclofenac (Probenahme der 48-Stunden-Mischprobe am Di/Mi (orange Punkte), am Do/Fr (grüne Punkte), am So/Mo (graue Punkte), sonstige Wochentage (blaue Punkte).....	120

Literaturverzeichnis

AGES (2024a). Arzneimittelspezialitätenregister (Abfrage). Agentur für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Bundesamt für Sicherheit und Gesundheitswesen, Medizinmarktaufsicht, Wien. Online verfügbar unter:

https://aspregister.basg.gv.at/aspregister/faces/aspregister.jspx?_afdf.ctrl-state=ywbt6sp22_4 (abgerufen am 11.04.2024)

AGES (2024b). Antibiotika & Resistenzen. Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.ages.at/mensch/arzneimittel-medizinprodukte/antibiotika-resistenzen> (abgerufen am 22.04.2024)

ARCEM (2003). Austrian Research Cooperation on endocrine modulators. Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässer – Ein Risiko? Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter:

<https://www.tuwien.at/index.php?eID=dumpFile&t=f&f=134134&token=4c32698e0dafc9c65b7e4c95ad6d83c3c8c1c68f> (abgerufen am 22.04.2024)

Bayer (2024). Insektizide. Bayer Agrar Deutschland. Online verfügbar unter:

<https://agrar.bayer.de/Pflanzenschutz/Pflanzenschutzmittel/Insektizide/Wirkung%20und%20Funktion> (abgerufen am 11.04.2024)

BAES – Bundesamt für Ernährungssicherheit (2024). Pflanzenschutzmittel-Register – Verzeichnis der in Österreich zugelassenen/genehmigten Pflanzenschutzmittel (Abfrage). Bundesamt für Ernährungssicherheit, Fachbereich für Pflanzenschutzmittel, Wien. Online verfügbar unter: <https://psmregister.baes.gv.at/psmregister/faces/main> (abgerufen am 08.04.2024)

BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2006). Triclosan nur im ärztlichen Bereich anwenden, um Resistenzbildungen vorzubeugen. Stellungnahme Nr. 030/2006 des BfR vom 08. Mai 2006. Bundesinstitut für Risikobewertung, Deutschland. Online verfügbar unter:

https://www.bfr.bund.de/cm/343/triclosan_nur_im_aerztlichen_bereich_anwenden_um_resistenzbildungen_vorzubeugen.pdf (abgerufen am 2.04.2024)

BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2015). Fragen und Antworten zu Koffein und koffeinhaltigen Lebensmitteln, einschließlich Energy Drinks, FAQ des BfR vom 23. Juli

2015. Bundesinstitut für Risikobewertung, Deutschland. Online verfügbar unter: <https://www.bfr.bund.de/cm/343/fragen-und-antworten-zu-koffein-und-koffeinhalten-lebensmitteln-einschlie%C3%9Flich-energy-drinks.pdf> (abgerufen am 24.04.2024)

Bhatt, I., Tripathi, B.N. (2011). Interaction of engineered nanoparticles with various components of the environment and possible strategies for their risk assessment. Chemosphere 82(3), 308-317. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.011> (abgerufen am 24.04.2024)

BMG – Bundesministerium für Gesundheit und Frauen (2014). Leitlinie Umgang mit nicht geregelten Fremdstoffen im Trinkwasser. Veröffentlicht mit Geschäftszahl: BMG-75210/0023-II/B/13/2014 vom 14.7.2014. Wien.

BMK (2023). PFAS-Aktionsplan Maßnahmen zur Reduktion der Belastung von Mensch und Umwelt durch per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Österreich. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. Online verfügbar unter: https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:c161255b-b8c7-4122-b9e9-268f4b63e66b/PFAS_Aktionsplan_2023_UA.pdf (abgerufen am 30.04.2024)

BMLFUW (2012). Metalle im Grundwasser in Österreich. Karten und Erläuterungen. Wemhöner, U., Schartner, C., Loishandl-Weisz, H., Schubert, G., Schedl, A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2012, Wien. Online verfügbar unter: https://info.bml.gv.at/dam/jcr:24b11c8f-fa52-4629-beacf042da4db709/Metalle_im_Grundwasser_Karten_und_Erl%C3%A4uterungen.pdf (abgerufen am 08.04.2024)

BMLFUW (2017). Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Clara, M., Lenz, K., Spira, Y., Weiß, S., Piberhofer, B., Minniberger, G. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2017. Online verfügbar unter: https://info.bml.gv.at/dam/jcr:b40e4cdf-f344-42a8-ab8e-ccd3358b3ebe/2017_Emissionen_kommunale_Kl%C3%A4ranlagen.pdf (abgerufen am 30.04.2024)

BMNT (2019a). Arzneimittelwirkstoffe und Hormone in Fließgewässern. GZÜV Sondermessprogramm 2017/2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. Online verfügbar unter: <https://info.bml.gv.at/dam/jcr:6bab30a8-49b3-4d46-8658->

[696ffbf4f5a1/GZ%C3%9CV_SP_Arzneimittel_Fliessgew%C3%A4sser_Bericht_gsb.pdf](https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/fluesse_seen/stobimo-spurenstoffe.html)
(abgerufen am 27.02.2024)

BMNT (2019b). STOBIMO Spurenstoffe. Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. Online verfügbar unter: https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/fluesse_seen/stobimo-spurenstoffe.html (abgerufen am 27.02.2024)

