Bundesministerium
Landwirtschaft, Regionen
und Tourismus

Untersuchung von Abwässern und Gewässern auf unterschiedliche toxikologische Endpunkte

Biologische Wirktests mittels *in-vitro*-Verfahren

Vorarlberg unser Land

Wasser LAND OBERÖSTERREICH

TU WIEN bi.iwr

PERSPEKTIVEN FÜR UMWELT & GESELLSCHAFT umweltbundesamt

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:
Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
Stubenring 1, 1010 Wien
Autorinnen und Autoren: Rainer Braun, Christina Hartmann, Norbert Kreuzinger, Katharina Lenz, Heidemarie Schaar, Christoph Scheffknecht
Gesamtumsetzung: die Autoren
Fotonachweis: © Umweltbundesamt/Elisabeth Stadler (S.1): Steyr

Wien, 2020. Stand: 1. Oktober 2020

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 Landwirtschaft, Regionen und Tourismus 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 vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an service@bmlrt.gv.at.

Kooperation

Die Probenahme wurde von den beteiligten Kläranlagen, der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, der Abteilung Umweltanalytik des Institutes für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg, der TU Wien und von GZÜV-Probenehmern durchgeführt.

Inhalt

Kooperation 4

1 Zusammenfassung 8

2 Summary 12

3 Hintergrund und Zielsetzung 15

3.1 Hintergrund 15

3.2 Zielsetzung 18

3.3 Auswahl der *in-vitro*-Verfahren / biologischen Wirktests 19

4 Auswahl von Kläranlagen und Gewässern 23

4.1 Kläranlagen 23

4.2 Gewässermessstellen 24

5 Methodik 27

5.1 Probenahme 27

5.1.1 Kläranlagen 27

5.1.2 Gewässermessstellen 28

5.2 Analytik 28

5.2.1 Biologische Wirktests 30

5.2.2 Chemische Analytik 37

5.3 Bewertungskriterien 41

5.3.1 Biologische Wirktests 41

5.3.2 Chemische Analytik 43

6 Ergebnisse biologische Wirktests 45

6.1 CALUX-Tests 45

6.2 Ames-Fluktuationstest 51

6.3 umuC-Test 54

6.4 Comet Assay (+MTT-Test) 56

6.5 Kombinierter Algentest 60

7 Ergebnisse der chemischen Analytik 62

7.1 Referenzparameter 62

7.2 Östrogene Steroidhormone 65

7.3 Dioxine/Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD/PCDF+DL-PCB) 67

7.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 69

7.5 Metalle 76

7.6 Alkylphenole, Alkylphenolmono- und -diethoxylate, Bisphenol A 84
7.7 Arzneimittelwirkstoffe 87
7.7.1 Analgetika, Antiphlogistika und Antirheumatika 92
7.7.2 Antibiotika 95
7.7.3 Antidiabetika 100
7.7.4 Antiepileptika 102
7.7.5 Betablocker..... 105
7.7.6 Lipidsenker 108
7.7.7 Psycholeptika und Psychoanaleptika 109
7.7.8 Röntgenkontrastmittel 114
7.7.9 Andere Arzneimittelstoffe 116
7.7.10 Arzneimittelwirkstoffmetabolite 121

8 Zusammenfassung biologische Wirktests und chemische Analytik..... 126
8.1 Kläranlagenablauf 128
8.2 Fließgewässer 133

9 Vergleich Wirktests und chemische Analytik 141
9.1 Östrogenes Wirkpotential (ERα-CALUX) – Östrogene Steroidhormone..... 141
9.2 PAK-ähnliches Wirkpotential (PAK-CALUX)..... 145
9.3 Dioxin-ähnliches Wirkpotential (DR CALUX) – PCDD/PCDF+DL-PCB 148

10 Fazit..... 153
10.1 Erfahrungen in der Anwendung unterschiedlicher biologischer Wirktests für die Untersuchung von Abwasser und Gewässern 153
10.2 Datenbasis zu biologischen Wirktests in der Analytik von Abwasser und Gewässern in Österreich 155
10.3 Reduktionspotential der Abwasserreinigung hinsichtlich unterschiedlicher Wirkungen 156
10.4 Beurteilung der Eignung von biologischen Wirktests zur ergänzenden Bewertung von Abwasser und Gewässern 158

11 Anhang 161
11.1 Untersuchungsumfang..... 161
11.1.1 Biologische Wirktests 161
11.1.2 Chemische Analytik 162
11.2 Untersuchungsergebnisse..... 174
11.2.1 Biologische Wirktests 174
11.2.2 Chemische Analytik 184

Tabellenverzeichnis..... 224

Abbildungsverzeichnis **227**

Literaturverzeichnis **231**

Glossar **243**

Abkürzungen **244**

1 Zusammenfassung

Die Evaluierung der Europäischen Wasserrichtlinien in den letzten Jahren hat gezeigt, dass die Liste der Spurenschadstoffe, die in den Richtlinien Berücksichtigung finden sollten, nur langsam überarbeitet werden kann und dass nicht nur Einzelstoffe, sondern auch Mischungstoxizitäten betrachtet werden sollten. Eine Möglichkeit der ganzheitlicheren Betrachtung von Spurenschadstoffen, die auch die Berücksichtigung bislang nicht regulierter Schadstoffe umschließt, ist die Nutzung von Wirkmechanismen. Dabei werden Bewertungskriterien bezogen auf Wirkungen mit Umweltqualitätsnormen (UQN) für ausgewählte Einzelstoffe kombiniert, wobei die ausgewählten Einzelstoffe als Leitparameter für bestimmte Schadwirkungen (toxikologische Endpunkte) dienen. Zum Nachweis von Wirkungen stehen unterschiedliche, so genannte bioindikative Verfahren (effect based methods / biologische Wirktests) zur Verfügung, wobei die Standardisierung sowie die Ableitung von Bewertungskriterien (Effect-based Trigger Werten, EBT) für diese Tests derzeit noch in Entwicklung sind.

In Österreich lagen bislang nur wenige Erfahrungen zur Anwendung von biologischen Wirktests vor. Vereinzelt wurden sie bei der Untersuchung von Fließgewässern (BMNT, 2019b) bzw. zur Prozessbewertung auf Kläranlagen (Kreuzinger et al., 2020) eingesetzt. Mit der vorliegenden Pilotstudie wurde erstmalig versucht, Erfahrungen in der Anwendung biologischer Wirktests für die Untersuchung von Abwasser und Gewässern zu sammeln, die österreichische Datenbasis zur Anwendung von Wirktests systematisch zu erweitern und ihre Eignung als ergänzende Methode der Zustands- bzw. Prozessbewertung zu evaluieren.

Es wurden neun Kläranlagen (Zu- und Abläufe) sowie acht Fließgewässer anhand von 15 *in-vitro*-Wirktests (ERα-, AR-, anti-ERα-, anti-AR-, PAK-, DR-, Nrf2-, p53-, Cytotox-CALUX, Ames Fluktuationstest, umuC-Test, Comet Assay (+MTT-Test), kombinierter Algentest) auf ihre biologische Wirkung hin untersucht. Zusätzlich wurden die Proben mittels chemischer Einzelstoffanalytik auf Referenzparameter der Abwasserreinigung, Hormone, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Dioxine und dioxinähnliche Stoffe, Metalle, Alkylphenole und -ethoxylate, Bisphenol A sowie insgesamt 90 Arzneimittelwirkstoffe hin analysiert. Die Auswahl der Stoffe für die chemische Analytik basierte auf der Tatsache, dass zahlreiche dieser Stoffe in den eingesetzten Wirktests ein definiertes Wirkpotential aufweisen. Die Auswahl die Arzneimittelwirkstoffe erfolgte darüber hinaus vor dem Hintergrund eines parallel durchgeführten „MARGINS – Monitoring of Antibiotic Resistance Genes in Wastewater and Surface Waterbodies“ Projektes (finanziert durch BMLRT und BMG).

Die Interpretation der Ergebnisse wurde für einige CALUX-Verfahren (ERα-, PAK-, und anti-AR) durch Blindwerte erschwert, die vermutlich aus dem eingesetzten Lösungsmittel stammen. Für den Ames-Fluktuationstest, den umuC-Test und den Comet Assay erschwerte das gewählte Test-Design die Interpretation. Diese Erfahrungen trugen maßgeblich zum besseren Verständnis der Funktionsweise der eingesetzten Wirktests bei.

In den Kläranlagenzuläufen war – vorbehaltlich der bereits erwähnten Interpretationsschwie-rigkeiten der Messergebnisse – eine östrogene (ERα-CALUX), androgene (AR-CALUX), anti-androgene (anti-AR-CALUX), PAK-ähnliche (PAK-CALUX), zytotoxische (Cytotox-CALUX) und herbizide Wirkung (kombinierter Algentest) sowie oxidativer Stress (Nrf2-CALUX) erkennbar. Eine mutagene (Ames-Fluktuationstest) und gentoxische Wirkung (umuC-Test) waren in 25-fach angereicherten Zulaufproben nachweisbar, wobei die näherungsweise Rückrechnung auf die Originalprobe diese Wirkung nicht zu bestätigen scheint. Im Comet Assay kann eine gentoxische Wirkung in zumindest drei Zulaufproben als gesichert angenommen werden.

In den Kläranlagenabläufen war eine östrogene, anti-androgene, Dioxin-ähnliche (DR-CALUX), PAK-ähnliche, zytotoxische und herbizide Wirkung, sowie oxidativer Stress detektierbar. Eine mutagene Wirkung war selbst in 100-fach angereicherten Proben nicht nachweisbar. Eine gentoxische Wirkung zeigte sich in den angereicherten Proben im umuC-Test und im Comet Assay, wobei nach näherungsweiser Rückrechnung auf die Originalprobe, der umuC-Test keine Gentoxizität anzeigen dürfte. Auch hier sei wiederum auf die Interpretationsschwierigkeiten der Messergebnisse hingewiesen.

In den Gewässern wurden eine PAK-ähnliche Wirkung und oxidativer Stress in allen, eine anti-androgene Wirkung in fast allen, die östrogene und Dioxin-ähnliche Wirkung in den meisten Proben detektiert. Es muss an dieser Stelle jedoch auf die Blindwert-Problematik bei der Untersuchung der östrogenen, anti-androgenen und PAK-ähnlichen Wirkung hingewiesen werden. Nur eine Gewässerprobe zeigte zytotoxische Wirkung. Eine herbizide Wirkung (Wachstumshemmung) wurde in allen Gewässern nachgewiesen, die Photosynthesehem-mung hingegen nur in einer Gewässerprobe. Mutagenität und Gentoxizität waren zwar in den 100-fach angereicherten Proben nachweisbar, in der näherungsweisen Rückrechnung auf die Originalprobe dürfe aber keine Gewässerprobe diese Wirkung zeigen. Im Comet Assay wurde eine gentoxische Wirkung in drei der acht angereicherten Gewässerproben detektiert.

Überschreitungen der von der EU-Kommission vorgeschlagenen EBT-Werte (Europäische Kommission, 2019b) wurden in den Gewässern für die anti-androgene, herbizide (vor allem

Wachstumshemmung) und PAK-ähnliche Wirkung sowie den oxidativen Stress beobachtet. Eine mutagene und gentoxische Wirkung konnte zwar in den (angereicherten) Proben nachgewiesen werden; in Ermangelung von EBT-Werten war jedoch keine Aussage möglich, ob diese Werte eine Gefährdung für das Gewässer oder den Menschen darstellen.

Die meisten untersuchten Wirkungen wurden in der kommunalen Abwasserreinigung deutlich reduziert. Reduktion von mehr als 75% wurden für die östrogene, die androgene und die PAK-ähnliche Wirkung nachgewiesen, Reduktionen von 50% bis 75% für den oxidativen Stress und die Wachstumshemmung. Ames-Fluktuationtest, umuC-Test und Comet Assay erlauben grundsätzlich nur eine qualitative Beurteilung der Mutagenität bzw. Gentoxizität. Um eine Quantifizierung näherunsgsweise durchführen zu können, wurde von den angereicherten Proben auf Originalproben rückgerechnet und Reduktionsraten zwischen 50% und 90% ermittelt. Vergleicht man die Wirkungen der Kläranlagenabläufe mit jenen der Gewässer, so konnten in den Gewässern meist geringere Wirkungen festgestellt werden.

Für einen Vergleich der Ergebnisse der biologischen Wirktests und der chemischen Analysen müssen die chemischen Messergebnisse mit substanz- und testspezifischen relativen Wirkungspotenzen (relative effect potency, REP) in die jeweiligen Äquivalenzkonzentrationen umgerechnet werden und die so erhaltenen Äquivalenzkonzentrationenchem der Einzelstoffe aufsummiert werden. Diese Werte können dann mit den Ergebnissen der biologischen Wirktests (Äquivalenzkonzentrationenbio) verglichen werden. Obwohl die Wirkung einzelner Stoffe in biologischen Wirktests gut dokumentiert ist (Europäische Kommission, 2019b), finden sich substanz- und testspezifische REP-Werte in der Literatur erst vereinzelt bzw. vermehrt nur für bereits gut etablierte Testssysteme. Aus diesem Grund wurde der Vergleich im Projekt nur für die östrogene, die PAK- und die Dioxin-ähnliche Wirkung durchgeführt. Für die die östrogene und die Dioxin-ähnliche Wirkung konnte in zahlreichen Proben eine gute Übereinstimmung von biologischen Wirktests und chemischen Analysen nachgewiesen werden.

Biologische Wirktests wurden als grundsätzlich geeignet erachtet, um die Bewertung von Abwässern und Gewässern basierend auf Ergebnissen der chemischen Einzelstoffanalytik zu ergänzen. Von den im Projekt angewandten Wirktests erwiesen sich die CALUX-Verfahren und der kombinierte Algentest in Hinblick auf die Fragestellungen des Projektes als prinzipiell gut interpretierbar, da diese Testverfahren quantitative Aussagen ermöglichen und zum Teil bereits Vorschläge für Bewertungskriterien vorliegen. Allerdings bestanden im vorliegenden Projekt Interpretationsschwierigkeiten in Hinblick auf Blindwerte und unterscheidliche Bestimmungsgrenzen einzelner Proben. Für einen routinemäßigen Einsatz bio-

logischer Wirktests als Ergänzung der chemischen Analytik erfordert es noch Forschungsbedarf in Hinblick auf die Standardisierung der Verfahren und eine einheitliche Vorgehensweise bei der Ableitung von Bewertungskriterien. Weitere Forschungsfelder beinhalten die Definition von substanz- und testspezifischen relativen Wirkpotenzen für Spurenschadstoffe, um die Ergebnisse der biologischen Wirktests mit jener der chemischen Analytik zu vergleichen und die Erforschung von Mischtoxizitäten, da manche Substanzen erst in der Interaktion mit anderen Stoffen toxisch wirken.

2 Summary

The evaluation of the European Water Directives in recent years has shown that the revision process of the list of (micro) pollutants to be considered in the Directives is too slow and that not only individual substances but also mixture toxicity should be taken into account. One possibility for a more holistic consideration of pollutants and emerging contaminants is the use of effect-based methods (EBM)/ bioassays.

Bioassays combine evaluation criteria relating to effects (like activation of estrogen receptors or DNA strand breaks) with environmental quality standards (EQS) for selected individual substances. The selected individual substances serve as indicator parameters for certain harmful effects (toxicological endpoints). Similar to EQS for chemical parameters, so-called effect-based trigger values (EBT) are developped for bioassays. EBTs basically define an acceptable level of effect and are expressed as bioanalytical equivalent concentrations (BEQ).

Various bioassays are available for the detection of effects, however, the standardisation and the derivation of EBT for these assays are currently still under development.

In Austria, there has been little experience with the application of bioassay so far. Occasionally they have been used for the investigation of surface water (BMNT, 2019b) or for process evaluation at sewage treatment plants (Kreuzinger et al., 2020). The present pilot study aimed at capacity building as regards the application of bioassays, expanding the Austrian database for the application of bioassays and to evaluate their suitability as a supplementary method for status and process assessment.

The biological effects of nine wastewater treatment plants (influent and effluent) and eight surface waters were investigated using 15 biassays (ERα-, AR-, anti-ERα-, anti-AR-, PAH-, DR-, Nrf2-, p53-, Cytotox-CALUX, Ames Fluctuation Assay, umuC , Comet Assay (+MTT-Test), combined algae test). In addition, the samples were analysed for reference parameters of wastewater treatment, hormones, polycyclic aromatic hydrocarbons, dioxins and dioxin-like substances, metals, alkylphenols and -ethoxylates, bisphenol A and a total of 90 active pharmaceutical ingredients by means of chemical single substance analysis. The chemical substances were selected because many of them have a defined potential to act in the selected bioassays used in the project. The broad list of pharmaceutics was selected, as the project was done in parallel to the MARGINS – "Monitoring of Antibiotic Resistance Genes in Wastewater and Surface Waterbodies" project (financed by the BMLRT and BMG).

For some CALUX assays (ERα-, PAH-, and anti-AR), the interpretation of the results was hampered by blank values that were presumably derived from the solvent used. For the Ames Fluctuation Assay, the umuC and the Comet Assay, the chosen test designimpeded the interpretation of results. However, these experiences contributed significantly to a better understanding of the functionality of the selected bioassays and their limitations.

In the wastewater treatment plant influents, an estrogenic (ERα-CALUX), androgenic (AR-CALUX), anti-androgenic (anti-AR-CALUX), PAH-like (PAH-CALUX), cytotoxic (cytotox-CALUX) and herbicidal effect (combined algae test) as well as oxidative stress (Nrf2-CALUX) were observed. A mutagenic (Ames Fluctuation Assay) and genotoxic effect (umuC) was detected in 25-fold enriched inflow samples, whereby the approximate calculation to the original sample does not seem to confirm this effect. In the Comet Assay, a genotoxic effect can be assumed to be confirmed in at least three inflow samples.

In the sewage plant effluents an estrogenic, anti-androgenic, dioxin-like (DR-CALUX), PAH-like, cytotoxic and herbicidal effect as well as oxidative stress was detected. A mutagenic effect could not be proven even in 100-fold enriched samples. A genotoxic effect was shown in the enriched samples in the umuC and in the Comet Assay. After approximate cal-culation to the original sample, the umuC did not reveal the genotoxicity of the samples.

With regard to surface waters PAH-like effects and oxidative stress were detected in all samples, an anti-androgenic effect in almost all, and estrogenic and dioxin-like effects in most of the samples. These results might be influenced by blank values as regards estrogenic, anti-androgenic and PAH-like effects. Cytotoxicity was only detected in one water sample. All surface waters revealed herbicidal effect (growth inhibition), whereas photosynthesis inhibition was found in only one surface water sample. Although mutagenicity and genotoxi-city could be detected in the 100-fold enriched samples, no sample would show this effect in the approximate calculation to the original sample. In the Comet Assay a genotoxic effect was detected in three of the eight enriched water samples.

Exceedances of the EBT values proposed by the EU Commission (European Commission, 2019b) were observed in surface waters for anti-androgenic, herbicidal (mainly growth inhibi-tion) and PAH-like effects as well as for oxidative stress. Mutagenicity and genotoxicity could be detected in (enriched) samples, but in the absence of EBT values it was not possible to evaluate whether these values posed a risk to the water body or to humans.

Most of the effects investigated were significantly reduced in municipal wastewater treatment. Reduction of more than 75% were found for estrogenic, androgenic and PAH-like ef-

fects, and reduction of 50% to 75% for oxidative stress and growth inhibition. The Ames Fluc-tuation Assay, the umuC test and the Comet Assay only allow a qualitative assessment of mu-tagenicity or genotoxicity. In order to allow for proximate quantification, the enriched samples were recalculated to original samples and reduction rates between 50% and 90% were determined. When comparing the effects of sewage plant effluents with those of surface waters, lower effects were usually found in the latter ones.

In order to compare the results of bioassays and chemical analyses, the chemical measurement results are converted into the respective equivalent concentrations (EC) using substance- and test-specific relative effect potencies (REP). The resulting equivalent concentrations of the individual substances then have to be summed-up (EQchem) and can be compared with the results of the bioassay (bio-equivalence concentration, EQbio). Although the effect of individual substances in biological effect tests is well documented (European Commission, 2019b), substance- and test-specific REP values are found in the literature only for few sub-stances/ test systems. For this reason, the comparison was only carried out for estrogenic, PAH- and dioxin-like effects. For the estrogenic and dioxin-like effects, a good agreement between bioassays and chemical analyses could be demonstrated in several samples.

In general, bioassays were considered as valuable complement of the chemical analysis of individual substances in wastewater and surface water. From the set of bioassays applied in the project, the CALUX assays and the combined algae test proved to be well interpretable with regard to the aims of the project, as these assays allow a quantitative assessment and as EBT are already proposed for several of them. For a routine use of bioassay as a supple-ment to chemical analysis, there is still a need for research with regard to the standardiza-tion and a harmonized approach for the derivation of evaluation criteria. Further research work is required as regards the definition of substance- and test-specific relative potencies for (micro) polltants in order to compare the results of the bioassays with those of chemical analysis and mixture toxicity, as substances may reveal toxicity only in the interaction with other substances.

3 Hintergrund und Zielsetzung

3.1 Hintergrund

Die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, WRRL) fordert in Art. 16 Strategien gegen die Wasserverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen. In Anhang X der WRRL sowie der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (2008/105/EG, geändert durch 2013/39/EU, UQN-Richtlinie) wurde diese Liste der prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe festgelegt sowie Qualitätskriterien für die Beurteilung der Wasserqualität definiert. Die Festlegung der Umweltqualitätsnormen (UQN) für die prioritären Stoffe erfolgt derzeit auf Ebene von einzelnen Substanzen und stellt einen langwierigen, arbeits- und kostenintensiven Prozess dar, da zahlreiche Analysen in unterschiedlichen Umweltmatrizes durchgeführt werden müssen. Gleichzeitig weist dieser klassische Ansatz zur Bewertung des Risikos einzelner Chemikalien für das Management der chemischen Verschmutzung von Gewässern einige Einschränkungen auf (Altenburger at al., 2015, Brack et al., 2015):

- Bedenkt man, dass unter Reach mehr als 100.000 chemische Substanzen registriert sind, wird ersichtlich, dass es nicht möglich ist, alle in der aquatischen Umwelt vorhandenen Substanzen zu analysieren, nachzuweisen und zu quantifizieren. Daher werden die Umweltauswirkungen noch nicht regulierter und / oder überwachter Stoffe nicht berücksichtigt.
- Die Effekte von Substanzgemischen können anhand von chemischer Einzelstoffanalytik nicht immer bestimmt werden. Chemikalien liegen in der aquatischen Umwelt in der Regel in komplexen Gemischen vorhanden, deren Mischtoxizität signifikant sein können, selbst wenn die Einzelstoffe dieser Gemische unter ihren Wassergrenzwerten liegen (Silva et al., 2002, Walter et al., 2002, Altenburger et al., 2018).

Im Jahr 2019 erfolgte die Evaluierung der Europäischen Wasserrichtlinien (unter anderem WRRL, UQN-Richtlinie, Kommunale Abwasserrichtlinie (91/271/EWG)). Im Zuge der Evaluierung der WRRL wurde angeregt, eine ganzheitlichere Betrachtung der chemischen Belastungen von Oberflächengewässern zu berücksichtigen (Europäische Kommission, 2019a). Die Evaluierung der Kommunalen Abwasserrichtlinie hat als eine der Schwächen der Richtlinie den fehlenden Bezug auf neue Schadstoffe („emerging contaminants“), wie etwa Pharmazeutika oder Industriechemikalien, definiert (Europäische Kommission, 2019c).

Vor dem Hintergrund der Evaluierung der Wasserrichtlinien haben sich zahlreiche Projekte der letzten Jahre (z. B. NEREUS COST Action, FRAME, ANSWER, PROMOTE, SOLUTIONS) mit bisher nicht regulierten Spurenstoffen in Abwasser und Gewässern, ihrer Priorisierung und möglicher Qualitätskriterien beschäftigt. Eine Möglichkeit einer ganzheitlicheren Betrachtung dieser bisher nicht regulierten Spurenstoffe in Abwasser und Gewässern ist die Nutzung von Wirkmechanismen. Dabei werden Bewertungskriterien bezogen auf Wirkungen mit UQN für ausgewählte Einzelstoffe kombiniert, wobei die ausgewählten Einzelstoffe als Leitparameter für bestimmte Schadwirkungen (toxikologische Endpunkte) dienen. Solche Schadwirkungen oder toxikologische Endpunkte können z.B. schädigende Veränderungen des Erbguts (Gentoxizität), schädigende Wirkungen über die Beeinflussung des Hormonsystems (endokrin schädliche Wirkungen), krebserzeugende Wirkungen (Kanzerogenität) oder schädliche Wirkungen auf das Nervensystem (Neurotoxizität) sein.

Zum Nachweis von Wirkungen stehen unterschiedliche, so genannte bioindikative Verfahren (effect based methods, EBM) zur Verfügung. In einem Bericht der Europäischen Kommission (2014) werden diese Verfahren beschrieben und nach dem zugrundeliegenden Monitoring-Ansatz in drei Kategorien eingeteilt:

- Bioassays (*in vitro* und *in vivo*), die die Toxizität von Umweltproben unter definierten Laborbedingungen messen;
- Biomarker, die biologische Reaktionen auf individueller oder niedrigerer Organisationsebene bei Organismen messen;
- Ökologische Indikatoren, die Variationen auf der Ebene von höheren biologischen Organisationsebenen (z.B. Bevölkerung und Gemeinschaft) nachweisen.

Im Gegensatz zu *in-vivo*-Tests, die die Wirkung von Chemikalien auf ganze Organismen erfassen, basieren die im Projekt verwendeten *in-vitro* Bioassays hauptsächlich auf Zelllinien (untere biologische Organisationsebene) und erkennen unerwünschte biologische Effekte auf molekularer Ebene. Solche unerwünschten Effekte können etwa die Aktivierung eines zellulären Rezeptors oder Signalwegs, die Induktion oder Hemmung einer bestimmten enzymatischen Aktivität oder die Mutation einer DNA-Sequenz sein. Dabei reagieren die *in-vitro* Bioassays konzentrationsabhängig auf all jene Verbindungen in einer Probe, die den gleichen Wirkmechanismus haben. Für die Detektion bestimmter Wirkungen (Endpunkte) existieren unterschiedliche Effektdetektionskategorien. Diese umfassen unter anderem die allgemeine Toxizität, phytotoxische Effekte (z.B. kombinierter Algentest), hormonartige Effekte (z.B. ERα-CALUX), mutagene/gentoxische Effekte (z.B. Ames-Fluktuationstest), neurotoxische Effekte oder Immuntoxizität (LUBW, 2018). Die Ergebnisse der *in-vitro* Bioassays

werden in der Regel als biologische Äquivalenzwerte ausgedrückt. Im Erα-CALUX, der die östrogene Wirkung einer Probe untersucht, wird das Ergebnis etwa in 17β-Östradiol Äquivalenten ausgedrückt. Das bedeutet, dass in der Probe Stoffe mit kummulativer östrogener Wirkung vorhanden sind, die dieselbe Wirkung haben, wie eine äquivalente Menge an 17β-Östradiol. Gleichzeitig integrieren Bioassays auch potentiell antagonistische Effekte einer Umweltprobe (wenn die Probe etwa neben Substanzen mit östrogener Wirkung gleichzeitig Substanzen mit anti-östrogener Wirkung enthält) und berücksichtigen die unterschiedlichen Wirkpotentiale der Substanzen bei gleicher chemischer Konzentration.

In Hinblick auf die WRRL wurden von der Europäischen Kommission (2019b) die folgenden möglichen Einsatzbereiche für Wirktests definiert:

- Als Screening-Tools bzw. als Teil der Belastungs- und Risikoanalyse um die Priorisierung von Gewässern zu unterstützen, die weiter untersucht werden sollen;
- Zur Unterstützung von Frühwarnsystemen bzw. zur Priorisierung weiterer Untersuchungen in Gewässern, die in der Belastungs- und Risikoanalyse nicht als gefährdet eingestuft wurden, da es keine bekannten Belastungen gibt;
- Berücksichtigung der Auswirkungen von Schadstoffgemischen oder nicht routinemäßig analysierten Chemikalien (z. B. zur Unterstützung der investigativen Überwachung, wenn die Ursachen für einen Rückgang bestimmter Arten unbekannt sind);
- Zusätzliche Unterstützung bei der Bewertung der Wasser- und Sedimentqualität, jedoch nicht als Ersatz für die konventionelle chemische und ökologische Überwachung im Rahmen der WRRL.

In Hinblick auf die Kommunale Abwasserrichtlinie wurden vom NORMAN-Netzwerk gemeinsam mit Water Europe ein Katalog von Empfehlung für die mögliche Überarbeitung der Richtlinie erarbeitet (NORMAN, 2019). Eine dieser Empfehlungen beinhaltet die Bewertung von Mischtoxizitäten in Kläranlagenabläufen mit einer Batterie an Wirktests (*in-vitro* und *in-vivo*-Tests) und die Definition von regions- oder standortspezifischen Schadstoffen, die näher betrachtet werden sollten. Bei Überschreitungen der Grenzwerte (effect-based trigger values, EBT) einzelner Wirktests sollten die Kläranlagenbetreiber notwendige Maßnahmen ergreifen, um die Schadstoffe zu identifizieren, die für die Überschreitung des EBT verantwortlich sind. In weiterer Folge sollten die Herkunft der Schadstoffe verifiziert und Maßnahmen eingeleitet werden, die die Verschmutzung minimieren.

In der Regulatorik der EU- Mitgliedsländer sind *in-vitro* Wirktests zur Bewertung der Giftigkeit von Abwässern, Oberflächengewässern und Sedimenten bislang nur in geringem Umfang verankert (z.B. umuC-Test in Deutschland oder Yeast Estrogen/ Androgen Screen in Schweden), während *in-vivo* Testbatterien mit Organismen verschiedener trophischer Stufen bereits breitere Anwendung finden (Oekotoxzentrum, 2015). In Österreich sieht die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (BGBl. Nr. 186/1996 i.d.g.F.) im Bedarfsfall die Bewertung der Toxizität mittels Algen, Bakterien, Daphnien oder Fischeiern vor.

3.2 Zielsetzung

In Österreich gibt es bislang wenig Erfahrung mit dem Einsatz von biologischen Wirktests zur Bewertung von Abwasser- und Gewässerproben. Für Gewässer und den Endpunkt der östrogenen Wirkung sind einige wenige Untersuchungen verfügbar (BMNT, 2019b). Für Abwasser liegen, wenn überhaupt, nur wenige punktuelle Einzeluntersuchungen vor (Alygizakis et al., 2019). Die Bewertung von weiterführenden Abwasserreinigungsschritten mittels biologischer Wirktests erfolgte kürzlich (Kreuzinger et al., 2020).

Das übergeordnete Ziel des Pilotprojektes war daher die erstmalige Anwendung einer Auswahl bioindikativer *in-vitro*-Methoden auf Abwasser- und Gewässerproben. Dabei wurden Zu- und Abläufe kommunaler Kläranlagen mit ausgewählten *in-vitro*-Tests untersucht. Dies ermöglicht eine Erfassung der Wirkungen hinsichtlich diverser toxikologischer Endpunkte für ungereinigtes Abwasser und die Aussage über eine Verringerung dieser Wirkungen aufgrund der Abwasserreinigung.

Zudem wurden auch Gewässer beprobt, um die Wirkungen in den Gewässern mit jenen der Kläranlagenabläufe zu vergleichen. Neben belasteten Gewässern wurden als Vergleichswerte auch Hintergrundmessstellen herangezogen.

Der Untersuchungsumfang umfasste neben ausgewählten *in-vitro*-Methoden auch die chemische Analyse von Einzelsubstanzen. Für die *in-vitro*-Methoden wurden verschiedene Endpunkte bestimmt bzw. Tests durchgeführt, die in Tabelle 1 angeführt sind. Die chemisch-analytische Untersuchung erfolgte auf Dioxine und dioxinähnliche Stoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Hormone, Alkylphenole und Bisphenol A, weil diese Stoffe in den eingesetzten Wirktests ein definiertes Wirkpotential aufweisen. Zudem wurden in den Kläranlagenabläufen und den Fließgewässern Referenzparameter der Abwasserreinigung und Schwermetalle analysiert. Ein weiterer Schwerpunkt der chemischen Analytik lag auf

Arzneimittelstoffen, da das Pilotprojekt gleichzeitig mit einem weiteren Projekt zur Untersuchung von Antibiotikaresistenzen („MARGINS – Monitoring of Antibiotic Resistance Genes in Wastewater and Surface Waterbodies“) durchgeführt wurde.

Um das übergeordnete Ziel zu erreichen, wurde wie folgt vorgegangen:

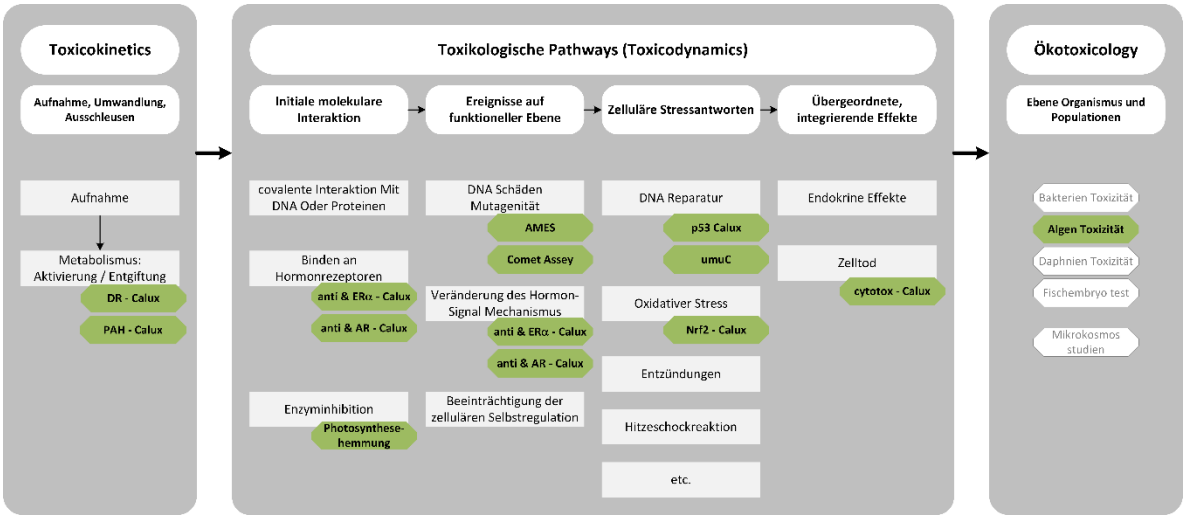
- Kläranlagen- und Gewässerauswahl: Es wurden neun kommunale Kläranlagen und acht Gewässer in Abstimmung mit den Projektpartnern und den Auftraggebern ausgewählt und beprobt.
- Probenahme: Die Untersuchungen in den Kläranlagen basierten auf Wochenmischproben. Diese haben den Vorteil, dass damit ein längerer Zeitraum abgedeckt wird als mit den in der Kläranlagenüberwachung etablierten Tagesmischproben, und die Sammlung des erforderlichen Probenvolumens basierend auf durchflussproportionalen Tagesmischproben erfolgen kann. Der Nachteil ist, dass Tagesspitzen gedämpft werden und dass das Probenmanagement bzw. die Probenkonservierung aufwändiger sind. In den ausgewählten Gewässern wurden Stichproben gezogen.
- Analytik: Die Analyse erfolgte mittels ausgewählter *in-vitro*-Methoden, die in Tabelle 1 zusammengefasst sind. Der Analysenumfang der Einzelstoffanalytik und die geforderten Bestimmungsgrenzen sind in Kapitel 11.1 und in Tabelle 14 im Anhang zusammengestellt.
- Datenauswertung und Interpretation: Es erfolgte die Ableitung des Wirkpotentials für ausgewählte toxikologische Endpunkte (z.B. Östrogenität, Mutagenität, usw.) des unbehandelten und des behandelten Abwassers sowie von Fließgewässerproben. Weiters wurden Rückhalte bzw. Entfernungspotential biologischer stickstoffentfernender Kläranlagen in Bezug auf die ausgewählten toxikologischen Endpunkte bestimmt.

3.3 Auswahl der *in-vitro*-Verfahren / biologischen Wirktests

Auf Europäischer Ebene wurde der Stand der Technik hinsichtlich biologischer Wirktests und ihre mögliche Anwendung für das Monitoring im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie bereits umfassend beschrieben (Europäische Kommission, 2014). Ein weiteres Dokument (Europäische Kommission, 2019b) befasste sich mit der Priorisierung von biologischen Wirktests, der Ableitung von EBT und der Definition von Empfehlungen, welche Wirktests das WRRL-Monitoring ergänzen können. Dabei wurde die Anwendbarkeit für Umweltproben, die Empfindlichkeit, die Robustheit der Testverfahren, der Grad der Validierung / Standar-

disierung, sowie die Kosteneffizienz und die gute routinemäßige Anwendbarkeit berücksichtigt. Ein ähnliches Dokument existiert bereits seit 2015 in der Schweiz (Oekotoxzentrum, 2015). Bei der Auswahl der Wirktests für das vorliegende Projekt wurden die vorhandenen Empfehlungen, sowie Biotests, die bereits häufig auf Abwasser und Oberflächengewässer angewendet wurden, berücksichtigt. Darüber hinaus wurde bei der Testauswahl darauf geachtet, dass unterschiedlichen Endpunkte entlang des Toxizitätspfades (Abbildung 1) untersucht werden, wie dies bereits bei Escher et al. (2018) empfohlen wird.

Abbildung 1: Untersuchte Endpunkte/Wirkmechanismen entlang des Toxizitätspfades



Quelle: TU Wien (nach Neale et al., 2017)

Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den verwendeten Wirktests.

Tabelle 1: Im Projekt verwendete Wirktests (in der zweiten Spalte fett gedrucktsind jene, die gemäß Europäischer Kommission (2019b) empfohlen werden)

Wirkung - „Mode of Action – MoA“	Test	Referenzsubstanz	Organismus/ Zelllinie	Messbare Wirkung (Endpunkt)	Kosten (€/ Probe)	Dauer Analyse	Standards/ Normen	Leitfäden/ Beschreibung
(Anti-) Östrogenität	**ERα CALUX**	17β-Östradiol-Äquivalente (EEQ)	Säugetierzelllinien	Aktivierung bzw. Hemmung von Hormonrezeptoren (Rezeptorbindung führt zu Biolumineszenz)	140 - 200	24 h	ISO 19040-3	a)
	Anti-ERα CALUX	Tamoxifen-Äquivalente (Tam-EQ)			140 - 200	24 h	-	b)
(Anti-) Androgenität	AR CALUX	Dihydrotestosteron-Äquivalente (DHT-EQ)			130 - 240	24 h	-	a)
	Anti-AR CALUX	Flutamid-Äquivalente (Flu-EQ)			130 - 240	24 h	-	c)
Dioxin-ähnliche Wirkung	**DR CALUX**	2,3,7,8-TCDD-Äquivalente (TCDD-EQ)		Aktivierung des Arylhydrocarbon-Rezeptors	130 - 240	48 h	Validierung in Arbeit	d), e)
PAK-ähnliche Wirkung	PAK CALUX	Benzo[a]pyren-Äquivalente (B[a]P-EQ)			130 - 170	6 h	-	f)
Oxidativer Stress	Nrf2 CALUX	Curcumin-Äquivalente (Cur-EQ) oder Dichlorvos-Äquivalente (Dic-EQ)		Produktion von Luziferase durch oxidativen Stress (Fluoreszenzmessung)	130 - 240	24 h	-	g)
Allgemeine Toxizität und herbizide Wirkung	**kombinierter Algentest**	Diuron-Äquivalente (DEQ)	Einzellige Grünalgen	a) Hemmung der Photosynthese nach 2 h (Herbizide Wirkung) (Quantenausbeute der Photosynthese) b) unspezifische Wachstumshemmung nach 24 h (kolorimetrische Messung)	150 - 300	24 h	DIN EN ISO 8692 (2012)	-
Mutagenität (Genmutationen)	p53 CALUX	Actinomycin D-Äquivalente (Ac-EQ)	Säugetierzelllinien	Produktion von Luziferase (Fluoreszenzmessung)	130 - 240	24 h	-	g)

Wirkung - „Mode of Action – MoA“	Test	Referenzsubstanz	Organismus/ Zelllinie	Messbare Wirkung (Endpunkt)	Kosten (€/ Probe)	Dauer Analyse	Standards/ Normen	Leitfäden/ Beschreibung
	Ames-Fluktuations Test	Zweifache Überschreitung der Lösemittelkontrolle → Mutagenität	Salmonella typhimurium	Genmutation in Bakterien - Anzahl an rückmutierten Kolonien (Anzahl Kolonien)	300*	2 - 3 Tage	ISO 11350 (2012), DIN 38415-4 (1999)	h)
Zytotoxizität	Cytotox CALUX	Tributylzinnacetat-Äquivalente (TBT-EQ)	Säugetierzelllinien	Abnahme von Luziferase durch zytotoxische Stoffe (Fluoreszenzmessung)	130 - 240	24 h Inkubationszeit	-	g)
Zytotoxizität	MTT-Test	Reduktion lebender Zellen auf <70% der Negativkontrolle	Permanente Zelllinien (z.B. aus Leberzellen von Regenbogenforellen) oder Primärkulturen von Leberzellen	Lebensfähigkeit von Zellen (kolorimetrische Messung der metabolischen Aktivität)	50 - 100	24 h	DIN EN ISO 10993-5 (2009)	-
Gentoxizität	umuC-Test	Zunahme der Extinktion bei 420 nm gegenüber Negativkontrolle	Salmonella typhimurium	Induktion der DNA-Reparatur in Bakterien	80 – 120*	7 h - 1,5 Tage je nach Automatisierung	ISO 13829 (2000), DIN EN ISO 38415-3 (1996)	-
Gentoxizität (strukturelle DNA Schäden)	Comet Assay	Statistische Abweichung des Olive Tail Moments von Negativkontrolle	Eukaryotische Zellen	DNA-Schäden (über Gel-Elektrophorese)	300*	divers	-	i), j)

*…Kosten/ Probe je gemessener Konzentration (gemäß Norm/ Leitfaden müssen mehrere Konzentrationsstufen getestet werden). Literatur: BDS (2019), Oekotoxzentrum (2015), persönliche Mitteilungen

a)…Sonneveld et al. (2005), b)…van der Burg et al. (2010a), c)…van der Burg et al. (2010b), d)…Arts et al. (1995), e)… van der Linden et al. (2008), f)…Pieterse et al. (2013), g)… van der Linden et al. (2014), h)… OECD 471 (2020), i)… Sing et al. (1988), j)…Frenzili et al. (2009)

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

4 Auswahl von Kläranlagen und Gewässern

Bei der Auswahl der Kläranlagen und Gewässer wurde die gleichmäßige Verteilung der Probenahmestellen in Österreich, die unterschiedliche Nutzung im Einzugsgebiet und die Möglichkeit der Probenahme berücksichtigt. Es war dabei nicht zwingend notwendig, dass als Gewässer der jeweilige Vorfluter der ausgewählten Kläranlagen untersucht wird, da die Probenahme von Kläranlage und zugehörigem Vorfluter nicht immer möglich war und auch unbeeinflusste Gewässerstrecken untersucht wurden.

4.1 Kläranlagen

Die Auswahl der Kläranlagen erfolgte in Anlehnung an Untersuchungen zu prioritären Stoffen in Kläranlagen aus den Jahren 2007/2008 (Umweltbundesamt, 2009), sowie 2016/2017 (BMLFUW, 2017). Für diese beiden Studien wurde eine Kategorisierung der kommunalen Kläranlagen Österreichs durchgeführt, um repräsentative Kläranlagen für die Beprobung auszuwählen. Die Kläranlagenkategorisierung basierte auf den Kriterien „Einleiterstruktur im Einzugsgebiet“ und „Ausbaugröße“ und mündete in sechs Kategorien. Ebenso wie im Projekt aus dem Jahr 2017 (BMLFUW, 2017) wurden auch in der vorliegenden Studie Kläranlagen mit einem Indirekteinleiteranteil von 25% – 75% und einer Ausbaugröße > 5.000 EW_{60} ausgewählt, weil diese Kategorie den maßgeblichen Anteil der österreichischen Kläranlagen beinhalten. Alle ausgewählten Kläranlagen sind für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung ausgelegt. Ein weiteres wesentliches Kriterium für die Kläranlagenauswahl war die Bereitschaft der Betreiber, die Probenahme in einem bestimmten Zeitrahmen durchzuführen, sowie die Möglichkeit der Probenahme und -aufbewahrung auf der Kläranlage.

Eine grobe Beschreibung der beprobten Kläranlagen enthält Tabelle 2. Die Kläranlagen werden in anonymisierter Form dargestellt. Die Beprobung der Kläranlagen erfolgte zwischen 19. Juli und 19. August 2019.

Tabelle 2: Grobcharakterisierung der ausgewählten Kläranlagen

Anlage	Kanalisation	Verfahren	IE Anteil [%]*	Indirekteinleiter
ARA 1	T 100%	Zweistufige Belebungsanlage	36%	Rehabilitationszentrum, Gewerbe gemischt
ARA 2	M 82% T 18%	Einstufige Belebungsanlage Keine Schlammbehandlung auf der eigenen Anlage	37%	Krankenhaus, PET-Recycling, Weinbau, sonstiges Gewerbe und Gastronomie
ARA 3	M 80% T 20%	Einstufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	30%	Großküchen, Glasindustrie, sonstige Industrie
ARA 4	M 95% T 5%	Einstufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	37%	Papier-/ Zellstoff, Chemische Industrie, Metallverarbeitung
ARA 5	M 100%	Zweistufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	44%	Textilveredelung
ARA 6	M 75% T 15%	Zweistufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	3%	-
ARA 7	M 95% T 5%	Einstufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	28%	Molkerei, Gewerbe gemischt
ARA 8	T 100%	Einstufige Belebungsanlage simultane Schlammstabilisierung	66%	Milchverarbeitung
ARA 9	M 76% T 24%	Zweistufige Belebungsanlage anaerobe Schlammstabilisierung	39%	Gewerbe gemischt

*errechnet aus der Belastung im Zulauf und den angeschlossenen Einwohnern laut Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW, Referenzjahr 2018)
(M…Mischkanalisation, T…Trennkanalisation, IE…Indirekteinleiter)
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

4.2 Gewässermessstellen

Für die Untersuchungen wurden acht Fließgewässermessstellen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) in insgesamt sechs Bundesländern ausgewählt. Eine Übersicht über die beprobten Messstellen zeigt Tabelle 3. Neben unbelasteten Gewässerstrecken (Hintergrundmessstellen) wurden Gewässerstrecken ausgewählt, die als Vorfluter

kommunaler Kläranlagen dienen. Aus diesem Grund stellt Tabelle 3 auch den relativen Abwasseranteil am mittleren Abfluss dar. Dieser wurde mittels GIS-Verschneidung der Einleitepunkte der österreichischen Kläranlagen mit einer Kapazität von 2.000 EW_{60} oder darüber und deren jährlichen Abwassermengen mit den Messstelleneinzugsgebieten bestimmt. Anzumerken ist dazu, dass nur Abwassereinleitungen in Österreich berücksichtigt wurden und daher bei grenznahen Messstellen (z.B. Inn, Donau) die relativen Abwasseranteile unterschätzt werden. Ein weiteres Kriterium für die Messstellenauswahl war die unterschiedliche Landnutzung im Einzugsgebiet. Die Beprobung der Messstellen erfolgte einmal, zwischen 22. Juli und 16. August 2019.

Tabelle 3: Untersuchte Messstellen, relative Abwasseranteile [%] am mittleren Abfluss und vorwiegende Landnutzung

GZÜV-ID	Bezeichnung	Fluss	Bundesland	Abwasseranteil [%]*	vorwiegende Landnutzung [Anteil in % der Einzugsgebietsflächen]
FW10000027	WGEV-Stelle Seehof	Wulka	Bgld.	41	51% Ackerland 38% Wälder/ nat. Flächen
FW30900167	Vordere Tormäuer	Erlauf	NÖ	-	8% Grünland 83% Wälder/ nat. Flächen 3% offene Flächen/ Gletscher 4% Alpe 1% versiegelte Fläche
FW40907057	Enghagen	Donau	OÖ	*Keine Analyse möglich, da ausländischer Anteil >30%*	11% Ackerland 15% Grünland 40% Wälder/ nat. Flächen 24% Alpe
FW40823016	Großer Bach o. Anzenbach	Reichraminghbach	OÖ	-	93% Wälder/ nat. Flächen
FW40505037	Antiesenhofen	Antiesen	OÖ	8,2	46% Ackerland 22% Grünland 24% Wälder/ nat. Flächen
FW61301317	Takern	Raab	Stmk.	5,5	17% Grünland 50% Wälder/ nat. Flächen 20% lw. genutzte Flächen
FW73200987	Erl	Inn	Tirol	1,0	10% Grünland 37% Wälder/ nat. Flächen 10% offene Flächen/ Gletscher 40% Alpe

GZÜV-ID	Bezeichnung	Fluss	Bun-des-land	Abwasseranteil [%]*	vorwiegende Landnutzung [Anteil in % der Einzugsge-bietsflächen]
FW80224047	Lauterach	Dornbir-nerach	Vbg.	12	23% Grünland 52% Wälder/ nat. Flächen 10% versiegelte Fläche

*Nur Abwassereinleitungen kommunaler Kläranlagen in Österreich wurden eingerechnet.

- Keine Einleitung von Punktquellen gemäß dem Register EMREG-OW

Bgld.: Burgenland, NÖ: Niederösterreich, OÖ: Oberösterreich, Stmk.: Steiermark, T: Tirol, Vbg.: Vorarlberg.

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

5 Methodik

5.1 Probenahme

5.1.1 Kläranlagen

Die Gebinde für die Probenahme (Kanister aus Polyethylen (PE) wurden vom Umweltbundesamt bereitgestellt. Zusätzlich wurde den Kläranlagen und den Gewässerprobenehmern ein Informationsblatt zur Probenahme übermittelt. Darin ist vermerkt, dass im Fall der Kläranlagen unmittelbar vor der Probenahme keine Wartungs- und Reinigungsarbeiten an den Probenahmestellen durchgeführt und alle Gebinde vor der ersten Befüllung mit dem zu beprobenden Medium gespült werden sollten.

Für die chemische Analytik der Ablaufproben der Kläranlagen werden die Proben in der Regel für die Zeit zwischen Probenahme und Analytik eingefroren. Auch für Wirktests wird zunächst eine zeitnahe Verarbeitung und Testung empfohlen (Kienle et al., 2018). Sollte das nicht möglich sein, sollten die Proben bis maximal 72 h im Dunkeln bei 2–8 °C und für bis zu zwei Monate bei minus 20 °C gelagert werden (ISO, 2017a; US EPA, 2002). Bei Zulaufproben kann es nach dem Auftauen tiefgefrorener Proben zu einer starken Flockenbildung der Feinpartikel kommen (Lambert et al., 2014), was die Analytik (z.B. der Dioxine) beeinträchtigen kann. Eine Möglichkeit zur Probenstabilisierung ist die Beimengung von Chemikalien (z.B. Natriumazid), was jedoch die Ergebnisse der Wirktests beeinflussen könnte. Aus diesem Grund wurde keine chemische Probenstabilisierung durchgeführt. Die Standard Operating Procedures (SOPs) der ausgewählten Wirktests sehen eine Probenanreicherung unmittelbar nach der Probenahme vor, was im Fall des vorliegenden Projektes jedoch nicht möglich war. Auf Anraten der beiden Labore, die mit der Durchführung der Wirktests beauftragt waren, wurden die Proben im Dunkeln bei ≤ 4°C gekühlt und nicht tiefgefroren. Der erste Schritt der Probenaufbereitung (Extraktion) erfolgte innerhalb eines Monat nach der Probenahme.

Die Probenahme der Zu- und Abläufe erfolgte durch die neun beteiligten Kläranlagen und es wurden deren installierte automatische Probenahmegeräte genutzt. In acht Kläranlagen wurden mengenproportionale, in einer Kläranlage aufgrund der technischen Möglichkeiten

zeitproportionale Tagesmischproben gezogen. Diese Tagesmischproben wurden anschließend auf den Kläranlagen zu Wochenmischproben vereint. Täglich wurde ein Aliquot der Tagesmischprobe in die PE-Kanister gefüllt. Da dieses Aliquot von der täglichen Abwassermenge abhängt, wurde für den ersten Probenahmetag ein Teilprobenvolumen vorgeschlagen. In den folgenden Tagen wurde das erforderliche Probenvolumen aus dem Verhältnis der anfallenden Abwassermenge zu jener am ersten Probenahmetag berechnet. Die Proben wurden in PE-Kanistern je nach Möglichkeit in Volumina von 5 Litern, 10 Litern oder 25 Litern gekühlt gelagert.

Nach Abschluss der Probenahme wurden die Kanister innerhalb von 24 Stunden gekühlt an das Labor des Umweltbundesamtes transportiert, wo sie im Dunkeln bei ≤ 4°C bis zur Probenaufbereitung gelagert wurden. Der erste Schritt der Probenaufbereitung (Extraktion) erfolgte innerhalb eines Monats nach der Probenahme.

5.1.2 Gewässermessstellen

In den Gewässern wurden qualifizierte Stichproben genommen (7 x je 2 L alle 10 Minuten über einen Zeitraum von insgesamt 70 Minuten). Die Probenahme erfolgte durch die Projektpartner (Land Vorarlberg: Dornbirnerach; Land OÖ: Antiesen, Donau, Reichramingbach; TU Wien: Erlauf, Raab, Wulka) bzw. in Tirol (Inn) im Rahmen der regulären GZÜV-Probenahme. Die Probenbehälter (20 L-PE-Kanister) wurden gekühlt, innerhalb von 24 Stunden an das Labor des Umweltbundesamtes übermittelt und dort im Dunkeln bei ≤ 4°C bis zur Probenaufbereitung gelagert. Der erste Schritt der Probenaufbereitung (Extraktion) erfolgte innerhalb eines Monats nach der Probenahme.

5.2 Analytik

Das Untersuchungsprogramm umfasste 15 Wirktests sowie die chemische Analytik von Hormonen (Östron, 17α-Östradiol, 17β-Östradiol, 17α-Ethinylöstradiol und Östriol), Dioxine/Furane und dioxin-ähnliche polychlorierte Biphenyle (DL-PCB), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (16-EPA PAK), einige hormonell wirksame Industriechemikalien (Alkylphenole, Alkylphenolethoxylate und Bisphenol A) und Arzneimittelstoffe (90 Substanzen). Zusätzlich wurden die Referenzparameter Gesamt-organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon, TOC), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtstickstoff (Nges) und Ge-

samtphosphor (Pges), sowie 23 Schwermetalle gemessen. Eine Zusammenstellung des gesamten Parameterumfanges sowie der jeweiligen Bestimmungs- und Nachweisgrenzen enthält Kapitel 11.1.

Die Analysen wurden von der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung (Metalle), der Abteilung Umweltanalytik des Institutes für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg (Referenzparameter, Alkylphenole, Bisphenol A), vom Labor des Umweltbundesamtes (Arzneimittelwirkstoffe, Dioxine/Furane und DL-PCB, 16-EPA PAK, Hormone), dem IWW Rheinisch-Westfälischem Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH (Ames-Fluktuationstest, umuC-Test, MTT-Test, Comet Assay), dem BioDetection Systems Labor (CALUX-Tests) sowie dem Oekotoxzentrum (Kombinierter Algentest) durchgeführt.

Bei der Untersuchung von Spurenstoffen und Effekten liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen. Diese Ergebnisse sind bei den Auswertungen zu berücksichtigen und beinhalten eine gewisse Unsicherheit. Die Anwendung von Konventionen wie z.B. die Berücksichtigung von Messergebnissen kleiner Bestimmungsgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze führt zu scheinbar eindeutigen Werten, obwohl das wahrscheinliche Ergebnis innerhalb eines bestimmten Schwankungsbereiches zu erwarten ist. Dieser Schwankungsbereich wird durch die Ergebnisse der Minimal- und der Maximalauswertung wiedergegeben und zeigt damit die Unsicherheit aufgrund nicht nachweisbarer Stoffe und von Messungen kleiner der Bestimmungrenze. Daher wurden einige Analysenergebnisse, soweit das möglich und sinnvoll war, nach zwei Ansätzen ausgewertet und eine Minimal- sowie eine Maximalauswertung durchgeführt:

- Für die Minimalauswertung wurden Messergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit der Nachweisgrenze berücksichtigt und nicht nachweisbar wurde gleich Null gesetzt. Werte über der Bestimmungsgrenze (quantifizierbare Konzentrationen) wurden abzüglich der entsprechenden Messunsicherheit angegeben.
- Für die Maximalauswertung wurden nicht nachweisbare Stoffe mit der Nachweisgrenze und Ergebnisse kleiner Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Werte über der Bestimmungsgrenze wurden zuzüglich der entsprechenden Messunsicherheit angegeben.

Bei der Diskussion der Ergebnisse und deren Bewertung ist in den entsprechenden Abschnitten angegeben, wie die Auswertung der herangezogenen Ergebnisse erfolgte.

Bei den Auswertungen wurden diverse Einzelstoffe einer Stoffgruppe zusammengefasst, da die Wirktests die PAK-ähnliche bzw. dioxinähnliche Wirkung darstellen und somit die Wirkung aller PAK bzw. Dioxine erfassen.

- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die 16 analysierten PAK wurden einzeln und als Summe der 16 von der U.S. Environmental Protection Agency gelisteten PAK (EPA-PAK) ausgewertet.
- Dioxine und Furane sowie dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (DL-PCB): Aus den Stoffgruppen der polychlorierten Dioxine und Furane sowie der polychlorierten Biphenyle wurden 29 Einzelstoffe bestimmt. Die sieben polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD), die zehn polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) und zwölf DL-PCB wurden unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente (TEQ) nach WHO 2005 (van den Berg et al., 2006) zur Summe der Dioxine, Furane und DL-PCB (PCDD/PCDF+DL-PCB) zusammengefasst (siehe Kapitel 5.2.2.3).

5.2.1 Biologische Wirktests

5.2.1.1 Probenvorbereitung

Die Probenvorbereitung (Extraktion) stellt den ersten Verfahrensschritt bei den biologischen Wirktests dar und wurde für alle Verfahren am Umweltbundesamt durchgeführt. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Anreicherungsfaktoren und die Probenbehandlung.

Tabelle 4: Anreicherungsfaktoren und Probenbehandlung (AF…Anreicherungsfaktor, VF…Verdünnungsfaktor)

	Kläranlagen-zulauf	Kläranlagenab-lauf	Gewässer
alle CALUX außer DR CALUX	Filtriert, AF 500		
DR CALUX	Unfiltriert, AF 1000		
Ames-Fluktuations Test, umuC, MTT	Filtriert, AF 25		Filtriert, AF 100
Comet Assay	Filtriert, AF 1,25 - VF 4*	Filtriert, AF 1,33 - AF 10*	Unfiltriert, AF 5 – 10*
kombinierter Algentest	Filtriert, AF 53	Filtriert, AF 133	Filtriert, AF 267

*Anhand des MTT-Tests wurde durch IWW der höchste nicht zytotoxische AF bzw. der kleinste nicht zytotoxische VF ermittelt
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Für die CALUX-Tests wurden dem Umweltbundesamt von BioDetection Systems (BDS) zwei spezifische Verfahrensanweisungen zur Probenvorbereitung zur Verfügung gestellt, die für den DR-CALUX eine Flüssig-flüssig-Extraktion sowie für alle übrigen angewandten CALUX-Verfahren eine Festphasenextraktion (solid phase extraction, SPE) vorsehen. Nachdem die chemische Analytik der Hormone und Dioxine/Furane, die am Umweltbundesamt durchgeführt wurde, ebenfalls Extraktionsschritte vorsieht, wurden diese Verfahren auf ihre Eignung als Extraktionsverfahren für die CALUX-Tests untersucht. Da die Eignung gegeben war, wurden folgende Extraktionsmethoden für die Probenvorbereitung verwendet:

- DR-CALUX: Angewandtes Extraktionsverfahren nach Europäischer Norm (EN) 18073 - Die Extraktion erfolgte mittels Flüssig-flüssig Extraktion mit Toluol (Soxhlet). Der Extrakt wurde eingeengt und durch quantitatives Umfüllen und Nachspülen mit Toluol in einem Vial auf ca. 1-1,5 ml aufgefüllt.
- ER-, AR-, anti-ER-, anti-AR-, PAK-, Nrf2-, p53-, und Cytotox-CALUX: Angewandtes Extraktionsverfahren mit Oasis SPE-Säulen (HLB 60) - Die Proben wurden auf einen pH-Wert von 3 eingestellt und anschließend an HLB 60- Säulchen angereichert und mit einem Methanol/Methyl-tert-butylether-Gemisch (MeOH/MTBE) gespült. Der Extrakt wurde vorsichtig zur Trockene eingedampft und in Dimethylsulfoxid (DMSO) aufgenommen.

Auch für die Probenvorbereitung im Vorfeld des Ames Fluktuations-, des umuC- und des Comet Assey-Tests wurde dem Umweltbundesamt von IWW eine Verfahrensanweisung zur Verfügung gestellt. Die Anreicherung der filtrierten Proben erfolgte über konditionierte Oasis HLB Kartuschen (30 µm), die Elution der getrockneten Säulchen mit Ethylacetat und Methanol. Anschließend wurde das Extraktionsmittel eingeengt und die Probe in DMSO resolvatisiert.

Für den kombinierten Algentest wurde die Methodik der Probenvorbereitung vom Oekotoxzentrum in der Schweiz bereitgestellt. Die Extraktion erfolgte mittels SPE. Dabei wurden 1000 ml der Oberflächengewässer, 200 ml der Kläranlagenzuläufe und 500 ml der Kläranlagenabläufe nach der Filtration auf einem SPE-Säulchen (LiChrolut EN/RP-18 (top); 100/200 mg; 6 mL cartridges) angereichert, getrocknet und anschließend mit Aceton und Methanol eluiert. Das Eluat wurde auf 0,5 ml eingeengt und anschließend in 0,5 ml Methanol aufgenommen.

5.2.1.2 CALUX Tests

Eine zellbasierte Testbatterie von CALUX®-Bioassays (Chemical Activated Luciferase eXpression) wurde zur Detektion der vielen verschiedenen Aktivitäten in den Kläranlagen- und Fließgewässerproben angewandt. Dabei wurden die auf humane Osteosarkom-Zelllinie U2OS basierten stabil transfizierten Zellen verwendet (BioDetection Systems, Niederlande). Die Testung erfolgte nach den Prinzipien, die in van der Linden et al. (2008), Alygizakis et al. (2019) bzw. in dem internationalen Standard ISO 19040-3 (ISO, 2017b) beschrieben sind. Die Referenzsubstanzen sind in Tabelle 1 beschrieben, z. B. wurde das Östrogen 17β-Östradiol in dem ERα-CALUX-Bioassay verwendet. Basierend auf der Messung der Luciferase-Aktivität der Zellen (relative Lichteinheit) wurden die erhaltenen Rohdaten normalisiert und die Äquivalentkonzentrationen (EQ) der Standardverbindungen (z. B. im ERα-CALUX das 17β-Östradiol) abgeleitet. Die Ergebnisse wurden in den toxischen Äquivalenten der Standardverbindungen pro Liter (EQ/L) angegeben (z. B. im ERα-CALUX als 17β-Östradiol-EQ/L bzw. EEQ).

Die CALUX-Bioassays umfassen Zelllinien, in denen das Glühwürmchen-Luciferase-Gen als Reportergen fungiert. Die Bindung reaktiver Substanzen führt zur Expression des Reportergens und durch Zugabe eines geeigneten Substrats wird proportional zur Menge der aktiven Substanz Licht emittiert. Zur Quantifizierung des biologischen Effekts wird die Lichtemission mit einer relevanten Referenzverbindung des jeweiligen Wirkmechanismus verglichen. Der Cytotox-CALUX exprimiert konstitutiv Luciferase und daher wird ständig Licht emittiert. Eine dosisabhängige Reduktion des emittierten Lichts weist auf zytotoxische Wirkungen der untersuchten Proben hin.

Im vorliegenden Projekt wurden neben den eigentlichen Proben auch Blindwerte (Reinwasser) analysiert, um eine etwaige Beeinflussung der Proben durch die Probenaufbereitungsschritte bzw. die verwendeten Lösungsmittel erkennbar zu machen.

5.2.1.3 Ames-Fluktuationstest, umuC-Test, MTT-Test, Comet Assay

Die Mutagenität bzw. gentoxische Aktivität der Proben wurde auf unterschiedlichen trophischen Niveaus (Bakterien und Säugerzellen) untersucht. Während im Ames-Fluktuationstest und im umuC-Test Bakterien eingesetzt werden, erfolgen die Untersuchungen des Comet Assay (und des MTT-Tests als Vorläufertest zum Comet Assay) an Säugerzellen.

Der **Ames-Fluktuationstest** dient dem Nachweis mutagener Wirkpotentiale von Chemikalien und erfasst irreversible, vererbbare DNA-Schäden. Im vorliegenden Projekt wurde der

Test in Anlehnung an ISO 11350 (2012) mit dem Testkit von Xenometrix durchgeführt. In allen Experimenten wurden positive und negative Kontrollen mitgeführt. Für den Test werden Histidin-abhängige Salmonellenstämme (T 98 und TA 100) eingesetzt, die aufgrund spezieller Erbgutveränderungen nicht mehr ohne die Aminosäure Histidin auf Agarplatten wachsen (his^-). Das Testprinzip beruht darauf, dass in Anwesenheit mutagen wirkender Substanzen gehäuft Rückmutationen zum his^+ Genotyp auftreten.

Bestimmte Mutagene werden erst im Leberstoffwechsel der Säugetiere aktiviert bzw. inaktiviert. Durch Zugabe eines speziellen Extrakts aus Rattenleber (S9) werden die Leberenzyme auch im bakteriellen Test bereitgestellt. Dadurch findet eine *in-vitro*-Metabolisierung der Substanz statt, die es erlaubt, auch Metaboliten auf ihr mutagenes Potential zu untersuchen bzw. zu beobachten, ob die Metabolisierung zu einer Detoxifizierung führt.

Die Auswertung erfolgte nach der „Zweifach-Regel". Dabei wird die Anzahl an his^+-Revertanten in der Probe mit der historischen Lösemittelkontrolle (stammspezifische Spontanraten) verglichen. Ab einer Verdoppelung der Revertantenzahlen wird die Probe als mutagen betrachtet. Durch die Verwendung verschiedener Salmonellen-Stämme mit unterschiedlichen Mutationen im Histidin-Operon kann der Test auch erste Hinweise auf die Art des mutagenen Potentials der untersuchten Probe liefern.

Der Ames-Fluktuationstest zielt auf eine qualitative Aussage (mutagen/ nicht mutagen) ab und stellt die Ergebnisse in der Regel als Dosis-Wirkungs-Beziehungen dar. Da die spezifische mutagene Wirkung einer Probe durch zytotoxische Wirkungen überlagert werden kann (in diesem Fall zeigen Proben mit eigentlich höherem mutagenen Wirkpotential im Test ein geringeres Signal, da zytotoxische Effekte die Revertanten hemmen), ist es vor dem Beginn des eigentlichen Tests eine Überprüfung notwendig, bei welcher Konzentration keine zytotoxische Wirkung auftritt. Ausgehend von dieser Konzentration sollten gemäß ISO 11350 (2012) zumindest drei analysierbare Konzentrationen bzw. gemäß OECD (2020) zumindest fünf analysierbare Konzentrationen einer Probe gemessen werden. Die Norm (ISO 11350 (2012)) sieht zwar keine "Rückrechnung" unter Berücksichtigung der Verdünnung vor; es ist allerdings ratsam, mehrere Verdünnungen zu testen um eine Konzentrationsabhängigkeit zu ermitteln. Liegt diese vor, kann mit einer höheren Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass ein positiver Befund korrekt ist. Die Norm gibt dazu an, dass *„eine Probe als mutagen bewertet wird, wenn eine signifikante konzentrationsbedingte Zunahme der Revertanten über den getesteten Konzentrationsbereich und/ oder eine reproduzierbare Zunahme der Anzahl der Revertanten in einer oder mehreren Konzentrationen auftritt*", wobei alle vier Ansätze (T 98 bzw. T 100, mit und ohne S9) betrachtet werden. Die

Probe besitzt demnach ein mutagenes Potential, wenn in einem der vier Ansätze eine Konzentrationsabhängigkeit gemessen wird oder in einer Konzentration in mehreren Wiederholungsversuchen ein mutagenes Potential ermittelt werden konnte.

Um im Ames-Fluktuationstest annähernd eine quantitative Aussage zum Ausmaß der Reduktion des mutagenen Potentials in Kläranlagen treffen zu können, müssten mehrere Verdünnungsstufen/ Anreicherungsfaktoren gemessen werden. Dies könnte zum Beispiel wie folgt durchgeführt werden: Es werden Anreicherungsfaktoren von 200, 100, 50 und 25 gemessen. Im Kläranlagenzulauf sind alle Anreicherungsfaktoren mutagen und im Kläranlagenablauf ist eine mutagene Wirkung nur noch bei einem Anreicherungsfaktor von 200 detektierbar. So hätte man ein Indiz dafür, dass mutagene Substanzen während der Aufbereitung entfernt werden. Stellt es sich anders herum dar, wäre die Schlussfolgerung das mutagene Substanzen z.B. durch oxidative Verfahren gebildet werden. Dies wäre analog auch für Verdünnungsstufen der Proben möglich.

Im vorliegenden Projekt wurden die Proben nur in einer Konzentrationsstufe (zwei Replikate) gemessen, wobei jedoch vorab ein zytotoxisches Potential der Proben ausgeschlossen wurde.

Der **umuC-Test** erfasst primäre reversible oder irreversible DNA-Schäden durch die Aktivierung des SOS-Reparatursystems der Bakterien. Gentoxine induzieren das sogenannte umuC-Gen, das zum SOS-Reparatursystem der Zelle gehört, welches einer Schädigung der bakteriellen Erbsubstanz entgegenwirkt. Durch die Kopplung des umuC-Gens mit dem lacZ-Gen für die ß-Galaktosidase kann indirekt die Aktivierung des umuC-Gens über eine Farbstoffbildung nachgewiesen werden. Als Maß für die Gentoxizität wird die Induktionsrate (IR) als Verhältnis der Extinktion bei 420 nm gegenüber der Negativkontrolle angegeben. Bei einer IR größer als 1,5 gilt die wässrige Probe als gentoxisch. Der Test wurde mit dem gentechnisch veränderten Bakterium Salmonella typhimurium TA1535/pSK1002 (Moltox, USA) durchgeführt und erfolgte in Anlehnung an DIN 38415-3:1996-12. Die Analysen wurden ohne und mit Zugabe des Rattenleberextrakts S9 durchgeführt, um auch Metaboliten auf ihr gentoxisches Potential zu untersuchen.

Ebenso wie der Ames-Fluktuationstest zielt auch der umuC-Test auf eine qualitative Aussage (gentoxisch/ nicht gentoxisch) ab und kann durch zytotoxische Wirkungen überlagert werden. Gemäß DIN 38415-3:1996-12 sollen vier Verdünnungen (1:1,5; 1:3; 1:6 und 1:12) getestet werden, wobei aber je nach Kontaminationsgrad der Probe weitere Verdünnungen

durchgeführt werden können. Die niedrigste nicht gentoxische Verdünnung wird in der Regel als Ergebnis angegeben.

Im vorliegenden Projekt wurden die Proben nur in einer Konzentrationsstufe gemessen, wobei jedoch vorab ein zytotoxisches Potential der Proben ausgeschlossen wurde.

Der **MTT-Test** wurde als Vorläufertest des Comet Assay herangezogen, um eine zytotoxische Wirkung der Proben auf die im Comet Assay eingesetzten CHO-Zellen (Ovarialzellen des chinesischen Hamsters, ECACC, UK) auszuschließen. Der Test wurde gemäß DIN EN ISO 10993 durchgeführt. Die Methode beruht auf der Reduktion des löslichen gelben Tetrazoliumsalzes 3-(4,5-Dimethylthiazol-2-yl)-2,5-diphemyltetrazolium-bromid (MTT) zu einem blau-violetten, unlöslichen Formazan. Da die Reduktion des MTT nur in lebenden Zellen stattfindet, ist diese metabolische Aktivität ein Maß für die allgemeine Zellschädigung. Die Aktivität der Zellen, die mit einer Probe behandelt wurden, wird mit der Aktivität von Zellen verglichen, die parallel ohne Prüfgegenstand eingesetzt wurden (Negativkontrolle). Wenn die Anzahl lebender Zellen verglichen mit der Negativkontrolle auf <70% reduziert ist, weist die Probe ein zytotoxisches Potential auf.

Der **Comet Assay** wurde nach Singh et al. (1988) durchgeführt. Anhand dieses Assays ist es möglich, eine DNA-Schädigung in einzelnen Zellen nachzuweisen. Die behandelten CHO-Zellen werden in Agarose eingebettet, lysiert und anschließend einem elektrischen Feld ausgesetzt. Wenn die DNA beschädigt wurde, wandern die entstandenen Fragmente während der Elektrophorese in Abhängigkeit zu ihrer Größe zur Kathode und bilden so einen kometenartigen Schweif aus DNA-Bruchstücken (“Comet“), der dem Test seinen Namen gibt. Unbeschädigte DNA verbleibt dagegen im Zellkern, dem „Kopf“. Um die gentoxische Wirkung einer Probe zu beurteilen, wird die Kometen-Bildung, ausgedrückt als „Olive Tail Moment“ bestimmt. Der „Olive Tail Moment“ ist sowohl abhängig von der Länge des Kometenschweifs als auch der Intensität, die wiederum von der enthaltenen DNA Menge im Schweif im Vergleich zum Kopf abhängt. Zeigen exponierte Zellen einen signifikant erhöhten „Olive Tail Moment“ im Vergleich zur Negativkontrolle, ist dies ein Anzeichen für ein gentoxisches Potential der Probe.

Für die Durchführung werden die Zellen zunächst ausgesät und für 24 Stunden gegenüber den Proben exponiert. Nach Ablösen der Zellen und Einstellen einer einheitlichen Zellzahl, wurde die Zellsuspension mit Agarose vermischt und kleine Gele gegossen. Nach der Zelllyse erfolgte die alkalische Elektrophorese bei pH 14 und 300 mA für 20 Minuten. Anschließend wurden die Gele getrocknet, eingefärbt und mithilfe der Software Comet Assay 4 von

Perceptive Instruments (Edmund, UK) sowie einem Fluoreszenz-Mikroskop bei 400-facher Vergrößerung der Olive Tail Moment von 50 Zellen pro Probe bestimmt.

Um zu analysieren, ob eine Probe ein gentoxisches Potential aufweist, wurden die Ergebnisse jeder Probe mit denen der jeweils parallel getesteten Negativkontrolle auf signifikante Unterschiede hin untersucht. Es wurde die Nullhypothese getestet, dass die Proben die gleiche Verteilung des Olive Tail Moments wie die Negativkontrolle zeigen (die Proben zeigen keinen Effekt). Wenn ein Effekt auftritt, kann dieser nur zu einer Erhöhung der DNA-Schäden führen und somit die Verteilung zu höheren Olive Tail Moments verschieben.

Für den Comet Assay gilt ähnliches, wie für Ames- Fluktuationstest. Da gentoxische Effekte auch Zytotoxizität hervorrufen können, ist es wichtig, dass die höchste getestete Dosis im Comet Assay keine übermäßige Zytotoxizität hervorruft und dass die Zytotoxizität gleichzeitig mit jedem Kometenexperiment bewertet wird. Im vorliegenden Projekt wurde der höchste nicht zytotoxische Anreicherungsfaktor bzw. der kleinste nicht zytotoxische Verdünnungsfaktor mit einem vorgeschalteten MTT-Test ermittelt und danach eine Konzentrationsstufe je Probe gemessen. Laut Tice et al. (2000) sollte jeder Comet Assay mindestens drei analysierbare Konzentrationen enthalten. Wenn eine Zytotoxizität auftritt, sollten diese Konzentrationen einen Bereich von der maximal akzeptablen Toxizität bis zu einer geringen oder keiner Toxizität abdecken.

Als Ergebnis liefert der Test die qualitative Aussage, ob eine Probe „gentoxisch“ bzw. „nicht-gentoxisch“ ist. Eine semi-quantitative Bestimmung der Stärke des gentoxischen Potentials ergibt sich durch das statistische Signifikanzniveau, das die Abweichung der Probe von der Negativkontrolle darstellt.

5.2.1.4 Kombinierter Algentest

Die Durchführung des kombinierten Algentests erfolgte mit einzelligen Grünalgen der Spezies Raphidocelis subcapitata (Herkunft: Deutsche Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen) zur Bestimmung der Photosynthese- und Wachstumshemmung nach Escher et al. (2008). Die Messung der Photosynthesehemmung erfolgte dabei nach zwei Stunden. Die Algenwachstumsrate wurde über einen Zeitraum von 24 Stunden aus Absorptionsmessungen und nach null, zwei und 24 Stunden sowie an zwei Zeitpunkten zwischen zwei und 24 Stunden berechnet. Das Herbizid Diuron wurde als Referenzsubstanz herangezogen. Um die Hemmung der Photosynthese bzw. des Wachstums quantifizieren zu können, erfolgte

die Berechnung der Diuron-Äquivalenzkonzentrationen (DEQ) auf Höhe des zehnprozentigen Effektlevels bei der Photosynthesehemmung sowie des zwanzigprozentigen Effektlevels bei der Wachstumshemmung. Basierend auf den dadurch ermittelten Werten wurden diese weiters in Diuron-Äquivalenzkonzentrationen (DEQ/L) umgerechnet und die Ergebnisse in dieser Einheit angegeben.

5.2.2 Chemische Analytik

Details zur Probenvorbereitung (Extraktion) sind in Kapitel 5.2.1.2 beschrieben.

5.2.2.1 Referenzparameter

Es wurden die Referenzparameter CSB, TOC, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor in den Zu- und Ablaufproben der Kläranlagen und den Gewässerproben gemessen. Die Bestimmungsgrenzen sind in **Tabelle 14** im Anhang zu finden.

- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB): Die Bestimmung erfolgte redoxtitrimetrisch nach DIN 38409-41.
- Gesamtorganischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon, TOC): Die TOC-Messung erfolgte mit der nicht-dispersiven IR-Photometrie nach Verbrennung am Platinkatalysator gemäß ÖNORM EN 1484.
- Gesamtstickstoff (Nges): Nach der Verbrennung am Platinkatalysator wurde der Gesamtstickstoff mit Fluoreszenzspektrometrie gemäß ÖNORM EN 12260 bestimmt.
- Gesamtphosphor (Pges): Die Bestimmung erfolgte photometrisch nach Aufschluss mit Peroxodisulfat unter Anwendung der ÖNORM EN ISO 6878.

5.2.2.2 Östrogene Steroidhormone

Die Untersuchung von insgesamt fünf Hormonen (Östrogene) erfolgte nach einer Festphasenextraktion und einer Aufreinigung mittels Ultra-Hochdruck-Flüssigkeits-chromatographie gekoppelt mit Tandemmassenspektrometrie (UPLC-MS/MS) im Ultraspurenbereich. Es wurden die folgenden Substanzen untersucht: 17α-Ethinylöstradiol, 17α-Östradiol, 17β-Östradiol, Östriol und Östron. Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen finden sich in Tabelle 14 im Anhang. Die Messunsicherheit lag bei 30%.

5.2.2.3 Dioxine/Furane und DL-PCB

Aus der Gruppe der polychlorierten Dioxine und Furane sowie der polychlorierten Biphenyle wurden sieben polychlorierte Dibenzoparadioxine (PCDD), zehn polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und zwölf dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (DL-PCB) untersucht. Die Analyse wurde mittels Gaschromatographie gekoppelt mit hochauflösender Massenspektrometrie (GC-HRMS) durchgeführt. In einem ersten Arbeitsschritt erfolgte die Zugabe eines 13C-markierten Surrogat-Standards, gefolgt von einer flüssig/flüssig-Soxhletextraktion mit Toluol. Anschließend erfolgte eine säulenchromatographische Reinigung inklusive Auftrennung der Substanzklassen. Die Quantifizierung erfolgte nach der Isotopenverdünnungsmethode. Die Wiederfindung des 13C-markierten Surrogat-Standards in jeder Probe wurde überprüft. Die Messunsicherheit betrug 25%.

Dioxine liegen immer als Gemisch von Einzelverbindungen (Kongeneren) mit unterschiedlicher Zusammensetzung vor. Für die toxische Wirkung der insgesamt 210 Dioxin- und Furankongenere sind 17 Verbindungen relevant, weil sie sich in Lebewesen stark anreichern. PCB sind chlorierte Kohlenwasserstoffe, deren Grundgerüst ähnlich wie das der Dioxine aufgebaut ist. Insgesamt gibt es 209 mögliche Verbindungen. Zwölf dieser Verbindungen werden als dioxinähnliche PCBs bezeichnet, weil sie eine den Dioxinen ähnliche Struktur haben. Die 29 Einzelstoffe haben zwar einen ähnlichen Wirkmechanismus, unterscheiden sich aber in der Stärke der Wirkung. Diese unterschiedliche Wirkungsstärke wird mit dem Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) berücksichtigt und gibt die relative Toxizität der einzelnen Verbindungen im Vergleich zu 2,3,7,8-TCDD, dem toxischsten Dioxin, an.

Die Auswertung der Ergebnisse der PCDD, PCDF und DL-PCB erfolgte unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente (TEQ) nach WHO 2005 (van den Berg et al., 2006). Diese sind in Tabelle 5 angeführt.

Tabelle 5: Toxizitätsäquivalente (TEQ) der untersuchten polychlorierten Dioxine und Furane sowie polychlorierte Biphenyle

Parameter	TEQ [-]
Polychlorierte Dibenzodioxine	
2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin	1
1,2,3,7,8-Pentachlordibenzo-p-dioxin	1
1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	0,1
1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	0,1
1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-p-dioxin	0,1
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzo-p-dioxin	0,01
Octachlordibenzo-p-dioxin	0,0003
Polychlorierte Dibenzofurane	
2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran	0,1
1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran	0,03
2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran	0,1
1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	0,1
1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran	0,1
2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	0,1
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran	0,01
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran	0,01
Octachlordibenzofuran	0,0003
Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle	
PCB 77	0,0001
PCB 81	0,0003
PCB 126	0,1
PCB 169	0,03
PCB 105	0,00003
PCB 114	0,00003
PCB 118	0,00003
PCB 123	0,00003
PCB 156	0,00003
PCB 157	0,00003
PCB 167	0,00003
PCB 189	0,00003

Quelle: WHO 2005 (van den Berg et al., 2006)

Bei Werten kleiner der Bestimmungsgrenze wird nicht weiter spezifiziert und alle nicht quantifizierbaren Messungen werden als nicht nachweisbar ausgewiesen. Die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Parameter sind in Tabelle 14 im Anhang dargestellt.

5.2.2.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Zur Analyse der 16 EPA-PAK erfolgte nach der Zugabe eines Surrogat-Standards eine flüssig/flüssig-Extraktion mit n-Hexan. Die anschließende Bestimmung erfolgte mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Tandemmassenspektrometrie (GC-MS/MS). Zur Ermittlung der Wiederfindungen wurden die Surrogat-Standards (deuterierte PAK-Standardlösungen) verwendet. Das Messergebnis wurde um die Wiederfindungsrate der PAK rechnerisch korrigiert. Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen für die einzelnen Parameter sind in Tabelle 14 im Anhang angegeben. Die Messunsicherheit betrug 25%.

5.2.2.5 Metalle

Die Bestimmung von insgesamt 23 Metallen (Gesamtgehalte) in den Zu- und Ablaufproben der Kläranlagen und den unfiltrierten Gewässerproben erfolgte nach Aufschluss der Proben im Hochdruckautoklaven mit verkehrtem Königswasser in Anlehnung an DIN EN ISO 15587-1. Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen (Tabelle 14 im Anhang) wurden nach DIN 32545 ermittelt. Es wurden die folgenden Metalle untersucht:

Aluminium, Antimon, Arsen, Barium, Beryllium, Blei, Bor, Cadmium, Chrom, Eisen, Kobalt, Kupfer, Mangan, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Selen, Silber, Thallium, Uran, Vanadium, Zink

5.2.2.6 Alkylphenole, Alkylphenolmono- und -diethoxylate, Bisphenol A

Die Untersuchung auf Alkylphenole, Alkylphenolmono- und -diethoxylate sowie auf Bisphenol A erfolgte mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie und Negativer Chemischer Ionisierung (GC-MS-NCI) unter der Verwendung von Methan als Reaktandgas. Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen sind in Tabelle 14 im Anhang zu finden.

5.2.2.7 Multimethode für Arzneimittelwirkstoffe

Mittels einer Multimethode wurden die Kläranlagen- und Fließgewässerproben auf insgesamt 90 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe bzw. Wirkstoffmetaboliten im Ultraspurenbereich untersucht. Dabei wurden die Proben mittels UPLC-MS/MS analysiert. Die Messungen erfolgen zweifach: einmal nach einer Festphasenextraktion (SPE) sowie einmal nach einer Direktinjektion. Die Messunsicherheit betrug 30%.

Der Parameterumfang umfasst vorwiegend Arzneimittelwirkstoffe (85) und einige wenige Metaboliten (5), wobei insgesamt 62 Wirkstoffe ausschließlich den Humanarzneimitteln und 21 Wirkstoffe sowohl den Human- als auch den Veterinärarzneimitteln zuzuordnen sind. Zwei in der Methode enthaltene Wirkstoffe werden rein in der Veterinärmedizin angewendet (Sulfadimidin und Sulfadoxin). Einen Überblick über die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe und die erreichten Bestimmungs- und Nachweisgrenzen enthält Tabelle 14 im Anhang.

5.3 Bewertungskriterien

5.3.1 Biologische Wirktests

In Analogie zu den UQN, die für chemische Einzelstoffe entwickelt wurden, um eine Gefährdung für oder durch die aquatische Umwelt beurteilen zu können, müssen auch für biologische Wirktests Kriterien definiert werden, ab wann ein Effekt (Wirkung) als schädlich gilt. Derzeit gibt es auf EU-Ebene noch keine Übereinkunft über die entsprechenden Kriterien, allerdings werden diese aktuell nicht nur auf europäischer, sondern auch auf internationaler Ebene diskutiert. Aufgrund mangelnder wissenschaftlicher Erkenntnisse über das Verhalten einzelner Verbindungen in chemischen Gemischen und der Heterogenität von Studien zur Bewertung der Wirksamkeit zahlreicher biologischer Wirktests, die in den letzten Jahrzehnten entwickelt wurden, wurden viele Ansätze vorgeschlagen, um diese Grenzwerte abzuleiten (Tang et al. 2013, Jarosova et al. 2014, Kunz et al. 2015, van der Oost et al. 2017, Escher et al. 2018). Die Grenzwerte werden als effekt-basierte Triggerwerte (effect based trigger values, EBT) bezeichnet und sollen die Definition eines akzeptablen Risikos für biologische Effekte darstellen.

Die Definition der EBT-Werte für *in-vitro* Tests ist unter anderem von Bedeutung, da ein gemessener Effekt per se noch keinen schädlichen Effekt darstellt, sondern eine molekular

initiierte Reaktion, die möglicherweise einen schädlichen Effekt hervorrufen kann. Ob es dann auch zu einem schädlichen Effekt in einem Organismus oder einer Population kommt, hängt von zahlreichen biotischen und abiotischen Faktoren ab. Bei der Ableitung der EBT-Werte müssen daher vielen Unsicherheitsfaktoren, wie etwa fehlendes Wissen zu Mischeffekten, der Extrapolation von Ergebnissen von einer Spezies auf eine andere oder der Ableitung von chronischen Langzeiteffekten, wenn nur Daten zur Kurzzeitexposition oder akuten Toxizitäten vorliegen, berücksichtigt werden (Europäische Kommission, 2019b). Im Zuge der unterschiedlichen Ansätze, die in den letzten Jahren entwickelt wurden, um EBT-Werte für die verschiedenen Wirktests abzuleiten und die überblicksmäßig von der Europäischen Kommission (2019b) beschrieben wurden, erfolgte auch immer die Angabe von Vorschlagswerten, welche in Tabelle 6 dargestellt sind. Fett gedruckte Vorschlagswerte sind jene, die von der Europäischen Kommission (2019b) derzeit als EBT-Werte vorgeschlagen sind.

Tabelle 6: Effekt-basierte Triggerwerte (EBT) aus der Literatur (fett gedruckt sind jene, die von der Europäischen Kommission derzeit vorgeschlagen werden)

Wirkung	Effekt-basierte Triggerwerte
Östrogen (Erα)	0,0001 µg/L EEQ (Escher et al. 2018), **0,00028 µg/L EEQ** (Brion et al. 2019), 0,0004 µg/L EEQ (Kienle et al., 2018), 0,0005 µg/L EEQ (Van der Oost et al. 2017)
Anti-androgen (anti-AR)	**14,4 µg/L Flu-EQ** (Escher et al. 2018), 25 µg/L Flu-EQ (Van der Oost et al. 2017)
Dioxin-ähnlich	**0,00005 µg/L TD-EQ** (Escher et al. 2018, Van der Oost et al. 2017)
PAK-ähnlich	**0,0062 µg/L B[a]P-EQ** (Escher et al. 2018), 0,15 µg/L B[a]P-EQ (Van der Oost et al. 2017)
Oxidativer Stress (Nrf2)	**21 µg/L Cur-EQ/ 26 µg/L Dic-EQ** (Escher et al. 2018), 10 µg/L Cur-EQ/ 6,2 µg/L Dic-EQ (Van der Oost et al. 2017)
Photosynthesehemmung	**0,07 µg/L DEQ** (Escher et al. 2018)
Wachstumshemmung	**0,13 µg/L DEQ** (Escher et al. 2018)

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien (nach Europäischer Kommission, 2019b)

5.3.2 Chemische Analytik

Die Bewertung der chemischen Qualität von Gewässern nach der Wasserrahmenrichtlinie erfolgt anhand der chemisch-analytisch gemessenen Konzentrationen von sogenannten prioritären Stoffen und von flusseinzugsgebietsspezifischen Kontaminanten. Für die Bewertung werden die ermittelten Konzentrationen mit EU-weiten (für prioritäre Stoffe) oder national festgelegten UQN verglichen. Diese UQN geben Konzen-trationen an, die den nachhaltigen Schutz von Mensch und Umwelt gewährleisten sollen und die in Gewässern nicht überschritten werden sollten (Europäische Kommission, 2011).

Für die vorliegende Studie wurden die UQN nach Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 idgF) bezogen auf den Jahresdurchschnitt (JD-UQN) als Referenzkriterium herangezogen. In einzelnen Fällen, wo keine JD-UQN festgelegt ist, wurde auch die UQN bezogen auf die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) berücksichtigt. Mit Verordnung BGBl II Nr. 363/2016 wurden die aktuellsten Änderungen aus Richtlinie 2013/39/EU in die QZV Chemie OG übernommen. Für einige der untersuchten Stoffe sind in der QZV Chemie OG keine JD-UQN für die Wasserphase definiert, sondern ausschließlich Biota-UQN ausgewiesen (PCDD/PCDF+DL-PCB, Quecksilber). Um auch für diese Stoffe eine Bewertung durchführen zu können, wurden aus den Biota-UQN unter Berücksichtigung von Verteilungskoeffizienten (Bioakkumulation und Biomagnifikation) entsprechende Vergleichswerte für die Wasserphase berechnet. Dabei wurde auf die Stoffdossiers zur Gütezielableitung zurückgegriffen. Auf diese Weise ergibt sich für Quecksilber (gelöst) ein wasserbezogenes Referenzkriterium von 0,000070 µg/L (Verbruggen et al., 2015) und für PCDD/PCDF+DL-PCB von 1,5 x 10-8 µg/L (BMLFUW, 2017). Bei den Bewertungen ist zu berücksichtigen, dass sich das Bewertungskriterium JD-UQN auf Jahresmittelwerte (bei monatlicher Probenahme) bezieht und bei der vorliegenden Studie nur Einzelwerte verfügbar sind. Die angeführten Bewertungen sind daher nur als Hinweise für mögliche Überschreitungen zu sehen.

Für die untersuchten Hormone und Arzneimittel existieren in Fließgewässern in Europa keine verbindlich vorgegebenen UQN, die für die Bewertung der Messergebnisse herangezogen werden können. Aus diesem Grund wurden unterschiedliche Bewertungskriterien verwendet. Für zahlreiche Arzneimittelwirkstoffe wurden vom Schweizer Oekotoxzentrum Qualitätskriterien auf Basis akuter und chronischer Schädigung von aquatischen Umweltorganismen mittels Risikobewertungsmodellen abgeleitet. Wird das akute Qualitätskriterium überschritten, ist eine Schädigung innerhalb der folgenden 24 bis 96 Stunden nicht auszu-

schließen. Anhand des chronischen Qualitätskriteriums kann eine Langzeitbelastung beurteilt werden. Die Heranziehung chronischer Qualitätskriterien wird auch für das Monitoring der Gewässerqualität empfohlen, welches für kontinuierliche Einträge von Verunreinigungen durch gereinigtes Abwasser besonders relevant ist (Oekotoxzentrum, 2018). Für 26 Wirkstoffe sind chronische Qualitätskriterien (QK-chron) für eine Bewertung verfügbar und für zwei Metaboliten werden die Qualitätskriterien der Ausgangssubstanz verwendet. Für weitere 28 Wirkstoffe bzw. Metaboliten sind Predicted No Effect Concentration (PNEC) - Werte verfügbar, die für die Bewertung der gemessenen Konzentrationen herangezogen werden. Für Substanzen, für welche keine Bewertungskriterien wie Qualitätskriterien oder PNEC-Werte gefunden wurden, wurden die gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) des deutschen Umweltbundesamtes (UBA, 2018b) oder die abgeleiteten Toleranzwerte für Säuglinge (Umweltbundesamt, 2017) in Trinkwasser herangezogen (BMNT, 2019b). Die für diesen Bericht verwendeten Bewertungskriterien sind in Tabelle 14 im Anhang dargestellt.