BML (2022). Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2018–2020. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien. Online verfügbar unter: https://info.bml.gv.at/dam/jcr:13a4f19c-dc00-4033-8ab8-136f352e6746/Wasserg%C3%BCte-Jahresbericht_2018-2020_20230220.pdf (abgerufen am 27.12.2023)

BML (2023a). Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und ihre Metaboliten in Fließgewässern. Untersuchungsergebnisse des GZÜV-Sondermessprogrammes 2021. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien. Online verfügbar unter: https://info.bml.gv.at/dam/jcr:ab49ba0f-a7f1-4726-8ad8-34de91976374/230810%20SM21_Pflanzenschutzmittelwirkstoffe%20in%20OG%20Berichten%20%20%20gsb.pdf (abgerufen am 27.12.2023)

BML (2023b). Verbreitung und Bewertung von PFAS im Grundwasser. GZÜV-Sondermessprogramm 2022. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien. Online verfügbar unter: https://info.bml.gv.at/dam/jcr:d0b54656-f6d5-4444-b2c5-dded5ebb9278/20955_PFAS_Grundwasser_Endbericht.pdf (abgerufen am 27.4.2024)

BMLRT (2020). Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2016 – 2018. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2020, Wien. Online verfügbar unter: <https://info.bml.gv.at/service/publikationen/wasser/Wasserguete-in-Oesterreich---Jahresbericht-2016-2018.html> (abgerufen am 24.04.2024)

BMLRT (2021a). Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan – Stoffdatenblätter. Hartmann, C., Hornek-Gausterer, R., Lenz, K., Clara, M., Deutsch, K. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. Online verfügbar unter: <https://info.bml.gv.at/dam/jcr:0bfc4f56-75c9-471c-aea6->

[3071d4fe2335/2021_NGP_Hintergrund_Stoffdatenbl%C3%A4tter%20gsb.pdf](#) (abgerufen am 24.07.2024)

BMLRT (2021b). Evaluierung Biologischer Wirktests zur Abwasser- und Gewässeruntersuchung. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. Online verfügbar unter: <https://info.bml.gv.at/service/publikationen/wasser/evaluierung-biologischer-wirktests-zur-abwasser--und-gewaesseruntersuchung.html> (abgerufen am 08.03.2024)

BMLRT (2022). Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021 (GZ. 2022-0.270.788). Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. Online verfügbar unter: <https://info.bml.gv.at/themen/wasser/wisa/ngp/ngp-2021/textdokument/ngp-2021-textdokument.html> (abgerufen am 27.12.2023)

Brielmann, H., Döberl, G., Weiß, S., Grath, J. (2023). PFAS in Österreichs Grundwasser: Verbreitung, Bewertung und Rolle von Altstandorten als potenzielle Quellen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft | Ausgabe 9-10/2023. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s00506-023-00976-8> (abgerufen am 02.01.2024)

Brion, F., De Gussem, V., Buchinger, S., Hollert, H., Carere, M., Porcher, J.M., Piccini, B., Féray, C., Dulio, V., Könemann, S., Simon, E., Werner, I., Kase, R., Aït-Aïssa, S. (2019). Monitoring estrogenic activities of waste and surface waters using a novel in vivo zebrafish embryonic (EASZY) assay: comparison with in vitro cell-based assays and determination of effect-based trigger values. *Environment International* 130, 104896.

Burgoon et al. (2023). Range of the perfluorooctanoate (PFOA) safe dose for human health: An international collaboration, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 145, 105502.

Clara, M., Strenn, B., Martinez, E., Kreuzinger, N., Kroiss, H. (2005). Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research* 39(19), 4797-4807.

Clara, M., Windhofer, G., Weilgony, P., Gans, O., Denner, M., Chovanec, A., Zessner, M. (2012). Identification of relevant micropollutants in Austrian municipal wastewater and their behaviour during wastewater treatment. *Chemosphere* 87(11), 1265-1272.

Clara, M., Scheffknecht, C., Weiß, S. (2013). Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in die Umwelt. Umweltbundesamt Wien/ Umweltinstitut Vorarlberg. Bericht UBA/UI-02/2013. Online verfügbar unter:

<https://vorarlberg.at/documents/302033/472535/Eintrag+von+Arzneimittelwirkstoffen+in+die+Umwelt.pdf/ab86cda1-c8e6-ca0e-99e9-6e1da155cc70> (abgerufen am 02.01.2024)

CoT (2022). Statement on the EFSA Opinion on the risks to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. The Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer products and the Environment. Online verfügbar unter:

[https://cot.food.gov.uk/Statement%20on%20the%20EFSA%20Opinion%20on%20the%20risks%20to%20human%20health%20related%20to%20the%20presence%20of%20perfluoroalkyl%20substances%20\(PFASs\)%20in%20food:%20Lay%20Summary.#references](https://cot.food.gov.uk/Statement%20on%20the%20EFSA%20Opinion%20on%20the%20risks%20to%20human%20health%20related%20to%20the%20presence%20of%20perfluoroalkyl%20substances%20(PFASs)%20in%20food:%20Lay%20Summary.#references) (abgerufen am 01.06.2024)

Dale, A.L., Casman, E.A., Lowry, G.V., Lead, J.R., Viparelli, E. (2015). Modeling nanomaterial environmental fate in aquatic systems. Environmental Science and Technology 49(5), 2587–2593.

ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2016). Praxisanleitung: Verwendung von Alternativen zu Tierversuchen zur Erfüllung Ihrer Informationsanforderungen für eine Registrierung gemäß der REACH-Verordnung. Version 2.0. Online verfügbar unter: https://echa.europa.eu/documents/10162/17250/practical_guide_how_to_use_alternatives_de.pdf/78af47de-78c2-43a5-916d-811f0429a121 (abgerufen am 02.01.2024)

ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2024a). Informationen über Chemikalien (Abfrage). Europäische Chemikalienagentur, Helsinki, Finnland. Online verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals> (abgerufen am 08.04.2024)

ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2024b). Information on biocides (Abfrage). Europäische Chemikalienagentur, Helsinki, Finnland. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/biocidal-active-substances> (abgerufen am 08.04.2024)

ECHA – Europäische Chemikalienagentur (2024c). Liste der für eine Zulassung in Frage kommenden besonders besorgniserregenden Stoffe (veröffentlicht gemäß Artikel 59 Absatz 10 der REACH-Verordnung). Europäische Chemikalienagentur, Helsinki, Finnland.

Online verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/de/candidate-list-table> (abgerufen am 25.04.2024)

EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2015). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs: PART II - Toxicological assessment and risk characterisation. EFSA Journal 13(1), 3978.

EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. Scientific opinion. EFSA Journal 18(9), e06223.

EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2023). Summary Report Re-evaluation of the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs. EFSA Journal 21(4), 6857.

EK – Europäische Kommission (2011). PFOS EQS dossier 2011. Online verfügbar unter: <https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf> (abgerufen am 30.04.2024)

EK – Europäische Kommission (2014). Common Implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on biota monitoring (The implementation of EQSBiota) under the Water Framework Directive. Technical Report - 2014 – 083. Online verfügbar unter: <https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b-12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf> (abgerufen am 30.04.2023)

EK – Europäische Kommission (2018). Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27, Updated Version 2018, Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018.

EK – Europäische Kommission (2021). Technical Proposal for Effect-Based Monitoring and Assessment under the Water Framework Directive. Report to the Common Implementation Strategy (CIS) Working Group Chemicals on the outcome of the work performed in the subgroup on Effect-Based Methods (EBM) MANDATE 2016-2018. Online verfügbar unter: https://normandata.eu/sites/default/files/files/Highlights/211013_EBM%20report_FINAL_WG_Chem_Oct_2021%20%281%29.pdf (abgerufen am 30.04.2023)

EK – Europäische Kommission (2022a). Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, der Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung und der Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik. COM(2022) 540 final, 2022/0344 (COD), Brussels, 26.10.2022, Online verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52022PC0540&qid=1688352126212> (abgerufen am 30.04.2024)

EK – Europäische Kommission (2022b). Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung). COM(2022) 541 final, 2022/0345 (COD), Brussels, 26.10.2022, Online verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0541> (abgerufen am 11.12.2023)

EK – Europäische Kommission (2024). EU Pesticide Database. Active substances, safeners and synergists (Abfrage). Online verfügbar unter: <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances> (abgerufen am 11.04.2024)

EP – Europäisches Parlament (2024). Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments vom 10. April 2024 zu dem Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung) (COM(2022)0541 – C9-6363/2022 – 2022/0345(COD)) Online verfügbar unter: https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2024-0222_DE.html (abgerufen am 11.04.2024)

EMA (2001). Committee for Veterinary Medicinal Products Deltamethrin Summary Report (3). The European Agency for the Evaluation of Medicinal Products, Veterinary Medicines and Information Technology, London, UK. Online verfügbar unter: https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/deltamethrin-summary-report-3-committee-veterinary-medicinal-products_en.pdf (abgerufen am 11.04.2024)

EMREG-OW (2022). Emissionsregister Oberflächenwasserkörper. Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/dashboard-abwasser> (abgerufen am 19.04.2024)

Escher, B.I., Aït-Aïssa, S., Behnisch, P.A., Brack, W., Brion, F., Brouwer, A., Buchinger, S., Crawford, S.E., Du Pasquier, D., Hamers, T., Hettwer, K., Hilscherová, K., Hollert, H., Kase, R., Kienle, C., Tindall, A.J., Tuerk, J., van der Oost, R., Vermeirssen, E., Neale, P.A. (2018). Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. *Science of The Total Environment* 628–629, 748-765.

EurEau (2021). Briefing note on PFAS and wastewater. Mai 2021. Online verfügbar unter: <https://www.eureau.org/resources/briefing-notes/5612-briefing-note-on-pfas-and-wastewater/file> (abgerufen am 14.06.2024)

Firouzsafari, N., Z., Shakerkhatibi, M., Pourakbar, M., Yadeghari, A., Safari, G.H., Sarbakhs, P. (2019). Pyrethroid pesticide residues in a municipal wastewater treatment plant: Occurrence, removal efficiency, and risk assessment using a modified index. *Journal of Water Process Engineering* 29, 100793.