6 Ergebnisse biologische Wirktests

6.1 CALUX-Tests

Die Ergebnisse der CALUX-Tests wurden in den jeweiligen Äquivalenzkonzentrationen angegeben, welche jenen Konzentrationen einer Referenzsubstanz entsprechen, die dieselbe Wirkung hervorrufen würden, wie alle Substanzen in der Wasserprobe mit demselben Wirkmechanismus. Die Referensubstanzen der angewandten Verfahren sind in Tabelle 1 dargestellt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen CALUX- Tests beschrieben; Abbildung 2 und Abbildung 3 fassen die Ergebnisse in Form der Minimal- und Maximalbewertung zusammen. Die Analytik der Proben erfolgte mit unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen (BG). Für jede Probe wurde daher vom Labor die jeweilige Bestimmungsgrenze angeführt. In den Blindwertproben einiger CALUX-Verfahren (z.B. ERα-, PAK-, anti-AR CALUX) wurden Messwerte größer Bestimmungsgrenze gemessen, die zum Teil über den Messwerten von Gewässer- oder Abwasserproben lagen. Da in diesen Fällen der Abzug des Blindwertes von den eigentlichen Proben zu negativen Ergebnissen führen würde, wurden die Ergebnisse für die Darstellung in Abbildung 2 und Abbildung 3 nicht Blindwert-bereinigt, sondern der jeweilige Blindwert separat dargestellt.

Eine **anti-östrogene** (anti-ER CALUX) sowie eine **mutagene** (p53-CALUX) Wirkung konnte in keiner der untersuchten Proben mit Werten über der Bestimmungsgrenze festgestellt werden, wobei die Bestimmungsgrenze im anti-ER CALUX bei 0,82-2,0 µg/L Tam-EQ und im p53-CALUX bei 0,0099-0,11 µg/L Ac-EQ lag.

Die **östrogene** Wirkung (ERα-CALUX) der Kläranlagenzulaufproben war eindeutig zu erkennen und lag im Bereich von 0,016 bis 0,14 µg/L EEQ (Mittelwert 0,06 µg/L EEQ). In den Kläranlagenabläufen lagen die Werte zwischen 0,00032 und 0,0013 µg/L EEQ (Mittelwert 0,00073 µg/L EEQ) und verweisen somit auf eine deutliche Abnahme der östrogenen Wirkung in den Kläranlagen (Reduktionsrate von 98% bei Berücksichtigung der Minimalbewertung). In den acht Fließgewässerproben schwankten die Messwerte zwischen <0,000073 und 0,00023 µg/L EEQ (Mittelwert laut Maximalbewertung, Mittelwert_{max} 0,00012 µg/L EEQ), wobei in fünf Gewässern Werte größer Bestimmungsgrenze gemessen wurden. Alle

Gewässerproben lagen unter dem derzeit von der Europäischen Kommission vorgeschlagenen EBT-Wert von 0,00028 µg/L EEQ.

Zwei der drei Blindwerte lagen unter der Bestimmungsgrenze. Bildet man gemäß Maximalbewertung (BG wird als Messwert betrachtet) den Mittelwert, so liegt dieser bei 0,000071 µg/L EEQ und somit nur knapp unter dem niedrigsten Vorschlagswert eines EBT für den ERα-CALUX (0,0001 µg/L EEQ).

Die östrogene Wirkung von Kläranlagenabläufen wurde bereits von Alygizakis et al. (2019) anhand des ERα-CALUX untersucht, wobei Werte zwischen <0,000058 und 0,0074 µg/L EEQ festgestellt wurden. In österreichischen Gewässerproben, die ebenfalls mit dem ERα-CALUX untersucht wurden, konnten Werte zwischen 0,00003 und 0,0047 µg/L EEQ (Median 0,00013 µg/L EEQ) detektiert werden (BMNT, 2019b). Die im vorliegenden Projekt gemessenen Werte lagen somit in ähnlichen Konzentrationsbereichen wie frühere Untersuchungen.

Die **androgene** Wirkung (AR-CALUX) der Proben war in den Kläranlagenzulaufproben eindeutig zu erkennen und lag im Bereich von 0,0092 bis 0,18 µg/L DHT-EQ (Mittelwert 0,07 µg/L DHT- EQ). Im Ablauf und in den Gewässerproben lagen alle Werte unter der Bestimmungsgrenze (0,0018 – 0,0038 µg/L DHT-EQ). Die Kläranlagen konnten die androgene Wirkung zu 100% reduzieren. Für die androgene Wirkung liegen derzeit keine Vorschläge für EBT-Werte vor.

Die **anti-androgene** Wirkung (Anti AR-CALUX) lag in den Kläranlagenzulaufproben im Bereich von < 6,6 und 69 µg/L Flu-EQ (Mittelwert 21,5 µg/L Flu-EQ), im Ablauf bei 14 – 32 µg/L Flu-EQ (Mittelwert 20,3 µg/L Flu-EQ) und in den Gewässerproben bei < 8,1 – 36 µg/L Flu-EQ (Mittelwert 18,4 µg/L Flu-EQ). In den Kläranlagen wurde die anti-androgene Wirkung nicht reduziert. In der Blindwert-Probe wurde ein Wert von 9,6 µg/L Flu-EQ nachgewiesen, was nur knapp unter dem niedrigsten Vorschlagswert eines EBT für den Anti-AR CALUX (14,4 µg/L EEQ) liegt und gleichzeitig über den Werten in Reichramingbach, Erlauf sowie dem Zulauf der ARA 1 und der ARA 9. Nach Abzug des Blindwertes würden die Proben aus Dornbirnerach und Wulka noch über dem von der EU-Kommission vorgeschlagenen EBT von 14 µg/L Flu-EQ liegen.

Vergleicht man die Ergebnisse der einzelnen Kläranlagen hinsichtlich des Reduktionspotentials, so ergibt sich ein differenziertes Bild. In ARA 6 liegt die Wirkung im Zulauf deutlich über jener des Ablaufs, während in fünf anderen Kläranlagen die Wirkung des Ablaufs jene

des Zulaufs übersteigt. Ein möglicher Grund dafür ist die sogenannte Maskierung des Effektes durch andere, agonistisch wirkende Chemikalien in den Zulaufproben, was mit einer Unterbestimmung im Zulauf gleichzusetzen wäre.

Alygizakis et al. (2019) untersuchte das anti-androgene Wirkpotential von zwölf Kläranlagenabläufen im Donauraum anhand des anti-AR Calux und stellte ähnliche Werte zwischen < 5,7 und 32 µg/L Flu-EQ fest.

Hinsichtlich der **Dioxin-ähnlichen** Wirkung (DR-CALUX) wurden in allen Zulaufproben Werte unter der Bestimmungsgrenze (0,000002 – 0,00002 µg/L TCDD-EQ) gemessen, in den Ablaufproben lagen fünf der neun Proben über der Bestimmungsgrenze (0,00002 µg/L TCDD-EQ); in den Gewässerproben vier der acht untersuchten Proben. Die gemessenen Werte schwankten in den Kläranlagenabläufen zwischen <0,000002 und 0,0000049 µg/L TCDD-EQ (Mittelwert 0,0000026 µg/L TCDD-EQ) und in den Gewässerproben zwischen <0,000002 und 0,0000036 µg/L TCDD-EQ (Mittelwert 0,0000026 µg/L TCDD-EQ). Alle untersuchten Proben lagen unter dem EBT-Wert von 0,00005 µg/L TCDD-EQ. Eine eindeutige Aussage zur Reduktion der dioxin-ähnlichen Wirkung in der Kläranlage ist aufgrund der zahlreichen Ergebnisse < BG nicht möglich. Der Wert der Blindwertprobe lag unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,000004 µg/L und war höher als die Bestimmungsgrenze der meisten Kläranlagen- und Gewässerproben.

Die **PAK-ähnliche Wirkung** (PAK-CALUX) lag in den Kläranlagenzulaufproben zwischen 0,3 und 3,6 µg/L B[a]P-EQ (Mittelwert 1,74 µg/L B[a]P-EQ) und in den Ablaufproben zwischen <0,00038 und 0,21 µg B[a]P-EQ/L (Mittelwert 0,079 µg/L B[a]P-EQ), was einer Reduktion in der Kläranlage von rund 96% entspricht. Bei den Gewässerproben lag der Wert der Dornbirnerach bei 16 µg/L B[a]P-EQ und wurde als Ausreißerwert identifiziert (in Abbildung 2 und Abbildung 3 nicht dargestellt). In der chemischen Analytik zeigte die Summe der PAK16 keine erhöhten Werte für die Dornbirnerach. Auch der Wert der Erlauf lag mit 0,8 g/L B[a]P-EQ unerwartet hoch und konnte durch die chemische Analytik nicht bestätigt werden. In den Gewässerproben lagen die Messwerte zwischen 0,04 und 0,8 µg/L B[a]P-EQ) (Mittelwert 0,22 µg/L B[a]P-EQ ohne Berücksichtigung der Dornbirnerach).

Eindeutige Aussagen zu den Untersuchungen der PAK-ähnlichen Wirkung wurden durch den Blindwert erschwert. Der Mittelwert aus vier Blindwertproben (Reinwasser) lag bei 0,0735 µg/L B[a]P-EQ) und somit deutlich über den Messungen von Reichramingbach (0,0099 µg/L B[a]P-EQ) und Raab (0,016 µg/L B[a]P-EQ), sowie den Abläufen von fünf Kläranlagen (0,00038-0,067 µg/L B[a]P-EQ)). Der Blindwert lag auch deutlich über dem derzeit

von der EU vorgeschlagenen EBT von 0,0062 µg/L B[a]P-EQ. Grund für den erhöhten Blindwert könnte das bei der Extraktion eingesetzte Lösungsmittel Acetonitril LiChrosolv LS-MS Grade (Merck) sein, das eventuell nicht den für die Wirktests erforderlichen Reinheitsgrad aufweist.

Nach Abzug des Blindwerts liegen unter Annahme des EBT-Wertes von 0,0062 µg/L B[a]P-EQ die Gewässerproben von Erlauf, Antiesen, Donau, Dornbirnerach, Inn und Wulka über dem EBT-Wert.

Alygizakis et al. (2019) wies in zwölf Kläranlagenablaufproben Werte zwischen 0,052 und 0,24 µg/L B[a]P-EQ nach, was in einem ähnlichen Konzentrationsbereich liegt, wie die Ergebnisse der vorliegenden Studie.

Die **zytotoxische** Wirkung (Cytotox-CALUX) lag in den Kläranlagenzulaufproben im Bereich von 3,5 bis 21 µg/L TBT-EQ (Mittelwert 8,2 µg/L TBT-EQ), im Ablauf bei 0,89 -3,4 µg/L TBT-EQ (Mittelwert 1,9 µg/L TBT-EQ) und in den Gewässerproben bei < 0,56-2,6 µg/L TBT-EQ (Mittelwert 1,2 µg/L TBT-EQ). Die Kläranlagen führten zu einer deutlichen Reduktion der Zytotoxizität (66%). Für den Cytotox-CALUX liegen derzeit keine Vorschläge für EBT-Werte vor.

Die Ergebnisse der Kläranlagenabläufe sind mit jenen von Alygizakis et al. (2019) vergleichbar, der in zwölf Kläranlagen des Donauraums Werte von < 0,78 bis 7,7 µg/L TBT-EQ im Ablauf nachwies.

Das CALUX-Verfahren zur Abschätzung des **oxidativen Stresses** (Nrf2-CALUX) zeigte in den Zulaufproben Werte von < 450 bis 1000 µg/L Cur-EQ (Mittelwert 577 µg/L Cur-EQ) und in den Ablaufproben Werte zwischen 110 und 450 µg/L Cur-EQ (Mittelwert 179 µg/L Cur-EQ). Die Abwasserreinigung führte somit zu einer deutlichen Verringerung des oxidativen Stresses von rund 74%. Die Bestimmungsgrenzen der Zu- und Ablaufproben waren recht unterschiedlich (Zulauf: zwischen 44 und 450 µg/L Cur-EQ, Ablauf: zwischen 44 und 130 µg/L Cur-EQ). Die Werte der Gewässerproben schwankten zwischen 42 und 450 µg/L Cur-EQ (Mittelwert 175 µg/L Cur-EQ) und lagen somit in einem ähnlichen Bereich, wie die Ablaufproben. Zwei Ausnahmen bilden die Erlauf und die Wulka, wobei die erhöhten Werte in der Erlauf, einer unbelasteten Gewässermessstelle, überraschend sind. In der Wulka, die einen Abwasseranteil von rund 41% aufweist, überraschen die hohen Werte nicht. Alle Gewässerproben lagen über dem von der Europäischen Kommission vorgeschlagene EBT-Wert von 21 µg/L Cur-EQ.

Es wurden drei Blindwerte bestimmt, wobei zwei unter der Bestimmungsgrenze von 44 µg/L Cur-EQ und einer bei 30 µg/L Cur-EQ lag (Mittelwert gemäß Maximalbetrachtung $Mittelwert_{max}$ 39 µg/L Cur-EQ). Die Blindwerte lagen somit (potentiell) über dem vorgeschlagenen EBT. Auch nach Abzug des Blindwerts lagen alle Gewässerproben über dem EBT-Wert.

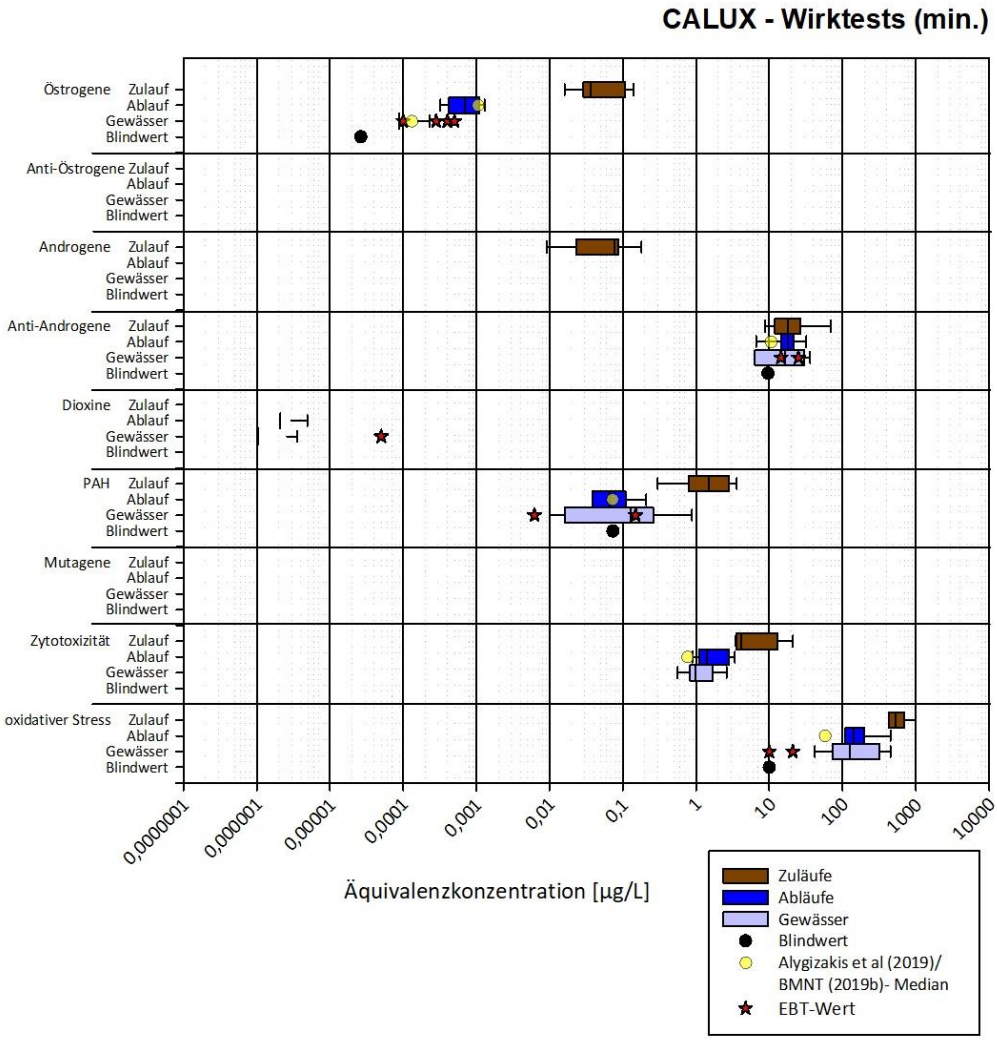
Alygizakis et al. (2019) wies in zwölf Kläranlagenablaufproben Werte zwischen < 21 und 162 µg/L Cur-EQ nach, was niedrigere Konzentrationen sind, als jene, die im vorliegenden Projekt detektiert wurden.

Abbildung 2 und Abbildung 3 fassen die Ergebnisse in Form der Minimal- und Maximalbewertung für alle angewandten CALUX-Verfahren zusammen. Eine deutliche Reduktion der Wirkung durch die kommunale Abwasserreinigung (Berücksichtigung der Mediane aus der Minimalbewertung) konnte für die östrogene Wirkung (98%), die androgene Wirkung (100%), die PAK-ähnliche Wirkung (96%), die zytotoxische Wirkung (66%) und für den CALUX zum Nachweis von oxidativem Stress (74%) aufgezeigt werden. Die androgene Wirkung konnte durch die Abwasserreinigung in allen Proben auf einen Wert unter der Bestimmungsgrenze reduziert werden. Für die übrigen CALUX- Tests lagen die Reduktionspotentiale der Abwasserreinigung niedriger bzw. konnten diese aufgrund von Werten unter der Bestimmungsgrenze nicht quantifiziert werden.

In den Gewässerproben konnten Überschreitungen der EBT-Werte, wie sie derzeit von der Europäischen Kommission vorgeschlagen werden, vereinzelt für die anti-androgene Wirkung und in allen untersuchten Gewässern für die PAK-ähnliche Wirkung sowie den oxidativen Stress festgestellt werden.

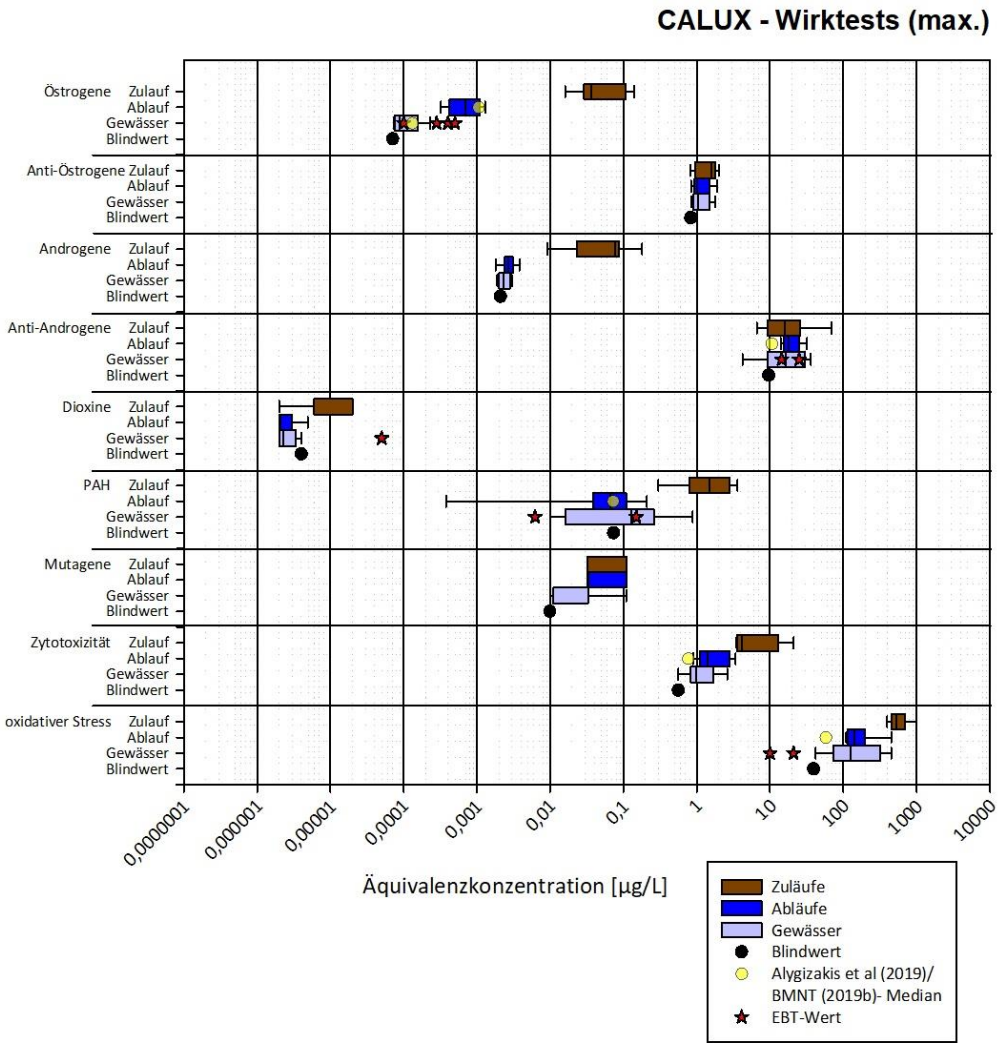
Bei einigen der angewandten CALUX-Verfahren lagen Messungen der Blindwerte vereinzelt (ERα-CALUX, anti-AR-CALUX) oder vollständig (PAK-CALUX) über den Messwerten der Gewässerproben. Für den DR-CALUX war die Bestimmungsgrenze des Blindwertes höher, als die Bestimmungsgrenze der meisten Gewässer- und Kläranlagenablaufproben.

Abbildung 2: Überblick der CALUX-Ergebnisse in Kläranlagen- und Gewässerproben, Vergleichswerte sowie EBT-Werte (Minimalbewertung)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Abbildung 3: Überblick der CALUX-Ergebnisse in Kläranlagen- und Gewässerproben sowie EBT-Werte (Maximalbewertung)



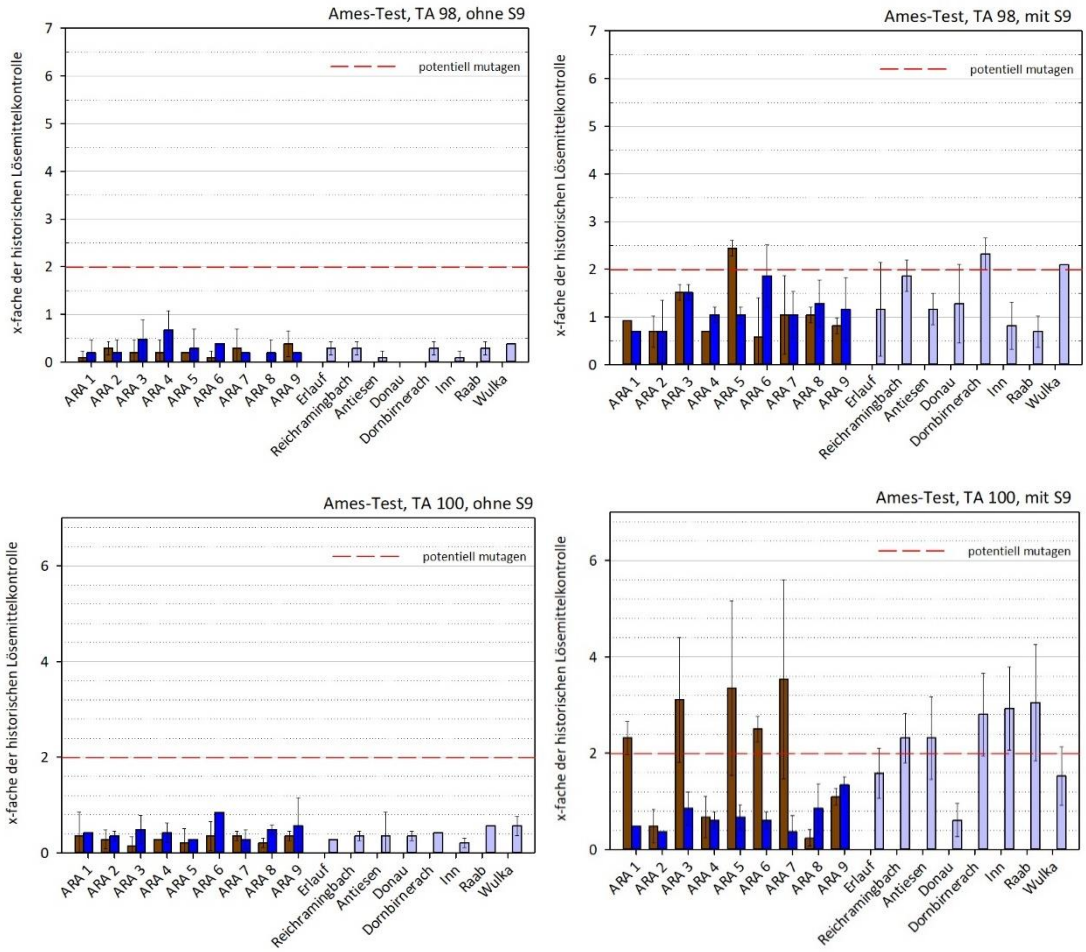
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

6.2 Ames-Fluktuationstest

Für den Ames-Fluktuationstest erfolgte eine Anreicherung der Proben (Kläranlagenzulauf Faktor 25, Kläranlagenablauf und Oberflächengewässer Faktor 100) um die Sensitivität des Testsystems zu erhöhen. Das Labor, das mit den Analysen betraut war, wählte diesen Ansatz, da in anderen Projekten die Erfahrung gemacht wurde, dass ohne Anreicherung keine Effekte in Kläranlagenablauf und Oberflächengewässer detektierbar sind.

Abbildung 4 stellt die Ergebnisse der angereicherten Proben dar, wobei auf der Y-Achse die Überschreitung der laborinternen Lösemittelkontrolle angezeigt wird. Eine zweifache Überschreitung dieser Lösemittelkontrolle in einem der vier Ansätze zeigt ein mutagenes Potential der Probe an.

Abbildung 4: Mutagenes Potential von Kläranlagenzuläufen (25-fach angereichert) sowie Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern (je 100-fach angereichert) im Ames-Fluktuationstest (n = 2)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien (nach Ergebnissen IWW)

Generell zeigten die Proben der Kläranlagenzuläufe (ARA 1, ARA 3, ARA 5, ARA 6, ARA 7) sowie die Oberflächengewässer (Reichramingbach, Antiesen, Dornbirnerach, Inn, Raab) eine mutagene Wirkung, während in den Kläranlagenabläufen keine Anzeichen für Mutagenität gefunden wurden. Positive Befunde traten auf, wenn die aufkonzentrierte Probe vor Exposition mit dem Leberhomogenisat S9 metabolisiert wurde. Beim Vergleich der bei-

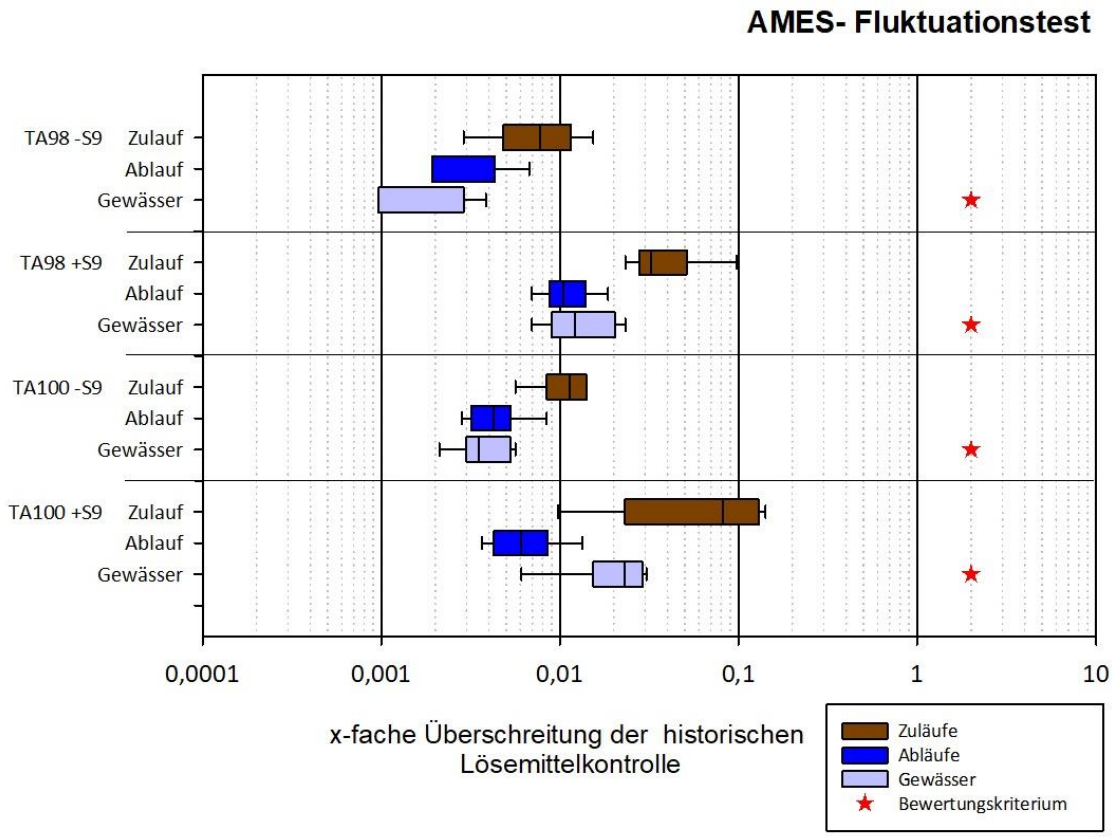
den Bakterienstämme zeigte sich eine erhöhte Wirkung für Basenpaarsubstitutionsmutationen (T 100) im Gegensatz zu Leserastermutationen (T 98). Bei den Kläranlagenabläufen zeigte sich auch bei einem Anreicherungsfaktor von 100 in keinem Ansatz eine mutagene Wirkung. Bedenkt man, dass die Kläranlagenabläufe viermal so stark angereichert wurden, wie die Kläranlagenzuläufe (Faktor 25), so lässt sich die Minimierungsleistung der Kläranlagen hinsichtlich der Mutagenität klar erkennen.

Fünf der acht untersuchten Gewässerproben zeigten bei einem Anreicherungsfaktor von 100 eine mutagene Wirkung. Überraschend ist dieses Ergebnis für den Reichramingbach, wo die Probe an einer weitgehend unbelasteten Gewässermessstelle entnommen wurde. Diese Probe zeigte jedoch in mehreren Analysen im Rahmen des Projektes erhöhte Werte.

Der Ames-Fluktuationstest ermöglicht grundsätzlich eine qualitative Beurteilung der Mutagenität. Eine annähernd quantitative Beurteilung kann nur dann erfolgen, wenn mehrere Konzentrationsstufen getestet werden (siehe Kapitel 5.2.1.3), was im vorliegenden Projekt nicht passiert ist. Darüber hinaus erschweren die unterschiedlichen Anreicherungsfaktoren (Faktor 25 bzw. Faktor 100) einen direkten Vergleich der Ergebnisse aus Zu- und Ablauf der Kläranlagen. Ein Rückrechnen der Ergebnisse aus den angereicherten Proben auf die Originalprobe und ein anschließender Vergleich sind grundsätzlich nicht zulässig. In einem näherungsweisen Ansatz wurde diese Darstellung für das vorliegende Projekt aber dennoch gewählt, da er unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung den Vergleich der mutagenen Wirkung der untersuchten Probenarten und somit auch die Aussage, ob es in der Kläranlage zu einer Verringerung der Mutagenität kommt, erlaubt (Abbildung 5). Basierend auf dieser Annahme konnten folgende Reduktionsraten in der Kläranlage ermittelt werden: 63% (TA198, -S9), 69% (TA198, +S9), 56% (TA 100, -S9), 93% (TA 100, +S9).

In jedem der vier Ansätze zeigte sich die erhöhte Wirkung des Zulaufs im Vergleich zum Ablauf der Kläranlagen. Während in den Proben ohne Metablisierung die Werte der Gewässerproben kleiner oder gleich jener der Kläranlagenablaufproben waren, überstieg in den metabolisierten Proben (mit S9) die Wirkung der Gewässer jene der Kläranlagenabläufe (TA 100) bzw. war mit jenem der Kläranlagenabläufe annähernd ident (TA 98). Dies deutet auf das Vorhandensein von indirekt agierenden Mutagenen in den Gewässerproben hin, d.h. Agentien, die erst durch die Metabolisierung mutagen wirken und die nicht auf die Kläranlagen zurückgeführt werden können, sondern von anderen Quellen (z.B. diffusen Einträgen) herrühren. Unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung zeigte keine Originalprobe (nicht angereichert) eine mutagene Wirkung.

Abbildung 5: Näherungsweise Ergebnisse des Ames- Fluktuationstests. Darstellung rückgerechnet auf die nicht-angereicherte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung

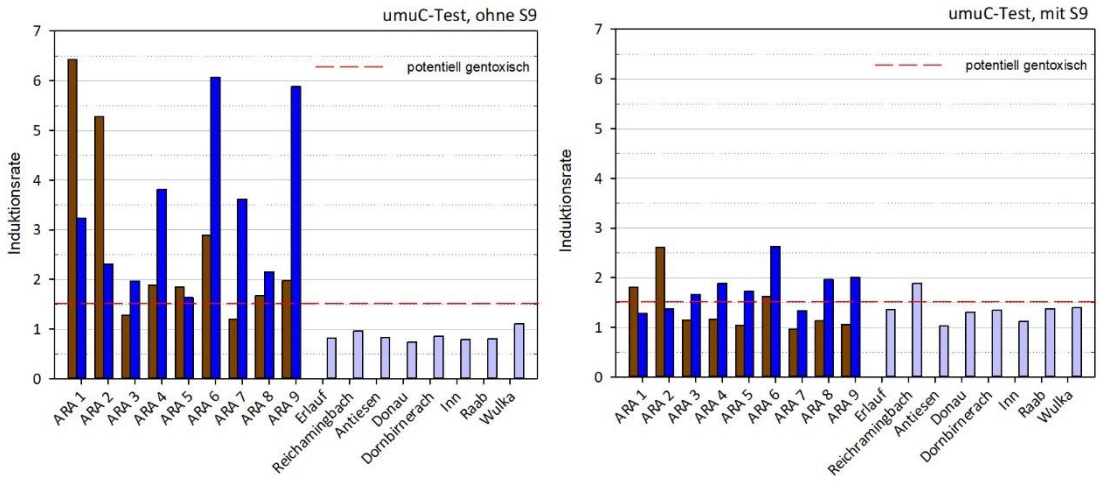


Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

6.3 umuC-Test

Ebenso wie für den Ames-Fluktuationstest erfolgte auch für den umuC-Test eine Anreicherung der Proben (Kläranlagenzulauf Faktor 25, Kläranlagenablauf- und Gewässerproben Faktor 100). Abbildung 6 stellt die Ergebnisse der angereicherten Proben dar, wobei auf der Y-Achse die Induktionsrate angezeigt wird. Potentielle Gentoxizität liegt vor, wenn eine Probe das umuC-Gen um das 1,5-fache stärker induziert als die jeweilige Negativkontrolle des gleichen Testansatzes (Induktionsrate >1,5).

Abbildung 6: Induktion des umuC-Gens durch Kläranlagenzuläufe (25-fach angereichert) sowie Kläranlagenabläufe und Oberflächengewässer (je 100-fach angereichert) (n = 1)



Quelle: Umweltbundesamt/ TU Wien (nach Ergebnissen IWW)

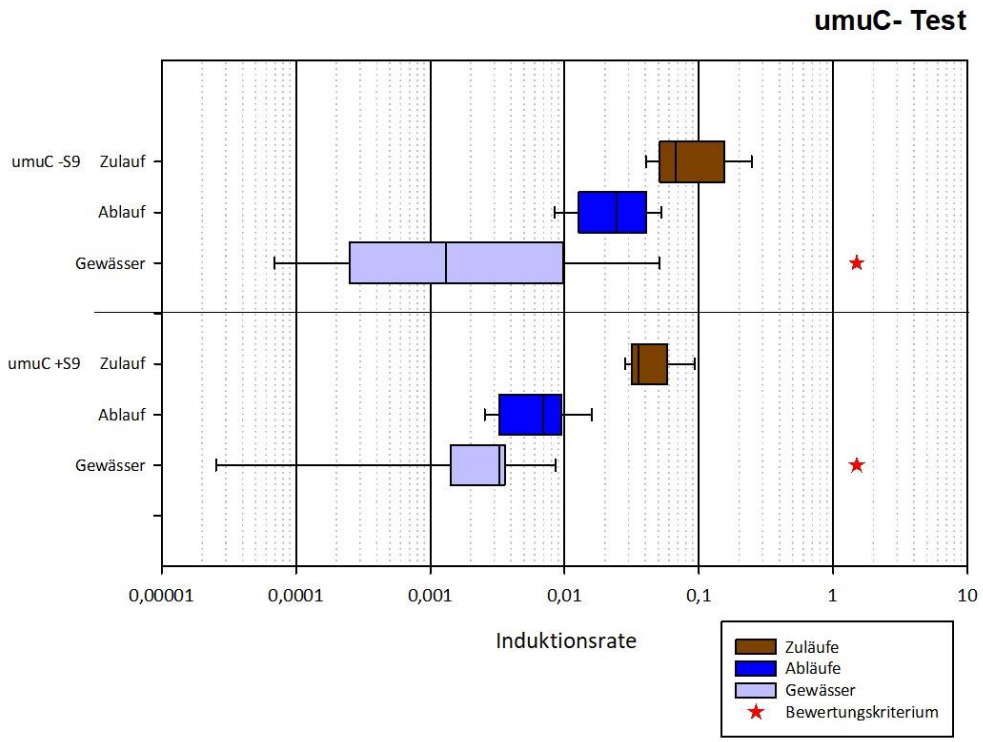
Generell wurde das Reparatursystem der Bakterienzellen häufiger durch die angereicherten Abwasserproben aktiviert, als durch die Gewässerproben. Auch bei einem Anreicherungsfaktor von 100 zeigten die Gewässerproben (mit Ausnahme des Reichramingbaches, der bereits in anderen Analysen erhöhte Werte zeigte) keine Gentoxizität. Anders als im Ames-Fluktuationstest zeigen die Proben ohne Metabolisierung im umuC-Test eine höhere Wirkung als die metabolisierten Proben.

Sieben der neun 25-fach angereicherten Zulaufproben sowie alle 100-fach angereicherten Ablaufproben wiesen in einem der beiden Testansätze (+S9, -S9) eine gentoxische Wirkung auf. Ein Vergleich von Zu-und Ablauf der einzelnen Kläranlagen ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Anreicherungsfaktoren nicht möglich. Aus Abbildung 6 konnte somit keine Aussage getroffen werden, ob kommunale Kläranlagen die gentoxische Wirkung des Abwassers verringern.

Aus diesem Grund wurde für den näherungsweisen Vergleich der Proben eine idente Darstellungsform gewählt, wie für den Ames-Fluktuationstest (Rückrechnung auf die nicht-angereicherte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung) und in Abbildung 7 dargestellt. In dieser Abbildung wird ersichtlich, dass die gentoxische Wirkung in den Kläranlagenzulaufproben deutlich höher als in den Ablaufproben ist und dass die Werte in den Gewässern unter jenen der Kläranlagenabläufe liegen. Allerdings weisen die Gewässer-

proben starke Schwankungen auf. Basierend auf dieser Annahme konnten folgende Reduktionsraten in der Kläranlage ermittelt werden: 52 % (ohne S9) und 59 % (mit S9). Unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung zeigte keine Originalprobe (nicht angereichert) eine gentoxische Wirkung.

Abbildung 7: Näherungsweise Ergebnisse des umuC-Tests (ohne und mit Metabolisierung), Darstellung rückgerechnet auf die nicht-angereicherte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

6.4 Comet Assay (+MTT-Test)

Der vorgeschaltete MTT-Test zur Ermittlung des höchsten nicht zytotoxischen Anreicherungsfaktors (AF) bzw. des kleinsten nicht zytotoxischen Verdünnungsfaktors (VF) ergab für die Testung im Comet Assay die in Tabelle 7 dargestellten Faktoren für die jeweilige Probe. Dabei zeigte sich, dass die Zuläufe der ARA 1, ARA 2 und ARA 8 unverdünnt nicht zytotoxisch sind, was sich auch im Ablauf der jeweiligen Kläranlagen widerspiegelte (die Abläufe dieser Kläranlagen müssen stärker angereichert werden, um ein zytotoxisches Potential zu entwickeln). Anders stellt sich diese Beobachtung für die ARA 3 bis ARA 7 und ARA 9 dar. Hier

zeigten die Zuläufe ein zytotoxisches Potential, während die Abläufe um den Faktor 5 – 10 angereichert werden mussten. Bei den Gewässern scheinen die Hintergrundgewässer (Erlauf und Reichramingbach) am zytotoxischsten zu sein (diese mussten für den Comet Assay weniger stark angereichert werden, als die übrigen Gewässerproben). Dazu muss aber erwähnt werden, dass der Reichramingbach auch in anderen Analysen auffällig war und hier eine Kontamination der Probe wahrscheinlich ist.

Tabelle 7: Im Comet Assay eingesetzte Anreicherung (AF) bzw. Verdünnungsfaktoren (VF) der jeweiligen Probe

	Kläranlagenzuläufe		**Kläranlagenabläufe**	**Gewässer**	
	AF	**VF**	**AF**		**AF**
ARA 1	1,25		10	Erlauf	5
ARA 2	1,25		5	Reichramingbach	5
ARA 3		3	1,33	Antiesen	10
ARA 4		3	1	Donau	10
ARA 5		3	5	Dornbirnerach	10
ARA 6		3	10	Inn	10
ARA 7		4	1,33	Raab	10
ARA 8	1,25		10	Wulka	10
ARA 9		3	1,33		

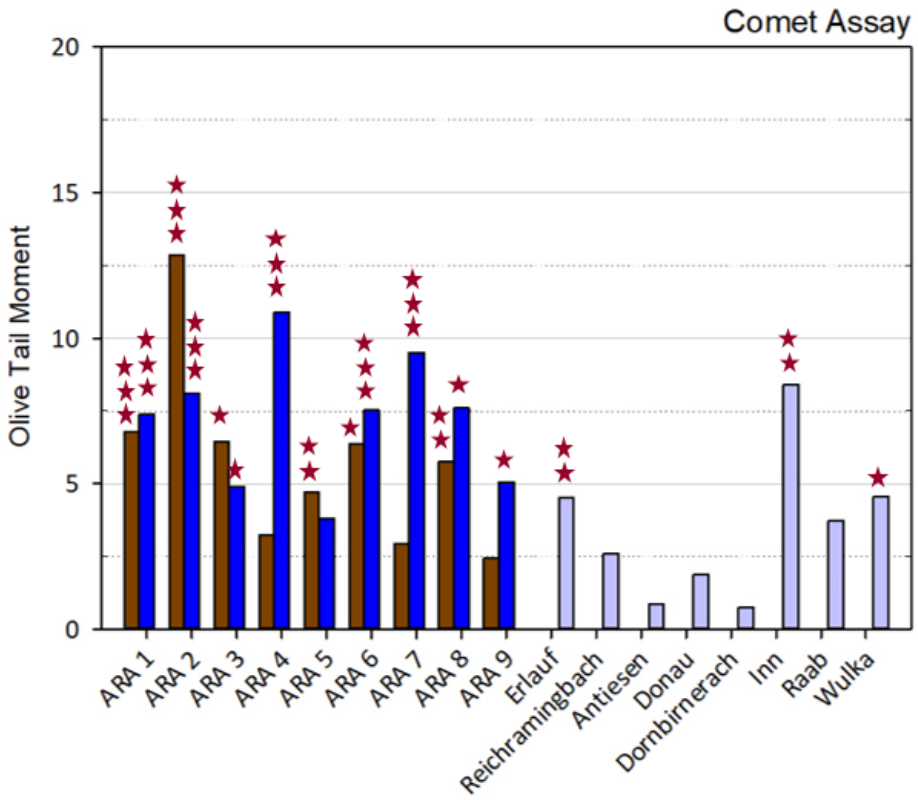
Quelle: IWW

Abbildung 8 stellt die Ergebnisse des Comet Assay für die einzelnen Proben dar. Um zu analysieren, ob eine Probe ein gentoxisches Potential aufweist, wurden die Ergebnisse jeder Probe mit der jeweils parallel getesteten Negativkontrolle auf signifikante Unterschiede hin untersucht. Die Nullhypothese der Untersuchung war, dass die Proben dieselbe Verteilung des Olive Tail Moments zeigen, wie die Negativkontrolle (die Proben zeigen keinen Effekt). Wenn ein Effekt auftritt, kann dieser nur zu einer Erhöhung der DNA-Schädigung führen und somit die Verteilung des Olive Tail Moments verschieben.

Jeweils 50 Zellen wurden den angereicherten bzw. verdünnten Proben ausgesetzt und der Olive Tail Moment im Vergleich zu einer Negativkontrolle (ebenfalls 50 Zellen) gemessen. Dabei kamen insgesamt fünf Negativkontrollen zum Einsatz, die mit den Proben verglichen

wurden (so wurden beispielsweise drei Ablaufproben mit der Negativkontrolle 2, fünf Ablaufproben mit der Negativkontrolle 3 und eine Ablaufprobe mit der Negativkontrolle 5 verglichen). Abbildung 8 stellt den Median des Olive Tail Moments in den Proben dar (Ergebnis der Auswertung von 50 Zellen). Die dargestellten statistischen Signifikanzniveaus (p: *…≤ 0,05, **…≤ 0,01, ***…≤ 0,001) beziehen sich auf die jeweilige testinterne Negativkontrolle. Je niedriger das statistische Signifikanzniveau, desto stärker weicht die Probe von der Negativkontrolle ab (0,05 = signifikanter Unterschied, 0,01 = sehr signifikanter Unterschied, 0,001 = hochsignifikanter Unterschied) und desto gentoxischer ist die Probe.

Abbildung 8: Median der Verteilung des Olive Tail Moments in Kläranlagenzu- und -abläufen sowie Gewässerproben. Die statistischen Signifikanzniveaus p (*…≤ 0,05, **…≤ 0,01, ***…≤ 0,001) geben an, wie gentoxisch eine Probe ist, wobei ein kleineres Signifikanzniveau eine stärkere gentoxische Wirkung bezeichnet.



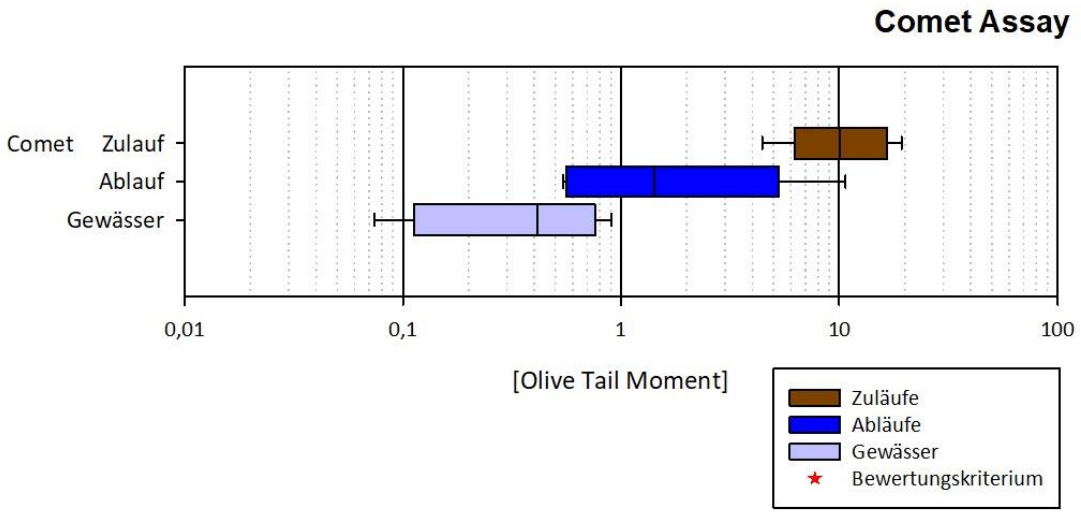
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien (nach Ergebnissen IWW)

Im Vergleich zu den Oberflächengewässern zeigen die Kläranlagenzu- und -abläufe in den untersuchten Verdünnungen bzw. Anreicherungen stärkere gentoxische Wirkung. Kläranlagenzuläufe können in Abbildung 8 nicht mit Kläranlagenabläufen verglichen werden, da die

einzelnen Proben unterschiedlich angereichert bzw. verdünnt wurden. Was jedoch in Abbildung 8 verglichen werden kann, sind die Gewässerproben, da diese – mit Ausnahme von Erlauf und Reichramingbach (Anreicherungsfaktor 5) – alle um den Faktor 10 angereichert wurden. Überraschend ist, dass die Erlauf, die in diesem Projekt einen unbelasteten Referenzstandort darstellt, bereits bei geringerer Anreicherung eine höhere gentoxische Wirkung aufweist als die stärker mit Abwasser belasteten Gewässer Raab und Wulka, deren Einzugsgebiete darüber hinaus stärker landwirtschaftlich genutzt sind. Dies deutet auf eine hohe Variabilität der Ergebnisse hin und auf Einflussfaktoren, die noch weiter untersucht werden sollten (z.B. geologischer Hintergrund, Starkregenereignisse vor der Probenahme).

Aufgrund der unterschiedlichen Anreicherungs- bzw. Verdünnungsfaktoren konnten die Ergebnisse des Comet Assays, ähnlich wie im Ames-Fluktuations- und umuC-Test nicht direkt miteinander verglichen werden. Um eine Vergleichbarkeit dennoch annähernd gewährleisten zu können, wurden die Ergebnisse unter Annahme eines linearen Zusammenhangs auf die nicht-angereicherten bzw. nicht-verdünnten Proben zurückgerechnet und in Abbildung 9 dargestellt. Basierend auf dieser Annahme konnte in der Kläranlage eine Reduktion der gentoxischen Wirkung um 84% ermittelt werden (Berücksichtigung der Mediane).

Abbildung 9: Näherungsweise Ergebnisse des Comet Assay, Darstellung rückgerechnet auf die nicht-angereicherte bzw. unverdünnte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung



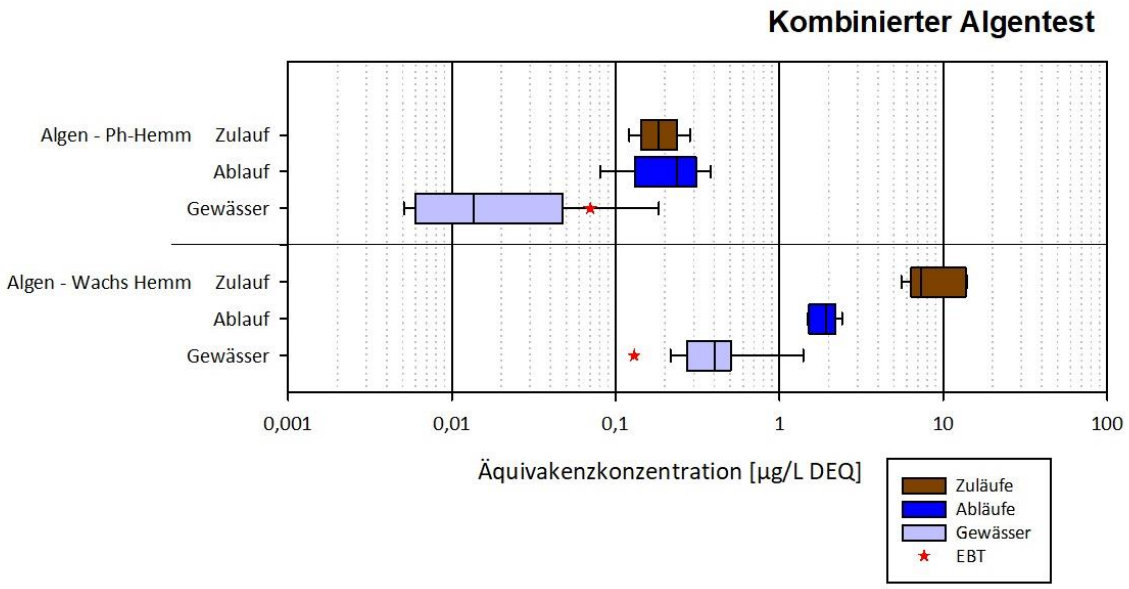
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

6.5 Kombinierter Algentest

Zur Bestimmung der herbiziden Wirkung wurde ein kombinierter Algentest verwendet, der sowohl die Photosynthese- als auch die Wachstumshemmung untersucht. Die Ergebnisse dieser Tests werden als Diuron-Äquivalente (DEQ) ausgegeben.

Die Photosynthesehemmung nach zwei Stunden konnte in der Wulka sowie in allen Kläranlagen mit Werten > EBT nachgewiesen werden; die Wachstumshemmung nach 24 Stunden in allen Proben (Abbildung 10).

Abbildung 10: Ergebnisse des kombinierten Algentests (herbizide Wirkung)



Quelle: Umweltbundesamt/ TU Wien (nach Ergebnissen des Oekotoxzentrums)

Die Werte lagen für die Photosynthesehemmung in den Kläranlagenzuläufen zwischen 0,12 und 0,29 µg/L DEQ (Mittelwert 0,19 µg/L DEQ) und in den Kläranlagenabläufen zwischen 0,08 und 0,38 µg/L DEQ (Mittelwert 0,22 µg/L DEQ). In der Kläranlage fand keine Reduktion der Photosynthesehemmung statt.

In den Fließgewässerproben lagen die Konzentrationen für die Photosynthesehemmung zwischen 0,005 und 0,18 µg/L DEQ (Mittelwert 0,04 µg/L DEQ). Der höchste Wert wurde in der Wulka gemessen. Die gemessenen Konzentrationen in den Fließgewässern waren in der vorliegenden Untersuchung etwas höher (ca. Faktor 5) als in der Studie des BMNT (2019b), wo Werte zwischen 0,001 und 0,038 µg/L DEQ in Fließgewässern nachgewiesen wurden.

Für die Wachstumshemmung lagen die Konzentrationen der Kläranlagenzuläufe zwischen 5,6 und 14 µg/L DEQ (Mittelwert 9,6 µg/L DEQ) und in den Kläranlagenabläufen zwischen 1,5 und 2,4 µg/L DEQ (Mittelwert 1,9 µg/L DEQ). Es konnte somit eine rund 74%ige Reduktion der Wachstumshemmung durch die Abwasserreinigung nachgewiesen werden (Berücksichtigung der Mediane aus der Minimalbewertung). In den Fließgewässerproben lagen die Konzentrationen zwischen 0,022 und 1,4 µg/L DEQ (Mittelwert 0,50 µg/L DEQ). Auch für die Wachstumshemmung wurde der höchste Wert in der Wulka gemessen. Die gemessenen Konzentrationen in den Fließgewässern waren damit in der vorliegenden Untersuchung etwas höher als in der Studie des BMNT (2019b), wo Werte zwischen 0,02 und 0,45 µg/L DEQ nachgewiesen wurden.

Zur Bewertung der Ergebnisse wurden EBT von 0,070 µg DEQ/L für die Photosynthesehemmung und von 0,13 µg DEQ/L für die Wachstumshemmung herangezogen (Escher et al., 2018, Kienle et al., 2018). In Hinblick auf die Photosynthesehemmung überschritt die Wulka den EBT, bei der Wachstumshemmung lagen alle Gewässerproben über dem EBT von 0,13 µg DEQ/L. In der Untersuchung des BMNT (2019b) wurde der Triggerwert der Photosynthesehemmung in keiner Fließgewässerprobe überschritten, jener der Wachstumshemmung acht Mal, wobei an zwei Messstellen Wulka (Wulka, FW10000027 und Zaya, FW31100127) der Triggerwert bei beiden Probenahmen überschritten wurde.

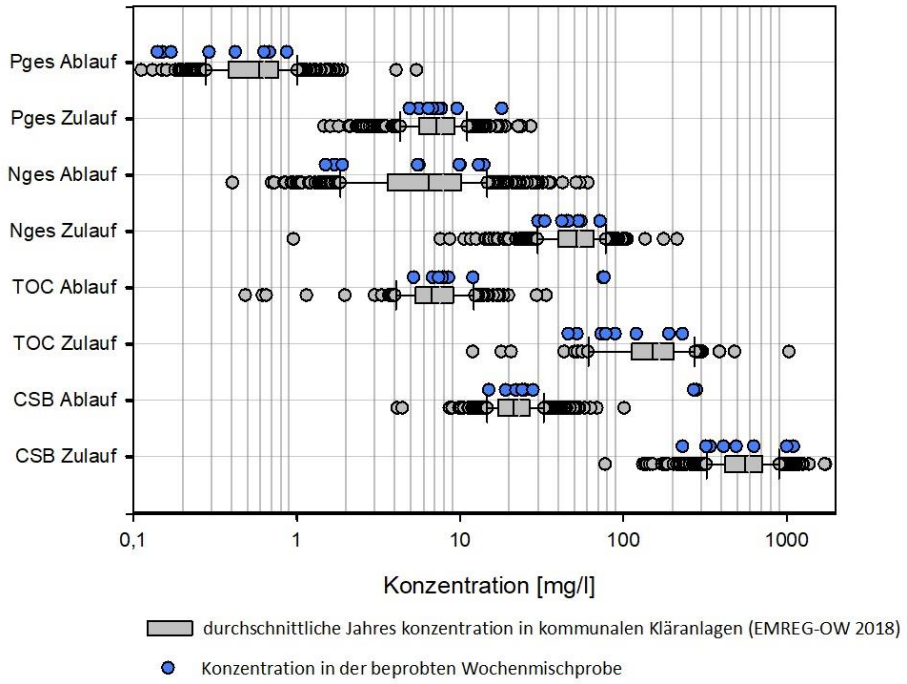
7 Ergebnisse der chemischen Analytik

7.1 Referenzparameter

In den untersuchten Kläranlagenzu- und -ablaufproben sowie den Fließgewässerproben wurden vier Referenzparameter (CSB, TOC, Nges und Pges) untersucht. Die Referenzparameter wurden gemessen, um diese Ergebnisse mit Erfahrungswerten zu vergleichen und auf diese Weise zu kontrollieren, ob es bei den Probenahmen zu Verunreinigungen oder Unregelmäßigkeiten gekommen ist. Im Abgleich mit den täglichen Eigenüberwachungsdaten der Kläranlagen geben die Referenzparameter in den Wochenmischproben auch Aufschluss über den Mischvorgang (nicht im Bericht dargestellt).

Darüber hinaus wurden die Konzentrationen der Abwasserproben (Wochenmischproben) mit durchschnittlichen Jahreskonzentrationen kommunaler Kläranlagen ≥ 2000 EW_{60} verglichen (Daten aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer, Referenzjahr 2018, rund 630 kommunale Kläranlagen). Dabei wurden aus den gemeldeten Jahresfrachten der Abwasserinhaltsstoffe CSB, TOC, Nges und Pges und der Jahresabwassermenge 2018 theoretische mittlere Konzentrationen berechnet. Dargestellt ist die Verteilung dieser berechneten mittleren Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen in Form von Boxplots. Dabei gibt die Box das 25%-75%-Perzentil wieder und die Fehlerbalken zeigen das 10%- und 90%-Perzentil an. Potentielle Ausreißer sind als Punkte dargestellt (Abbildung 11).

Abbildung 11: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben der Kläranlagen (Werte < BG wurden mit der BG berücksichtigt) sowie Vergleichswerte



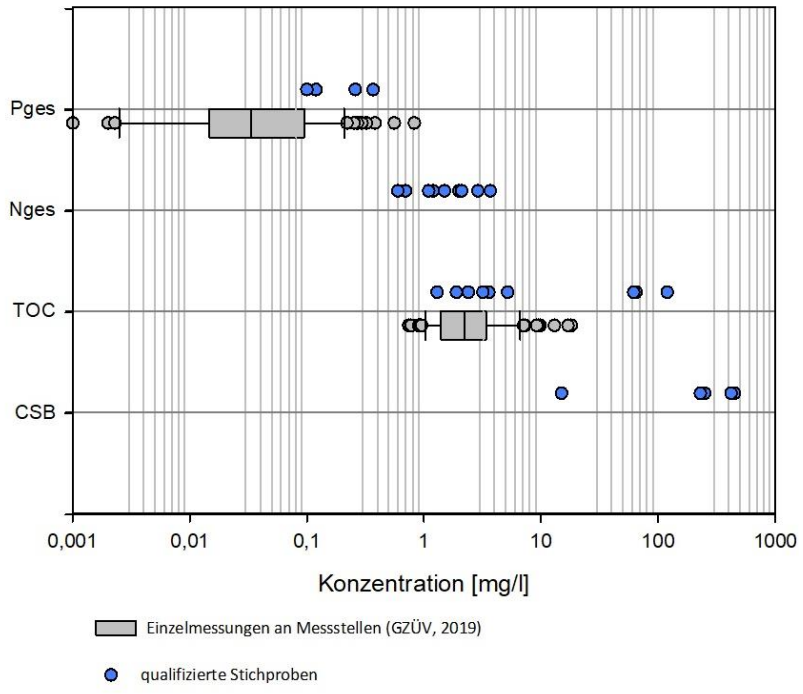
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Die Konzentrationen der Referenzparameter in den Wochenmischproben lagen zumeist in den Schwankungsbreiten der Vergleichswerte. Vereinzelt lagen die Zulaufkonzentrationen von CSB, TOC und Pges außerhalb des 10%- und 90%-Perzentils, aber in nahezu allen Fällen im Schwankungsbereich anderer Extremwerte. Bei den Ablaufproben stachen die CSB- und TOC-Werte der ARA 1 hervor (CSB: 280 mg/L, TOC: 75 mg/L), die deutlich über den Referenzwerten lagen und nicht mit den Daten aus der Eigenüberwachung der Kläranlage (drei Messwerte für CSB) übereinstimmten. Da die Nges- und Pges-Konzentrationen der Ablaufprobe von ARA 1 unterhalb des 10%-Perzentils lagen, kann eine Kontamination der Probe durch eine Kohlenstoffquelle nicht ausgeschlossen werden. Mögliche Erklärungen umfassen u.a. eine Belastung des Probenahmegefäßes oder eine Verunreinigung, die während des Mischens der Wochenmischprobe erfolgte. Die Wiederholungsmessungen der beiden Parameter in der Rückstellprobe haben die hohen Konzentrationen von CSB (270 mg/L) und TOC (76 mg/L) bestätigt.

Abbildung 12 stellt die gemessenen Konzentrationen der Referenzparameter in den Stichproben der Fließgewässermessstellen sowie die entsprechenden Referenzwerte an den

acht im Projekt beprobten Messstellen aus der GZÜV-Datenbank (Referenzjahr 2019) dar. Die CSB-Werte lagen bei sechs der ausgewählten Messstellen unter der Bestimmungsgrenze von 15 mg/L und sind in Abbildung 12 mit der Bestimmungsgrenze dargestellt. Zwei Messstellen zeigten unplausibel hohe Konzentration für CSB (Reichramingbach 450 mg/L und Inn 250 mg/L), die auch in der Wiederholungsmessung bestätigt wurden (Reichramingbach 420 mg/L und Inn 230 mg/L). Auch die TOC-Konzentrationen in diesen Proben waren ungewöhnlich hoch (Reichramingbach 120 mg/L und Inn 65 mg/L) und widersprachen den GZÜV-Messungen vom Sommer 2019 (jeweils 1,3 mg/L im Reichramingbach im Juli 2019 und im Inn im August 2019). Dies deutet auf eine Kontamination der Probe durch eine Kohlenstoffquelle während der Probenahme hin. Die TOC-Werte der übrigen Proben liegen im Bereich der Vergleichswerte. Bei Nges und Pges zeigten sich keine Auffälligkeiten in den untersuchten Proben, auch nicht in jenen des Reichramingbachs und des Inns. Die Nges-Konzentrationen lagen zwischen 0,6 mg/L und 3,7 mg/L. Die Pges-Konzentrationen lagen in fünf Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/L und werden in Abbildung 12 mit der Bestimmungsgrenze dargestellt. Die Messwerte der übrigen drei Fließgewässer lagen im Bereich der Vergleichswerte aus der GZÜV-Datenbank.

Abbildung 12: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Stichproben der Fließgewässer (Werte < BG wurden mit der BG berücksichtigt), sowie Vergleichswerte



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die erhöhten Kohlenstoff-Werte im Ablauf der ARA 1 sowie in Reichramingbach und Inn keinen Einfluss auf die Ergebnisse der Wirktests hatten, da die Gewässerprobe des Reichramingbachs in mehreren Wirktests (Ames-Fluktuations, umuC-Test und MTT-Test) erhöhte Werte zeigte.

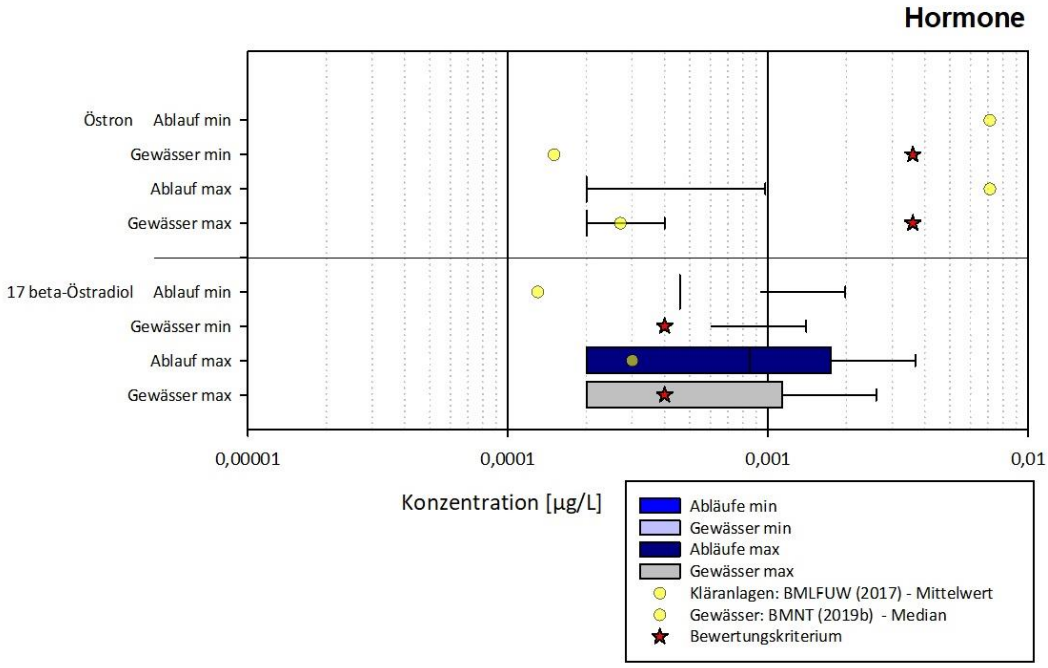
7.2 Östrogene Steroidhormone

Östrogene wurden in den Gewässer- sowie in den Kläranlagenablaufproben untersucht. Die Hormone Östriol, 17α-Östradiol und 17α-Ethinylöstradiol wurden dabei in keiner der Proben nachgewiesen. Östron konnte in einem Kläranlagenablauf in geringen Mengen von 0,00053 µg/L (basierend auf der Minimalbewertung) bzw. 0,00098 µg/L (basierend auf der Maximalbewertung) (siehe Kapitel 5.2) nachgewiesen werden. In Spuren wurde Östron außerdem in einer Gewässerprobe (Inn) unter der Bestimmungsgrenze von 0,0004 µg/L detektiert. 17β-Östradiol wurde in drei Gewässerproben (Donau: unter der Bestimmungsgrenze von 0,0004 µg/L, Wulka: 0,00074 (0,00137) µg/L und Reichramingbach: 0,0014 (0,0026) µg/L) und in fünf Kläranlagenabläufen (ARA 1: 0,00062 (0,00116) µg/L, ARA 2: 0,00046 (0,00085) µg/L, ARA 3: 0,00094 (0,00174) µg/L, ARA 4: 0,00094 (0,00175) µg/L) und ARA 6: 0,00074 (0,00085) µg/L) nachgewiesen[1]. Überraschend ist die vergleichsweise hohe Konzentration im Reichramingbach, da dieser am Ort der Probenahme eine unbeeinflusste Referenzgewässerstrecke darstellt. Im Reichramingbach wurden auch erhöhte CSB- und TOC-Konzentrationen (siehe Kapitel 7.1) bzw. ein erhöhtes mutagenes, gentoxisches und zytotoxisches Potential (siehe Kapitel 6.2 - 6.4) gemessen, während die anderen untersuchten Parameter (PCDD/PCDF+DL-PCB, PAK, Arzneimittel, Alkylphenole, Bisphenol A) im Reichramingbach keine erhöhten Konzentrationen zeigten.

Als Bewertungskriterien sind für die untersuchten Hormone chronische Qualitätskriterien laut Oekotoxzentrum (2018) verfügbar, ausgenommen für Östrol. Diese sowie die Bereiche der Messwerte der Minimal- und Maximalbewertung für Östron und 17β-Östradiol sind in Abbildung 13 dargestellt.

[1] Die Ergebnisse sind basierend auf der Minimal- und der Maximalbewertung angegeben, wobei der Wert außerhalb der Klammer auf der Minimalbewertung und der Wert in der Klammer auf der Maximalbewertung basiert.

Abbildung 13: Gemessene Konzentrationen [µg/L] der Steroidhormone Östron und 17β-Östradiol in den untersuchten Abwasser- bzw. Gewässerproben, Vergleichswerte (BMLFUW, 2017; BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Für die Gewässerprobe des Inn, in welchem Östron nachgewiesen werden konnte, wurde das chronische Qualitätskriterium von 0,0036 µg/L nicht überschritten. Für jene zwei Gewässerproben, in welchen 17β-Östradiol in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden konnte, wurde hingegen das chronische Qualitätskriterium von 0,0004 µg/L überschritten. Dennoch ist festzuhalten, dass es sich bei der aktuellen Untersuchung um eine einmalige Momentaufnahme handelt. Die nachgewiesenen Mengen befinden sich außerdem im Spurenbereich. Es ist demnach eine längerfristigere Untersuchung der entsprechenden Messstellen zu empfehlen, um eine mögliche chronische 17β-Östradiol-Belastung in Gehalten über dem entsprechenden Qualitätskriterium valide identifizieren zu können.

In Gewässeruntersuchungen der letzten Jahre wurde Östron, welches ein Abbauprodukt von 17β-Östradiol ist, häufiger nachgewiesen als 17β-Östradiol. So zeigte sich in einer Untersuchung im Rahmen der Beobachtungsliste, dass 17β-Östradiol in vier von insgesamt sechs beprobten Messstellen in Gehalten zwischen <0,0001 und 0,00013 µg/L sowie Östron in allen sechs untersuchten Messstellen in Gehalten zwischen 0,00029 und 0,0091 µg/L

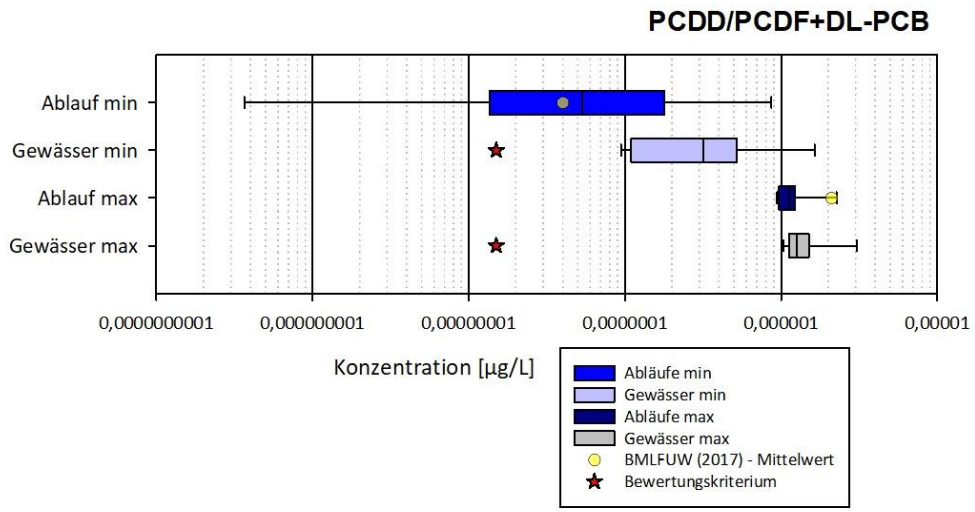
nachzuweisen waren (BMNT, 2019a). In einer weiteren Studie (BMNT, 2019b) war 17β-Östradiol in keiner von insgesamt 40 untersuchten Fließgewässerproben nachweisbar, während Östron in 36 der 40 Proben in Konzentrationen von 0,00015 und 0,00027 µg/L gefunden wurde. In einer Untersuchung des BMLFUW (2017) in Kläranlagenabläufen wurde Östron in 22 von 34 Ablaufproben in quantifizierbaren Konzentrationen nachgewiesen, während 17β-Östradiol in nur vier Ablaufproben in Gehalten bis zu maximal 0,00083 µg/L detektiert wurde. Bei der Untersuchung von zwei Vorarlberger Kläranlagenabläufen konnte 17β-Östradiol nicht nachgewiesen werden (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2017). Auch in den in anderen Studien untersuchten Kläranlagenabläufen erfolgte tendenziell eher der Nachweis von Östron als von 17β-Östradiol. Im Falle der aktuellen Untersuchung konnte dies nicht festgestellt werden.

7.3 Dioxine/Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD/PCDF+DL-PCB)

PCDD, PCDF und DL-PCB wurde in den Kläranlagenablauf- sowie den Gewässerproben untersucht. Abbildung 14 zeigt die gemessenen Konzentrationen (Summe aus 29 Einzelstoffen unter Berücksichtigung der TEQ), wobei die Ergebnisse der Minimal- und der Maximalbewertung dargestellt sind. Es wurde die Minimal-und Maximalbewertung für jeden Einzelstoff durchgeführt und die Ergebnisse summiert.

Für PCDD/PCDF+DL-PCB ist in der geltenden Fassung der QZV Chemie OG keine JD-UQN definiert, sondern ausschließlich eine Biota-UQN ausgewiesen. Um eine grobe Bewertung der nachgewiesenen Mengen in der Wasserphase durchführen zu können, wurde in Anlehnung an BMLFUW (2017) aus der Biota-UQN unter Berücksichtigung von Verteilungskoeffizienten (Bioakkumulation und Biomagnifikation) ein Vergleichswert für die Wasserphase berechnet. Dazu werden die Werte aus dem Dossier zur UQN-Ableitung verwendet und ein Bioakkumulationsfaktor von 41.450 L/kg sowie ein Biomagnifikationsfaktor von 10 angewandt (Europäische Kommission, 2011). Diese Berechnung ergibt ein wasserbezogenes Referenzkriterium für die Summe der 29 Einzelstoffe von 1,5 x 10^{-8} µg/L. Es ist hervorzuheben, dass dies eine worst-case Abschätzung ist und keine Aussage über die Gleichwertigkeit dieses Wasser-Bewertungskriteriums im Vergleich zur Biota-UQN möglich ist. Vielmehr erscheint dieser abgeleitete Wert strenger als die Biota-UQN. So haben Untersuchungen in Gewässern in Vorarlberg gezeigt, dass dieses Bewertungskriterium im Wasser immer überschritten wurde, wohingegen diese Überschreitung in den Biotaproben nicht beobachtet wurde (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2019).

Abbildung 14: Gemessene Konzentrationen [µg/L] für die Summe aus PCDD/PCDF+DL-PCB in den untersuchten Abwasser- bzw. Gewässerproben unter Berücksichtigung der TEQ, Vergleichswerte sowie das Bewertungskriterium (aus Biota-UQN über Gleichgewichtskoeffizienten berechnet)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

In den Ablaufproben der Kläranlagen wurde die Summe der PCDD/PCDF+DL-PCB in mittleren Konzentrationen zwischen 0,00000016 µg/L (Minimalauswertung) und 0,0000012 µg/L (Maximalauswertung) nachgewiesen; in den Fließgewässerproben lagen diese Werte bei 0,00000045 µg/L bzw. 0,0000015 µg/L. Alle Messwerte der Fließgewässerproben lagen über dem aus der Biota-UQN abgeleiteten Bewertungskriterium für Wasser. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Bewertungskriterium sehr niedrig ist und jeder Messwert trotz der Mittelwertbildung zu einer Überschreitung des Kriteriums führt. In den Kläranlagenabläufen wurde 2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran (sieben von neun Proben) und PCB 156 (fünf von neun Proben) am häufigsten mit Werten größer der Nachweisgrenze detektiert; in den Gewässerproben wurden PCB 77 und PCB 118 in allen Proben und PCB 105, PCB 126, PCB 156, PCB 169, 1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran, 1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran und 2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran in sechs von acht Proben nachgewiesen.

In Abwasseruntersuchungen der letzten Jahre lagen die Werte der PCDD/PCDF+DL-PCB in ähnlichen Konzentrationsbereichen. So konnten etwa in acht Kläranlagenablaufproben Werte zwischen 0,00000004 µg/L (Mittelwert der Minimalbewertung) und 0,0000021 µg/L (Mittelwert der Maximalbewertung) nachgewiesen werden (BMLFUW, 2017).

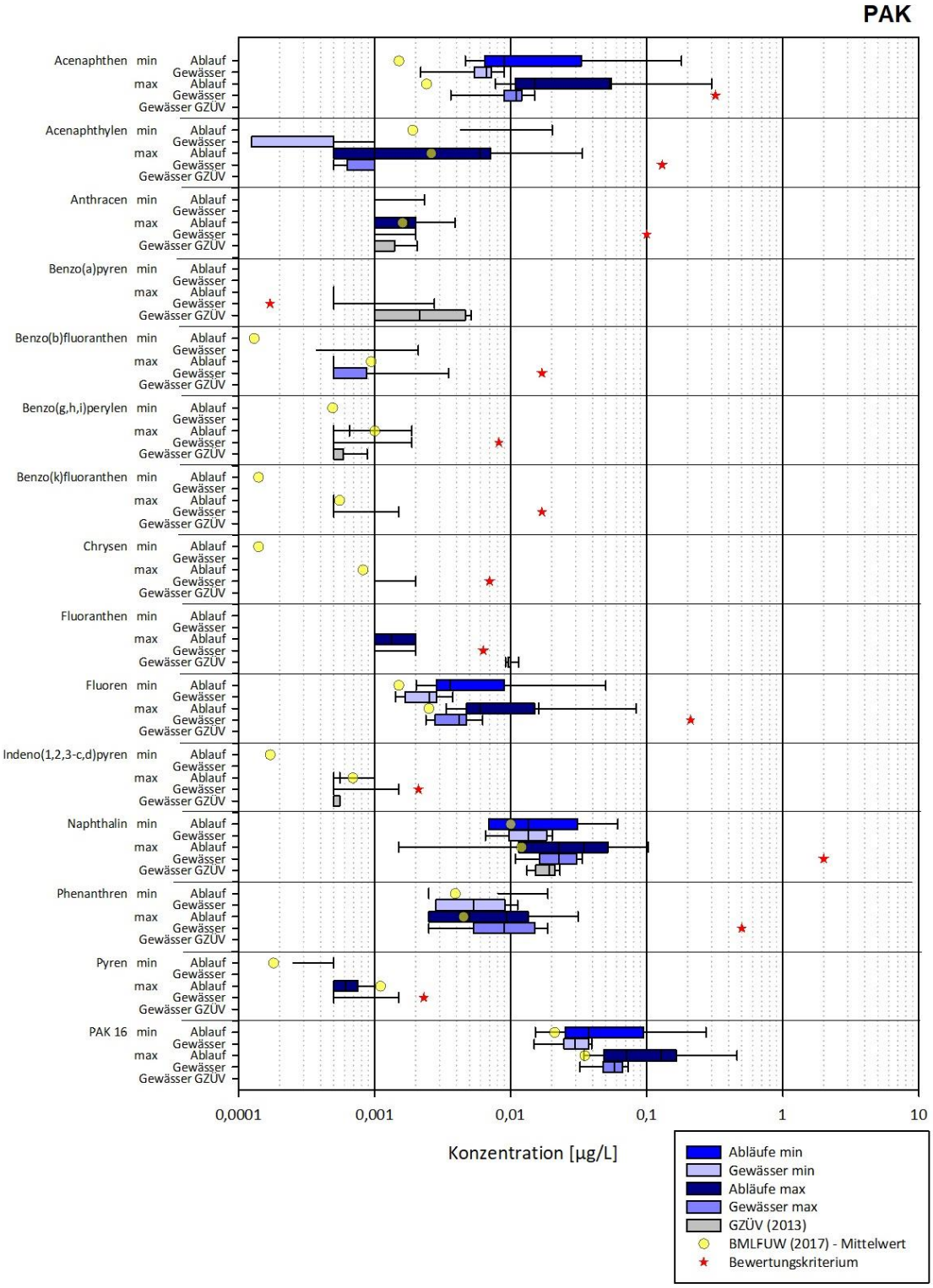
In Biota wurden PCDD/PCDF+DL-PCB 2013 an 33 Messstellen und 2016 an fünf Trendmessstellen gemessen. 2013 schwankten die gemessenen PCDD/PCDF+DL-PCB Konzentrationen zwischen 0,000050 und 0,016 µg TEQ pro kg Frischgewicht, wobei der Maximalwert einen Extremwert darstellt. Die Messwerte lagen zumeist zwischen 0,00053 µg TEQ/kg FG (10-Perzentil) und 0,0038 µg TEQ/kg FG (90-Perzentil). Die Umweltqualitätsnorm in Biota beträgt 0,0065 µg TEQ/kg FG und wurde 2013 an zwei Messstellen überschritten (BMLFUW, 2015). Im Jahr 2016 schwankten die Konzentrationen zwischen 0,00058 und 0,019 µg TEQ/kg Frischgewicht (BMNT, 2019b).

7.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Abbildung 15 zeigt die Konzentrationen der einzelnen PAK sowie der Summe der PAK16 in den untersuchten neun Kläranlagenablauf- und acht Gewässerproben. Es sind die Ergebnisse der Minimal- und der Maximalauswertung dargestellt. Benzo(a)anthracen und Dibenzo(a,h)anthracen wurden in keiner Probe nachgewiesen und wurden daher in Abbildung 15 nicht dargestellt. Abbildung 15 zeigt auch Vergleichswerte für Kläranlagenabläufe (BMLFUW, 2017), wobei immer die jeweiligen Mittelwerte gemäß Minimal- und Maximalbewertung dargestellt wurden, und aus einer GZÜV-Untersuchung der Messstellen im Jahr 2013 (acht PAK, monatliche Beprobung). Die Auswertung der GZÜV-Daten erfolgte gemäß Auswertekonvention, dass Werte kleiner Bestimmungs- und Nachweisgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze in die Mittelwertbildung eingehen.

Zur Bewertung der Messergebnisse der einzelnen untersuchten PAK wurden je nach Verfügbarkeit die entsprechende JD-UQN, die ZHK-UQN, die QN-V oder der PNEC herangezogen. Hierbei ist anzumerken, dass für die in der QZV Chemie OG geregelten PAK UQN für Biota vorliegen und die angeführten Wasser JD-UQN aus den Biota-Werten ermittelt wurden. Ähnlich wie bei PCDD/PCDF+DL-PCB sind diese Wasser-UQN möglicherweise deutlich strenger, als die Biota-UQN. Die einzelnen Bewertungskriterien sind in Tabelle 14 angeführt.

Abbildung 15: PAK16-Konzentrationen [µg/L] in den Kläranlagen- und Fließgewässerproben (Minimal- und Maximalbewertung) im Vergleich mit Konzentrationen anderer Untersuchungen sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

In den **Kläranlagenabläufen** wurden sechs der 16 untersuchten PAK in keiner Probe nachgewiesen: (Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Chrysen und Dibenzo(a,h)anthracen).

Zwei PAK-Verbindungen wurden in allen Proben nachgewiesen: Acenaphthen und Fluoren. Die detektierten Konzentrationen an Acenaphthen lagen basierend auf der Minimalauswertung zwischen 0,0047 µg/L (ARA 2) und 0,18 µg/L (ARA 6) mit einer durchschnittlichen Konzentration von 0,03 µg/L bzw. basierend auf der Maximalauswertung zwischen 0,0076 µg/L und 0,30 µg/L mit einem durchschnittlichen Gehalt von 0,054 µg/L. Fluoren wurde in Gehalten zwischen 0,000007 µg/L (ARA 2) und 0,050 µg/L (ARA 6) (Durchschnitt: 0,009 µg/L) basierend auf der Minimalauswertung sowie zwischen 0,0034 µg/L und 0,084 µg/L (Durchschnitt: 0,020 µg/L) basierend auf der Maximalauswertung gefunden.

In acht der neun untersuchten Proben konnte Naphthalin in Konzentrationen bis zu 0,062 µg/L basierend auf der Minimalauswertung bzw. 0,103 µg/L basierend auf der Maximalauswertung (ARA 5) nachgewiesen werden. Durchschnittlich lagen die gefundenen Mengen bei 0,021 µg/L (Minimalauswertung) bzw. bei 0,034 µg/L (Maximalauswertung). Für den Nachweis von Naphthalin ist auffallend, dass hier alle Proben positiv waren, mit Ausnahme der Ablaufprobe der ARA 6. Diese Probe zeigte bei einer Vielzahl der untersuchten PAKs (Acenaphten, Acenaphthylen, Fluoren, Anthracen, Benzo(g,h,i)perylen und Phenanthren) die höchste Konzentration im Vergleich zu den übrigen untersuchten Proben.

In sechs der neun untersuchten Proben wurden Acenaphthylen bzw. Phenanthren nachgewiesen. Dabei lagen die Gehalte in jeweils zwei Fällen unter der Bestimmungsgrenze. In insgesamt vier Proben (ARA 1, ARA 3, ARA 5 und ARA 6) wurden quantifizierbare Acenaphthylen-Konzentrationen bis zu 0,020 µg/L (ARA 6) basierend auf der Minimalauswertung bzw. bis zu 0,034 µg/L (ARA 6) basierend auf der Maximalauswertung detektiert. Für Phenantren wurden ebenfalls in vier Proben quantifizierbare Konzentrationen gemessen (ARA 5, ARA 6, ARA 7 und ARA 8), wobei die ARA 6 die höchsten Werte zeigte (Minimalauswertung 0,019 µg/L bzw. Maximalauswertung 0,031 µg/L).

Anthracen wurde in fünf der neun untersuchten Kläranlagenablaufproben nachgewiesen. Dabei enthielten vier Proben Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. In einer Probe (ARA 6) war die Konzentration quantifizierbar und lag bei 0,0023 µg/L (Minimalauswertung) bzw. bei 0,0039 µg/L (Maximalauswertung).

Benzo(g,h,i)perylen wurde in einer Ablaufprobe (ARA 6) nachgewiesen, wobei die Konzentration bei 0,0011 µg/L basierend auf der Minimalauswertung bzw. bei 0,0018 µg/L basierend auf der Maximalauswertung lag.

Die Summe der PAK16 lag basierend auf der Minimalauswertung je nach Probe zwischen 0,015 µg/L (ARA 2) und 0,273 µg/L (ARA 6) sowie basierend auf der Maximalauswertung zwischen 0,035 µg/L und 0,46 µg/L; der Mittelwert lag bei 0,072 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,13 µg/L (Maximalauswertung). Die fünf Proben mit den höchsten EPA16-Summengehalten waren absteigend ARA 6, ARA 1, ARA 5, ARA 3 und ARA 9.

Im Vergleich zu früheren durchgeführten Untersuchungen von Kläranlagen wurden einige Unterschiede beobachtet und in der aktuellen Studie wurden zum Teil deutlich höhere Konzentrationen gemessen. 2016 wurden PAK in insgesamt 31 Ablaufproben österreichischer kommunaler Kläranlagen untersucht (BMLFUW, 2017). Verglichen mit den Ergebnissen der aktuellen Studie zeigt sich bezogen auf die höchsten gemessenen Konzentrationen sowie die Durchschnittswerte ein divergentes Bild. Ähnliche Belastungen konnten für die Verbindungen Acenaphthylen, Anthracen, Naphthalin und Phenanthren identifiziert werden. Die sechs Verbindungen, die im vorliegenden Projekt im Kläranlagenablauf nicht quantifizierbar waren, lagen auch in der Untersuchung 2016 mit wenigen Ausnahmen unter der Nachweisgrenze. Größere Unterschiede gab es unter anderem für die PAK Acenaphthen und Fluoren, die in der aktuellen Untersuchung in allen Proben nachgewiesen werden konnten, in den 2016 untersuchten Ablaufproben aber nur in zwei bzw. in 11 der insgesamt 31 untersuchten Proben. Bezogen auf die Summe der PAK16 lagen die Werte in der aktuellen Studie im Vergleich merklich höher.

Ebenfalls im Jahr 2016 wurden verschiedene kommunale Kläranlagen (Ab- und Zuläufe) sowie Gewässer vor und nach der Abwassereinleitung auf das Vorkommen von 15 PAK untersucht (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2017). Für die Summe der 15 untersuchten PAK, welche die PAK16 ausgenommen Acenaphthylen umfasst, konnte als höchste Konzentration 0,8 µg/L in einem Kläranlagenzulauf nachgewiesen werden. Für die untersuchten Gewässer- und Kläranlagenablaufproben lag die maximale Summenkonzentration bei 0,082 µg/L in einer Ablaufprobe. Verglichen mit den Ergebnissen der aktuellen Untersuchung lagen die Summengehalte der Ablauf- und Gewässerproben 2016 niedriger.

2014 wurden in Vorarlberg PAK in Kläranlagenabläufen im Einzugsgebiet der Dornbirnerach untersucht (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2014). Auch hier lagen die detektierten

Mengen der Summe der PAK16 unter jenen der in der aktuellen Untersuchung nachgewiesenen unter Betrachtung der höchsten Gehalte.

Eine weitere im Jahr 2014 durchgeführte Untersuchung von acht PAK in einer Kläranlagenablaufprobe zeigte nur einen positiven Nachweis für Phenanthren (BMLFUW, 2014).

In den **Gewässerproben** wurden von den insgesamt 16 untersuchten PAK die Verbindungen Benzo(a)anthracen und Dibenzo(a,h)anthracen in keiner Probe nachgewiesen.

Drei PAK-Verbindungen wurden in allen Proben nachgewiesen: Acenaphthen, Fluoren und Naphthalin. Die detektierten Konzentrationen an Acenaphthen lagen basierend auf der Minimalauswertung zwischen 0,0022 µg/L (Erlauf) und 0,009 µg/L (Inn) mit einer durchschnittlichen Konzentration von 0,0063 µg/L bzw. basierend auf der Maximalauswertung zwischen 0,0036 µg/L und 0,015 µg/L mit einem durchschnittlichen Gehalt von 0,010 µg/L. Für Acenaphthen lagen in der GZÜV für den Zeitraum 2010 – 2019 keine Vergleichswerte vor. Für die Bewertung der Messergebnisse wurde das vorgeschlagene Bewertungskriterium QN-V von 0,32 µg/L herangezogen. Es konnte keine Überschreitung dieser QN-V für die untersuchten Proben identifiziert werden. Fluoren wurde in Gehalten zwischen 0,0014 µg/L (Erlauf) und 0,0038 µg/L (Donau) (Durchschnitt: 0,0024 µg/L) basierend auf der Minimalauswertung sowie zwischen 0,0024 µg/L und 0,0063 µg/L (Durchschnitt: 0,004 µg/L) basierend auf der Maximalauswertung gefunden. Für Fluoren lagen in der GZÜV für den Zeitraum 2010 – 2019 keine Vergleichswerte vor. Eine Überschreitung der entsprechenden QN-V von 0,21 µg/L als Bewertungskriterium gab es für Fluoren nicht. Die detektierten Konzentrationen an Naphthalin lagen basierend auf der Minimalauswertung zwischen 0,0065 µg/L (Erlauf) und 0,020 µg/L (Inn) mit einer durchschnittlichen Konzentration von 0,014 µg/L bzw. basierend auf der Maximalauswertung zwischen 0,011 µg/L und 0,034 µg/L mit einem durchschnittlichen Gehalt von 0,023 µg/L. Die Werte für die beprobten Messstellen waren somit mit den Jahresdurchschnittskonzentrationen laut GZÜV (Referenzjahr 2013) vergleichbar (Mittelwert 0,018 µg/L). Der zur Bewertung herangezogene JD-UQN laut QZV Chemie OG von 2 µg/L wurde in keiner der untersuchten Proben überschritten.

Phenanthren wurde in sieben der acht Gewässerproben nachgewiesen, wobei an der Antiesen kein Nachweis erfolgte und die Konzentration am Reichramingbach unter der Bestimmungsgrenze lag. In den sechs Gewässern lagen die Konzentrationen zwischen 0,0038 µg/L (Raab) und 0,011 µg/L (Wulka) gemäß Minimalauswertung und zwischen 0,0064 µg/L und 0,019 µg/L gemäß Maximalauswertung. Die durchschnittliche Phenanthren-Konzentration lag im Bereich von 0,0056 µg/L (Minimalbewertung) und 0,0098 µg/L (Maximalbewertung).