Fraunhofer IME (2004). Retrospektives Monitoring von Triclosan und Methyl-Triclosan in Brassenmuskulaturproben der Umweltprobenbank Teil II – Bewertung der Analysen von Triclosan und Methyl-Triclosan in Brassenmuskulaturproben der Umweltprobenbank. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3173.pdf> (abgerufen am 19.04.2024)

Fromme, H. (2005). Umweltmedizinische Hintergrundinformationen zu Pyrethroiden. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Sachgebiet Umweltmedizin, Oberschleißheim, Deutschland. Online verfügbar unter: https://www.lgl.bayern.de/gesundheit/umweltbezogener_gesundheitsschutz/projekte_az/doc/pyrethroide_internet.pdf (abgerufen am 11.04.2024)

Gehring, M. (2004). Verhalten der endokrin wirksamen Substanz Bisphenol A bei der kommunalen Abwasserentsorgung. Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Desden, Deutschland. Online verfügbar unter: https://www.gbv.de/dms/weimar/toc/482406496_toc.pdf (abgerufen am 03.05.2024)

Gelbe Liste (2023b). Ethinylestradiol. Vidal MMI Germany GmbH, Langen, Deutschland. Online verfügbar unter: https://www.gelbe-liste.de/wirkstoffe/Ethinylestradiol_2846 (abgerufen am 25.04.2024)

Gelbe Liste (2024a). Nichtsteroidale Antirheumatika/Antiphlogistika (NSAR). Vidal MMI Germany GmbH, Langen, Deutschland. Online verfügbar unter: <https://www.gelbe-liste.de/wirkstoffgruppen/nichtsteroidale-antiphlogistika-antirheumatika> (abgerufen am 24.04.2024)

Grandcoin, A., Piel, S., Baures, E. (2017). AminoMethylPhosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Research*, Volume 117(15), 187-197.

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2022). Steckbrief Diclofenac. Online verfügbar unter: https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/chemie/spurenstoffe/Steckbrief_Diclofenac.pdf (abgerufen am 12.04.2024)

Humer, M., Scheffknecht, C. (2023). Herkunft, Verbreitung und Verbleib von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) in Vorarlbergs Umwelt. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 75, 482–490. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s00506-023-00975-9> (abgerufen am 11.04.2024)

Ivašečkin, Pavel V. (2005). Literaturlauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. Projekt AZ IV 9- 042 059 für das MUNLV, S.46-49. Online verfügbar unter: https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Literatur.pdf (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2022a). EQS Dossier–Beta Estradiol (E2) and Estrone (E1). Joint Research Center. Online verfügbar unter: <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/fe5bb1db-a8b2-453a-96c8-f1a14f46c515> (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2022b). EQS Dossier–PFAS. Joint Research Center. Online verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/8b25bd1e-8b3c-47ce-93a8-638bf4b2b724?p=1&n=10&sort=modified_DESC (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2022c). EQS Dossier–Cypermethrin. Joint Research Center. Online verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/8b25bd1e-8b3c-47ce-93a8-638bf4b2b724?p=1&n=10&sort=modified_DESC

9964bbe8312d/library/27cfec72-3b18-4f66-b057-7e8dc81336ce?p=1&n=10&sort=modified_DESC (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2022d). EQS Dossier–Silber. Joint Research Center. Online verfügbar unter: <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/fae4948d-3600-42cc-889c-0b58a4a94269/details> (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2023a). EQS Dossier–Bisphenol A. Joint Research Center. Online verfügbar unter: <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/63431649-3cf4-4281-9f00-c34608fb3415/details> (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2023b). EQS Dossier–PAH. Joint Research Center. Online verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/5c9ef947-037d-4243-a320-7d578ad61a65?p=1&n=10&sort=modified_DESC (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2023c). EQS Dossier–Fluoranthen. Joint Research Center. Online verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/2733a034-903c-45eb-9df4-7efe70b06053?p=1&n=10&sort=modified_DESC (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2023d). EQS Dossier–Deltamethrin. Joint Research Center. Online verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/b7c324ae-5544-477a-988b-62d4fe4acae8?p=1&n=10&sort=modified_DESC (abgerufen am 11.04.2024)

JRC (2023e). EQS Dossier–Nickel. Joint Research Center. Online verfügbar unter: https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/208fe9a5-985b-43d6-b2ae-5f7c14c5581a?p=1&n=10&sort=modified_DESC (abgerufen am 11.04.2024)

Kaegi, R., Voegelin, A., Sinnet, B., Zuleeg, S., Hagendorfer, H., Burkhardt, M., Siegrist, H. (2011). Behavior of metallic silver nanoparticles in a pilot wastewater treatment plant. *Environmental Science and Technology* 45(9), 3902–3908.

Kemper, M. (2008). Umweltexposition von biozidem Silber aus Produkten. Diplomarbeit, Universität Karlsruhe und Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung. Online verfügbar unter: <https://publica-rest.fraunhofer.de/server/api/core/bitstreams/05394242-1122-4d31-948c-9371c7472b85/content> (abgerufen am 11.04.2024)

Kisielius, V., Kharel, S., Skaarup, J., Lauritzen, B.S., Lukas, M., Bogusz, A., Szumska, M., Bester, K. (2023). Process design for removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants based on predicted no effect concentration (PNEC). Chemical Engineering Journal 476, 146644.