Für Phenanthren lagen in der GZÜV für den Zeitraum 2010 – 2019 keine Vergleichswerte vor. Das vorgeschlagene Bewertungskriterium (QN-V) von 0,5 µg/L wurde in keiner der untersuchten Proben überschritten.

Acenaphthylen wurde in sechs der acht Gewässerproben nachgewiesen. Dabei lagen die Konzentrationen in allen Fällen unter der Bestimmungsgrenze und somit deutlich unter dem entsprechenden Bewertungskriterium von 0,13 µg/L (PNEC). Für Acenaphthylen lagen in der GZÜV für den Zeitraum 2010 – 2019 keine Vergleichswerte vor.

Benzo(b)fluoranthen wurde in quantifizierbaren Mengen nur in der Wulka nachgewiesen. Die Konzentration lag hier bei 0,0021 µg/L (Minimalauswertung) bzw. bei 0,0035 µg/L (Maximalauswertung). In einer weiteren Gewässerprobe (Reichramingbach) wurde Benzo(b)fluoranthen unter der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Eine Überschreitung der zur Bewertung herangezogenen ZHK-UQN laut QZV Chemie OG von 0,017 µg/L erfolgte nicht. In der GZÜV-Untersuchung aus dem Jahr 2013 konnte Benzo(b)fluoranthen vereinzelt mit Werten kleiner Bestimmungsgrenze an Antiesen, Donau, Inn und Dornbirnerach detektiert werden.

Die folgenden acht PAK16 waren in keiner Gewässerprobe mit Ausnahme der Wulka nachweisbar: Anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen, Benzo(k)fluoranthen, Chrysen, Fluoranthen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren und Pyren, wobei Anthracen, Chrysen und Fluoranthen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen und auch unter den herangezogenen Bewertungskriterien (Anthracen JD-UQN laut QZV Chemie OG von 0,1 µg/L, Chrysen PNEC von 0,0007 µg/L, Fluoranthen JD-UQN laut QZV Chemie OG von 0,0063 µg/L). In der GZÜV-Untersuchung aus dem Jahr 2013 konnte Anthracen vereinzelt in Donau, Inn und Dornbirnerach mit Werten größer Bestimmungsgrenze und in der Wulka mit Werten größer Nachweisgrenze detektiert werden (Maximalwert von 0,013 µg/L am Inn). Fluoranthen konnte in der GZÜV-Untersuchung aus dem Jahr 2013 einmal im Inn mit einem Wert größer Bestimmungsgrenze (0,028 µg/L) und vereinzelt mit Werten größer Nachweisgrenze in Antiesen, Donau und Dornbirnerach detektiert werden. Österreichweit zeigten sich für Fluoranthen 2013 eine Reihe von Überschreitungen. Dabei lag die UQN teilweise unter der entsprechenden NG von Fluoranthen, wodurch nicht ausgeschlossen werden kann, dass auch für Proben mit analytisch nicht nachweisbaren Ergebnissen Überschreitungen existierten. Für alle Positivproben konnten aber Überschreitungen festgestellt werden, wobei Fluoranthen-Konzentrationen bis zu 0,052 µg/l (Mürz, Juni 2013) detektiert wurden.

Benzo(a)pyren wurde in der Wulka in einer Konzentration von 0,0017 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,0028 µg/L (Maximalauswertung) gefunden. Zur Bewertung wurde die JD-UQN laut QZV Chemie OG von 0,00017 µg/L herangezogen. Diese ist sehr niedrig und liegt auch unter der analytischen Nachweisgrenze für Benzo(a)pyren. Somit ist für alle Proben, und damit auch in jenen, in denen Benzo(a)pyren in dieser Untersuchung nicht nachgewiesen wurde, nicht auszuschließen, dass eine Überschreitung der JD-UQN vorliegt. Es kann somit für alle Proben mit Ausnahme der Gewässerprobe der Wulka, keine valide Bewertung durchgeführt werden. Im Falle der Wulka wurde hingegen der JD-UQN um ein Vielfaches überschritten. Auch in den Untersuchungen im Jahr 2013 wurde Benz(a)pyren in den untersuchten Proben in Gehalten bis zu 0,0446 µg/L (Messstelle Wulka, August 2013) detektiert. Wie in der aktuellen Untersuchung wies damit die Wulka den höchsten Wert auf. Ebenfalls ähnlich wie bei der aktuellen Untersuchung wurden Überschreitungen der JD-UQN von 0,00017 µg/l auch hier für alle Proben, die positive Gehalte (>NG) aufwiesen, identifiziert. Es ist nicht auszuschließen, dass aufgrund der sehr niedrigen JD-UQN auch 2013 Überschreitungen in Proben mit Ergebnissen unter der NG existierten. Beim Vergleich der Untersuchung aus 2013 mit den Ergebnissen der aktuellen Studie zeigt sich aber, dass die Belastungen mit Benz(a)pyren sowohl quantitativ als auch qualitativ geringer ausfielen.

Für Benzo(g,h,i)perylen lag die nachgewiesene Menge in der Wulka bei 0,0011 µg/L basierend auf der Minimalauswertung bzw. bei 0,0019 µg/L basierend auf der Maximalauswertung. Eine Überschreitung der ZHK-UQN laut QZV Chemie OG für Benzo(g,h,i)perylen von 0,0082 µg/L gab es nicht. In der GZÜV-Untersuchung aus dem Jahr 2013 konnte Benzo(g,h,i)perylen vereinzelt mit Werten größer Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze an Wulka, Antiesen, Donau und Inn detektiert werden. Der Maximalwert wurde dabei an der Antiesen (0,0041 µg/L) gemessen. Betrachtet man alle 76 Überblicksmessstellen, die 2013 untersucht wurden, so zeigte sich eine leichte Überschreitung der ZHK-UQN in einer Probe der Saalach (November 2013) mit einer Konzentration von 0,00882 µg/l.

Auch Benzo(k)fluoranthen wurde nur in der Gewässerprobe der Wulka positiv nachgewiesen. Dabei lag die Konzentration zwischen 0,0009 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,0015 µg/L (Maximalauswertung). Das entsprechende Bewertungskriterium (ZHK-UQN laut QZV Chemie OG von 0,017 µg/L) wurden in der Probe nicht überschritten. In der GZÜV-Untersuchung aus dem Jahr 2013 lag Benzo(k)fluoranthen an allen Messstellen unter der Nachweisgrenze. Indeno(1,2,3-c,d)pyren wurde in einer Konzentration von 0,0009 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,0015 µg/L (Maximalauswertung) nachgewiesen. Alle Messwerte unterschritten die JD-UQN von 0,002 µg/L, die für die Summe aus Benzo(g,h,i)perylen

und Indeno(1,2,3-cd)pyren festgelegt wurde. Addiert man die Maximalbewertung der beiden Substanzen für die Wulka, so wird die JD-UQN von 0,002 µg/L allerdings überschritten. In der GZÜV-Untersuchung aus dem Jahr 2013 konnte Indeno(1,2,3-cd)pyren vereinzelt mit Werten größer Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze an Wulka, Erlauf, Donau und Inn detektiert werden (Maximalwert 0,0011 µg/L an der Erlauf im Jänner 2014).

Für Pyren konnte ein Wert von 0,0009 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,0012 µg/L (Maximalauswertung) detektiert werden. Es kam zu keiner Überschreitung des entsprechenden Bewertungskriteriums (QN-V) von 0,0023 µg/L. Für Pyren lagen in der GZÜV für den Zeitraum 2010 – 2019 keine Vergleichswerte vor.

Die Summe der PAK16 lag basierend auf der Minimalauswertung je nach Probe zwischen 0,0149 µg/L (Erlauf) und 0,040 µg/L (Wulka) sowie basierend auf der Maximalauswertung zwischen 0,0324 µg/L (Erlauf) und 0,073 µg/L (Inn); der Mittelwert lag bei 0,030 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,057 µg/L (Maximalauswertung).

7.5 Metalle

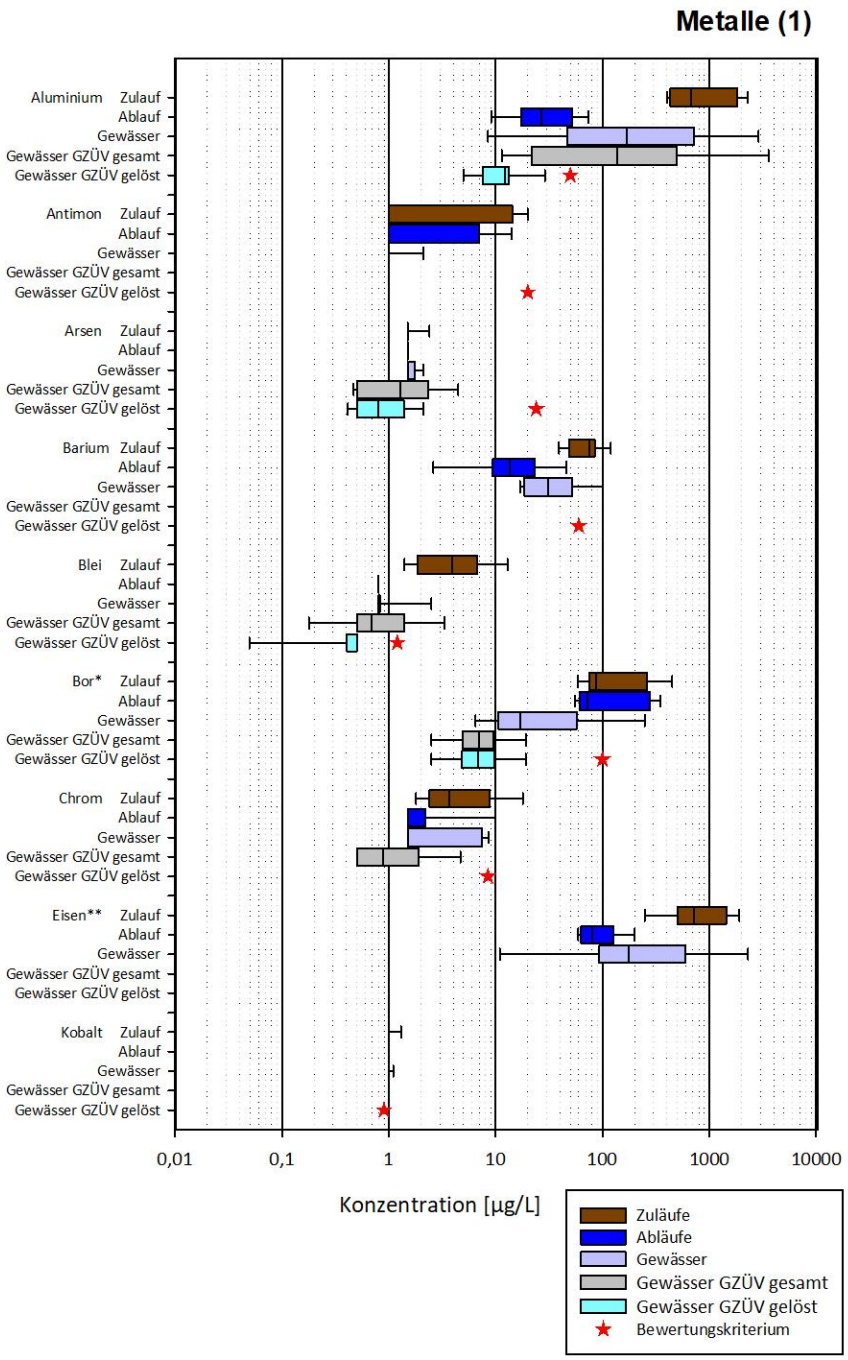
In den unfiltrierten Kläranlagenzu- und -ablaufproben und den unfiltrierten Fließgewässerproben wurden insgesamt 23 Schwermetalle (Gesamtgehalte) untersucht, wobei sechs Metalle (Beryllium, Cadmium, Quecksilber, Selen, Silber, Thallium) in keiner Probe mit Werten über der entsprechenden Bestimmungsgrenze nachgewiesen wurden (Beryllium 2 µg/L, Cadmium 1 µg/L, Quecksilber 0,2 µg/L, Selen 4 µg/L, Silber 1 µg/L, Thallium 0,5 µg/L). Die Konzentrationen der Metalle in den Abwasser- und Fließgewässerproben sind in Abbildung 16 und Abbildung 17 dargestellt, wobei Werte unter der Bestimmungsgrenze mit dem Wert der Bestimmungsgrenze dargestellt wurden. Jene sechs Schwermetalle, die in keiner Probe mit Werten größer Bestimmungsgrenze gemessen wurden, sind in Abbildung 16 und Abbildung 17 nicht erfasst. Die Abbildungen stellen weiters die Jahresdurchschnittskonzentrationen der Metalle an den im Projekt beprobten Messstellen laut GZÜV im Referenzjahr 2019 dar, wobei - soweit vorhanden – jeweils die Gesamtfraktion des Metalls als auch die gelöste Fraktion angezeigt wird (Auswertung der GZÜV-Daten gemäß Auswertekonvention, dass Werte kleiner Bestimmungs- und Nachweisgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze in die Mittelwertbildung eingehen). Für Bor lagen an den ausgewählten Messstellen keine Messungen vor, weshalb Jahresdurchschnittskonzentrationen aus jenen elf Messstellen in

Österreich, für die Messungen verfügbar waren, dargestellt werden. Ebenfalls gezeigt werden in den beiden Abbildungen die Bewertungskriterien für Gewässer, die sich auf die gelöste Fraktion der Metalle beziehen.

Für die meisten Metalle wiesen die Zulaufproben erwartungsgemäß deutlich höhere Konzentrationen auf als die Ablaufproben (Aluminium, Kupfer, Eisen, Mangan, Blei, Barium, Zink, Zinn), während die Unterschiede für andere Metalle weniger stark ausgeprägt waren (Antimon, Chrom, Molybdän, Uran). Für Arsen, Kobalt und Vanadium liegen nur wenige Werte über der Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationen einiger Metalle (Aluminium, Chrom, Eisen, Mangan) in den Fließgewässerproben schwanken über einen weiten Bereich und liegen zum Teil in derselben Größenordnung wie jene der Zulaufproben. Diese Beobachtung ist damit zu erklären, dass bei der analytischen Bestimmung der Gesamtgehalte der Metalle ein Aufschluss der Proben stattfindet, bei dem auch geogene, in Mineralien stabil gebundene Metallionen freigesetzt werden. Die genannten Metalle (sowie Nickel) kommen in unterschiedlich hohen, bei Aluminium teilweise sehr hohen Gehalten in den Gesteinen der Einzugsgebiete vor.

Die Ablaufproben zeigten für Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Silber und Zink ähnliche Ergebnisse wie frühere Untersuchungen (BMLFUW, 2017). In BMLFUW (2017) lagen etwa die Bleikonzentrationen in 22 von 32 Ablaufproben unter der Bestimmungsgrenze und waren in zehn Ablaufproben nicht nachweisbar. Auch Cadmium und Silber lagen nur vereinzelt mit Werten unter der Bestimmungsgrenze vor, während beide Substanzen im Großteil der Proben nicht detektiert wurden. Die Konzentration von Kupfer lag zwischen 1,2 und 9,5 µg/L (Mittelwert 4,8 µg/L), jene von Nickel zwischen nicht nachweisbar und 30 µg/L (Mittelwert zwischen 7,0 µg/L und 8,2 µg/L) und jene von Zink zwischen 7,3 und 43 µg/L (Mittelwert 23 µg/L).

Abbildung 16: Konzentration [µg/L] der Schwermetalle in den Kläranlagen- und Fließgewässerproben (Gesamtgehalte) im Vergleich mit Konzentrationen nach GZÜV-Untersuchung 2019 (Gesamtgehalte und gelöste Fraktion) sowie Bewertungskriterien (1)

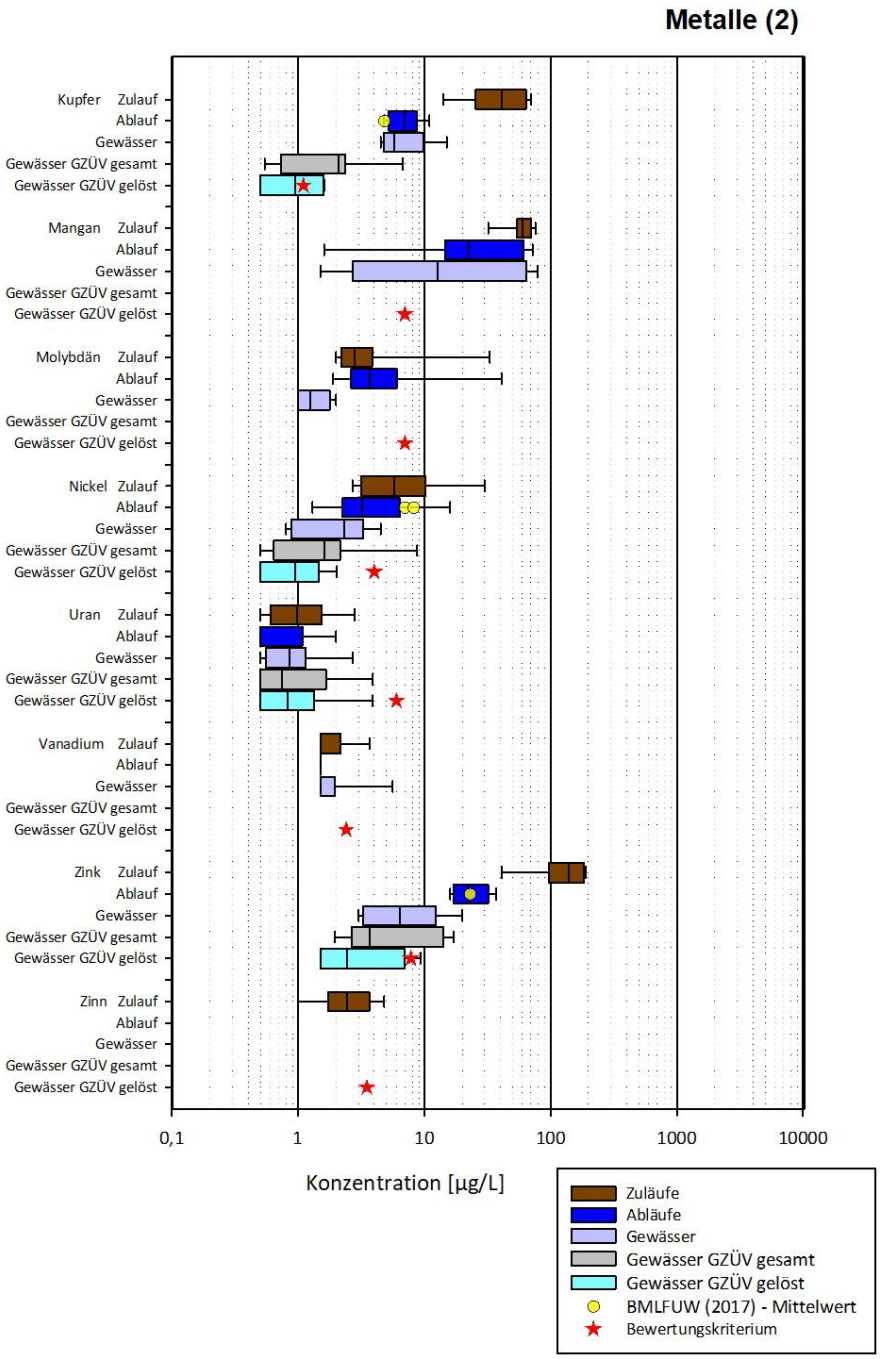


*Es lagen an den beprobten Messstellen in der GZÜV keine Messungen vor. Daher wurden Messewerte anderer GZÜV-Messstellen herangezogen

**keine Bewertungskriterien verfügbar

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Abbildung 17: Konzentration [µg/L] der Schwermetalle in den Kläranlagen- und Fließgewässerproben (Gesamtgehalte), im Vergleich mit Konzentrationen nach GZÜV-Untersuchung 2019 (Gesamtgehalte und gelöste Fraktion) und anderen Untersuchungen sowie Bewertungskriterien (2)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Aluminium konnte in allen untersuchten Zulauf- und Ablaufproben der Kläranlagen sowie in allen Gewässerproben in quantifizierbaren Mengen nachgewiesen werden. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 1002 µg/L, für den Ablauf bei 33,9 µg/L und im Gewässer bei 567 µg/L, wobei die Gewässerwerte durch eine sehr hohe Konzentration in der Donau (2900 µg/L) beeinflusst wurden. Dieser hohe Wert ist konsistent mit den Messungen laut GZÜV. Die Werte der untersuchten Gewässerproben lagen im Bereich der Jahresdurchschnittskonzentrationen (Referenzjahr 2019) laut GZÜV. Die gelöste Aluminium-Fraktion im Gewässer lag unterhalb des vorgeschlagenen Bewertungskriteriums (QN-V) von 50 µg/L.

Antimon wurde in drei der acht untersuchten Zulaufproben (ARA 2, ARA 3 und ARA 4 in zwei der acht untersuchten Ablaufproben (ARA 2 und ARA 3) sowie in einer Gewässerprobe (Wulka) in quantifizierbaren Mengen nachgewiesen. In den übrigen Proben fand sich Antimon in Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (1 µg/L). Die Mittelwerte der Konzentrationen (Minimalbewertung / Maximalbewertung) lagen für den Kläranlagenzulauf bei 5,45 µg/L bzw. 5,81 µg/L, für den Ablauf bei 3,20 µg/L bzw. 3,64 µg/L und im Gewässer bei 0,63 µg/L bzw. 1,14 µg/L. In der GZÜV lagen keine Messungen zu Antimon vor. Das laut Literatur vorgeschlagene Bewertungskriterium (QN-V) von 20 µg/L wird sogar im Zulauf der Kläranlagen unterschritten.

Arsen lag in allen Zulaufprobe unter der Bestimmungsgrenze (1,5 µg/L) mit Ausnahme der ARA 3. Auch In den Abläufen lagen alle nachgewiesenen Arsen-Gehalte unter der Bestimmungsgrenze. Bei den Gewässeruntersuchungen war Arsen in drei der acht Messstellen (Antiesen, Donau, Wulka) in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze detektierbar; die mittlere Konzentration (Minimalbewertung/ Maximalbewertung) lag bei 1,03 µg/L bzw. 1,63 µg/L. Die Werte der untersuchten Gewässerproben lagen im Bereich der Jahresdurchschnittskonzentrationen (Referenzjahr 2019) laut GZÜV. Die gelöste Arsen-Fraktion im Gewässer lag unterhalb der JD-UQN von 24 µg/L gemäß QZV Chemie OG.

In allen untersuchten Proben der Kläranlagen und der Fließgewässer wurde **Barium** in quantifizierbaren Mengen detektiert. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 72,5 µg/L, für den Ablauf bei 17,48 µg/L und im Gewässer bei 39,38 µg/L. In der GZÜV lagen keine Messungen zu Barium vor. Das vorgeschlagene Bewertungskriterium (QN-V) von 60 µg/L wurde in der Regel bereits durch die im Projekt untersuchten Gewässerproben (Gesamtgehalte) unterschritten.

Blei fand sich in allen untersuchten Proben. Dabei wurden in den Zulaufproben ausschließlich Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (Mittelwert 4,88 µg/L) und in den Ablaufproben ausschließlich Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 0,8 µg/L detektiert. In den Gewässerproben lagen die gefundenen Gehalte ebenfalls unter der Bestimmungsgrenze mit Ausnahme der Proben der Antiesen und der Donau. Die mittlere Konzentration im Gewässer lag bei 0,64 µg/L (Minimalbewertung) bzw. 1,02 µg/L (Maximalbewertung) und somit in einem ähnlichen Konzentrationsbereich, wie die Werte der GZÜV. Die gelöste Blei-Fraktion im Gewässer lag unterhalb der JD-UQN von 1,2 µg/L gemäß QZV Chemie OG.

Bor wurde in allen Proben der Kläranlagen sowie der Gewässer mit Werten über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 157 µg/L, für den Ablauf bei 140 µg/L und im Gewässer bei 50,6 µg/L. Für Bor lagen an den Messstellen, die im Rahmen des Projektes beprobt wurden, keine Messungen vor. Deshalb wurden die Jahresdurchschnittskonzentrationen von jenen Messstellen in Österreich, an denen Messungen vorlagen, für einen Vergleich herangezogen. Die Konzentrationen der untersuchten Gewässerproben lagen über jenen der Jahresdurchschnittskonzentrationen (2019) laut GZÜV (12,20 µg/L). Die gelöste Bor-Fraktion im Gewässer lag bei 12,15 µg/L und somit unterhalb des vorgeschlagenen Bewertungskriteriums (QN-V) von 100 µg/L.

Der Nachweis von **Chrom** erfolgte in allen Zuläufen der untersuchten Kläranlagen, in den Abläufen der der ARA 5 und der ARA 8 sowie in Antiesen, Donau und Dornbirnerach in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 1,5 µg/L. Die Mittelwerte der Konzentrationen (Minimalbewertung / Maximalbewertung) lagen für den Kläranlagenzulauf bei 6,24 µg/L, für den Ablauf bei 1,78 µg/L bzw. 2,60 µg/L und im Gewässer bei 3,02 µg/L bzw. 3,68 µg/L. Die Werte der untersuchten Gewässerproben lagen etwas im Durschnitt höher als die Jahresdurchschnittskonzentration (Referenzjahr 2019) laut GZÜV (Mittelwert 1,49 µg/L). In der GZÜV lagen keine Messwerte zur gelösten Chrom-Fraktion vor. Die JD-UQN von 8,5 µg/L (bezogen auf die gelöste Fraktion) wird von den Gesamtgehalten einer Gewässerprobe des Projektes (Donau) überschritten (8,6 µg/L), wobei dieser Wert durch die GZÜV-Messung nicht bestätigt werden konnte.

Eisen konnte in allen untersuchten Zulauf-, Ablauf- und Gewässerproben in Gehalten über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 908 µg/L, für den Ablauf bei 96,8 µg/L und im Gewässer bei

478 µg/L. In der GZÜV lagen keine Messungen zu Eisen vor. Für Eisen ist kein Bewertungskriterium verfügbar, auch ein PNEC wurde nicht abgeleitet. Aus diesem Grund konnte keine Bewertung der Messergebnisse für Eisen vorgenommen werden.

Kobalt konnte in allen untersuchten Kläranlagenzulaufproben nachgewiesen werden, wobei mit Ausnahme der Probe der ARA 3 (1,3 µg/L) die Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/L lagen. In den Ablaufproben aller Kläranlagen lagen die nachgewiesenen Mengen unter der Bestimmungsgrenze. Auch für die Fließgewässer wurde Kobalt in allen Proben in Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze nachgewiesen, ausgenommen in jener der Donau, hier fanden sich Gehalte über der Bestimmungsgrenze (1,1 µg/L). In der GZÜV lagen keine Messungen zu Kobalt vor. Das laut Literatur vorgeschlagene Bewertungskriterium für die gelöste Kobalt-Fraktion (QN-V) von 0,9 µg/L wird durch die Gesamtgehalte in der Donau geringfügig überschritten. Für die restlichen untersuchten Gewässermessstellen ist keine näherungsweise Beurteilung möglich, da die Bestimmungsgrenze über dem vorgeschlagenen Bewertungskriterium liegt.

Kupfer konnte in allen Proben der untersuchten Kläranlagen und Gewässer in quantifizierbaren Mengen gefunden werden. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 42,7 µg/L, für den Ablauf bei 7,12 µg/L und im Gewässer bei 7,30 µg/L, wobei dieser Wert durch relativ hohe Konzentration in der Probe aus Donau (11 µg/L) und Dornbirnerach (15 µg/L) beeinflusst wurde. Diese Werte konnten in der GZÜV-Messung vom August 2019 nicht bestätigt werden. Die Werte der untersuchten Gewässerproben lagen deutlich über der Jahresdurchschnittskonzentration (Referenzjahr 2019) laut GZÜV (2,35 µg/L). Die gelöste Kupfer-Fraktion im Gewässer lag gemäß GZÜV-Untersuchungen an den beprobten Messstellen bei durchschnittlich 1,06 µg/L. Die JD-UQN laut QZV Chemie OG ist abhängig vom $CaCO_3$-Gehalt im Wasser und beträgt im strengsten Fall (<50 mg/L $CaCO_3$) 1,6 µg/l (Hintergrundkonzentration 0,5 µg/L plus zulässigen Zusatzkonzentration 1,1 µg/L bei <50 mg/L $CaCO_3$). Dieser Wert wäre nur in der Dornbirnerach (1,61 µg/L) überschritten, wobei jedoch im vorliegenden Projekt keine explizite Bewertung des Messwertes in Abhängigkeit der $CaCo_3$-Konzentration durchgeführt wurde.

Der Nachweis von **Mangan** erfolgte in allen untersuchten Abwasser und Gewässerproben in Gehalten über der Bestimmungsgrenze (1,5 µg/L). Lediglich in einer Gewässerprobe (Erlauf) lag die Konzentration unter der Bestimmungsgrenze. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 59,3 µg/L, für den Ablauf bei 32,3 µg/L und im Gewässer zwischen 26,76 µg/L (Minimalbewertung) und 26,88 µg/L (Maximalbewertung). In der GZÜV lagen keine Messungen zu Mangan vor. Aus der Literatur (Umweltbundesamt,

2008) wurde als Bewertungskriterium der Langzeit-PNEC für das Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften (Süßwasser) von 7 µg/L gelöstes Mangan herangezogen. Dieser Wert wäre von den gemessenen Gesamtgehalten in fünf Gewässerproben (Reichramingbach, Antiesen, Donau, Raab und Wulka) überschritten.

Molybdän wurde in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen im Zulauf bei 6,58 µg/l und im Ablauf bei 8,35 µg/L, wobei die ARA 7 vergleichsweise hohe Konzentrationen aufwies (33 µg/L im Zulauf und 41 µg/L im Ablauf). In den Gewässern lagen die Konzentrationen in drei Proben unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/L (Reichramingbach, Antiesen, Raab) und in den übrigen Proben über der Bestimmungsgrenze. Die durchschnittliche Konzentration lag zwischen 1,09 µg/L (Minimalbewertung) und 1,25 µg/L Maximalbewertung. In der GZÜV lagen keine Messungen zu Molybdän vor. Das vorgeschlagene Bewertungskriterium (QN-V) von 7 µg/L wurde in allen Gewässerproben eingehalten.

In allen Zu- und Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen konnte **Nickel** in quantifizierbaren Konzentrationen nachgewiesen werden. Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen bei 8,60 µg/L im Zulauf und 4,92 µg/L im Ablauf. Auch in den Gewässerproben lagen die meisten Nickel-Konzentrationen (mit Ausnahme der Erlauf und der Raab) über der Bestimmungsgrenze von 0,8 µg/L. Die durchschnittliche Konzentration im Gewässer lag zwischen 2,10 µg/L (Minimalbewertung) und 2,24 µg/L (Maximalbewertung) und somit in einem ähnlichen Bereich, wie die Jahresdurchschnittskonzentrationen (Referenzjahr 2019) laut GZÜV (2,45 µg/L). Die gelöste Nickel-Fraktion laut GZÜV lag in den untersuchten Messstellen bei maximal 2,03 µg/L und somit unterhalb der JD-UQN laut GZÜV von 4 µg/L.

In den untersuchten Zulaufproben konnte **Uran** in allen Proben in quantifizierbaren Mengen nachgewiesen, wobei die Konzentration in der ARA 8 unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/L lag. In den Ablaufproben fand sich Uran in drei Proben mit Werten größer Bestimmungsgrenze (ARA 2, ARA 5 und ARA 6). Die durchschnittlichen Konzentrationen lagen im Zulauf bei 1,13 µg/L und 1,17 µg/L (Minimal- und Maximalbewertung) und im Ablauf bei 0,63 µg/l bzw. 0,83 µg/L. In den Gewässerproben lagen alle Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze. Die Jahresdurchschnittskonzentrationen (Referenzjahr 2019) an den beprobten Messstellen betrugen laut GZÜV im Durchschnitt 1,26 µg/L (Gesamtgehalte) bzw. 1,21 µg/L (gelöste Fraktion). Überschreitungen der zur Bewertung herangezogenen zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) von 6 µg/L gab es in keiner der Gewässerproben.

Vanadium wurde in allen untersuchten Abwasser- und Gewässerproben nachgewiesen. Dabei lagen die Gehalte für die meisten Proben unter der Bestimmungsgrenze von 1,5 µg/L, mit Ausnahme der Zulaufproben der ARA 3 und der ARA 6 sowie der Gewässerproben der Antiesen und der Donau, in welchen Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze detektiert wurden. Die durchschnittlichen Konzentrationen (Minimal- und Maximalbewertung) lagen im Zulauf bei 1,09 µg/L bzw. 1,89 µg/L, im Ablauf bei 0,44 µg/L bzw. 1,5 µg/L und im Gewässer bei 1,29 µg/L bzw. 2,09 µg/L. In der GZÜV lagen keine Messungen zu Vanadium vor. Das vorgeschlagene Bewertungskriterium für die gelöste Fraktion (QN-V) von 2,4 µg/L wurde von den Gesamtgehalten der Donau überschritten.

Zink konnte in allen Abwasser- und Gewässerproben nachgewiesen werden. Die Mittelwerte der Konzentrationen lagen für den Kläranlagenzulauf bei 136 µg/L, für den Ablauf bei 23,9 µg/L und im Gewässer bei 8,23 µg/L. Dieser hohe Wert ist konsistent mit den Messungen von Gesamtgehalten laut GZÜV (Mittelwert der durchschnittlichen Jahreskonzentration an den beprobten Messstellen 7,19 µg/L). Die gelöste Zink-Fraktion im Gewässer lag gemäß GZÜV-Untersuchungen an den beprobten Messstellen bei durchschnittlich 3,89 µg/L. Die JD-UQN laut QZV Chemie OG ist abhängig vom $CaCO_3$-Gehalt im Wasser und beträgt im strengsten Fall (<50 mg/L $CaCO_3$) 8,8 µg/l (Hintergrundkonzentration 1 µg/L plus zulässige Zusatzkonzentration 7,8 µg/L bei <50 mg/L $CaCO_3$). Dieser Wert wäre nur in der Wulka (9,41 µg/L) überschritten, wobei jedoch im vorliegenden Projekt keine explizite Bewertung des Messwertes in Abhängigkeit der $CaCO_3$-Konzentration durchgeführt wurde.

Zinn wurde in allen acht untersuchten Zulaufproben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (Mittelwert 2,7 µg/L), in den Ablauf- und Gewässerproben unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/L detektiert. In der GZÜV lagen keine Messungen zu Zinn vor. Das vorgeschlagene Bewertungskriterium für die gelöste Fraktion (QN-V) von 3,5 µg/L wurde im Gewässer von den Gesamtgehalten eingehalten.

7.6 Alkylphenole, Alkylphenolmono- und -diethoxylate, Bisphenol A

In den neun Kläranlagenablauf- und den acht Fließgewässerproben wurden die Substanzen 4-tert-Octylphenol (4t-OP), Nonylphenol (NP), Nonylphenolmonoethoxylat (NP1EO), Nonylphenoldiethoxylat (NP2EO) und Bisphenol A (BPA) gemessen.

In Abbildung 18 sind die Ergebnisse der Messungen in den Kläranlagenablauf- und Fließgewässerproben basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung dargestellt.

In allen neun untersuchten Kläranlagenablaufproben wurde **4t-OP** nachgewiesen. In den Proben der ARA 6 und der ARA 8 lagen die Gehalte dabei unter der Bestimmungsgrenze von 0,003 µg/L. Die höchste Konzentration von 0,015 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,025 µg/L (Maximalauswertung) fand sich in ARA 4. Die Werte lagen in ähnlichen Konzentrationsbereichen, wie jene aus früheren Untersuchungen, wo Octylphenol mit Werten bis zu 0,02 µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2014) bzw. zwischen 0,0069 µg/L und 0,014 µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2017) nachgewiesen wurde. In einer Untersuchung aus dem Jahr 2009 lag 4t-OP immer unter der Bestimmungsgrenze (Umweltbundesamt, 2009).

In den Gewässerproben konnte 4t-OP in nur drei Proben (Dornbirnerach, Inn und Wulka) nachgewiesen werden, wobei hier die Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze lagen. Zur Bewertung der detektierten 4t-OP-Gehalte in den untersuchten Proben wurde die entsprechende JD-UQN von 0,1 µg/L herangezogen. Es gab keine Überschreitung des Bewertungskriteriums. In einer Studie des Amtes der Vorarlberger Landesregierung (2017) wurde Octylphenol in drei Gewässerproben (vor Abwassereinleitung) in Gehalte von 0,0010 µg/L bis 0,0047 µg/L gefunden.

NP wurde in allen untersuchten Ablauf- und Gewässerproben in Mengen über der Nachweisgrenze detektiert. Für insgesamt sechs Ablaufproben lagen die Gehalte dabei unter der Bestimmungsgrenze von 0,020 µg/L. Für die übrigen drei Kläranlagenabläufe wurden Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze gemessen, wobei die Maximalkonzentration bei 0,041 µg/L basierend auf der Minimalauswertung bzw. bei 0,068 µg/L basierend auf der Maximalauswertung (ARA 3) lag. Die Werte lagen niedriger als jene aus früheren Untersuchungen, wo Nonylphenol mit Werten bis zu 0,24 µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2014) bzw. zwischen 0,04 µg/L und 0,13 µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2017) nachgewiesen wurde. In einer Untersuchung aus dem Jahr 2009 konnte Nonylphenol in 14 von 15 Ablaufproben in Konzentrationen bis zu 1,8 µg/L nachgewiesen werden bzw. in 33 aus 45 Ablaufproben in Konzentrationen bis zu 1,1 µg/L (Umweltbundesamt, 2009). Diese Abnahme der NP-Konzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen deckt sich mit Daten zu durchschnittlichen Jahreskonzentrationen gemäß EMREG-OW, wo sinkende mittlere NP-Konzentration im Zeitraum von 2013 (Mittelwert aller durchschnittlichen Jahreskonzentrationen 0,96 µg/L) bis 2018 (0,087 µg/L) detektiert wurden.

Im Falle der Gewässerproben wurde NP in allen Proben in Spuren (Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze) nachgewiesen. Die Bewertung der Messwerte erfolgte basierend auf der JD-UQN für NP von 0,30 µg/L. In den untersuchten Gewässern lagen die gefundenen

Gehalte weit unter diesem Kriterium. Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen im Rahmen der GZÜV, wo NP im Referenzjahr 2018 monatlich an 30 Messstellen untersucht wurde. Mit Ausnahme einer Messung (Messstelle Zell/Gurnitz an der Glan im Dezember 2018) lagen alle Werte unter der Bestimmungsgrenze von 0,10 µg/L. In einer Studie der Vorarlberger Landesregierung (2017) wurde Nonylphenol im Gewässer mit Werten zwischen 0,010 µg/L und 0,027 µg/L detektiert.

In den Kläranlagenablaufproben wurde **NP1EO** in sechs Proben sowie **NP2EO** in einer Probe in Mengen unter der Bestimmungsgrenze von 0,020 µg/L nachgewiesen. Die übrigen Ablaufproben waren für diese beiden Verbindungen ebenfalls negativ. Die Werte lagen in ähnlichen Bereichen wie jene aus früheren Untersuchungen, wo NP1EO mit Konzentrationen zwischen 0,010 µg/L und 0,038 µg/L sowie NP2EO zwischen 0,010 µg/L und 0,027 µg/L detektiert wurden. µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2017).

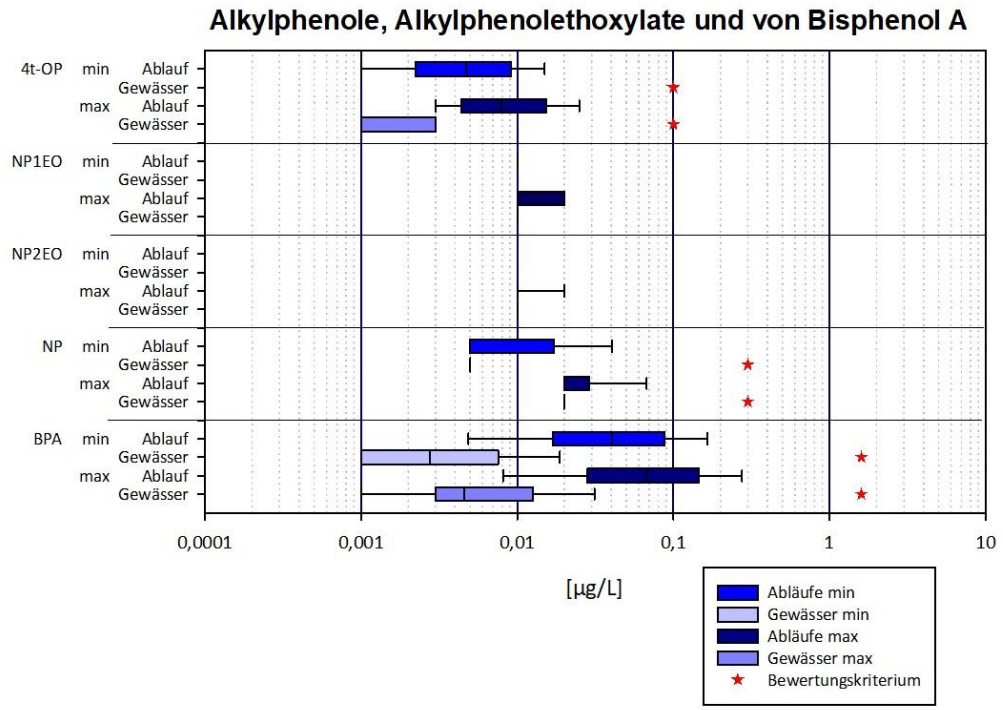
In keiner der Gewässerproben konnten NP1EO und NP2EO nachgewiesen werden. Auch in der Studie der Vorarlberger Landesregierung (2017) wurden nur Werte unter der Bestimmungsgrenze detektiert. Für die untersuchten Ethoxylate konnte keine Bewertungskriterien identifiziert werden.

In allen neun Kläranlagenabläufen konnte **BPA** in Konzentrationen zwischen 0,0049 µg/L (ARA 8) und 0,165 µg/L (ARA 7) basierend auf der Minimalauswertung bzw. zwischen 0,0083 µg/L (ARA 8) und 0,275 µg/L (ARA 7) basierend auf der Maximalauswertung nachgewiesen werden. Die Werte lagen in ähnlichen Bereichen wie jene aus früheren Untersuchungen, wo Bisphenol A mit Werten bis zu 0,25 µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2014) bzw. zwischen 0,050 µg/L und 0,43 µg/L (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2017) nachgewiesen wurde. In einer Untersuchung aus dem Jahr 2009 konnte BPA in 10 von 15 Ablaufproben in Konzentrationen bis zu 0,05 µg/L nachgewiesen werden (Umweltbundesamt, 2009).

In den untersuchten Oberflächengewässern wurde BPA in einer Probe (Erlauf) nicht, in zwei Proben (Reichramingbach und Raab) in Mengen unter der Bestimmungsgrenze von 0,0030 µg/L sowie in den übrigen Proben in quantifizierbaren Konzentrationen bis zu 0,0188 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,0313 µg/L (Maximalauswertung) in der Wulka detektiert. Die JD-UQN für BPA von 1,6 µg/L wurde in allen Gewässern deutlich unterschritten. Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen im Rahmen der GZÜV, wo BPA im Referenzjahr 2018 monatlich an 30 Messstellen untersucht wurde. Alle Messungen lagen dabei

unter der Bestimmungsgrenze von 0,50 µg/L. In einer Studie der Vorarlberger Landesregierung (2017) wurde BPA im Gewässer mit Werten zwischen 0,010 µg/L und 0,025 µg/L detektiert.

Abbildung 18: Konzentrationen [µg/L] der Alkylhenole, Alkylphenolethoxylate und von Bisphenol A basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

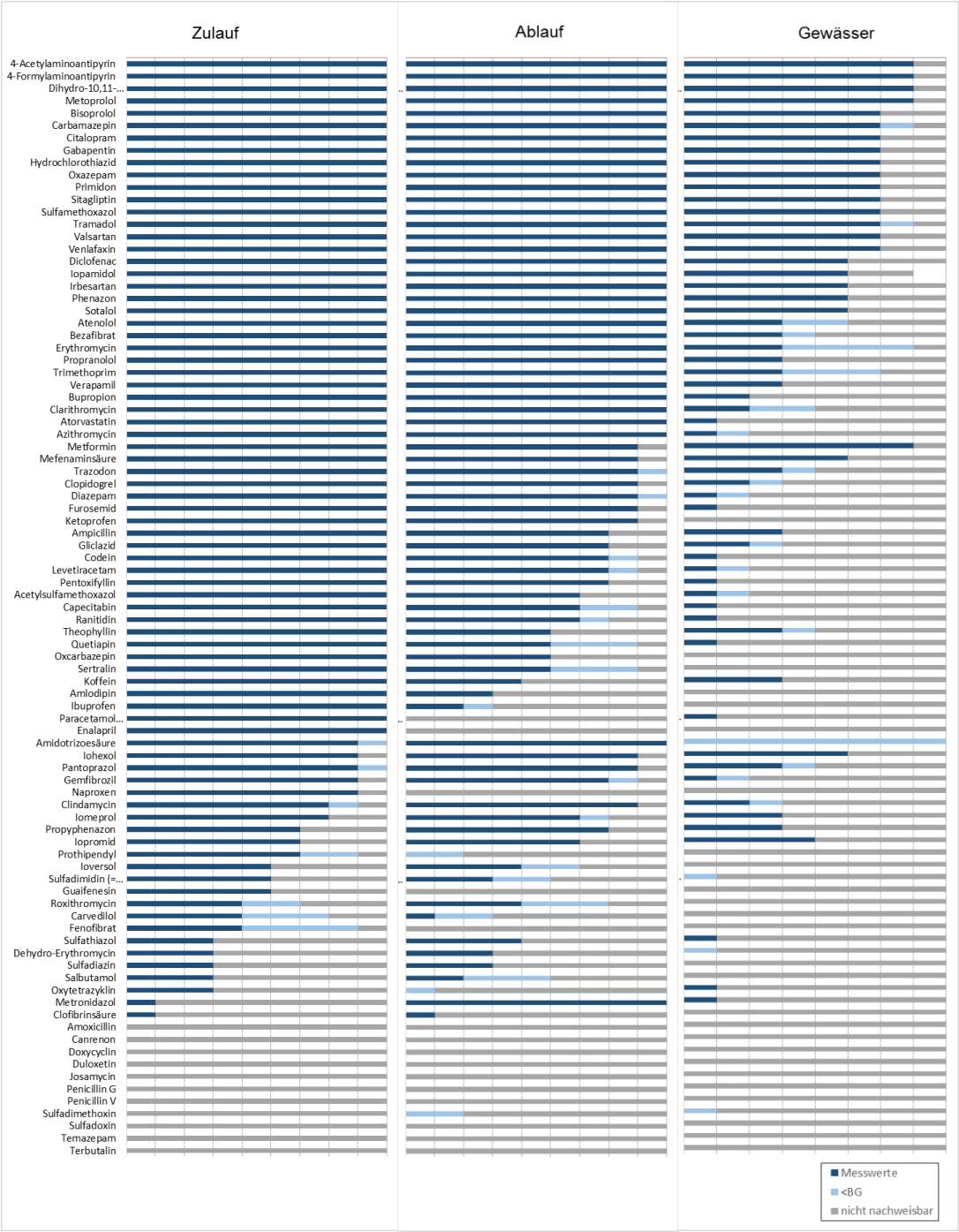
7.7 Arzneimittelwirkstoffe

Es wurden insgesamt 90 Arzneimittelwirkstoffe bzw. Wirkstoffmetaboliten in den Kläranlagenzu- und -abläufen sowie in den Gewässerproben untersucht. Die Nachweishäufigkeit der untersuchten Substanzen ist in Abbildung 19 graphisch dargestellt. Erwartungsgemäß wurden im Zulauf der Kläranlagen die meisten Arzneimittelwirkstoffe nachgewiesen: 55 der insgesamt 90 untersuchten Wirkstoffe bzw. Metaboliten wurden in allen neun Zulaufproben in quantifizierbaren Mengen detektiert. Im Ablauf der Kläranlagen reduzierte sich die Anzahl der in allen neun Ablaufproben gefundenen Arzneimittelwirkstoffe auf 33. In den Fließgewässern wurde hingegen kein Arzneimittelwirkstoff bzw. Metabolit in allen Proben in

quantifizierbaren Mengen nachgewiesen. Zumindest vier Substanzen fanden sich aber zumindest quantifizierbar in neun der zehn Proben: drei Metaboliten sowie Metoprolol. 24 Arzneimittelwirkstoffe bzw. Metaboliten wurden in mehr als der Hälfte aller Fließgewässerproben in quantifizierbaren Konzentrationen über der entsprechenden Bestimmungsgrenze gefunden: 4-Acetylaminoantipyrin, 4-Formylaminoantipyrin, Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin, Bisoprolol, Carbamazepin, Citalopram, Diclofenac, Gabapentin, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Iohexol, Iopamidol, Mefenaminsäure, Metformin, Metoprolol, Oxazepam, Phenazon, Primidon, Sitagliptin, Sotalol, Sulfamethoxazol, Tramadol, Valsartan und Venlafaxin. Der Nachweis dieser Stoffe deckt sich mit kürzlich durchgeführten Untersuchungen von Arzneimittelwirkstoffen und Hormonen in Fließgewässern (BMNT, 2019b).