Klaic, M. (2021). 17 α -ethinylestradiol in the environment. Master thesis, Universität Wien, Wien. Online verfügbar unter: <https://phaidra.univie.ac.at/detail/o:1395242> (abgerufen am 25.04.2024)

Könemann, S., Kase, R., Simon, E., Swart, K., Buchinger, S., Schlüsener, M., Hollert, H., Escher, B.I., Werner, I., Aït-Aïssa, S., Vermeirssen, E., Dulio, V., Valsecchi, S., Polesello, S., Behnisch, P., Javurkova, B., Perceval, O., Di Paolo, C., Olbrich, D., Sychrova, E., Schlichting, R., Leborgne, L., Clara, M., Scheffknecht, C., Marneffe, Y., Chalon, C., Tusil, P., Soldan, P., von Danwitz, B., Schwaiger, J., San Martín Becares, M.-I., Bersani, F., Hilscherova, K., Reifferscheid, G., Ternes, T., Carere, M. (2018). Effect-based and chemical analytical methods to monitor estrogens under the European Water Framework Directive. Trends in Analytical Chemistry 102, 225-235.

Lambert, B., Fuchs, S., Toshovski, S., Sacher, F., Thoma, A. (2014). Entwicklung eines Bilanzierungsinstruments für den Eintrag von Schadstoffen aus kommunalen Kläranlagen in Gewässer. Forschungsvorhaben gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und die Länder, 2014. Online verfügbar unter: <dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-29630-01.pdf> (abgerufen 25.04.2024)

LANUV (2015). ECHO-Stoffbericht Neonicotinoide. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Deutschland. Online verfügbar unter: https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/analytik/ECHO_Neonicotinoide_Maerz_2015.pdf (abgerufen am 19.04.2024)

Lesley, J., Qammer, Z., Iftheker, A. K., Nicole, D. B., Yong-Gyun, P., Navid, B. S., Yeomin, Y. (2011). Removal of bisphenol A and 17 α -ethinyl estradiol from landfill leachate using single-walled carbon nanotubes. *Water research* 45, 4056-4068.

LGL – Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (2016). Triclosan „in aller Munde“ – Umstrittene Verwendung des Konservierungsstoffs. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Erlangen, Deutschland. Online verfügbar unter:

https://www.lgl.bayern.de/produkte/kosmetika/kosmetische_mittel/et_triclosan_kosmetische_mittel.htm (abgerufen am 19.04.2024)

Li, L., Hartmann, G., Döblinger, M., Schuster (2013). Quantification of nanoscale silver particles removal and release from municipal wastewater treatment plants in Germany. *Environmental Science and Technology* 47, 7317–7323.

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.

Lindtner, S., Zessner, M. (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. *Wiener Mitteilungen*, Band 183, 195 – 227.

LUA – Landesumweltamt Brandenburg (2002). Band 39 – Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Abteilung Ökologie und Umweltanalytik, LUA, Potsdam, Deutschland. Online verfügbar unter: <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Band39.pdf> (abgerufen am 02.01.2024)

Meiqi, L., Saracevic, E., Kittlaus, S., Oudega T., Obeid, A., Nagy-Kovács, Z., László, B., Krlovic, N., Saracevic, Z., Lindner, G., Rab, G., Derx, J., Zoboli, O., Zessner, M. (2023). PFAS-Belastungen im Einzugsgebiet der oberen Donau. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 75, 503–514.

Minguez, L., Pedelucq, J., Farcy, E., Ballandonne, C., Budzinski, H., Halm-Lemeille, M.P. (2016). Toxicities of 48 pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. *Environmental Science and Pollution Research* 23(6), 4992-5001.

Musee, N., Thwala, M., Nota, N. (2011). The antibacterial effects of engineered nanomaterials: implications for wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Monitoring* 13(5), 1164–1183.

NORMAN (2023). NORMAN Ecotoxicology Database — Lowest PNECs. Online verfügbar unter: <https://www.norman-network.com/nds/ecotox/lowestPnecsIndex.php> (abgerufen am 23.12.2023)

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2024). Portal on Per and Poly Fluorinated Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, Frankreich. Online verfügbar unter: <https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/> (abgerufen am 29.04.2024)

Ökotoxzentrum (2023). Qualitätskriterienvorschläge Ökotoxzentrum. Zürich, Schweiz. Online verfügbar unter: <http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/> (abgerufen am 23.12.2023)

Rau, W., Metzger, S. (2017). Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg. Untersuchungsbericht. UM-Vorhaben Nr. 367/2014. Kompetenzzentrum Spurenstoffe. Online verfügbar unter: https://koms-bw.de/cms/content/media/BA_n_Bericht-Teil1_veroeffentl_final.pdf (abgerufen am 23.12.2023)

Reinikainen, J., Bouhoulle, E., Sorvari, J (2024). Inconsistencies in the EU regulatory risk assessment of PFAS call for readjustment. *Environment International* 186, 108614.

SCHEER (2023). Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks (SCHEER). Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" Ibuprofen. Online verfügbar unter: https://health.ec.europa.eu/document/download/5a2e2579-8c0e-477e-958e-c0ee962c79d9_en?filename=scheer_o_047.pdf (abgerufen am 01.04.2024)

Schwientek, M., Rügner, H., Haderlein, S., Schulz, W., Wimmer, B., Engelbart, L., Bieger, S., Huhn, C. (2024). Glyphosate contamination in European rivers not from herbicide

application? Pre-print, not peer-reviewed by a journal. Online verfügbar unter:
<https://www.researchsquare.com/article/rs-3917957/v3> (abgerufen am 10.6.2024)

Stockholm Convention (2024). All POPs listed in the Stockholm Convention. Online verfügbar unter:
<https://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
(abgerufen am 29.04.2024)

Tang, W., Wang, D., Wang, J., Wu, Z., Li, L., Huang, M., Xu, S., Yan, D. (2018). Pyrethroid pesticide residues in the global environment: an overview, *Chemosphere* 191, 990–1007.