Die nachfolgenden Ergebnisse sind basierend auf der Minimal- und Maximalauswertung angegeben.

Abbildung 19: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe bzw. Wirkstoffmetaboliten in Kläranlagenzuläufen, -abläufen und Gewässerproben (gereiht nach dem Nachweis im Kläranlagenzulauf)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Im Zulauf der Kläranlagen wurde die höchste Konzentration an den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen für Metformin in einer Höhe von 312 µg/L (Maximalauswertung) in der

Probe der ARA 1 nachgewiesen. In den untersuchten Zulaufproben wurde basierend auf der Maximalauswertung als höchste durchschnittliche Konzentration Metformin mit 119 µg/L, gefolgt von Koffein mit 112 µg/L, Iopamidol mit 33,9 µg/L und Theophyllin mit 33,8 µg/L nachgewiesen. Diese Ergebnisse sind vor dem Hintergrund des Arzneimitteleinsatzes nicht überraschend. In einer Studie zum Verbrauch von Arzneimittelwirkstoffen ausgewählter Indikationsgruppen in Österreich im Jahr 2014, stellte das Antidiabetikum Metformin den am häufigsten verbrauchten Arzneiwirkstoff dar (Umweltbundesamt, 2016).

In den untersuchten Kläranlagenabläufen wurden die höchsten Gehalte (basierend auf der Maximalauswertung) für Gabapentin mit 22,1 µg/L in der Probe der ARA 6 nachgewiesen, gefolgt von dem Carbamazepin-Metaboliten Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin mit 3,77 µg/L in der Probe der ARA 1 sowie Hydrochlorothiazid mit 2,34 µg/L in der Probe der ARA 5. In allen neun untersuchten Ablaufproben fanden sich die höchsten durchschnittlichen Gehalte basierend auf der Maximalauswertung für die Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Iomeprol mit Werten von 16,6 µg/L bzw. 10,3 µg/L sowie in weiterer Folge für Gabapentin von 5,7 µg/L, den Metaboliten 4-Formylaminoantipyrin von 3,8 µg/L und für Valsartan von 3,2 µg/L. Die Ergebnisse der aktuellen Studie decken sich teilweise gut mit jenen früherer Untersuchungen. So wurden etwa im Rahmen der Entwicklung der Multimethode zur Bestimmung von Arzneimittelwirkstoffen am Umweltbundesamt die Abläufe (Wochenmischproben) von insgesamt zehn kommunalen Kläranlagen beprobt (BMNT, 2019b), wobei Iopamidol mit einer mittleren Konzentration von 14,6 µg/l und Gabapentin mit einer mittleren Konzentration von 6,6 µg/L nachgewiesen wurde. Große Unterschiede gab es hingegen hinsichtlich der durchschnittlichen Konzentrationen an Iomeprol oder Valsartan, welche in der vergangenen Untersuchung bei nur 0,38 µg/L bzw. bei 0,020 µg/L lagen.

In den untersuchten acht Gewässern wurden die höchsten mittleren Konzentrationen (Maximalauswertung) für Iopamidol mit 1,63 µg/L, gefolgt von Iomeprol mit 1,08 µg/L, Ampicillin mit 0,356 µg/L, Gabapentin mit 0,342 µg/L und Amidotrizoesäure mit 0,294 µg/L gemessen. Ähnlich wie bei den untersuchten Kläranlagenablaufproben zeigte sich hier, dass die beiden Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Iomeprol in den höchsten mittleren Gehalten gefunden wurde, allerdings verglichen mit den Ablaufproben in wesentlich geringen Mengen. Bezogen auf die höchsten gemessenen Einzelkonzentrationen (Maximalauswertung) fanden sich diese für Iopamidol mit 9,36 µg/L, gefolgt von Iomeprol mit 8,45 µg/L, Ampicillin mit 2,6 µg/L und Diclofenac mit 1,95 µg/L. Alle Maximalgehalte wurden dabei in der Wulka nachgewiesen. Im Vergleich zu einer kürzlich durchgeführten Untersuchung an insgesamt 20 österreichischen Fließgewässermessstellen, die jeweils zweimal beprobt wurden, zeigte

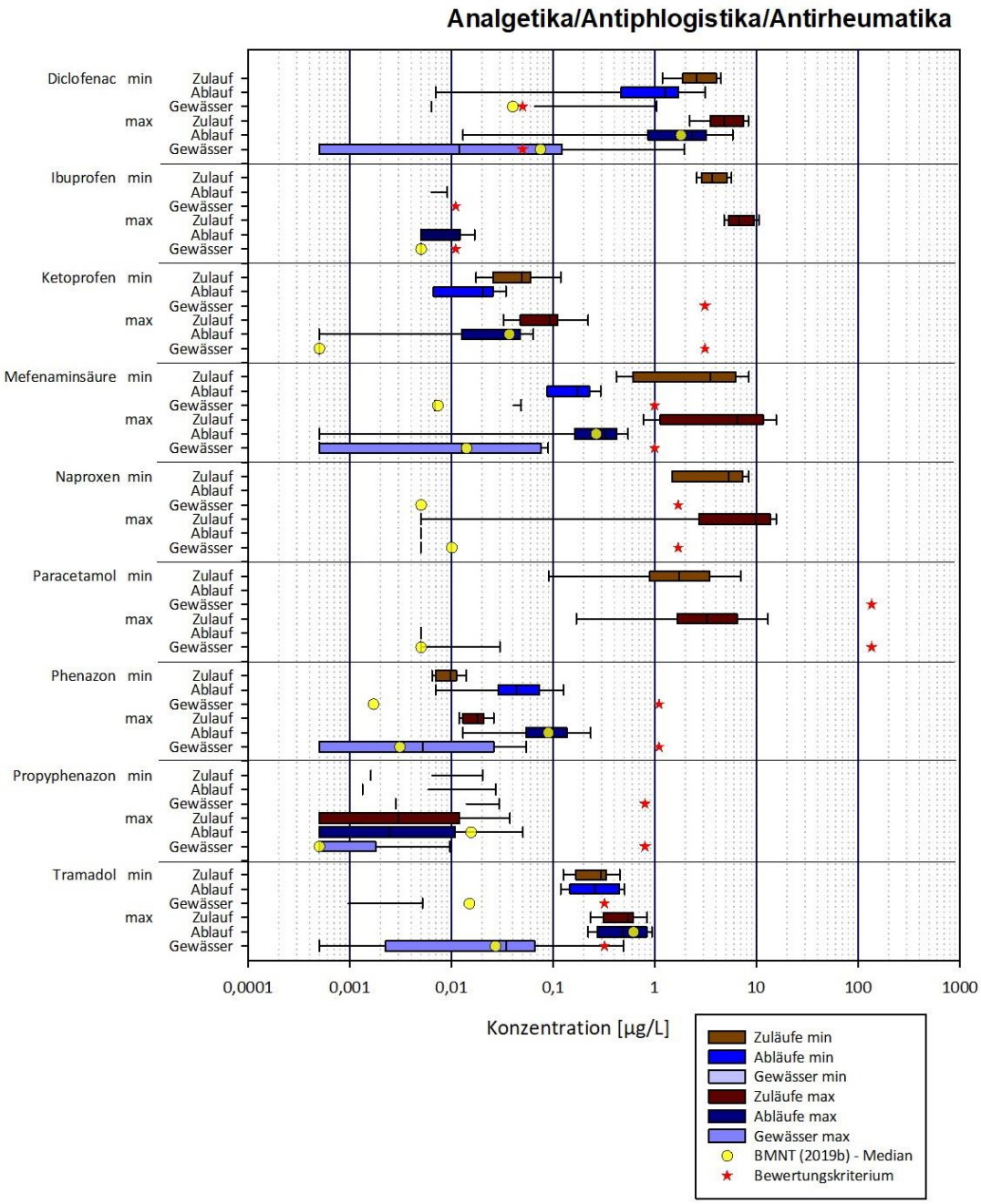
sich bezogen auf die nachgewiesenen durchschnittlichen Gehalte an Arzneimittelwirkstoffen, dass diese für Iopamidol, Iomeprol bzw. Ampicillin mit 0,71 µg/L, 0,070 µg/L bzw. 0,026 µg/L (BMNT, 2019b) teilweise deutlich niedriger lagen als in der aktuellen Untersuchung. Ausgenommen davon war Gabapentin, welches in der vergangenen Untersuchung im Durchschnitt mit 0,63 µg/L etwa doppelt so hoch lag wie in der aktuellen Studie. Werden die Arzneimittelwirkstoffe, die in dieser Untersuchung in den höchsten Maximalkonzentrationen nachgewiesen wurden, mit den Ergebnissen der vorangegangenen Untersuchung verglichen, zeigt sich, dass insbesondere für Iopamidol sowie Iomeprol die Werte mit 3 µg/L sowie mit 0,58 µg/L sehr weit unter den aktuellen Messerwerten lagen. Hingegen zeigte sich für Ampicillin ein ähnlicher Maximalwert mit 2,0 µg/L. Ebenfalls vergleichbar sind hier die Probenahmestellen: für die genannten Arzneimittelwirkstoffe, die in dieser Studie in den höchsten Konzentrationen nachgewiesen wurden, wurden auch – wenn auch in geringen Gehalten – im selben Fließgewässer (Wulka) detektiert. Generell zeigte sich auch in der Studie aus 2019, dass knapp ein Viertel der nachgewiesenen Maximalkonzentrationen in der Wulka nachgewiesen wurden (BMNT, 2019b).

Für einige Arzneimittelwirkstoffe (z.B. Phenazon, Trimethoprim, Sulfamethoxazol, Metoprolol) fanden sich in etlichen Kläranlagenablaufproben höhere Konzentrationen als in den entsprechenden Zulaufproben. Dieser Effekt wurde bereits in frühen Untersuchungen für die genannten Wirkstoffe beobachtet. Mögliche Erklärungen dafür sind ein geringer/kein biologischer Abbau der Substanzen in der Kläranlage sowie das Adsorptionspotential bestimmter Wirkstoffe (Wechner, 2014).

In den folgenden Kapiteln werden die Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe in den beprobten Medien geordnet nach Wirkstoffgruppe (Minimal- und Maximalauswertung) dargestellt. Des Weiteren wurden die Ergebnisse der aktuellen Untersuchung in Fließgewässern im Detail in den nachfolgenden Kapiteln mit jenen der Untersuchung von 40 Fließgewässerproben im Rahmen eines GZÜV-Sondermessprogrammes 2018/2019 (BMNT, 2019b) verglichen. Zudem erfolgte während der Entwicklung der analytischen Messmethode von Arzneimittelwirkstoffen und Metaboliten die Untersuchung von zehn Abwasserproben (BMNT, 2019b). Diese Ergebnisse wurden ebenfalls für den Vergleich mit den aktuellen Daten herangezogen. In den nachfolgenden Graphiken zu den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen und Metaboliten sind die Mediane dieser Untersuchungen in Gelb dargestellt.

7.7.1 Analgetika, Antiphlogistika und Antirheumatika

Abbildung 20: Konzentrationen [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Analgetika, Antiphlogistika und Antirheumatika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Für **Diclofenac** nahmen die Konzentrationen von den Zuläufen zu den Abläufen sowie in weiterer Folge zu den Gewässern hin ab. Grundsätzlich fand sich Diclofenac in allen Proben in quantifizierbaren Konzentrationen mit Ausnahme von drei Gewässerproben (Erlauf, Inn und Raab). Als Bewertungskriterium wurde das chronische Bewertungskriterium (QK-chron) von 0,05 µg/L herangezogen. In den Gewässerproben kam es zu einer Überschreitung des QK-chron in zwei (Minimalauswertung) bzw. in drei (Maximalauswertung) Proben: Der Antiesen und der Wulka bzw. der Antiesen, der Wulka und der Dornbirnerach.

Für **Ibuprofen** zeigte sich eine wesentlich höhere Belastung in den Zulaufproben im Vergleich zu den Ablaufproben, was einen guten Abbau von Ibuprofen in den Kläranlagen unterstreicht. In den untersuchten Gewässerproben konnte Ibuprofen nicht nachgewiesen werden. Zur Bewertung der detektierten Konzentrationen wurde das QK-chron von 0,011 µg/L herangezogen und wurde in allen Gewässerproben unterschritten.

In den Kläranlagenproben fand sich **Ketoprofen** in den Zuläufen grundsätzlich in höheren Mengen als in den Abläufen. In den untersuchten Gewässern wurde es hingegen in keiner Probe nachgewiesen. Der zur Bewertung herangezogene PNEC von 3,12 µg/L wurde in keiner der untersuchten Gewässerproben überschritten.

Die Belastung mit **Mefenaminsäure** in den untersuchten Proben war in den Abwässern gefolgt von den Geäwssern geringer als in den Zuläufen. Während dieser Wirkstoff in allen Zulaufproben nachgewiesen werden konnte, waren eine Abwasserprobe (ARA 9) und drei Gewässerproben (Erlauf, Inn und Raab) negativ. Das QK-chron von 1 µg/L, das zur Bewertung herangezogen wurde, wurde in den Gewässerproben nicht überschritten.

Der Wirkstoff **Naproxen** wurde ausschließlich in den Kläranlagenzulaufproben mit Ausnahme der ARA 4 nachgewiesen. In den Ablauf- und den Gewässerproben war der Wirkstoff nicht nachweisbar.

Der Nachweis von **Paracetamol** erfolgte in allen Zulaufproben. Die Ablaufproben waren hingegen alle negativ. In den untersuchten Gewässerproben konnte Paracetamol ebenfalls nicht nachgewiesen werden mit Ausnahme der Probe der Wulka, in welcher Paracetamol in einer geringen Menge von 0,016 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 0,030 µg/L (Maximalauswertung) detektiert wurde. Der zur Bewertung herangezogene PNEC von 136 µg/L wurde in den Gewässerproben weit unterschritten.

Der Wirkstoff **Phenazon** konnte in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze detektiert werden. Der Nachweis erfolgte auch in den meisten Gewässerproben ausgenommen in den Proben der Erlauf, des Reichramingbaches und des Inns. Hier ist zu bemerken, dass eine höhere Belastung in den Ablaufproben im Vergleich zu den entsprechenden Zulaufproben vorlag. Dies traf in dieser Untersuchung für nahezu alle Kläranlagen zu. Ausgenommen war hier die ARA 9, in welcher die detektierte Phenazon-Konzentrationen mit 0,0098-0,018 µg/L (Minimalauswertung-Maximalauswertung) im Zulauf sowie mit 0,0070-0,013 µg/L (Minimalauswertung-Maximalauswertung) im Ablauf sehr ähnlich waren. Die Beobachtung höherer Belastungen in den Abläufen verglichen mit den Zuläufen ist auffällig, konnte aber auch bereits in früheren Untersuchungen festgestellt werden (Wechner, 2014). Die im Rahmen der aktuellen Studie detektierten Phenazongehalte in den Gewässerproben lagen alle unter dem QK-chron von 1,1 µg/L.

Der Wirkstoff **Propyphenazon** wurde in sechs der neun untersuchten Kläranlagenzulaufproben (kein Nachweis in den Proben der ARA 5, ARA 7 und ARA 8) sowie in sieben der neun untersuchten Ablaufproben (kein Nachweis in den Proben der ARA 5 und ARA 7) nachgewiesen. In den Gewässern wurde Propyphenazon in nur drei Proben detektiert (Antiesen, Raab und Wulka). In allen Positivproben waren die gefundenen Propyphenazongehalte gering und unter dem angewendeten Bewertungskriterium QK-chron von 0,8 µg/L. Ähnlich wie im Falle des Wirkstoffes Phenazon lagen die Nachweise von Propyphenazon in den Ablaufproben über den Gehalten der entsprechenden Zulaufproben. Auch hier traf das für alle Kläranlagen mit Ausnahme der ARA 9 zu, bei welcher der detektierte Propyphenazon-Gehalt im Ablauf minimal unter jenem des Zulaufs lag.

Tramadol wurde in allen Zu- und Ablaufproben sowie in allen Gewässerproben ausgenommen der Probe des Reichramingbaches nachgewiesen. Ähnlich wie bei Phenazon und Propyphenazon war auch für Tramadol auffällig, dass für die meisten Kläranlagen die Gehalte in den Abläufen zumindest geringfügig über jenen der entsprechenden Zuläufe lagen. Dies traf für alle Kläranlagen zu außer für die ARA 3und die ARA 9, für welche es sich umgekehrt verhielt. Zur Bewertung der nachgewiesenen Tramadol-Gehalte wurde der PNEC-Wert von 0,32 µg/L herangezogen. Im Falle der Gewässerproben konnte eine Überschreitung identifiziert werden: Basierend auf der Maximalauswertung lag die Konzentration von 0,49 µg/L in der Probe der Wulka über dem entsprechenden PNEC-Wert.

Die Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen in den Fließgewässerproben wurden mit jenen einer in den Jahren 2018/2019 durchgeführten Untersuchung von Fließgewässern im

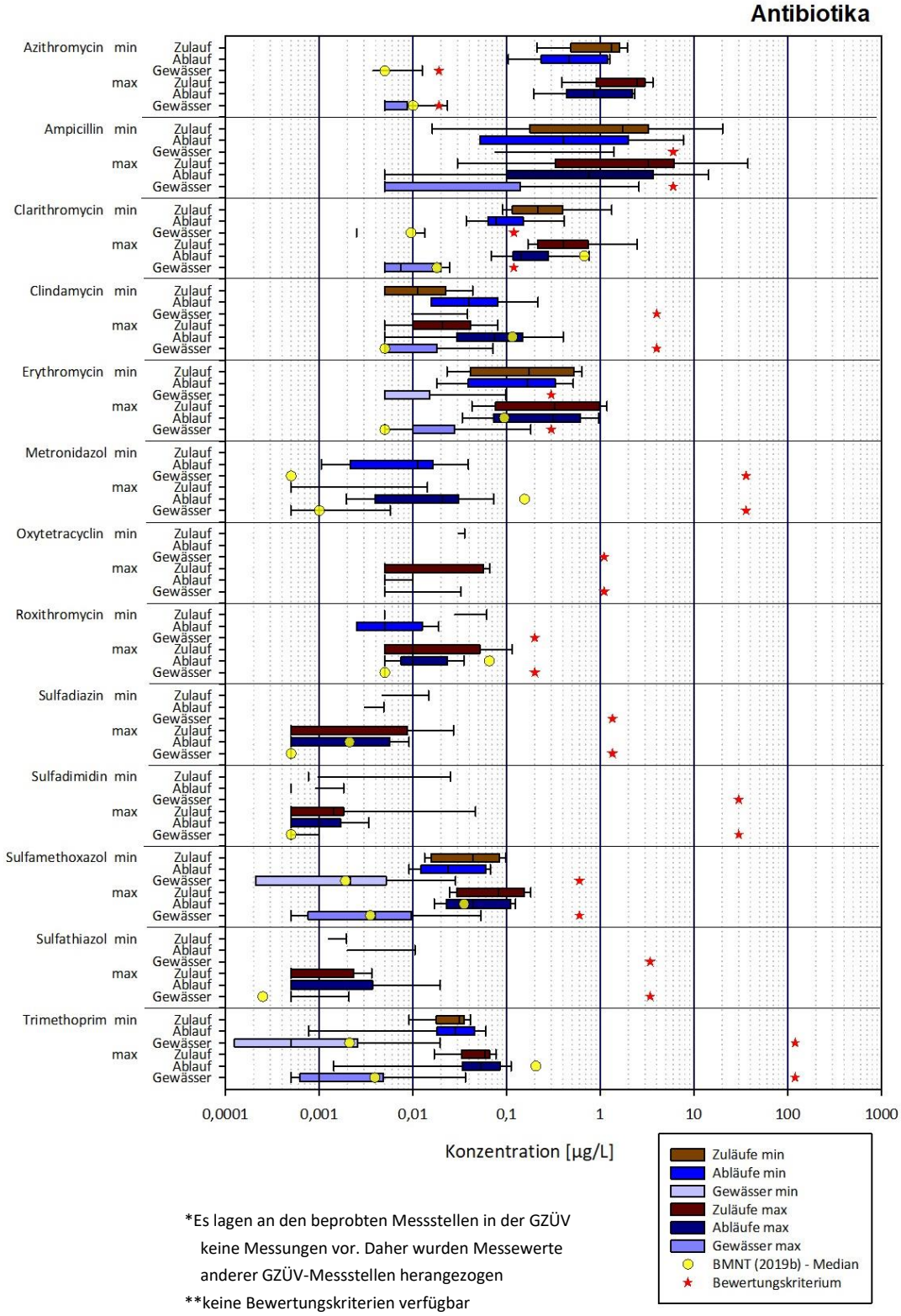
Rahmen eines GZÜV-Sondermessprogrammes (BMNT, 2019b) verglichen. Die Mediane dieser Untersuchung sind in Abbildung 19 in Gelb dargestellt. Für den Wirkstoff Diclofenac fanden sich in der aktuellen Untersuchung geringere Belastungen bezogen auf die Mediane als in der vorangegangenen Untersuchung. Ibuprofen, Ketoprofen und Naproxen wurden in der aktuellen Untersuchung in keiner der acht Fließgewässerproben gefunden während in der 2019 durchgeführten Studie zumindest ein Teil der 40 untersuchten Proben nachweisbare Gehalte aufwiesen. Für den Wirkstoff Mefenaminsäure lagen die Mediane in beiden Untersuchungen im selben Bereich, in der aktuellen Studie erfolgten aber weniger positive Nachweise. Die Ergebnisse hinsichtlich der Wirkstoffe Paracetamol und Propylphenazon waren in beiden Untersuchungen ähnlich. In der aktuellen Untersuchung zeigten sich für den Wirkstoff Phenazon zwar höhere Mediane, wobei aber knapp 40% (n=3) der untersuchten Fließgewässerproben negativ waren, während in der Untersuchung aus dem Jahr 2019 alle 40 Proben positiv waren. Die Tramadol-Belastung lag in den aktuell untersuchten Fließgewässerproben bezogen auf die Mediane und auch auf den Höchstgehalt geringfügig höher.

Der Vergleich der untersuchten Kläranlagenablaufproben mit einer vorangegangenen Untersuchung (siehe BNMT, 2019b) bezogen auf die mittleren Konzentrationen (Mediane) zeigte für die Wirkstoffe Diclofenac, Ibuprofen, Ketoprofen und Mefenaminsäure ähnliche Belastungen. Auch für Naproxen und Paracetamol kamen beide Untersuchungen auf ein ähnliches Ergebnis: Diese Wirkstoffe wurden in keinen Proben nachgewiesen. Des Weiteren waren im Vergleich die Belastungen für Phenazon und Tramadon in der aktuellen Untersuchung etwas sowie für Propyphenazon deutlich geringer.

7.7.2 Antibiotika

Die Gruppe der untersuchten Antibiotika umfasste 19 Einzelsubstanzen, von denen sechs in keiner Probe nachweisbar waren (Amoxicillin, Doxycyclin, Josamycin, Penicillin G, Penicillin V und Sulfadoxin). Abbildung 21 stellt die Konzentrationen der 13 Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antibiotika, die in zumindest einer Probe nachgewiesen werden konnten, basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung dar.

Abbildung 21: Konzentrationen [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antibiotika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



*Es lagen an den beprobten Messstellen in der GZÜV keine Messungen vor. Daher wurden Messewerte anderer GZÜV-Messstellen herangezogen

**keine Bewertungskriterien verfügbar

Quelle: Umweltbundesamt/ TU Wien

Azithromycin konnte in allen untersuchten Zu-und Ablaufproben nachgewiesen werden, wobei die detektierten Konzentrationen in den Zuläufen höher als in den dazugehörigen Abläufen waren. In den Gewässern wurde das Antibiotikum nicht nachgewiesen mit Ausnahme der Proben aus der Antiesen und aus der Dornbirnerach. Zur Bewertung der nachgewiesenen Gehalte wurde das QK-chron von 0,019 µg/L herangezogen. Bei der Gewässerprobe der Dornbirnerach wurde basierend auf der Maximalauswertung (Konzentration: 0,023 µg/L) eine Überschreitung des QK-chron identifiziert.

Das Antibiotikum **Ampicillin** wurde in allen untersuchten Zulaufproben der Kläranlagen nachgewiesen. Auch waren fast alle Ablaufproben positiv, mit Ausnahme der Proben der ARA 8 und der ARA 9. Die detektierten Konzentrationen lagen dabei im Vergleich zu den Ablaufproben unter den entsprechenden Zulaufproben. In den untersuchten Gewässern wurde Ampicillin nur in drei Proben nachgewiesen, welche die der Antiesen, der Dornbirnerach und der Wulka umfassten. Zur Bewertung der gefundenen Konzentrationen wurde der abgeleitete Toleranzwert für Trinkwasser (TW-TW) von 6 µg/L herangezogen, da für die Umwelt keine Kriterien verfügbar waren. Dieser trinkwasserbezogene Vergleichswert wurde in keiner Gewässerprobe überschritten.

Clarithromycin wurde in allen Zu- und Ablaufproben nachgewiesen, wobei die Konzentrationen in den entsprechenden Kläranlagen abnahmen. In den acht untersuchten Gewässerproben wurden in zwei Proben (Antiesen und Donau) Spuren in Mengen unter der Bestimmungsgrenze sowie in zwei Proben (Dornbirnerach und Wulka) in Mengen über der Bestimmungsgrenze gefunden werden. Die Bewertung der Clarithromycin-Gehalte erfolgte basierend auf dem QK-chron von 0,12 µg/L. In den Gewässerproben wurde das QK-chron nicht überschritten.

Clindamycin konnte in allen Kläranlagenzulaufproben ausgenommen jener der ARA 7 sowie in allen Kläranlagenablaufproben ausgenommen jener der ARA 9 nachgewiesen werden. Dabei wurde das Antibiotikum in nahezu allen positiven Ablaufproben in höheren Konzentrationen als in den entsprechenden Zulaufproben gefunden. Die Ausnahme umfasste hier die ARA 9, in welcher kein Clindamycin in der Zulaufprobe, aber in der Ablaufprobe nachgewiesen werden konnte. Bezogen auf die Gewässer wurde Clindamycin nur in der Antiesen in einer Menge unter der Bestimmungsgrenze sowie in der Dornbirnerach und der Wulka in quantifizierbaren Mengen detektiert werden. Der zur Bewertung herangezogene PNEC von 4 µg/L für Clindamycin wurde in keiner der untersuchten Proben überschritten.

Erythromycin wurde in allen Zu- und Ablaufproben gefunden. In den Gewässern war der Wirkstoff in einer Probe nicht (Erlauf) und in drei Proben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (Dornbirnerach, Raab und Wulka) nachweisbar. In den übrigen Gewässerproben fand sich Erythromycin in Gehalten unter der Bestimmungsgrenze. Die Bewertung der Belastungen erfolgte basierend auf dem QK-chron von 0,3 µg/L. In den Gewässern wurden keine Überschreitungen festgestellt.

Metronidazol wurde in nur einer Zulaufprobe (ARA 7) nachgewiesen, allerdings in allen Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen. In den Gewässern wurde Metronidazol nur in der Probe der Wulka in sehr geringen Mengen detektiert. Eine Überschreitung des PNEC-Wertes von 36 µg/L gab es in keiner der Gewässerroben.

Der Nachweis von **Oxytetracyclin** erfolgte in drei Kläranlagenzuläufen (ARA 3, ARA 5 und ARA 8), in einer Zulaufprobe (ARA 8) in Spuren sowie in einer Gewässerprobe (Dornbirnerach). Überschreitungen des PNEC-Wertes von 1,1 µg/L gab es nicht.

Der Nachweis von **Roxithromycin** erfolgte in allen Zulaufproben, ausgenommen jener der ARA 3, der ARA 5 und der ARA 8. Ebenso waren nahezu alle Ablaufproben positiv mit Ausnahme der ARA 5 sowie der ARA 8. In den Gewässerproben konnte Roxithromycin nicht nachgewiesen werden. Eine Überschreitung des PNEC-Wertes von 0,2 µg/L wurde nicht identifiziert.

Sulfadiazin wurde in geringen Mengen in drei Zulaufproben (ARA 2, ARA 4 und ARA 9) sowie in drei Ablaufproben (ARA 2, ARA 4 und ARA 6) detektiert. In den Gewässern erfolgte kein Nachweis. Die Konzentrationen lagen somit weit unter dem entsprechenden PNEC-Wert von 1,35 µg/L.

In geringen Mengen wurde **Sulfadimidin** in den Zu- und Abläufen von insgesamt fünf Kläranlagen (ARA 2, ARA 4, ARA 6, ARA 8 und ARA 9) nachgewiesen, wobei die Konzentrationen in den Abläufen im Vergleich niedriger lagen. In den untersuchten Gewässern wurde Sulfadimidin in nur einer Probe (Raab) mit einem Gehalt unter der Bestimmungsgrenze gefunden. Die Belastungen waren insgesamt sehr gering und das QK-chron von 30 µg/L für Sulfadimidin wurde in allen Gewässerproben deutlich unterschritten.

Sulfamethoxazol wurde in allen untersuchten Kläranlagenablauf- und -zulaufproben in geringen Mengen nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei in den Zuläufen höher als in den entsprechenden Abläufen. Auch in den Gewässerproben wurde Sulfamethoxazol in

geringen Mengen detektiert, ausgenommen in der Probe der Erlauf und der Probe des Reichramingbaches, wo kein Nachweis erfolgte. Das QK-chron von 0,6 µg/L wurde in keiner der Gewässerproben überschritten.

Der Wirkstoff **Sulfathiazol** wurde in drei der untersuchten Kläranlagen (ARA 2, ARA 3, ARA 5) in geringen Konzentrationen sowohl in den Zulauf- als auch in den Ablaufproben nachgewiesen, wobei die detektierten Mengen in den Abläufen etwas höher als in den Zuläufen waren. Zusätzlich wurde in der ARA 2 Sulfathiazol in der Ablaufprobe gefunden, während in der Zulaufprobe kein Nachweis erfolgte. In den untersuchten Gewässern fand sich Sulfathiazol in geringen Mengen nur in einer Probe (Wulka). Eine Überschreitung des PNEC-Wertes von 3,42 µg/L war in keiner der Gewässerproben gegeben.

Der Nachweis von **Trimethoprim** erfolgte in geringen Konzentrationen in allen Zu- und Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen. Teilweise lagen dabei die Gehalte in den Abläufen über jenen der entsprechenden Zuläufe, es zeigte sicher allerdings kein einheitliches Bild. So konnten in vier Kläranlagen geringere Trimethoprim-Gehalte in den Abläufen sowie in fünf Kläranlagen höhere Gehalte in den Abläufen festgestellt werden. Die Untersuchung der Gewässer zeigte, dass Trimethoprim in zwei Proben nicht (Erlauf, Reichramingbach), in drei Proben in Gehalten unter der Bestimmungsgrenze (Antiesen, Donau, Inn) und in drei Proben in quantifizierbaren Konzentrationen (Dornbirnerach, Raab, Wulka) detektiert werden konnte. In allen Gewässerproben lagen die Konzentrationen deutlich unter dem QK-chron von 120 µg/L.

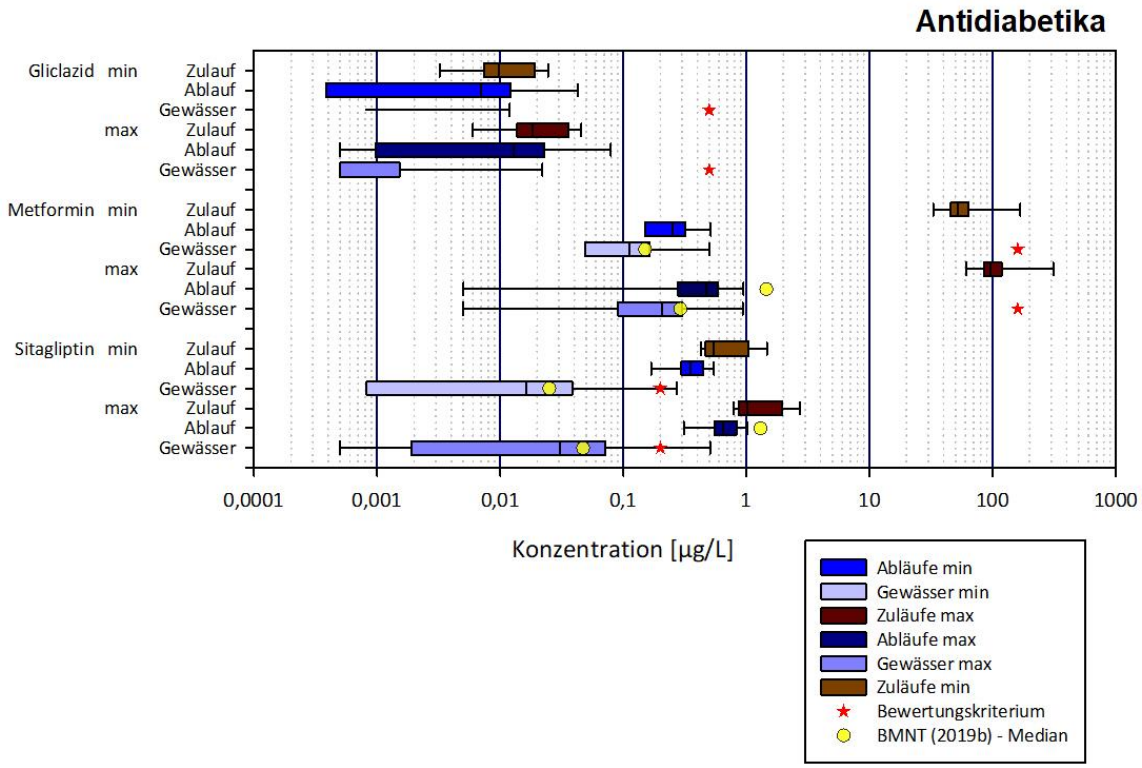
Der Vergleich der Ergebnisse (Mediane) der aktuellen Untersuchung in Fließgewässern mit jenen des GZÜV-Sondermessprogrammes 2018/2019 (BMNT, 2019b) zeigt für die Wirkstoffe Azithromycin, Metronidazol, Clarithromycin und Trimethoprim geringe, für die Wirkstoffe Clindamycin, Roxithromycin, Sulfadiazin, Sulfadimidin, Sulfamethoxazol und Sulfathiazol vergleichbare, und für den Wirkstoff Erythromycin geringfügig höhere Belastungen in der aktuellen Studie. Für Ampicillin und Oxytetracyclin sind keine Daten aus der vergangenen Untersuchung verfügbar.

Zum Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Kläranlagenablaufproben wurden Daten aus einer vorangegangenen Untersuchung (BMNT, 2019b) herangezogen. In der aktuellen Untersuchung lagen die Mediane der Wirkstoffe Ampicillin, Erythromycin und Sulfathiazol vergleichsweise höher. Auch die Belastungen mit Azithromycin und Sulfadimidin waren aktuell höher – während in der vorangegangenen Untersuchung diese Wirkstoffe in keiner der

40 Proben nachweisbar waren, fanden sie sich in der aktuellen Untersuchung in allen (Azithromycin) bzw. in der Hälfte der Proben (Sulfadimidin). Des Weiteren konnten in der aktuellen Untersuchung geringere Belastungen (Mediane) für die Wirkstoffe Clarithromycin, Clindamycin, Metronidazol, Roxithromycin, Sulfadiazin und Trimethoprim sowie ähnliche Belastungen für die Wirkstoffe Oxytetracyclin und Sulfamethoxazol festgestellt werden.

7.7.3 Antidiabetika

Abbildung 22: Konzentrationen [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antidiabetika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Die Untersuchung der Antidiabetika zeigte, dass der Wirkstoff **Gliclazid** in allen neun Zulaufproben sowie in sieben der neun Ablaufproben (nicht nachweisbar in den Proben ARA 7 und ARA 9) in geringen Mengen nachweisbar war. Die detektierten Konzentrationen lagen in den Abläufen zumeist niedriger als in den entsprechenden Zulaufproben. In den acht untersuchten Gewässerproben konnte Gliclazid in einer Probe in Spuren unter der Bestimmungsgrenze (Dornbirnerach) sowie in zwei Proben in quantifizierbaren Mengen (Antiesen,

Wulka) detektiert werden. Da kein Bewertungskriterium für Gliclazid für Umweltproben verfügbar war, wurde der TW-TW von 0,5 µg/L zur Bewertung herangezogen. Alle Gewässerproben lagen deutlich unter diesem Toleranzwert für Trinkwasser.

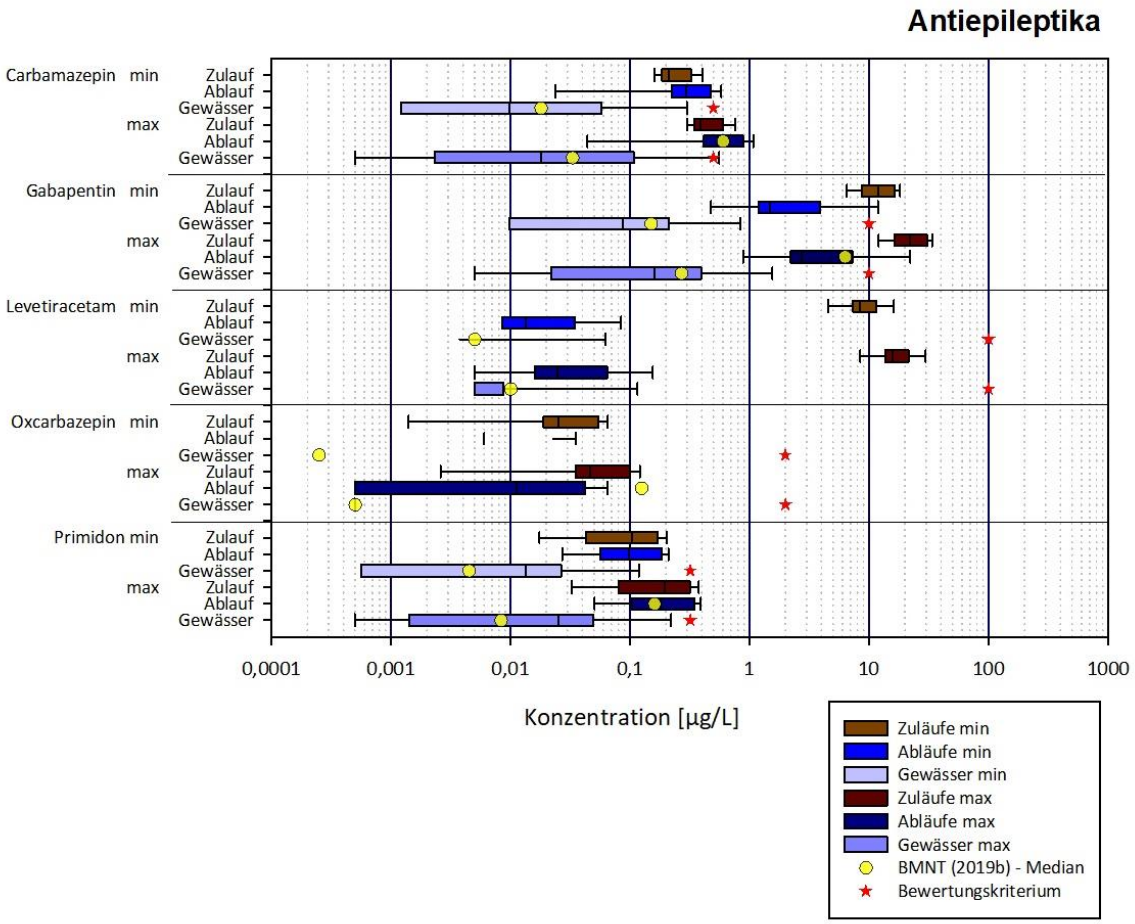
Metformin wurde in allen untersuchten Kläranlagenzulaufproben in Konzentrationen bis zu 168 µg/L basierend auf der Minimalauswertung bzw. 312 µg/L basierend auf der Maximalauswertung in der Probe der ARA 1 nachgewiesen. Bei dieser Konzentration handelte es sich auch um die höchste der 90 im Rahmen dieser Studie untersuchten Arzneimittelwirkstoffe bzw. Metaboliten. In den Ablaufproben wurde Metformin in allen Proben ausgenommen der Probe der ARA 8 nachgewiesen. Im Vergleich zu den Gehalten in den entsprechenden Zulaufproben waren die detektierten Konzentrationen aber um ein Vielfaches geringer, was einen sehr guten Abbau von Metformin in den Kläranlagen zeigt. In den untersuchten Gewässerproben konnte Metformin ebenfalls in allen Proben außer in der Probe des Reichramingbaches in geringen Mengen nachgewiesen werden. Zur Bewertung der gefundenen Gehalte wurde das QK-chron von 160 µg/L herangezogen. Dieses Bewertungskriterium wurde in allen Gewässerproben eingehalten.

Der Wirkstoff **Sitagliptin** konnte in allen untersuchten Kläranlagenzu- und -abläufen nachgewiesen werden. Im Vergleich lagen die detektierten Gehalte in den Abläufen etwas geringer als in den entsprechenden Zuläufen. Auch in den Gewässerproben konnte Sitagliptin nachgewiesen werden, ausgenommen in den Proben der Erlauf und des Reichramingbaches. Zur Bewertung wurde der TW-TW von 0,20 µg/L herangezogen. Bezogen auf die Gewässer wurde das Bewertungskriterium basierend auf der Minimal- und der Maximalbewertung in der Probe der Wulka überschritten. Es ist hier zu berücksichtigen, dass es sich bei dem angewandten Bewertungskriterium um den Toleranzwert für Trinkwasser handelt.

Die nachgewiesenen Belastungen (Mediane) in den Fließgewässerproben der aktuellen Untersuchung waren im Vergleich zu den Ergebnissen der früheren Untersuchung (BMNT, 2019b) für alle drei Wirkstoffe Gliclazid, Metformin und Sitagliptin geringer. Dies zeigte sich auch beim Vergleich der Kläranlagenablaufproben.

7.7.4 Antiepileptika

Abbildung 23: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antiepileptika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Der Nachweis von **Carbamazepin** erfolgte in allen Zu-und Ablaufproben der der untersuchten Kläranlagen, wobei in den Abläufen höhere Gehalte als in den entsprechenden Zuläufen gefunden wurden. Dies trifft auf alle Kläranlagen ausgenommen der ARA 9 zu, in welcher die Konzentration in der Ablaufprobe geringer als in der Zulaufprobe war. Bezogen auf die Gewässerproben konnte in einem Gewässer (Reichramingbach) kein Carbamazepin, in einem Gewässer (Erlauf) ein Gehalt unter der Bestimmungsgrenze und in den übrigen sechs Gewässern quantifizierbare Carbamazepin-Mengen detektiert werden. Zur Bewertung wurde der PNEC-Wert von 0,50 µg/L herangezogen. In der Gewässerprobe aus der Wulka

gab es basierend auf der Maximalbewertung mit einer Konzentration von 0,56 µg/L eine leichte Überschreitung des PNEC-Wertes.

Verglichen mit den übrigen untersuchten Antiepileptika wurden in den untersuchten Proben die höchsten Belastungen für Gabapentin identifiziert. Dieser Wirkstoff war zudem in allen Zu- und Ablaufproben zu finden. In den Gewässerproben wurde Gabapentin ebenfalls in allen Proben nachgewiesen, ausgenommen der Proben der Erlauf und des Reichramingbaches. Der zur Bewertung herangezogene PNEC-Wert von 10 µg/L wurde in keiner der Gewässerproben überschritten.

Der Nachweis von **Levetiracetam** erfolgte in allen untersuchten Kläranlagenzulaufproben. In den Abläufen konnte der Wirkstoff in sieben der neun Proben in quantifizierbaren Mengen detektiert werden; in einer Probe (ARA5) erfolgte kein Nachweis sowie in einer Probe (ARA 8) ein Nachweis in Gehalten unter der Bestimmungsgrenze. Generell fanden sich für Levetiracetam in den Zulaufproben deutlich höhere Konzentrationen als in den entsprechenden Ablaufproben, was einen guten Abbau in der Kläranlage unterstreicht. In den Gewässern konnte Levetiracetam in keiner der untersuchten Proben außer in Spuren (unter der Bestimmungsgrenze) im Inn sowie in geringen quantifizierbaren Mengen in der Wulka detektiert werden. Der zur Bewertung herangezogene PNEC-Wert von 100 µg/L wurde in allen Gewässerproben deutlich unterschritten. Die Belastungen mit **Oxcarbazepin** waren in den untersuchten Proben niedrig. In allen Zulaufproben konnten geringe Konzentrationen nachgewiesen werden, während in den Ablaufproben vier Proben negativ waren (ARA 1, ARA 2, ARA 7 und ARA 9). Mit Ausnahme der ARA 3 lagen die gemessenen Gehalte in den Zuläufen geringfügig höher als in den entsprechenden Abläufen. In den Gewässern konnte Oxcarbazepin nicht nachgewiesen werden, womit das trinkwasserbezogene Bewertungskriterium (TW-TW) von 2 µg/L nicht erreicht wurde.

Primidon wurde in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben positiv nachgewiesen, wobei die Gehalte in den Zuläufen und den entsprechenden Abläufen der meisten Kläranlagen sehr ähnlich waren. Auch in den Gewässern konnte Primidon, mit Ausnahme der Proben der Erlauf und des Reichramingbaches, positiv nachgewiesen werden. Die Bewertung der Messergebnisse in den Proben basierend auf einem PNEC-Wert von 0,32 µg/L zeigte keine Überschreitungen für die Gewässerproben.

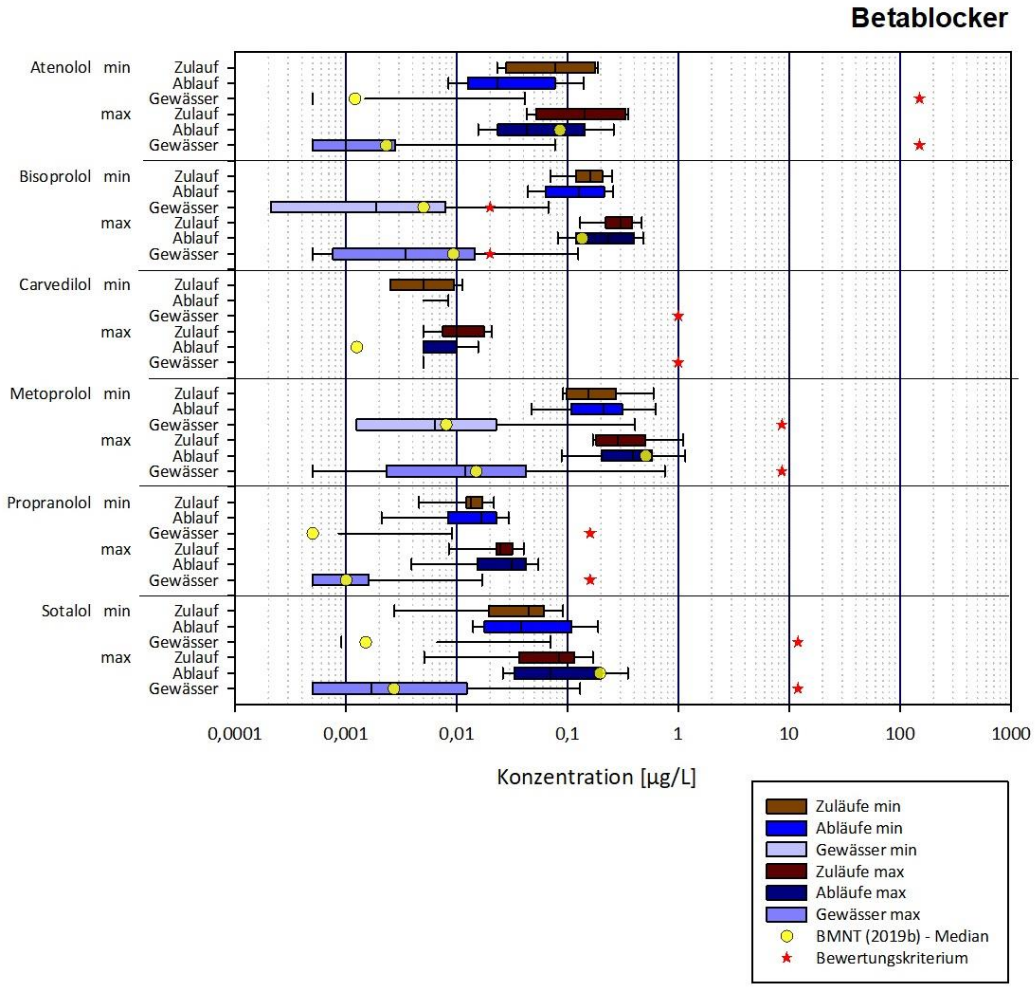
Der Vergleich der Ergebnisse der aktuellen Untersuchung in den Fließgewässerproben mit jenen des GZÜV-Sondermessprogrammes 2018/2019 (BMNT, 2019b) zeigt für die Wirkstoffe Carbamazepin, Gabapentin und Levetiracetam in der aktuellen Untersuchung geringe

Belastungen bezogen auf die Mediane. Dies wird auch für Oxcarbezepin beobachtet, wobei in der aktuellen Untersuchung dieser Wirkstoff in keiner einzigen Fließgewässerprobe nachgewiesen werden konnte. Im Gegensatz zu den anderen Wirkstoffen dieser Wirkstoffgruppe war die Belastung mit Primidon (Median) in der aktuellen Untersuchung doch merklich höher.

Die Ergebnisse der untersuchten Kläranlagenablaufproben wurden mit jenen einer vorangegangenen Untersuchung verglichen (BMNT, 2019b). Es zeigte sich dabei, dass unter Betrachtung der Median-Konzentrationen die Wirkstoffe Carbamazepin, Gabapentin und Oxcarbazepin in der aktuellen Untersuchung niedrigere Konzentrationen aufwiesen. Während die Belastungen mit Primidon in beiden Untersuchungen recht ähnlich ausfielen, lag diese für Levetiracetam in der aktuellen Untersuchung etwas höher.

7.7.5 Betablocker

Abbildung 24: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Betablocker basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Der Betablocker **Atenolol** wurde in allen Zu- und Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen gefunden, wobei die Konzentrationen in den Zuläufen höher waren als in den entsprechenden Abläufen. In den acht untersuchten Gewässern wurde Atenolol in drei Proben nicht (Erlauf, Reichramingbach, Raab), in zwei Proben in Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (Donau, Inn) sowie in den übrigen Proben in quantifizierbaren Mengen detektiert. Die nachgewiesenen Gewässerkonzentrationen lagen alle deutlich unter dem Bewertungskriterium QK-chron von 150 µg/L.

In allen Zu- und Ablaufproben wurde **Bisoprolol** positiv nachgewiesen, wobei die Konzentrationen in den Zu- und Abläufen der selben Kläranlagen in den meisten Fällen sehr ähnlich waren. Auch in den Gewässern wurde Bisoprolol in allen Proben ausgenommen in der Erlauf und dem Reichramingbach nachgewiesen. Zur Bewertung wurde der TW-TW von 0,02 µg/L herangezogen. Basierend auf der Minimal- und Maximalbewertung wurde dieses Bewertungskriterium in der Gewässerprobe der Wulka überschritten. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich bei dem angewandten Bewertungskriterium um den Toleranzwert in Trinkwasser handelt.

Carvedilol wurde in zwei Zulaufproben (ARA 2 und ARA 9) nicht und in drei Zulaufproben in Mengen unter der Bestimmungsgrenze (ARA 3, ARA 6 und ARA 7 gefunden. In den übrigen Zuläufen wurde Carvedilol in quantifizierbaren Mengen detektiert. In den Ablaufproben konnte dieser Wirkstoff nur in einer Probe (ARA 1) über der Bestimmungsgrenze und in zwei Proben (ARA 3 und ARA 6) unter der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. In den Gewässern konnte Carvedilol nicht nachgewiesen werden. Zur Bewertung wurde der TW-TW von 1,0 µg/L herangezogen. Es wurden keine Überschreitungen identifiziert.

Metoprolol fand sich in allen Zu- und Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen, wobei mit Ausnahme der ARA 9 in allen Anlagen die nachgewiesenen Konzentrationen in den Zuläufen geringer bzw. gleich hoch wie in den entsprechenden Abläufen lagen. Auch in nahezu allen Gewässern konnte Metoprolol nachgewiesen werden, mit Ausnahme des Reichramingbaches. Das zur Bewertung herangezogene QK-chron von 8,6 µg/L wurde in allen Gewässerproben unterschritten.

Der Nachweis von **Propranolol** erfolgte in geringen Mengen in allen untersuchten Zulauf- und Ablaufproben. Die Konzentrationen der entsprechenden Zu- und Abläufe waren sehr ähnlich, ausgenommen für die ARA 9, in welcher die Gehalte im Ablauf deutlich unter jenen des Zulaufes lagen. In den untersuchten Gewässern fand sich Propranolol in nur drei Proben (Antiesen, Dornbirnerach, Wulka). Das für Propranolol herangezogene QK-chron von 0,16 µg/L wurde in keiner der untersuchten Gewässerproben überschritten.

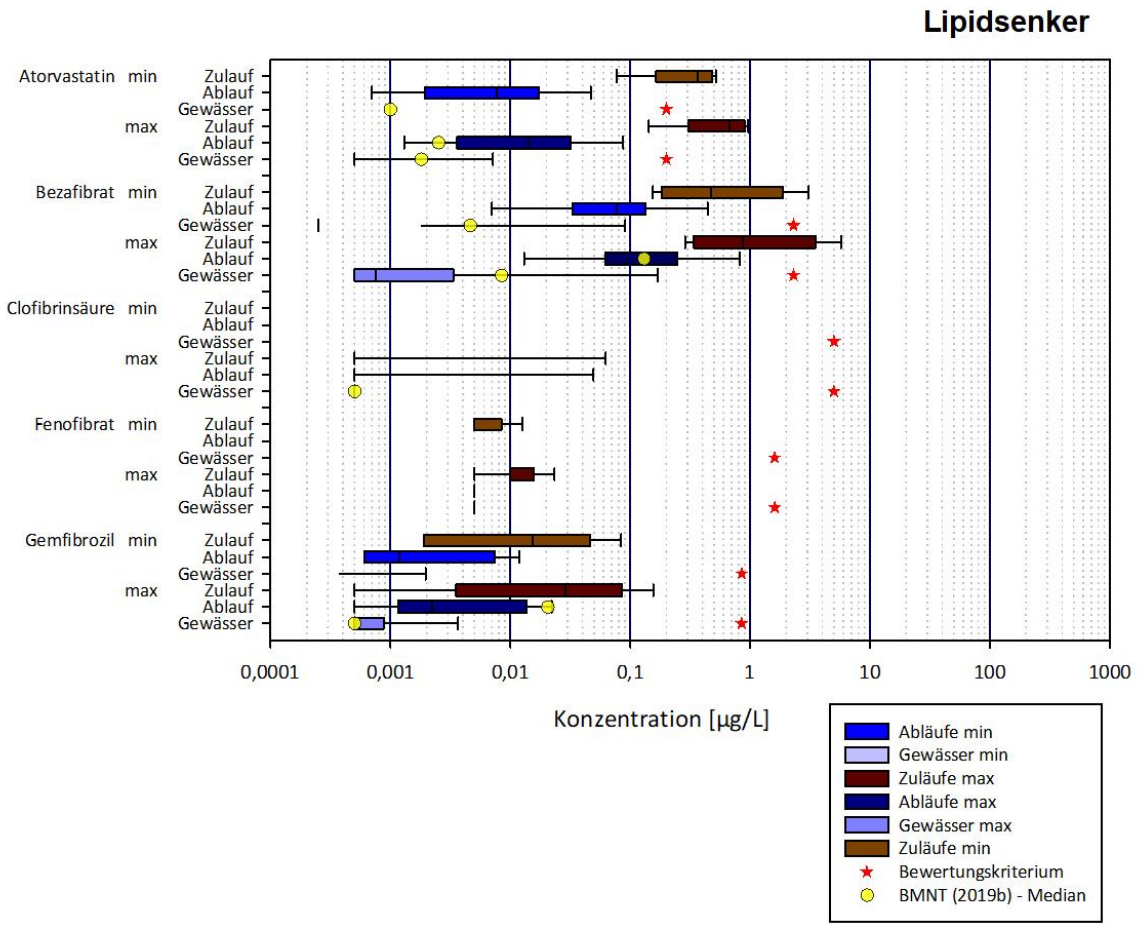
Ebenfalls in allen Zu- und Ablaufproben wurde **Sotalol** in geringen Mengen nachgewiesen. In den Abläufen waren die Konzentrationen etwas höher als in den entsprechenden Zuläufen mit Ausnahme der Proben der ARA 7 und der ARA 9. In den Gewässerproben wurde Sotalol in allen außer in drei Proben (Erlauf, Reichramingbach und Inn) gefunden. Die detektierten Gehalte lagen alle deutlich unter dem PNEC-Wert von 12 µg/L.

Die Ergebnisse der Untersuchung in den Fließgewässerproben wurden mit jenen einer früheren Untersuchung (BMNT, 2019b) verglichen. Bezogen auf die Mediane lagen die Belastungen mit Atenolol, Bisoprolol und Sotalol in der aktuellen Untersuchung niedriger. Für die Wirkstoffe Metoprolol und Propranolol lagen sie in der aktuellen Untersuchung ähnlich, aber doch etwas geringer. Ein Vergleich konnte für Carvedilol nicht gemacht werden.

In den untersuchten Kläranlagenablaufproben zeigte sich im Vergleich zu Proben, die im Rahmen einer früheren Untersuchung betrachtet wurden (BMNT, 2019b), dass die Belastungen (Mediane) für die Wirkstoffe Atenolol und Sotalol in der aktuellen Untersuchung geringer, für Metoprolol ähnlich sowie für Bisoprolol und Carvedilol etwas höher ausfielen. Aufgrund fehlender Daten konnte für Propranolol kein Vergleich gezogen werden.

7.7.6 Lipidsenker

Abbildung 25: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Lipidsenker basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Der Lipidsenker **Atorvastatin** wurde in allen untersuchten Kläranlagenzu- und -abläufen nachgewiesen, wobei die Gehalte in den Zuläufen höher lagen als in den entsprechenden Abläufen. In den untersuchten Gewässern wurde Atorvastatin in geringen Mengen nur in der Probe der Wulka gefunden. Zur Bewertung der Ergebnisse wurde der TW-TW von 0,20 µg/L herangezogen. Dieses trinkwasserbezogene Bewertungskriterium wurde in allen Gewässerproben deutlich unterschritten.

Für **Bezafibrat** erfolgte der Nachweis in allen untersuchten Zu- und Abläufen der Kläranlagen. In den Zulaufproben fanden sich dabei höhere Gehalte als in den entsprechenden Ab-

laufproben. In insgesamt vier Gewässern wurde Bezafibrat in Gehalten über der Nachweisgrenze nachgewiesen: Dornbirnerach, Inn, Raab und Wulka. Zur Bewertung wurde das QK-chron von 2,3 µg/L herangezogen. Die Gewässerkonzentrationen lagen alle unter diesem Bewertungskriterium.

Der Wirkstoff **Clofibrinsäure** konnte lediglich in einer Kläranlage (ARA 4) in sehr geringen Konzentrationen im Zu- und Ablauf nachgewiesen werden. In den untersuchten Gewässern war der Wirkstoff nicht nachweisbar und lag somit immer unter dem QK-chron von 5 µg/L.

Fenofibrat wurde ausschließlich in Zulaufproben nachgewiesen. Vier Proben enthielten Fenofibrat-Gehalte unter der entsprechenden Bestimmungsgrenze (ARA 1, ARA 5, ARA 8 und ARA 9) sowie vier Proben quantifizierbare Gehalte (ARA 2, ARA 3, ARA 4 und ARA 6). In einer Probe (ARA7) erfolgte kein Nachweis. In den Gewässerproben war der Wirkstoff nicht nachweisbar und lag damit immer unter dem PNEC-Wert von 1,6 µg/L.

Gemfibrozil wurde in allen Zu- und Ablaufproben nachgewiesen außer in jener Probe der ARA 8. In den Gewässerproben fand sich der Lipidsenker nur im Inn in einer Menge unter der Bestimmungsgrenze sowie in der Wulka in einer geringen quantifizierbaren Konzentration. Der PNEC-Wert für Gemfibrozil von 0,85 µg/L wurde in keiner der Gewässerproben überschritten.

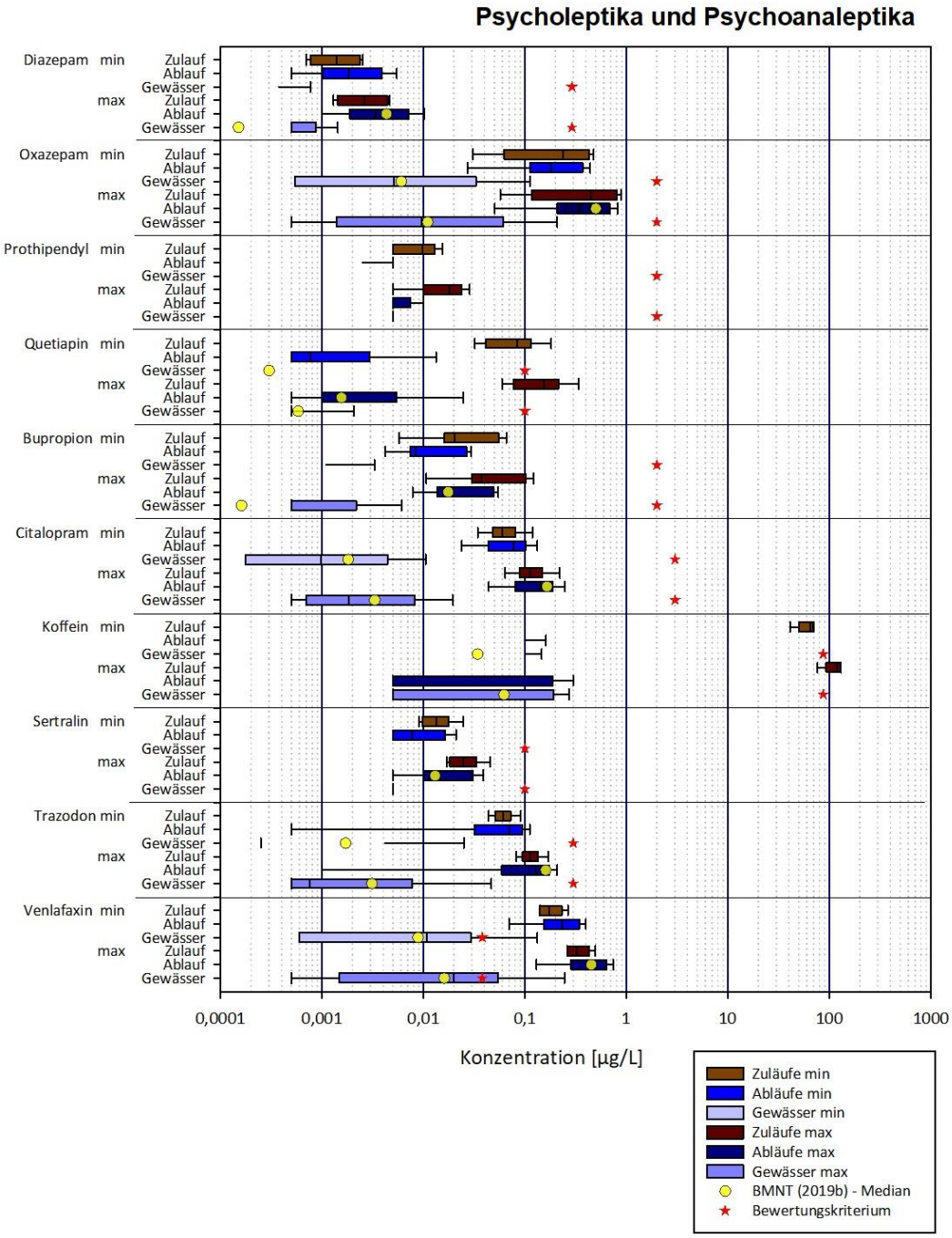
Verglichen mit den Ergebnissen des GZÜV-Sondermessprogrammes 2018/2019 (BMNT, 2019b) zeigten sich in den untersuchten Fließgewässern der aktuellen Untersuchung für die Wirkstoffe Clofibrinsäure und Gemfibrozil sehr ähnliche sowie für Atorvastatin und Bezafibrat geringe Belastungen (Mediane). Für die Ablaufproben der Kläranlagen konnte im Vergleich mit einer vorangegangenen Untersuchung (BMNT, 2019b) ebenfalls bezogen auf die Mediane in der aktuellen Untersuchung für Atvorstatin höhere, für Bezafibrat und Clofibrinsäure ähnliche sowie für Gemfibrozil deutlich geringere Belastungen identifiziert werden. Der Wirkstoff Fenofibrat konnte in beiden Untersuchungen in keiner Probe nachgewiesen werden.

7.7.7 Psycholeptika und Psychoanaleptika

Die Gruppe der untersuchten Psycholeptika und Psychoanaleptika umfasste 12 Einzelsubstanzen, von denen zwei in keiner Probe nachweisbar waren (Temazepam, Duloxetin). Abbildung 26 stellt die Konzentrationen der zehn Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der

Psycholeptika und Psychoanaleptika, die in zumindest einer Probe nachgewiesen werden konnten, basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung dar.

Abbildung 26: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Psycholeptika und Psychoanaleptika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Der Wirkstoff **Diazepam** wurde in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben in geringen Mengen nachgewiesen. Die Gehalte in den entsprechenden Zu- und Abläufen waren dabei sehr ähnlich. In den untersuchten Gewässerproben fand Diazepam sich nur in sehr geringen Mengen in der Wulka sowie in Gehalten unter der Bestimmungsgrenze in der Dornbirnerach. Eine Überschreitung des PNEC-Wertes von 0,291 µg/L gab es nicht.

Oxazepam wurde ebenfalls in allen Zu- und Ablaufproben nachgewiesen und auch hier waren die Gehalte in den entsprechenden Zu- und Abläufen zumeist sehr ähnlich. Eine Ausnahme stellte die ARA 9 dar, hier war trotz geringer Belastungen der Oxazepam-Gehalt im Ablauf deutlich niedriger als im Zulauf. Oxazepam konnte auch in den Gewässern positiv nachgewiesen werden, ausgenommen in den Proben der Erlauf und des Reichramingbaches. Der zur Bewertung herangezogene TW-TW von 2 µg/L wurde in keiner der Gewässerproben überschritten.

Prothipendyl wurde in allen Kläranlagenzulaufproben mit Ausnahme der Probe der ARA 7 in Gehalten über der Nachweisgrenze detektiert. In den Ablaufproben war der Wirkstoff nur mehr in zwei Proben (ARA 1 und ARA 9) in sehr geringen Mengen unter der Bestimmungsgrenze zu finden. In den Gewässern wurde Prothipendyl nicht nachgewiesen, womit der TW-TW von 2,0 µg/L weit unterschritten wurde.

In allen untersuchten Zulaufproben konnte **Quetiapin** detektiert werden. In den entsprechenden Ablaufproben konnten vergleichsweise geringere Konzentrationen nachgewiesen werden, wobei alle Proben ausgenommen jener der ARA 9 auf Quetiapin positiv waren. Bezogen auf die Gewässer wurde der Wirkstoff nur in sehr geringen Gehalten in der Probe der Wulka gefunden. Zur Bewertung wurde der TW-TW von 0,1 µg/L herangezogen und dieses Bewertungskriterium wurde in allen Gewässerproben eingehalten.

Bupropion wurde in geringen Mengen in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben detektiert. In den Gewässern fanden sich geringe Konzentrationen nur in der Wulka und in der Dornbirnerach. Eine Überschreitung des TW-TW von 2 µg/L gab es nicht, da die nachgewiesenen Mengen deutlich unter diesem Kriterium lagen.

Der Nachweis von Citalopram erfolgte in geringen Gehalten in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben. Dabei waren die Konzentrationen in den Abläufen im Vergleich zu den Zuläufen entweder ähnlich oder höher, mit Ausnahme der ARA 9, bei welcher die Konzentration im Ablauf geringer als im Zulauf war. In den Gewässerproben fand sich Citalopram in

allen Proben ausgenommen in der Erlauf und dem Reichramingbach. Der PNEC-Wert von 3,03 µg/L wurde in allen Gewässerproben deutlich unterschritten.

Koffein wurde in allen untersuchten Zulaufproben verglichen mit anderen Wirkstoffen der Indikationsgruppe der Psycholeptika/Psychoanaleptika in hohen Mengen nachgewiesen. Die maximalen Konzentrationen lagen dabei bei 70 µg/L (Minimalauswertung) bzw. 130 µg/L (Maximalauswertung) in den Zulaufproben der ARA 6 und der ARA 9. In den untersuchten Abläufen fand sich Koffein nur mehr in zwei Anlagen: der ARA 7 und der ARA 9. Die hier nachgewiesenen Gehalte lagen weit unter jenen, die in den entsprechenden Zuläufen detektiert wurden: in den Zuläufen fanden sich rund 256-fach (ARA 7) bzw. rund 830-fach (ARA 9) höhere Mengen als in den jeweiligen Abläufen. Dies zeigt den guten Abbau innerhalb der Kläranlage. In den untersuchten Gewässern wurde Koffein in drei Proben (Inn, Raab und Wulka) gefunden, wobei die Konzentrationen in ähnlichen Größenordnungen wie jene der zwei positiven Ablaufproben lagen. Der PNEC-Wert von 87 µg/L für Koffein wurde in keiner Gewässerprobe überschritten. Da Koffein unter anderem auch Bestandteil von Getränken und Lebensmitteln ist (z.B. Tee, Kaffee, Energydrinks), ist bei seinem Nachweis in diversen Umweltmedien keine Unterscheidung der Quelle möglich. Demnach kann keine Aussage darüber gemacht werden, ob bzw. in welchem Ausmaß es sich bei dem nachgewiesenen Koffein um Koffein aus Arzneimitteln handelt.

Sertralin konnte in geringen Mengen in allen Zulaufproben nachgewiesen werden sowie in ähnlichen bzw. leicht geringeren Konzentrationen auch in den entsprechenden Ablaufproben. Eine Ausnahme stellte hier aber die ARA 8 dar, in deren Ablaufprobe Sertralin nicht detektiert wurde. In den Gewässern wurde Sertralin nicht gefunden und der TW-TW von 0,1 µg/L in allgen Proben eingehalten.

Der Nachweis von **Trazodon** erfolgte in allen Zu-und Abläufen der untersuchten Kläranlagen. Die Gehalte lagen in den Abläufen im gleichen Bereich oder geringfügig höher als in den entsprechenden Zuläufen mit Ausnahme der Proben der ARA 8 und der ARA 9, bei welchen es sich umgekehrt verhielt. Geringe Trazodon-Mengen konnten auch in vier der acht untersuchten Gewässer detektiert werden (Antiesen, Donau, Dornbirnerach und Wulka). Die detektierten Gewässerkonzentrationen lagen alle unter dem als Bewertungskriterium herangezogenen TW-TW von 0,3 µg/L.

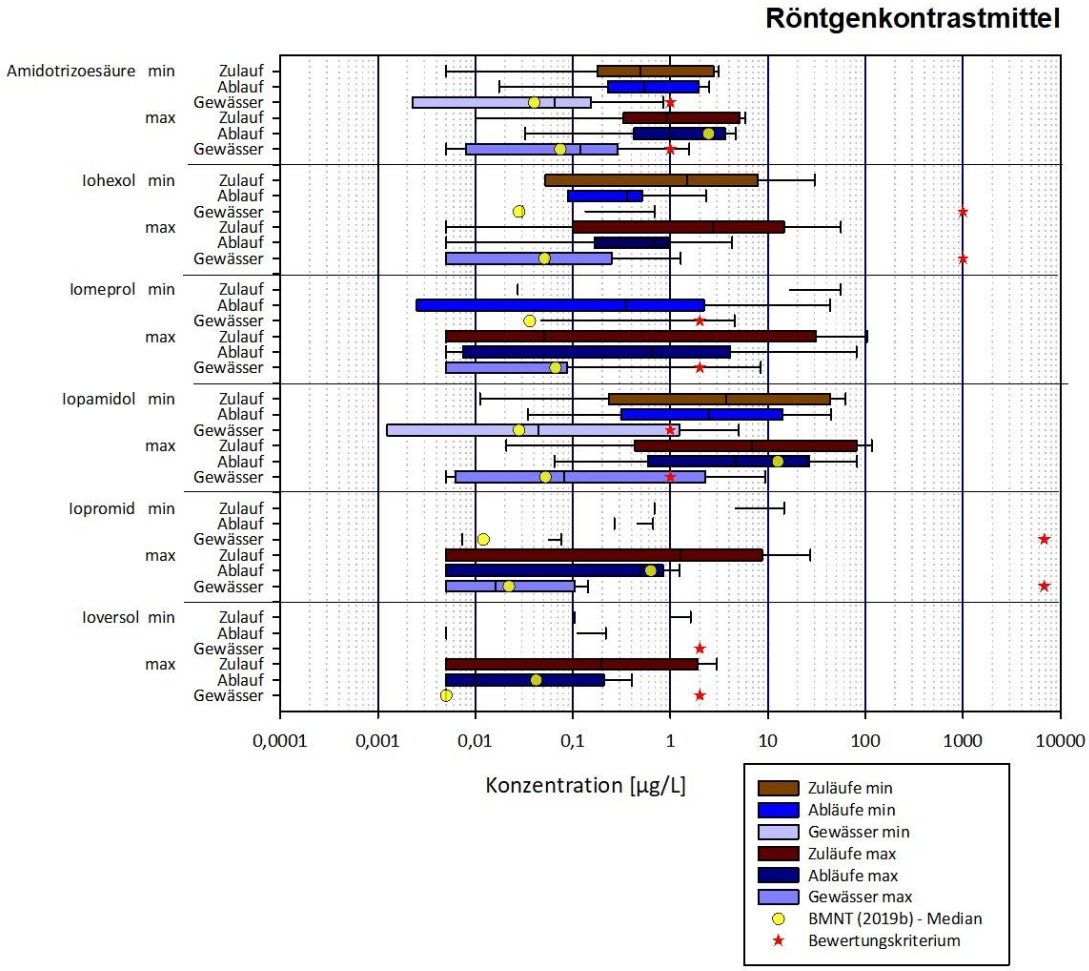
Venlafaxin wurde in allen Zu- und Ablaufproben gefunden. Die Konzentrationen in den Abläufen lagen – ausgenommen für die ARA 9, bei welcher eine Abnahme verzeichnet wurde – in ähnlichen Bereichen oder höher als in den entsprechenden Zuläufen. Auch konnte

Venlafaxin in fast allen Gewässerproben detektiert werden. Nicht nachweisbar war dieser Wirkstoff nur in der Erlauf und dem Reichramingbach. Zur Bewertung der Ergebnisse wurde der PNEC-Wert von 0,038 µg/L herangezogen. In den Gewässerproben gab es Überschreitungen dieses PNEC-Wertes in der Wulka (basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung) sowie in der Dornbirnerach und der Raab (basierend auf der Maximalauswertung).

Es wurden die Untersuchungsergebnisse mit jenen früherer Untersuchungen (BMNT, 2019b) verglichen. Für die Fließgewässerproben wurden unter Betrachtung der Mediane in der aktuellen Untersuchung für die Wirkstoffe Diazepam, Ctalopram, Koffein und Trazodon geringere, für Oxazepam und Quetiapin vergleichbare sowie für Bupropion und Venlafaxin höhere Belastungen festgestellt. Hinsichtlich der Kläranlagenablaufproben fanden sich im Vergleich zu einer früheren Untersuchung in der aktuellen Untersuchung für die Wirkstoffe Oxazepam, Citalopram und Trazodon geringere Belastungen (Mediane), wobei für die beiden letztgenannten dies nur sehr geringfügig war. Die Belastungen mit Diazepam, Prothipendyl, Quetiapin, Bupropion und Venlafaxin waren in beiden Untersuchungen vergleichbar sowie für Sertralin ebenfalls sehr ähnlich, dennoch aber geringfügig höher.

7.7.8 Röntgenkontrastmittel

Abbildung 27: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Röntgenkontrastmittel basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Die als Röntgenkontrastmittel eingesetzte Amidotrizoesäure wurde in allen Zu- und Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen nachgewiesen. Beim Vergleich der Konzentrationen in den zugehören Zu- und Abläufen zeigte sich kein einheitliches Bild einer Zu- bzw. Abnahme der Konzentration. In den Gewässern wurde Amidotrizoesäure in allen Proben ausgenommen jener der Erlauf und des Reichramingbaches gefunden. Die Bewertung der Messergebnisse basierend auf dem GOW von 1,0 µg/L für Amidotrizoesäure zeigte Überschreitungen in der Gewässerprobe der Wulka basierend auf der Maximalauswertung.

Das Röntgenkontrastmittel **Iohexol** wurde in acht der neun untersuchten Kläranlagen sowohl in den Zu- als auch in den Abläufen nachgewiesen. Im Zu- und im Ablauf der ARA 8 wurde Iohexol hingegen nicht detektiert. In den Zulaufproben zeigte sich für diesen Arzneimittelwirkstoff eine sehr große Streuung in der Höhe der nachgewiesenen Gehalte, die zwischen 0,105 µg/L (ARA 7) und 30,1 µg/L (ARA 3) basierend auf der Minimalauswertung bzw. 0,195 µg/L (ARA 7) und 55,9 µg/L (ARA 3) basierend auf der Maximalauswertung lagen. In den Gewässern wurde Iohexol in fünf der insgesamt acht untersuchten Proben nachgewiesen (Antiesen, Donau, Dornbirnerach, Raab und Wulka). Der PNEC-Wert von 1.000 µg/L wurde in allen Gewässerproben deutlich unterschritten.

Iomeprol wurde in nahezu allen Zu- und Ablaufproben nachgewiesen. Nicht detektierbar was das Röntgenkontrastmittel lediglich in zwei Zulaufproben (ARA 7 und ARA 8) sowie in zwei Ablaufproben (ARA 5 und ARA 8). Ähnlich wie für Iohexol lag für die Positivproben hier auch eine breite Streuung vor: die Konzentrationen lagen in den Positivproben zwischen 0,0175 µg/L (ARA 5) und 56 µg/L (ARA 2) basierend auf der Minimalauswertung bzw. zwischen 0,0325 µg/L (ARA 5) und 104 µg/L (ARA 2) basierend auf der Maximalauswertung. Im Vergleich der zusammengehörigen Zu- und Ablaufproben zeigte sich, dass in den Abläufen deutliche geringere Iomeprol-Gehalte als in den entsprechenden Zuläufen zu finden waren. Auch bei den positiven Ablaufproben gab es hinsichtlich der nachgewiesenen Mengen eine große Streuung zwischen den unterschiedlichen Kläranlagen. Bezogen auf die Gewässer konnte Iomeprol in drei Proben (Donau, Raab, Wulka) nachgewiesen werden. Der zur Bewertung herangezogene TW-TW von 2,0 µg/L wurde in der Gewässerprobe der Wulka für die Minimal- und die Maximalbewertung überschritten. Es ist zu berücksichtigen, dass es sich bei dem angewandten Bewertungskriterium um den Toleranzwert für Trinkwasser handelt.

Der Wirkstoff **Iopamidol** wurde in allen Zulauf- sowie in allen Ablaufproben in stark variierenden Konzentrationen nachgewiesen. So lagen die Gehalte in den Zulaufproben zwischen 0,0208 µg/L (ARA 7) und 115,7 µg/L (ARA 5) unter Betrachtung der Maximalauswertung. Grundsätzlich zeigte sich, dass in den Abläufen geringe Iopamidol-Gehalte als in den entsprechenden Zuläufen zu finden waren. In den Gewässern wurde Iopamidol ebenfalls nachgewiesen, ausgenommen in den Proben der Erlauf und des Reichramingbaches. Der GOW von 1,0 µg/L wurde in den Gewässerproben aus der Dornbirnerach und aus der Wulka überschritten.

Der Nachweis des Röntgenkontrastmittels **Iopromid** erfolgte in allen Zu- und Ablaufproben ausgenommen in den Kläranlagen ARA 1, ARA 5 und ARA 7, in welchen Iopromid nicht zu

finden war. Ähnlich wie bei anderen untersuchten Kontrastmitteln konnte auch hier hinsichtlich der nachgewiesenen Mengen eine große Streuung festgestellt werden. Generell lagen außerdem in den Ablaufproben geringere Konzentrationen als in den entsprechenden Zulaufproben vor. Bezogen auf die Gewässer konnte Iopromid in vier Proben nachgewiesen werden (Donau, Inn, Raab und Wulka). Der PNEC von 6.800 µg/L wurde in allen Gewässerproben um ein Vielfaches unterschritten.

Ioversol konnte in vier Zulaufproben (ARA 3, ARA 4, ARA 6, ARA 8 und ARA 9) sowie in sechs Ablaufproben (ARA 1, EARA 2, ARA 3, ARA 4, ARA 6 und ARA 9) positiv nachgewiesen werden. Die Gehalte lagen grundsätzlich in den Zuläufen höher als in den entsprechenden Abläufen. Die Bewertung der Messergebnisse erfolgte basierend auf dem TW-TW von 2,0 µg/L. In den Gewässern wurde Ioversol nicht nachgewiesen, womit das trinkwasserbezogene Bewertungskriterium in allen Gewässerproben eingehalten wurde.

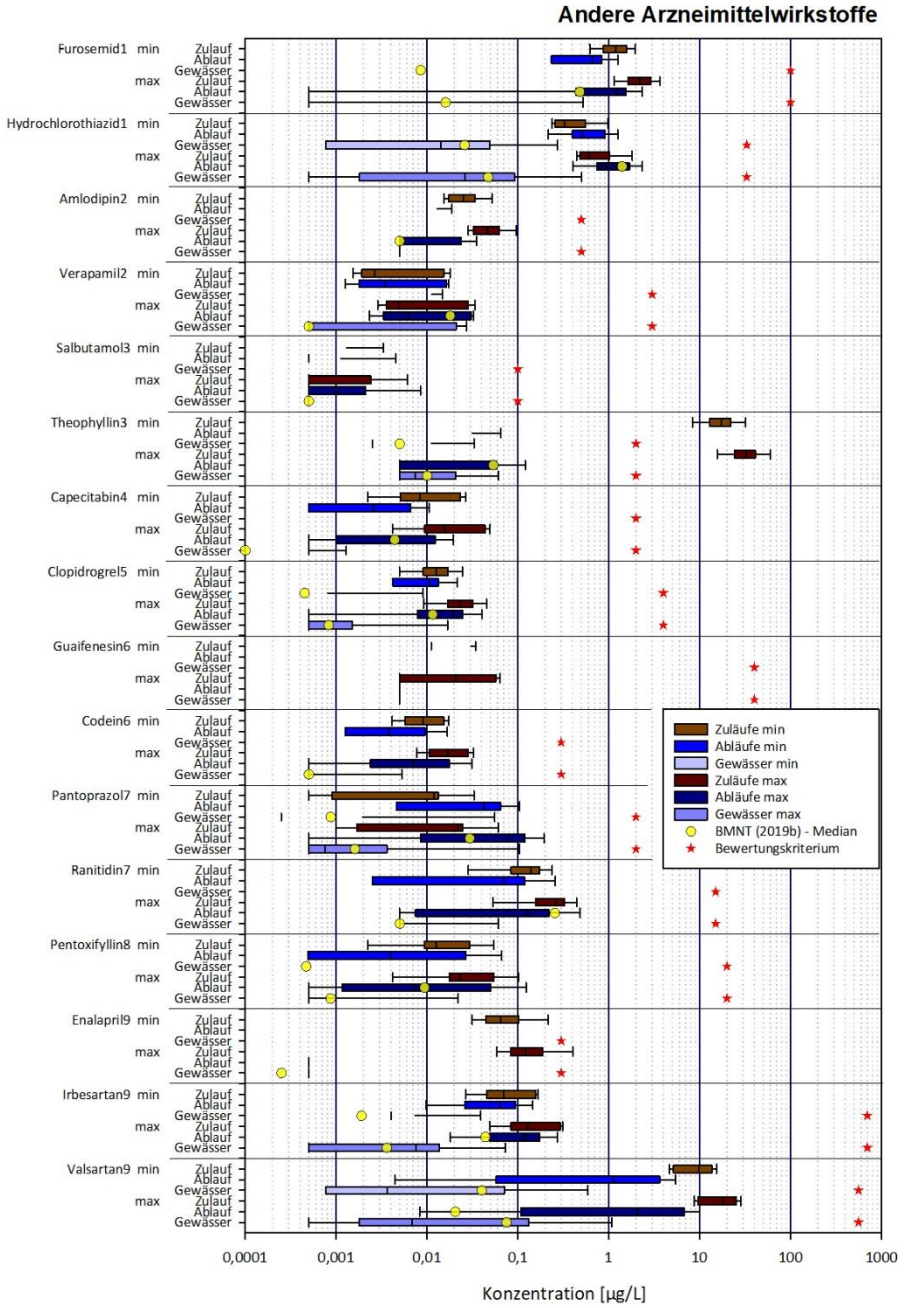
Der Vergleich der Ergebnisse der Fließgewässerproben der aktuellen Untersuchung mit jenen des 2018/2019 durchgeführten GZÜV-Sondermessprogrammes (BMNT, 2019b) zeigte für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol in der aktuellen Untersuchung höhere, für Iohexol vergleichbare und für Iopamidol und Ioversol geringere Belastungen (Mediane), wobei diese für Ioversol deutlich waren. Der Wirkstoff Iopromid konnte in beiden Untersuchungen in keiner der Proben detektiert werden.

Beim Vergleich von Kläranlagenablaufproben der aktuellen Untersuchung mit früheren Daten (BMNT, 2019b) wurden für die Wirkstoffe Amidotrizoesäure, Iopromid und Ioversol geringere sowie für die Wirkstoffe Iohexol und Iomeprol höhere Belastungen (Mediane) identifiziert.

7.7.9 Andere Arzneimittelstoffe

In Abbildung 26 sind die Ergebnisse der Wirkstoffe verschiedener weiterer Indiktionsgruppen (Diuretika, Kalziumkanalblocker, Bronchodilatoren und Sympathomimetika, Antineoplastische Mittel, Antithrombotische Mittel, Expektoranzien und Antitussiva, Antazida, Vasodilatatoren, Mittel mit Wirkung auf das Renin-Angiotensin-System) graphisch dargestellt. Aus der Gruppe der Diuretika war Canrenon in keiner Probe nachweisbar, in der Gruppe der Bronchodilatoren und Sympathomimetika Terbutalin.

Abbildung 28: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus anderen Indikationsgruppen (1 Diuretika, 2 Kalziumkanalblocker, 3 Bronchodilatoren und Sympathomimetika, 4 Antineoplastische Mittel, 5 Antithrombotische Mittel, 6 Expektoranzien und Antitussiva, 7 Antazida, 8 Vasodilatatoren, 9 Mittel mit Wirkung auf das Renin-Angiotensin-System) basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

In der Gruppe der **Diuretika** konnten die Wirkstoffe Furosemid und Hydrochlorothazid nachgewiesen werden. Furosemid fand sich in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben der Kläranlagen ausgenommen im Ablauf der ARA 9. Die detektierten Gehalte waren dabei in den Zulaufproben höher als in den entsprechenden Ablaufproben. In den Gewässern wurde Furosemid nur in der Probe der Wulka gefunden. Der zur Bewertung herangezogene PNEC-Wert von 100 µg/L für Furosemid wurde bei weitem unterschritten. Der Wirkstoff Hydrochlorothiazid konnte in allen Zu- und Ablaufproben in detektiertbaren Gehalten nachgewiesen werden, wobei sich bei einer möglichen Konzentrationsabnahme in der Kläranlage kein einheitliches Bild zeigte. In den Gewässern konnte Hydrochlorothiazid ebenfalls nachgewiesen werden ausgenommen in der Probe der Erlauf und der Probe des Reichramingbaches. Alle gefundenen Gehalte in den Gewässerproben lagen deutlich unter dem zur Bewertung herangezogenen TW-TW von 33 µg/L.

Bei der Untersuchung des Vorkommens ausgewählter **Kalziumkanalblocker** erfolgte für den Wirkstoff Amlodipin ein positiver Nachweis in allen Zulaufproben sowie in drei Ablaufproben (ARA 3, ARA 5und ARA 6). Dabei waren in den Zuläufen höhere Gehalte als in den entsprechenden Abläufen zu finden. In den Gewässern konnte Amlodipin nicht detektiert werden, womit das trinkwasserbezogene Bewertungskriterium TW-TW von 0,50 µg/L in allen Gewässerproben eingehalten wurde. Der Wirkstoff Verapamil wurde ebenfalls in allen Zulaufproben nachgewiesen sowie auch in allen Ablaufproben. Die detektierten Gehalte lagen in den entsprechenden Zu- und Abläufen in sehr ähnlichen Bereichen. Verapamil wurde außerdem in drei Gewässern (Antiesen, Dornbirnerach und Wulka) gefunden. In diesen Gewässerproben lagen die Verapamil-Konzentrationen weit unter dem angewandten TW-TW-von 3 µg/L.

Von den drei untersuchten **Bronchodilatoren und Sympathomimetika** konnten zwei Wirkstoffe in den untersuchten Proben detektiert werden: Salbutamol und Theophyllin. Salbutamol wurde in drei Zulaufproben (ARA 4, ARA 5 und ARA 8) sowie in sechs Ablaufproben (ARA 3, ARA 4, ARA 5, ARA 6, ARA 8, und ARA 9) nachgewiesen. In den Gewässerproben fand sich Salbutamol nicht, womit der TW-TW von 0,1 µg/L in allen Gewässerproben eingehalten wurde. Theophyllin wurde in allen Zulaufproben sowie in fünf Ablaufproben (ARA 1, ARA 2, ARA 6, ARA 7 und ARA 9) nachgewiesen. Dabei lagen die detektierten Gehalte in den Zuläufen wesentlich höher als in den entsprechenden Abläufen. In den Gewässern wurde Theophyllin in allen Proben ausgenommen jener der Erlauf, des Reichramingbaches, der Donau und des Inns nachgewiesen. Überschreitungen des herangezogenen TW-TW von 2,0 µg/L wurden in den Gewässerproben nicht beobachtet.

Aus der Indikationsgruppe der **antineoplastischen Mittel** wurde Capecitabin untersucht. Der Wirkstoff fand sich in allen Zulaufproben sowie in fast allen Ablaufproben (ausgenommen in der Probe der ARA 8), wobei sich ein Abbau in der Kläranlage zeigte. In den Gewässern wurde Capecitabin nur in der Wulka nachgewiesen und auch dieser Nachweis lag deutlich unter dem zur Bewertung herangezogenen TW-TW von 2 µg/L.

Der Nachweis des untersuchten **antithrombotischen** Mittels Clopidogrel erfolgte in allen untersuchten Zulaufproben sowie in allen Ablaufproben ausgenommen in der Probe der ARA 9. Die Konzentrationen in den Abläufen lagen dabei zumeist etwas unter den entsprechenden Zuläufen (Ausnahme: ARA 5). In den Gewässern wurde Clopidogrel in drei Proben nachgewiesen: der Antiesen (< BG), der Dornbirnerach und der Wulka. Alle Gewässerproben wiesen Clopidogrel-Gehalte weit unter dem TW-TW von 4,0 µg/L auf.