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2001). Sachstandsbericht. Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Online verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3587.pdf>
(abgerufen am 23.12.2023)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2010). Einsatz von Nanomaterialien als Alternative zu biozidhaltigen Antifouling-Anstrichen und deren Umweltauswirkungen. Texte 40/2010. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. Online verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/37830.pdf> (abgerufen am 30.04.2024)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2011). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Online verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4188.pdf> (abgerufen am 23.12.2023)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2019). Silber. Online verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/silber#hinweise-zum-recycling> (abgerufen am 11.04.2024)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2020a). Fuchs, S., Toshovski, S., Kaiser, M., Sacher, F., Thoma, A.: Belastungen der Umwelt mit Bioziden realistisch erfassen – Schwerpunkt Einträge über Kläranlagen. Texte 169/2020, Umweltbundesamt, Dessau. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/belastung-der-umwelt-bioziden-realistischer> (abgerufen am 23.12.2023)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2020b). Wünnemann, H., Weiß, K., Arndt, D., Baumann, M., Weiß, R., Ferling, H., Scholz-Göppel, K., Buchner, K., Feick, C., Hartmann, G., Kitzing, P., Szyia, M., Schwaiger, J.: Umweltqualitätsnormen für Binnengewässer. Überprüfung der Gefährlichkeit neuer bzw. prioritärer Substanzen. Texte 233/2020, Umweltbundesamt, Dessau. Online verfügbar unter:
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2020_12_09_texte_233-2020_umweltqualitaetsnormen_binnengewaeser.pdf (abgerufen am 23.12.2023)

UBA - Umweltbundesamt Deutschland (2020c). Umweltqualitätsnormen (UQN) für Binnengewässer, Anhang Teilprojekt A: UQN Datenblätter. Texte 233/2020. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. Online verfügbar unter:
<https://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do;jsessionid=E9ADC DCCBED8C610FD29B79D1864CDC9?id=571> (abgerufen am 24.04.2024)

UBA - Umweltbundesamt Deutschland (2020d). Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen. Ein deutschlandweit harmonisiertes Monitoring. Umweltbundesamt, Dessau. Online verfügbar unter:
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2020_09_25_texte_173-2020_prioritaere_stoffe_in_kommunalen_klaeranlagen.pdf (abgerufen am 23.12.2023)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2021). Bisphenol A. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. Online verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/stoffgruppen/bisphenol-a#was-ist-bisphenol-a> (abgerufen am 25.04.2024)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2023a). Liste der nach GOW bewerteten Stoffe, Umweltbundesamt, Dessau. Stand: März 2023. Online verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/trinkwasser/trinkwasserqualitaet/toxikologie-des-trinkwassers/gesundheitlicher-orientierungswert-gow> (abgerufen am 23.12.2023)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2023b). ETOX: Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele. Online verfügbar unter:
<https://webetox.uba.de/webETOX/public/search/ziel/open.do> (abgerufen am 23.12.2023)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2023c). PF-Was? Begriffserklärung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/pf-was-begriffserklaerung#was-sind-pfas> (abgerufen am 29.04.2024)

UBA – Umweltbundesamt Deutschland (2024). PFAS-Beschränkung: ECHA gibt nächste Schritte bekannt. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/pfas-beschaenkung-echa-gibt-naechste-schritte> (abgerufen am 30.04.2024)

Umweltbundesamt (2006). Carbamazepin und Koffein – potentielle Screeningparameter für Verunreinigungen des Grundwassers durch kommunales Abwasser? Schramm, C., Gans, O., Uhl, M., Grath, J., Scharf, S., Zieritz, I., Kralik, M., Scheidleder, A., Humer, F. Report REP-0061. Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0061.pdf> (abgerufen am 24.04.2024)

Umweltbundesamt (2009). Clara, M., Denner, M., Gans, O., Scharf, S., Windhofer, G., Zessner, M. Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Report REP-0247, Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0247.pdf> (abgerufen am 23.12.2023)

Umweltbundesamt (2016). Arzneimittelrückstände in der Umwelt. Hartmann, C. Report REP-0573. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt (2017). Abgeleitete Toleranzwerte für ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe in Trinkwasser. Hartmann, C. Report REP-0623, Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0623.pdf> (abgerufen am 23.12.2023)

Umweltbundesamt (2022). PFAS-Report 2022, Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen – Überblick und Situation in Österreich. Kaiser, Andreas-Marius. Report REP-0820, Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0820.pdf> (abgerufen am 29.04.2024)

Umweltbundesamt (2023). Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen. Methodenvergleich zur Bestimmung von PFAS in Wasserproben. Kaiser, Andreas-Marius. Report REP-0859, Umweltbundesamt GmbH, Wien. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0859.pdf> (abgerufen am 29.04.2024)

WHO (2023). Comments on the Draft background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality 29 September 2022. Online verfügbar unter: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-andhealth/chemical-hazards-in-drinking-water/per-and-polyfluoroalkyl-substances> (abgerufen am 14.6.2024)

Van der Oost, R., Sileno, G., Suarez-Munoz, M., Nguyen, M.T., Besselink, H., Brouwer, A. (2017). SIMONI (smart integrated monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: part I—model design and effect-based trigger values. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36, 2385–2399.

Zhang, W., Pang, S., Lin, Z., Mishra, S., Bhatt, P., Chen, S. (2021). Biotransformation of perfluoroalkyl acid precursors from various environmental systems: advances and perspectives. *Environmental Pollution* 272, 115908.

Rechtsnormen und Richtlinien

Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. Online verfügbar unter:

<https://www.legifrance.gouv.fr/download/pdf?id=ju1Spa68OIF1drx6Coyi5OGvAkdKsz9Tz739noQKY2I=> (abgerufen am 15.12.2023)

ATV-DVWK (2016). Arbeitsblatt A131. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ed. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik. ISBN 3-933707-41-2.

BGBl. II Nr. 96/2006 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG).

BGBl. II Nr. 129/2019 (idgF). Verordnung der Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus über Methodenvorschriften im Bereich Chemie für Abwasser, Oberflächengewässer und Grundwasser (Methodenverordnung Wasser – MVW).

BGBl. II Nr. 203/2011 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Sicherheit von Spielzeug (Spielzeugverordnung 2011).

BGBl. II Nr. 207/2017 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen 2017 (Emissionsregisterverordnung 2017 - EmRegV-OW 2017).

BGBl. Nr. 210/1996 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser).

BGBl. II Nr. 222/1998 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend Abwassereinleitungen in wasserrechtlich bewilligte Kanalisationen (Indirekteinleiterverordnung – IEV).

BGBl. II Nr. 479/2006 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustands von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV).

DIN 38407-35:2010-10 (2010). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 35: Bestimmung ausgewählter Phenoxyalkancarbonsäuren und weiterer acider Pflanzenschutzmittelwirkstoffe - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS).

DIN 38407-36:2014-09 (2014). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 36: Bestimmung ausgewählter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und anderer organischer Stoffe in Wasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS bzw. -HRMS) nach Direktinjektion.

DIN 38407-39 (2011). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 39: Bestimmung ausgewählter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) - Verfahren mittels Gaschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (GC-MS).

DIN 38407-42:2011-03 (2011). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 42: Bestimmung ausgewählter polyfluorierter Verbindungen (PFC) in Wasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS) nach Fest- Flüssig-Extraktion.

DIN 38409, Teil 2 (1987). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2).

DIN 38409, Teil 41 (1980). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (H 41).

Durchführungsbeschluss der Kommission (2014/227/EU) vom 24. April 2014 über die Nichtgenehmigung bestimmter biozider Wirkstoffe gemäß Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates.

Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates.

Durchführungsbeschluss (EU) 2016/110 der Kommission zur Nichtgenehmigung von Triclosan als altem Wirkstoff zur Verwendung in Biozidprodukten der Produktart 1.

Durchführungsverordnung (EU) 2018/783 der Kommission vom 29. Mai 2018 zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) Nr. 540/2011 hinsichtlich der Bedingungen für die Genehmigung des Wirkstoffs Imidacloprid.

Durchführungsbeschluss (EU) 2022/1307 der Kommission vom 22. Juli 2022 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 197/117.

Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

EN ISO 15587-1 (2002). Wasserbeschaffenheit - Aufschluss für die Bestimmung ausgewählter Elemente in Wasser - Teil 1: Königswasser-Aufschluss.

EN ISO 15587-2 (2002). Wasserbeschaffenheit - Aufschluss für die Bestimmung ausgewählter Elemente in Wasser - Teil 2: Salpetersäure-Aufschluss.

EN 12260 (2003). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Stickstoff - Bestimmung von gebundenem Stickstoff (TNb) nach Oxidation zu Stickstoffoxiden.

EN ISO 6878 (2004). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004).

EN ISO 17353:2005-11 (2005). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Organozinnverbindungen - Verfahren mittels Gaschromatographie.

EN ISO 17294-2 (2017). Wasserbeschaffenheit - Anwendung Der Induktiv Gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung Von Ausgewählten Elementen Einschließlich Uran-Isotope.

EN ISO 21676:2022-01-01 (2022). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe, Transformationsprodukte und weiterer organischer Stoffe gelöst in Wasser und gereinigtem Abwasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS oder -HRMS) nach Direktinjektion.

Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Januar 2023). Schweizer Bundesrat. Online verfügbar unter: https://www.fedlex.admin.ch/filestore/fedlex.data.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/20230101/de/pdf-a/fedlex-data-admin-ch-eli-cc-1998-2863_2863_2863-20230101-de-pdf-a.pdf (abgerufen am 15.12.2023)

Government Decree No. 401/2015 Sb. (2015). Government Decree on the indicators and values of permissible surface water and groundwater pollution , requirements for wastewater discharge permits for wastewater discharges into surface water and sewerage systems and sensitive areas, In. Year 2015, No. 401.

ISO 19040-3 (2018). Water quality — Determination of the estrogenic potential of water and waste water —Part 3: In vitro human cell-based reporter gene assay.

HVMFS 2019:25. Klassifizierung und Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer. Online verfügbar unter: <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html> (abgerufen am 15.12.2023)

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaa (2022). Stroomgebiedbeheerplannen Rijn, Maas, Schelde en Eems 2022 – 2027. Online verfügbar unter:

<https://open.overheid.nl/documenten/ronl-01bb9ba630780f5f9c76cfb132deb302477de645/pdf> (abgerufen am 02.01.2024)

Ministerio de agricultura, alimentacion y medio ambiente (2015). Boletín oficial del estado, Nr. 219. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Online verfügbar unter:

<https://www.boe.es/boe/dias/2015/09/12/pdfs/BOE-A-2015-9806.pdf> (abgerufen am 15.12.2023)

Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373). Online verfügbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/index.html (abgerufen am 12.12.2023)

ÖNORM EN 17892:2022-10-01 – Entwurf. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Summe der perfluorierten Substanzen (Summe der PFAS) im Trinkwasser - Methode mittels Flüssigkeitschromatographie/Massenspektrometrie (LC/MS).

RL 60/2000/EG. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

RL 91/271/EWG. Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.

RL 2008/105/EG. Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

RL 2009/90/EG. Richtlinie RL 2009/90/EG der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 201/36.

RL 2013/39/EU. Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

RL (EU) 2020/2184. Richtlinie (EU) 2020/2184 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Amtsblatt der Europäischen Union L 435/1.

Schweizer Bundesrat (2023). Gewässerschutzverordnung. 814.201
Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV) (Stand am 1. Februar 2023).
Online verfügbar unter: https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/de
(abgerufen am 12.12.2023)

Slovak Government Regulation No. 269/2010 Coll. Regulation of the Government of the Slovak Republic no. 269/2010 Coll. establishing requirements for achieving good water status, as amended.

Ungarns Wassereinzugsgebietsmanagementplan (2021). Online verfügbar unter:
<https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-vitaanyag/> (abgerufen am 12.12.2023)

Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006.

Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über kosmetische Mittel.

Verordnung (EU) Nr. 10/2011 der Kommission vom 14. Januar 2011 über Materialien und Gegenstände aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen.

Verordnung (EU) 2016/2235 der Kommission vom 12. Dezember 2016 zur Änderung von Anhang XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich Bisphenol A.

Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission.

Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates.

Abkürzungen

AAEV	Allgemeine Abwasseremissionsverordnung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AMPA	Aminomethylphosphonsäure
ARA	Abwasserreinigungsanlage
Art.	Artikel
AZM	Arzneimittel
BG	Bestimmungsgrenze
BMK	Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
BML	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BMLRT	Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
BMNT	Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
CAS	Chemical Abstract Service
CLP	Classification, Labelling and Packaging (internationales System zur Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DBT	Dibutylzinn
E	Einwohner:in
EBM	Effekt-basierte Methoden
EBT	Effect-based trigger value
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EEQ	17 β -Östradiol-Äquivalente
EFSA	Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
EK	Europäische Kommission
EMREG-OW	Emissionsregister Oberflächenwasserkörper
EmRegV-OW	Emissionsregisterverordnung

EP	Europäisches Parlament
ER α	Östrogenrezeptor alpha
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwerte
GOW	Gesundheitliche Orientierungswerte
GW	Grundwasser
GWRL	Grundwasserrichtlinie
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
IE	Indirekteinleiteranteil
IEV	Indirekteinleiterverordnung
idgF	In der geltenden Fassung
JD-UQN	Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm
l	Liter
KA-RL	Kommunale Abwasserrichtlinie
komARA	kommunale Abwasserreinigungsanlagen
M	Mischkanalisation
MBG	Mindestbestimmungsgrenze
MP	Monitoringprogramm
MVW	Methodenverordnung Wasser
NG	Nachweisgrenze
Nges	Gesamtstickstoff
n.n.	Nicht nachweisbar
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, Organisation for Economic Co-operation and Development
OG	Oberflächengewässer
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBT	Persistent, Bioakkumulierbar, Toxisch
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PFCA	perfluorierten Carbonsäuren
PFOAEQ	PFOA-Äquivalente

PFSA	perfluorierten Sulfonsäuren
Pges	Gesamtphosphorfracht
PNEC	Predicted no effect concentration
POPs	Persisten Organic Pollutants
PPD	p-Phenylendiamine
PSM	Pflanzenschutzmittel
PT	Produktart
QK	Qualitätskriterien
QSAR	Quantitative Struktur-Aktivitäts-Beziehung
QK-chron.	Chronische Qualitätskriterien
QZV	Qualitätszieleverordnung
REACH	Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien
RL	Richtlinie
RPF	Relativer Potenzfaktor
SVHC	Substance of Very High Concern, besonders besorgniserregende Substanz
T	Trennkanalisation
TBT	Tributylzinn
TDI	Tolerable Daily Intake, tolerierbare tägliche Aufnahmemenge
TW-TW	Trinkwasser-Toleranzwerte
TWI	tolerable weekly intake
TWRL	Trinkwasserrichtlinie
UQN	Umweltqualitätsnorm
UQN _{fw,eco}	Qualitätsstandard für das Schutzgut der aquatischen Lebewesen
UQN-RL	Umweltqualitätsnormenrichtlinie
UV	Ultraviolett
vPvB	sehr persistent und sehr bioakkumulativ, gemäß den Kriterien im Anhang XIII der REACH-Verordnung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK-UQN	Zulässige Höchstkonzentration-Umweltqualitätsnorm

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft

Stubenring 1, 1010 Wien

bml.gv.at