Aus der Gruppe der **Expektoranzien und Antitussiva** wurden die Wirkstoffe Guaifenesin und Codein in den Abwasser- und Gewässerproben untersucht. Guaifenesin wurde nur in fünf Zulaufproben (ARA 1, ARA 2, ARA 4, ARA 6 und ARA 9) nachgewiesen und in den Ablauf- sowie Gewässerproben nicht gefunden. Der zur Bewertung herangezogene TW-TW- von 40 µg/L wurde somit in den Gewässerproben deutlich unterschritten. Codein fand sich in allen Zulaufproben sowie in den meisten Ablaufproben. Kein Nachweis erfolgte für die Ablaufprobe der ARA 5. Beim Vergleich der entsprechenden Zu- und Abläufe zeigte sich zumeist eine Verminderung der Codein-Konzentration in der Kläranlage. In den untersuchten Gewässern wurde Codein nur in der Probe der Wulka in geringen Mengen detektiert und auch dieser Nachweis lag deutlich unter dem TW-TW für Codein von 0,3 µg/L.

Aus der Indikationsgruppe der **Antazida** wurden die Wirkstoffe Pantoprazol und Ranitidin untersucht. Der Nachweis von Pantoprazol erfolgte in allen Zuläufen sowie in allen Abläufen ausgenommen jener Probe der ARA 7. Die nachgewiesenen Gehalte lagen mit Ausnahme bei der ARA 7 und der ARA 9 in den Ablaufproben höher als in den entsprechenden Zulaufproben. Weiters konnte Pantoprazol in der Hälfte der Gewässerproben nachgewiesen werden (kein Nachweis in Erlauf, Reichramingbach, Inn und Raab). Die Bewertung der Ergebnisse basierend auf dem TW-TW von 2,0 µg/L für Pantoprazol zeigte keine Überschreitungen. Ranitidin wurde ebenfalls in allen Zulaufproben sowie in fast allen Ablaufproben ausgenommen jener der ARA 7 und der ARA 9 positiv nachgewiesen. Hier lagen die Gehalte aber in den meisten Fällen in den Abläufen niedriger als in den entsprechenden Zuläufen. In den Gewässerproben wurde Ranitidin nur in der Wulka in einer Konzentration deutlich unter dem TW-TW von 15 µg/L gefunden.

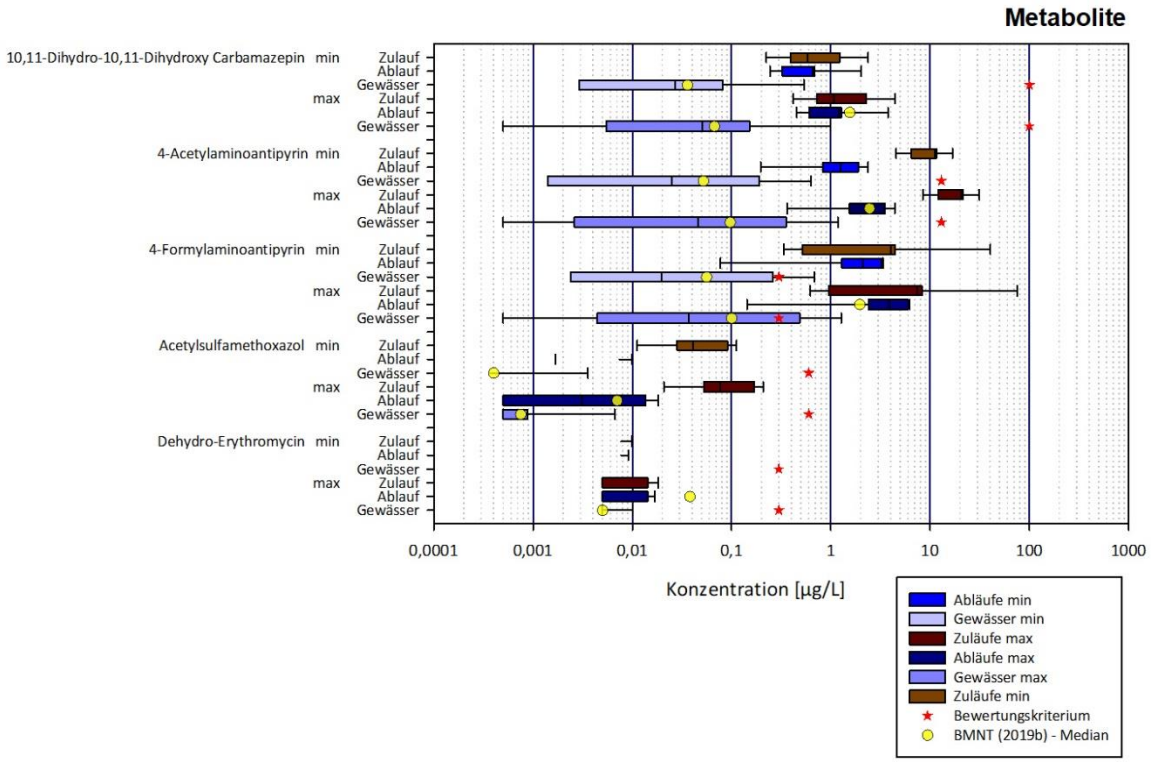
Aus der Indikationsgruppe der **Vasodilatatoren** erfolgte die Untersuchung von Pentoxifyllin. Der Wirkstoff konnte in allen Zulaufproben nachgewiesen werden. In den Ablaufproben wurde Pentoxifyllin in nahezu allen Proben gefunden, ausgenommen in jener der ARA 5 und der ARA 8. In den Abwasserproben zeigte sich hinsichtlich des Abbaus innerhalb der Kläranlagen kein einheitliches Bild. Bei der Untersuchung der Gewässer zeigte sich nur ein positiver Nachweis von Pentoxifyllin in der Probe der Wulka und diese Konzentration lag deutlich unter dem PNEC-Wert von 20 µg/L.

Für die Indikationsgruppe der **Mittel mit Wirkung auf das Renin-Angiotensin-System** wurden die Wirkstoffe Enalapril, Irbesartan und Valsartan untersucht. Dabei konnte Enalapril nur in den untersuchten Zulaufproben nachgewiesen werden und wurde in den Ablauf- sowie Gewässerproben nicht gefunden. Damit wurde auch der TW-TW von 0,3 µg/l in den Gewässerproben eingehalten. Die Untersuchung von Irbesartan zeigte einen positiven Nachweis in allen Zu- und Ablaufproben, wobei die detektierten Gehalte in den Zuläufen etwas höher als in den entsprechenden Abläufen lagen. Weiters konnte Irbesartan in allen Gewässern ausgenommen in der Erlauf, dem Reichramingbach und dem Inn gefunden werden. In allen Gewässerproben wurde das für Irbesartan herangezogene QK-chron von 700 µg/L deutlich unterschritten. Der Wirkstoff Valsartan fand sich ebenfalls in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben, wobei die Gehalte in den Abläufen deutlich unter jenen der entsprechenden Zuläufe lagen, was einen guten Abbau des Stoffes in den Kläranlagen zeigt. In den Gewässern wurde Valsartan in allen Proben außer in den Proben der Erlauf und des Reichramingbaches nachgewiesen. Das QK-chron von 560 µg/L wurde in keiner der Gewässerproben überschritten. Die nachgewiesenen Gehalte lagen deutlich um ein Vielfaches darunter.

Die nachgewiesenen Konzentrationen der hier als „andere Arzneimittel“ gruppierten Wirkstoffe wurden für die Fließgewässer und die Kläranlagenabläufe mit zwei vorangegangenen Untersuchungen verglichen, deren Mediane in Abbildung 28 in Gelb dargestellt sind. Für die Fließgewässerproben zeigten sich ein deutlicher Unterschied für den Wirkstoff Valsartan: Die Belastung (Mediane) lag hier in der aktuellen Untersuchung deutlich unter der früheren Untersuchung. Der Vergleich der Kläranlagenablaufproben zeigte für mehrere Wirkstoffe deutliche Unterschiede: Während in der aktuellen Untersuchung für die Wirkstoffe Verpamil, Theophyllin und Ranitidin deutlich geringe Belastungen (Median) im Vergleich identifiziert wurden, lagen für die Wirkstoffe Irbesartan und Valsartan deutlich höhere Belastungen vor.

7.7.10 Arzneimittelwirkstoffmetabolite

Abbildung 29: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffmetaboliten basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien



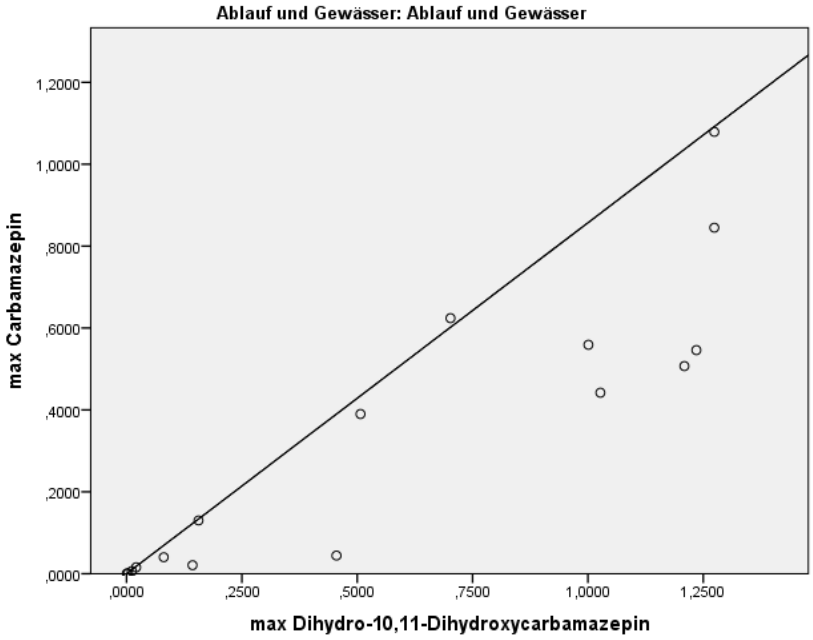
Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Im Rahmen der durchgeführten Studie wurden verschiedene Stoffwechselprodukte (Metaboliten) bestimmter Arzneimittelwirkstoffe in den Abwasser- und Gewässerproben untersucht.

10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxy-Carbamazepin (kurz: Dihydroxycarbamazepin) ist der Metabolit des Antiepileptikums Carbamazepin. Die Substanz wurde in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben sowie in allen Gewässerproben ausgenommen in jener des Reichramingbaches in quantifizierbaren Mengen nachgewiesen. Die Konzentrationen in den entsprechenden Zu- und Ablaufproben lagen üblicherweise in ähnlichen Bereichen mit Ausnahme in der ARA 1, bei welcher im Zulauf merklich höhere Dihydroxycarbamazepin-Gehalte als im entsprechenden Ablauf zu finden waren. Der Vergleich der Ergebnisse der Untersuchung

von Carbamazepin und seinem Metaboliten zeigte statistisch signifikante Korrelationen[2] in den Abläufen und den Gewässern (siehe Abbildung 30). Als Ausreißer wurde in der Graphik die Probe der ARA 1 nicht dargestellt. Es ist zu berücksichtigen, dass nur eine geringe Stichprobengröße untersucht wurde.

Abbildung 30: Graphische Darstellung der signifikanten Korrelation von Carbamazepin und seinem Metaboliten basierend auf den Ergebnissen der Maximalauswertung für die Ablauf- und Gewässerproben (Darstellung mittels IBM SPSS Statistics), Konzentrationen in [µg/L], ausreißerbereinigt



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Die Verbindungen **4-Acetylaminoantipyrin** und **4-Formylaminoantipyrin** sind Metaboliten verschiedener Phenazon-Derivate wie u.a. Aminophenazon (von Bruchhausen et al., 1993) und Metamizol (Waldvogel, 2001). Die Wirkstoffe finden ihren Einsatz in der Humanmedizin als Analgetika. 4-Acetylaminoantipyrin wurde in allen untersuchten Zu- und Ablaufproben nachgewiesen, wobei die detektierten Gehalte in den Zuläufen deutlich über jenen der entsprechenden Abläufe lagen. Auch in den Gewässern konnte 4-Acetylaminoantipyrin in allen Proben gefunden werden, mit Ausnahme in der Probe des Reichramingbaches, in welcher

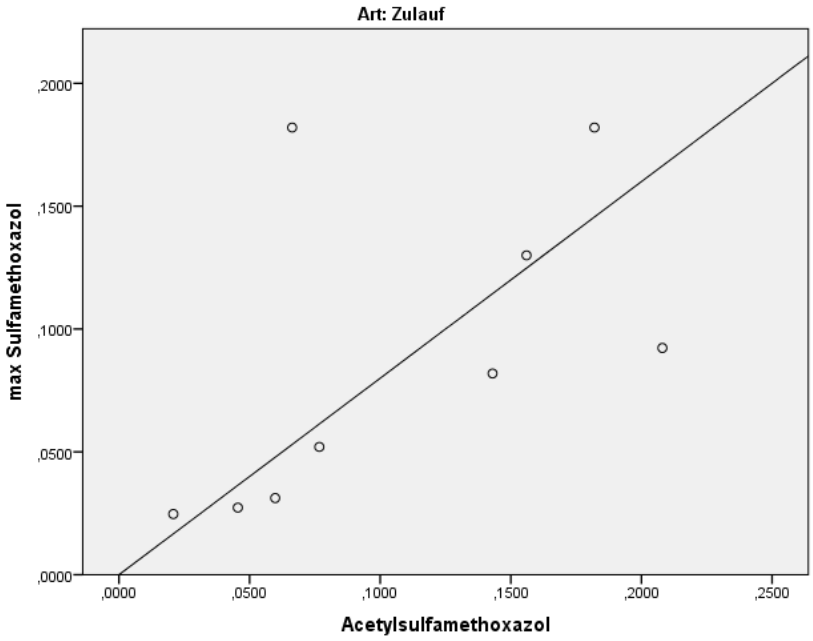
[2] Spearman, durchgeführt mit IBM SPSS Statistics, Korrelationen sind signifikant auf 0,01-Niveau, Abläufe: r=0,870, Gewässer: r=0,976.

kein Nachweis erfolgte. Die Bewertung der Messergebnisse erfolgte basierend auf dem TW-TW für 4-Acetylaminoantipyrin von 13 µg/L. In diesen Gewässerproben wurden keine Überschreitungen des Bewertungskriteriums beobachtet. Der Metabolit 4-Formylaminoantipyrin konnte ebenfalls in allen Zu- und Ablaufproben nachgewiesen werden. Je nach Probe lagen die detektierten Gehalte in den Abläufen der Kläranlagen höher oder tiefer als in den entsprechenden Zuläufen, womit hier kein einheitliches Bild identifiziert werden konnte. Wie für 4-Acetylaminoantipyrin wurde 4-Formylaminoantipyrin auch in allen Gewässerproben detektiert, ausgenommen in der Probe des Reichramingbaches. Die Bewertung erfolgte basierend auf dem GOW für 4-Formylaminoantipyrin von 0,3 µg/L. In den Gewässerproben wurden Überschreitungen in der Wulka (basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung) sowie in der Antiesen und der Dornbirnerach (basierend auf der Maximalauswertung) identifiziert. Es ist hier zu berücksichtigten, dass es sich bei dem GOW um einen gesundheitlichen Orientierungswert handelt. Zieht man zur Bewertung den Toleranzwert in Trinkwasser (TW-TW) von 13 µg/L für 4-Formylaminoantipyrin heran, ist keine Überschreitung in den Gewässerproben zu beobachten.

Acetylsulfamethoxazol ist der Metabolit des Antibiotikums Sulfamethoxazol. Der Stoff wurde in allen untersuchten Kläranlagenzulaufproben nachgewiesen. Er fand sich außerdem in allen Ablaufproben, ausgenommen in den Proben der ARA 1, ARA 4, und ARA 8. Acetylsulfamethoxazol wurde in nur zwei der untersuchten Gewässerproben positiv nachgewiesen – in der Wulka und in der Antiesen, wobei die Konzentration in der Antiesen unter der Bestimmungsgrenze lag. Die Bewertung der detektierten Acetylsulfamethoxazol-Gehalte erfolgte basierend auf dem QK-chron von 0,6 µg/L. Überschreitungen dieses Wertes wurden in keiner Gewässerprobe identifiziert. Statistisch signifikante Korrelationen[3] zwischen Sulfamethoxazol und seinem Metaboliten Acetylsulfamethoxazol fanden sich insbesondere in den Zulaufproben. Diese Ergebnisse sind aber mit Vorsicht zu interpretieren, da es sich bei den untersuchten Proben um eine sehr geringe Fallzahl handelt.

[3] Spearman, durchgeführt mit IBM SPSS Statistics, Korrelation ist signifikant auf 0,05-Niveau, r=0,736.

Abbildung 31: Graphische Darstellung der signifikanten Korrelation von Sulfamethoxazol und seinem Acetylsulfamethoxazol basierend auf den Ergebnissen der Maximalauswertung für die Zulaufproben (Darstellung mittels IBM SPSS Statistics), Konzentrationen in [µg/L]



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Dehydro-Erythromycin, der Metabolit des Antibiotikums Erythromycin, wurde in geringen Mengen in den Zu- und Ablaufproben in drei der neun untersuchten Kläranlagen gefunden (ARA 3, ARA 5und ARA 8). In den Gewässern wurde Dehydro-Erythromycin nur in der Probe des Reichramingbaches in einer Konzentration unter der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Eine Überschreitung des QK-chron von 0,3 µg/L erfolgte in keiner der Gewässerproben. Weiters konnte kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den Gehalten an Erythromycin und Dehydro-Erythromycin festgestellt werden. Die Anzahl der Proben ist allerdings für genauere Aussagen zu gering.

Die Ergebnisse der untersuchten Fließgewässerproben wurden mit den Ergebnissen des GZÜV-Sondermessprogramms (BMNT, 2019b) verglichen. Dabei zeigten sich unter Betrachtung der entsprechenden Mediane für die Wirkstoffmetaboliten Dihydroxycarbamazepin, 4-Acetylaminoantipyrin und Acetylsulfamethoxazol in der aktuellen Untersuchung vergleichsweise geringe, für 4-Formylaminoantipyrin höhere sowie für Dehydro-Erythromycin: ähnliche Belastungen.

Für die Proben der Kläranlagenabläufe zeigte sich beim Vergleich mit einer früher durchgeführten Untersuchung (BMNT, 2019b) für die Metaboliten Dihydroxycarbamazepin in der aktuellen Untersuchung geringere und für 4-Acetylaminoantipyrin ähnliche Belastungen (Mediane). Die Mediane für Acetylsulfamethoxazol, Dehydro-Erythromycin und 4-Formylaminoantipyrin lagen hingegen höher, wobei für letzten Wirkstoffmetaboliten sehr deutlich.

8 Zusammenfassung biologische Wirktests und chemische Analytik

In den folgenden Tabellen werden die Ergebnisse der Wirktests und der chemischen Analytik zusammengefasst. Tabelle 8 (Kläranlagenabläufe) und Tabelle 9 (Fließgewässer) geben die Messwerte (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheit) in Relation zur jeweiligen Bestimmungsgrenze (BG) an. Angezeigt wird jeweils die x-fache Überschreitung der Bestimmungsgrenze. Grundsätzlich wurden alle im Projekt untersuchten Stoffe und Wirktests dargestellt. Bei den Arzneimitteln wurden aufgrund der großen Anzahl der Einzelstoffe nur jene in die Tabellen aufgenommen, wo zumindest ein Messwert größer als die Bestimmungsgrenze war (69 Stoffe im Kläranlagenablauf und 58 Stoffe in den Fließgewässerproben).

Für den Ames-Fluktuationstest, den umuC-Test und den Comet Assay konnte der Messwert nicht mit einer Bestimmungsgrenze ermittelt werden. Aus diesem Grund wurde in Tabelle 8 und Tabelle 9 angegeben, ob in den angereicherten Proben eine mutagene/ gentoxische Wirkung detektiert wurde. Die PCDD/PCDF+DL-PCB stellen einen Summenparameter dar und Bestimmungsgrenzen wurden nur für Einzelsubstanzen angegeben. In Ermangelung einer Bestimmungsgrenze für die Summe der 29 Kongenere wurde in Tabelle 8 und Tabelle 9 näherungsweise angezeigt, ob die JD-UQN für Fließgewässer im Kläranlagenablauf überschritten war.

Tabelle 10 stellt für die Fließgewässer jene Stoffe dar, wo es in zumindest einer Probe zu einer Überschreitung des jeweiligen Bewertungskriteriums (BK) kam. Im Fall der CALUX-Verfahren und des kombinierten Algentests wird dabei die Bandbreite der vorgeschlagenen EBT-Werte abgebildet. Für den Ames-Fluktuationtest, den umuC-Test und den Comet Assay existieren derzeit keine Vorschlagswerte für EBTs. Aus diesem Grund wurde in Tabelle 10 angegeben, ob eine mutagene/ gentoxische Wirkung in der angereicherten Probe nachgewiesen wurde. Der Nachweis ist jedoch nicht mit der Überschreitung eines EBTs gleichzusetzen.

Stoffe/ Wirktests, die in keiner Probe das Bewertungskriterium überstiegen, wurden in Tabelle 10 nicht angeführt. Bei den Arzneimitteln wurden aufgrund der großen Anzahl der Einzelstoffe nur jene in die Tabellen aufgenommen, wo die Überschreitung des

Bewertungskriteriums > 1 war. Für die Metalle wurden an den acht untersuchten Messstellen aus der GZÜV-Datenbank die gelösten Fraktionen im Referenzjahr 2019 ermittelt und diese gelösten Fraktionen mit dem Bewertungskriterium verglichen. Mit Ausnahme der Messstelle an der Raab lagen für alle Messstellen Daten zu gelösten Metallfraktionen vor.

8.1 Kläranlagenablauf

Tabelle 8: Zusammenfassung der Ergebnisse für Kläranlagenabläufe (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheit). Angegeben wird die x-fache Überschreitung der **Bestimmungsgrenze (BG)**.

		Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	ARA1	ARA2	ARA3	ARA4	ARA5	ARA6	ARA7	ARA8	ARA9
Wirktests		Erα [EEQ]	0,00005 - 0,00009	<BG	15	10	6,2	6,4	7,4	17	7,4	4,9	17
		anti- Erα [Tam-EQ]	0,83 - 1,9	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
		AR [DHT-EQ]	0,0018 - 0,0038	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
		anti-AR [Flu-EQ]	3,2 - 8,9	3,0	2,4	4,7	3,1	3,2	3,3	1,9	1,9	2,2	3,8
		DR [TCDD-EQ]	0,000002 -0,000004	< BG	1,4	< BG	< BG	1,1	1,1	2,5	< BG	1,6	< BG
		PAK [B[a]P-EQ]	0,0001 - 0,0008	212	141	320	563	106	< BG	187	511	201	144
		p53 [Ac-EQ]	0,00099 - 0,11	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
		Cytotox [TBT-EQ]	0,56 - 1,0	< BG	1,0	3,3	3,8	1,4	3,3	1,2	1,2	1,8	4,0
		Nrf2 [Cur-EQ]	22 - 130	< BG	2,5	4,8	2,7	2,5	3,2	3,4	4,3	< BG	8,2
		Ames, TA98; -S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA98; +S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA100; -S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA100; +S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		umuC, - S9*	ja/nein	nein	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
		umuC, + S9*	ja/nein	nein	nein	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja	ja
		Comet Assay*	0/+/ ++/ +++	0	+++	+++	+	+++	0	+++	+++	+	+
		Wachstumshem.*	-	n.u.	3,4	5,4	4,5	2,1	3,9	2,5	1,6	1,2	4,4
		Photosynthesehem.*	-	n.u.	17	19	11	12	15	12	12	15	17
chemische Analytik	Referenz-parameter	CSB	15000	n.u.	19	1,6	1,5	1,7	1,6	1,3	1,9	< BG	1,6
		TOC	500	n.u.	150	15	10	17	16	14	24	16	15
		Nges	500	n.u.	3,4	3,0	11	20	20	28	11	26	13
		Pges	100	n.u.	1,5	1,7	6,8	6,3	2,9	8,7	4,2	4,2	6,4
	Hormone	alpha-Estradiol	0,0004	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		beta-Estradiol	0,0004	n.u.	1,6	5,0	2,3	2,4	n.n.	1,1	n.n.	n.n.	n.n.
		Estriol	0,0004	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Estron	0,0004	n.u.	1,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Ethinylestradiol	0,0004	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	PCDD/PCDF+DL-PCB**		-	n.u.	< BG	58	2,0	15	8,5	1,7	< BG	3,6	4,6
	PAK	Acenaphthen	0,002	n.u.	24	2,3	9,4	3,3	4,1	90	4,5	3,2	4,5
		Acenaphthylen	0,001	n.u.	6,3	n.n.	2,3	< BG	1,3	20	n.n.	< BG	n.n.
		Anthracen	0,002	n.u.	< BG	< BG	n.n.	< BG	n.n.	1,2	n.n.	n.n.	< BG
		Benzo(a)anthracen	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Benzo(a)pyren	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

	Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	ARA1	ARA2	ARA3	ARA4	ARA5	ARA6	ARA7	ARA8	ARA9
	Benzo(b)fluoranthen	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Benzo(g,h,i)perylen	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,1	n.n.	n.n.	n.n.
	Benzo(k)fluoranthen	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Chrysen	0,002	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Dibenzo(a,h)anthracen	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Fluoranthen	0,002	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	0,50	n.n.	n.n.	0,50	n.n.	0,50
	Fluoren	0,001	n.u.	14	< BG	4,1	3,0	4,5	50	3,6	2,7	3,2
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	n.n.
	Naphthalin	0,003	n.u.	11	2,5	9,8	2,1	21	n.n.	3,5	4,5	7,8
	Phenanthren	0,005	n.u.	< BG	n.n.	n.n.	< BG	2,1	3,8	1,1	1,1	n.n.
	Pyren	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Metalle	Aluminium	5	n.u.	15	3,4	5,2	3,6	8,8	11	5,6	1,8	n.u.
Metalle	Antimon	1	n.u.	< BG	14	9,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	n.u.
Metalle	Arsen	1,5	n.u.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Metalle	Barium	1	n.u.	46	24	9,2	10	21	14	13	2,6	n.u.
Metalle	Blei	0,8	n.u.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Metalle	Bor	5	n.u.	14	13	68	15	70	20	11	12	n.u.
Metalle	Chrom	1,5	n.u.	< BG	< BG	< BG	< BG	1,9	< BG	< BG	6,7	< BG
Metalle	Eisen	5	n.u.	15	12	40	28	17	13	13	17	n.u.
Metalle	Kobalt	1	n.u.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	n.u.
Metalle	Kupfer	1,5	n.u.	3,5	3,5	4,4	4,6	6,7	4,6	3,2	7,3	5,0
Metalle	Mangan	1,5	n.u.	14	45	29	11	16	9,3	48	1,1	n.u.
Metalle	Molybdän	1	n.u.	2,5	4,6	3,0	1,9	4,2	3,1	41	6,5	n.u.
Metalle	Nickel	0,8	n.u.	2,6	3,5	4,0	6,8	4,8	3,0	1,6	9,1	20
Metalle	Uran	0,5	n.u.	< BG	4,0	< BG	< BG	2,2	2,0	< BG	< BG	n.u.
Metalle	Vanadium	1,5	n.u.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	n.u.
Metalle	Zink	2	n.u.	8,5	8,0	11	18	8,5	13	19	8,5	15
Metalle	Zinn	1	n.u.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	n.u.
Alkyl-phenole	4t-OP	0,003	n.u.	1,2	1,9	< BG	1,2	1,6	2,1	5,0	< BG	4,0
Alkyl-phenole	NP1EO	0,02	n.u.	< BG	< BG	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	< BG	< BG	< BG
Alkyl-phenole	NP2EO	0,02	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
Alkyl-phenole	NP	0,02	n.u.	2,0	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BPA		0,003	n.u.	21	20	6,5	38	55	4,8	14	1,6	9,0
Arzneimittelwirkstoffe	Diclofenac	0,001	n.u.	1820	1190	1260	1610	1470	3150	20	910	7,0
Arzneimittelwirkstoffe	Ibuprofen	0,01	n.u.	n.n.	< BG	< BG	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Arzneimittelwirkstoffe	Ketoprofen	0,001	n.u.	20	23	13	28	14	34	21	n.n.	10,5
Arzneimittelwirkstoffe	Mefenaminsäure	0,001	n.u.	64	210	112	112	294	245	210	175	n.n.
Arzneimittelwirkstoffe	Phenazon	0,001	n.u.	44	33	25	69	126	77	58	44	7,0
Arzneimittelwirkstoffe	Propyphenazon	0,001	n.u.	4,1	5,1	6,7	27,3	0,70	1,33	n.n.	n.n.	2,17
Arzneimittelwirkstoffe	Tramadol	0,001	n.u.	469	259	119	427	217	385	147	504	147
Arzneimittelwirkstoffe	Ampicillin	0,01	n.u.	41	770	10,5	147	29	168	231	n.n.	n.n.

Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	ARA1	ARA2	ARA3	ARA4	ARA5	ARA6	ARA7	ARA8	ARA9
Azithromycin	0,01	n.u.	119	17	46	119	41	126	57	10,5	30
Clarithromycin	0,01	n.u.	18	6,3	11	12	3,7	7,7	7,0	41	6,4
Clindamycin	0,01	n.u.	22	7,7	3,2	6,7	4,0	8,4	1,4	1,8	n.n.
Erythromycin	0,01	n.u.	17	33	3,5	34	4,3	52	11	1,8	32
Metronidazol	0,001	n.u.	2,5	39	16	13	4,7	17	11	1,1	1,8
Roxithromycin	0,01	n.u.	1,7	< BG	1,9	< BG	n.n.	< BG	< BG	n.n.	< BG
Sulfadiazin	0,001	n.u.	n.n.	4,8	n.n.	4,9	n.n.	1,3	n.n.	n.n.	n.n.
Sulfamidin	0,001	n.u.	n.n.	1,8	n.n.	< BG	n.n.	< BG	n.n.	< BG	< BG
Sulfamethoxazol	0,001	n.u.	55	65	9,8	24	24	15	67	35	9,1
Sulfathiazol	0,001	n.u.	2,5	1,5	11	n.n.	1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Trimethoprim	0,001	n.u.	< BG	48	16	20	29	60	29	44	21
Gliclazid	0,001	n.u.	43	11	3 ,4	7,0	8,4	13	n.n.	< BG	n.n.
Metformin	0,01	n.u.	51	34	30	22	14	16	25	n.n.	26
Sitagliptin	0,001	n.u.	434	294	301	350	329	364	546	462	168
Carbamazepin	0,001	n.u.	497	238	210	273	336	455	294	581	24
Gabapentin	0,01	n.u.	413	119	147	119	217	1190	371	48	119
Levetiracetam	0,01	n.u.	5,0	8,4	1,2	1,3	n.n.	1,9	1,2	< BG	1,61
Oxcarbazepin	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	35	34	12	9,1	n.n.	6,0	n.n.
Primidon	0,001	n.u.	27	65	210	203	168	140	98	77	51
Atenolol	0,001	n.u.	77	140	23	9,8	8,4	25	15	20	77
Bisoprolol	0,001	n.u.	259	77	65	126	161	231	196	62	44
Metoprolol	0,001	n.u.	273	623	210	112	343	105	147	280	48
Propranolol	0,001	n.u.	26	11	17	15	20	29	20	5,4	2,1
Sotalol	0,001	n.u.	126	91	38	18	58	189	18	14	21
Atorvastatin	0,001	n.u.	47	24	10,5	9,1	0,7	0,98	2,87	7,7	5,1
Bezafibrat	0,001	n.u.	168	98	45	91	22	441	77	7,0	56
Clofibrinsäure	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	27	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Gemfibrozil	0,001	n.u.	5,7	< BG	9,1	< BG	1,47	12	1,19	n.n.	< BG
Diazepam	0,001	n.u.	< BG	1,19	3,7	4,1	1,82	1,54	2,45	5,5	0,50
Oxazepam	0,001	n.u.	441	175	224	420	140	322	27,3	84,0	182
Quetiapin	0,001	n.u.	13	4,5	1,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	n.n.
Bupropion	0,001	n.u.	7,7	7,0	8,4	29	28	25	4,2	9,1	7,7
Citalopram	0,001	n.u.	133	28	77	77	84	98	105	59	24
Koffein	0,01	n.u.	16,1	4,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	16,1	n.n.	8,4
Sertralin	0,01	n.u.	1,5	< BG	1,2	2,1	< BG	1,8	< BG	n.n.	< BG
Trazodon	0,001	n.u.	98	48	70	91	60	112	77	15	< BG
Venlafaxin	0,001	n.u.	343	133	175	343	287	189	231	399	70
Amidotrizoesäure	0,01	n.u.	16	147	62	245	54	49	252	1,8	29
Iohexol	0,01	n.u.	53	36	231	20	11,9	49	6,0	n.n.	47
Iomeprol	0,01	n.u.	175	4340	< BG	252	n.n.	35	< BG	n.n.	189
Iopamidol	0,01	n.u.	32	4410	32	252	2380	273	3,5	175	462

Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	ARA1	ARA2	ARA3	ARA4	ARA5	ARA6	ARA7	ARA8	ARA9
Iopromid	0,01	n.u.	n.n.	36	44	67	n.n.	13	n.n.	47	27
Ioversol	0,01	n.u.	< BG	< BG	3,4	9,8	n.n.	22	n.n.	n.n.	13
Dihydro-10,11-Dihydro-xycarbamazepin	0,001	n.u.	2030	553	273	651	378	686	665	686	245
4-Acetylaminoantipyrin	0,001	n.u.	2380	1610	1120	1750	1260	2030	616	1050	196
4-Formylaminoantipyrin	0,001	n.u.	3220	2100	1260	3290	2450	3360	1470	1330	77
Acetylsulfamethoxazol	0,001	n.u.	n.n.	6,4	1,7	n.n.	2,1	8,4	9,8	n.n.	16
Furosemid	0,001	n.u.	770	658	420	910	770	1260	336	133	n.n.
Hydrochlorothiazid	0,001	n.u.	511	364	434	448	1260	553	1120	700	217
Amplodipin	0,01	n.u	n.n.	n.n.	1,9	n.n.	1,8	< BG	n.n.	n.n.	n.n.
Verapamil	0,001	n.u.	1,3	1,6	18	3,4	17	10,5	2,0	16	2,9
Salbutamol	0,001	n.u.	n.n.	n.n.	< BG	4,6	1,8	< BG	n.n.	< BG	n.n.
Theophyllin	0,01	n.u.	6,5	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	1,3	5,0	n.n.	2,2
Capecitabin	0,001	n.u.	3,3	3,5	< BG	< BG	2,6	9,8	10,5	n.n.	1,3
Clopidogrel	0,001	n.u.	11	13	7,7	10,5	13	22	4,3	4,1	n.n.
Codein	0,001	n.u.	17	6,4	2,8	3,8	n.n.	12,6	2,0	5,2	n.n.
Pantoprazol	0,001	n.u.	8,4	52	28	77	49	105	n.n.	42	< BG
Ranitidin	0,01	n.u.	8,4	7,0	15	7,0	9,1	26	n.n.	< BG	n.n.
Pentoxifyllin	0,001	n.u.	67	22,4	2,8	< BG	n.n.	15	312	n.n.	4,0
Irbesartan	0,001	n.u.	91	98	35	64	70	41	18	147	9,8
Valsartan	0,001	n.u.	5390	3290	301	70	1470	3990	1120	4,5	46

*keine Bestimmungsgrenze ermittelt. Ergebnisse stellen dar, ob Triggerwert in der angereicherten Probe überschritten wurde

**Summenparameter, keine Darstellung einer Bestimmunsgrenze möglich. Ergebnisse stellen dar, ob JD-UQN überschritten wurde

n.n….nicht nachweisbar, n.u…..nicht untersucht

Messwert/ BG < 1	1 ≤ Messwert/ BG < 3	3 ≤ Messwert/ BG < 10	10 ≤ Messwert/ BG < 100	Messwert/ BG ≥100

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Im Vergleich der neun Kläranlagenabläufe stach keine Kläranlage durch auffällige Werte hervor.

Vergleicht man die CALUX-Verfahren untereinander, so zeigten die Kläranlagenablaufproben am stärksten eine PAK- ähnliche Wirkung, gefolgt von einer östrogenen Wirkung. Auch der Nrf2-CALUX, der oxidativen Stress detektiert, zeigte in allen Proben eine Wirkung an. In der ARA 8 lag der Wert zwar unter der Bestimmungsgrenze, diese betrug in der Probe jedoch 130 µg/L Cur-EQ und lag somit deutlich über den Bestimmungsgrenzen der anderen Ablaufproben. Diese Ergebnisse stimmen mit Untersuchungen von Alygizakis et al. (2019)

überein, der bei Untersuchungen von 12 Kläranlagenabläufen am häufigsten eine PAK-ähnliche, gefolgt von einer östrogenen Wirkung detektierte. Auch der Nrf2-CALUX ergab in zahlreichen Ablaufproben Werte größer Bestimmungsgrenze.

Setzt man die Ergebnisse der chemischen Analytik von Hormonen, Alkylphenolen, Bisphenol A, PAK16 und den PCDD/PCDF+DL-PCB ohne Berücksichtigung der relativen Wirkpotenzen der einzelnen Substanzen (siehe Kapitel 9) in Relation zu ERα-CALUX, DR-CALUX und PAK-CALUX, so lassen sich keine Parallelen erkennen. Kläranlagen mit den höchsten chemischen Konzentrationen sind nicht zwangsläufig jene, mit der höchsten Wirkung.

Die Überprüfung der Gentoxizität zeigte im Ames-Fluktuationstest (trophischen Ebene der Bakterien) als auch im p53-CALUX (trophische Ebene der Säugerzellen) keine Wirkung der Kläranlagenabläufe. Im umuC-Test und im Comet Assay hingegen wurde eine gentoxische Wirkung nachgewiesen. Dies ist kein Widerspruch, da die eingesetzten Tests unterschiedliche Endpunkte detektieren. Während der Ames-Fluktuationstest sehr spezifische Punktmutationen anzeigt, detektiert der umuC-Test die Induktion des Reperaturmechanismus der Zelle, die sowohl bei Punktmutationen, aber auch bei unspezifischeren DNA-Schäden aktiviert wird. Der Comet Assay weist tatsächliche DNA-Strangbrüche nach.

8.2 Fließgewässer

Tabelle 9: Zusammenfassung der Ergebnisse für Fließgewässer (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheiten). Angegeben wird die x-fache Überschreitung der **Bestimmungsgrenze (BG)**.

		Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	Erlauf	Reichra-mingbach	Antiesen	Donau	Dornbirner-ach	Inn	Raab	Wulka
Wirktests		Erα [EEQ]	0,00006 - 0,00008	< BG	1,2	< BG	< BG	< BG	2,1	1,3	2,1	3,9
		anti- Erα [Tam-EQ]	0,83 - 1,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
		AR [DHT-EQ]	0,0019 - 0,003	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
		anti-AR [Flu-EQ]	3,18 - 8,55	3,0	< BG	-	2,1	2,2	4,1	2,0	3,3	4,9
		DR [TCDD-EQ]	0,000002 - 0,000004	< BG	1,1	< BG	< BG	< BG	1,3	< BG	1,3	1,8
		PAK [B[a]P-EQ]	0,00012 - 0,00076	212	2086	83	612	481	37859	332	58	259
		p53 [Ac-EQ]	0,0099 - 0,11	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
		Cytotox [TBT-EQ]	0,56 - 1,1	< BG	< BG	< BG	1,2	< BG	3,2	< BG	< BG	2,1
		Nrf2 [Cur-EQ]	22 - 44	< BG	10	-	1,7	1,7	3,0	2,7	3,0	8,6
		Ames, TA98; -S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA98; +S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	ja
		Ames, TA100; -S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA100; +S9*	ja/nein	nein	nein	ja	ja	nein	ja	ja	ja	nein
		umuC, - S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		umuC, + S9*	ja/nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Comet Assay*	0/+/ ++/ +++	0	+	0	0	0	0	++	0	+
		Wachstumshem.*	-	-	2,0	4,0	3,6	2,9	3,3	1,7	2,4	11
		Photosynthesehem.*	-	-	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,6
chemische Analytik	Referenz-parameter	CSB	15000	-	< BG	30	< BG	< BG	< BG	17	< BG	< BG
		TOC	500	-	2,6	240	6,4	3,8	7,2	130	4,8	10
		Nges	500	-	2,2	2,2	4,2	3,0	5,8	1,4	4,0	7,4
		Pges	100	-	< BG	< BG	3,7	1,2	< BG	< BG	< BG	2,6
	Hormone	alpha-Estradiol	0,0004	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		beta-Estradiol	0,0004	-	n.n.	3,5	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	1,9
		Estriol	0,0004	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Estron	0,0004	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	n.n.
		Ethinylestradiol	0,0004	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	PCDD/PCDF+DL-PCB*			-	24	18	110	6,3	6,7	9,2	38	25
	PAK	Acenaphthen	0,002	-	1,1	3,2	3,7	3,4	3,5	4,5	3,2	2,5
		Acenaphthylen	0,001	-	n.n.	< BG	< BG	< BG	< BG	n.n.	< BG	< BG
		Anthracen	0,002	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
		Benzo(a)anthracen	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Benzo(a)pyren	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,7

	Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	Erlauf	Reichra-mingbach	Antiesen	Donau	Dornbirner-ach	Inn	Raab	Wulka
	Benzo(b)fluoranthen	0,001	-	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,1
	Benzo(g,h,i)perylen	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,1
	Benzo(k)fluoranthen	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
	Chrysen	0,002	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
	Dibenzo(a,h)anthracen	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	Fluoranthen	0,002	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
	Fluoren	0,001	-	1,4	1,7	1,7	3,8	2,6	2,9	2,6	2,5
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
	Naphthalin	0,003	-	2,2	5,5	6,3	3,5	5,8	6,8	3,3	3,3
	Phenanthren	0,005	-	< BG	< BG	n.n.	2,0	1,2	1,4	< BG	2,3
	Pyren	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG
Metalle	Aluminium	5	-	1,7	64	172	580	7,40	18	15	50
Metalle	Antimon	1	-	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,10
Metalle	Arsen	1,5	-	< BG	< BG	1,07	1,20	< BG	< BG	< BG	1,40
Metalle	Barium	1	-	17	20	21	43	100	18	55	41
Metalle	Blei	0,8	-	< BG	< BG	1,04	3,13	< BG	< BG	< BG	< BG
Metalle	Bor	5	-	1,30	3,2	4,40	3,60	50	1,90	2,80	14
Metalle	Chrom	1,5	-	< BG	< BG	3,33	5,7	5,53	< BG	< BG	< BG
Metalle	Eisen	5	-	2,20	46	144	460	24	17	24	48
Metalle	Kobalt	1	-	< BG	< BG	< BG	1,1	< BG	< BG	< BG	< BG
Metalle	Kupfer	1,5	-	4,0	4,40	3,3	7,33	10	3,00	3,13	3,7
Metalle	Mangan	1,5	-	< BG	4,87	52	53	3,60	1,20	16	12
Metalle	Molybdän	1	-	1,00	< BG	< BG	1,70	2,00	1,80	< BG	1,50
Metalle	Nickel	0,8	-	< BG	1,38	3,00	5,63	4,38	3,25	< BG	2,75
Metalle	Uran	0,5	-	1,52	< BG	1,92	2,00	< BG	2,40	1,44	5,40
Metalle	Vanadium	1,5	-	< BG	< BG	1,40	3,73	< BG	< BG	< BG	< BG
Metalle	Zink	2	-	1,90	4,10	5,00	10	2,35	1,50	1,55	6,5
Metalle	Zinn	1	-	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Alkyl-phenole	4t-OP	0,003	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	< BG	n.n.	< BG
Alkyl-phenole	NP1EO	0,02	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Alkyl-phenole	NP2EO	0,02	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Alkyl-phenole	NP	0,02	-	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BPA		0,003	-	n.n.	< BG	1,08	1,00	3,00	< BG	< BG	6,25
Arzneimittel	Diclofenac	0,001	-	n.n.	5,04	77	7,70	32	n.n.	n.n.	1050
Arzneimittel	Mefenaminsäure	0,001	-	n.n.	6,02	43	7,70	35	n.n.	n.n.	48
Arzneimittel	Paracetamol (Acetaminophen)	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,61
Arzneimittel	Phenazon	0,001	-	n.n.	n.n.	7,70	1,68	16	n.n.	3,99	29
Arzneimittel	Propyphenazon	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	5,18
Arzneimittel	Tramadol	0,001	-	< BG	n.n.	31	6,58	33	3,22	36	266
Arzneimittel	Ampicillin	0,01	-	n.n.	n.n.	9,10	n.n.	3,01	n.n.	n.n.	140

Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	Erlauf	Reichra-mingbach	Antiesen	Donau	Dornbirner-ach	Inn	Raab	Wulka
Azithromycin	0,01	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	1,26	n.n.	n.n.	n.n.
Clarithromycin	0,01	-	n.n.	n.n.	< BG	< BG	1,26	n.n.	n.n.	1,33
Clindamycin	0,01	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	1,12	n.n.	n.n.	3,85
Erythromycin	0,01	-	n.n.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1,68	9,80
Metronidazol	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,08
Oxytetrazyklin	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,75	n.n.	n.n.	n.n.
Sulfamethoxazol	0,001	-	n.n.	n.n.	2,38	4,27	5,46	< BG	1,89	29
Sulfathiazol	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,12
Trimethoprim	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	< BG	3,22	< BG	< BG	20
Gliclazid	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	12
Metformin	0,01	-	4,2	n.n.	17	12	15	7,0	11	50
Sitagliptin	0,001	-	n.n.	n.n.	22	14	44	3,29	19	273
Carbamazepin	0,001	-	< BG	n.n.	22	8,40	70	3,36	11	301
Gabapentin	0,01	-	n.n.	n.n.	13	3,92	22	4,76	20	84
Levetiracetam	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	6,23
Primidon	0,001	-	n.n.	n.n.	27	3,99	23	2,24	27	119
Atenolol	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	< BG	1,68	< BG	n.n.	41
Bisoprolol	0,001	-	n.n.	n.n.	1,75	1,96	9,10	< BG	4,13	67
Metoprolol	0,001	-	< BG	n.n.	9,10	4,41	27	2,45	8,40	406
Propranolol	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	9,10
Sotalol	0,001	-	n.n.	n.n.	1,33	1,12	8,40	n.n.	< BG	70
Atorvastatin	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,85
Bezafibrat	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,03	< BG	1,12	91
Gemfibrozil	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	1,96
Oxazepam	0,001	-	n.n.	n.n.	7,00	2,17	39	3,29	16	112
Quetiapin	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,12
Bupropion	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1,47	n.n.	n.n.	3,29
Citalopram	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	< BG	5,46	1,05	1,33	11
Koffein	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	15	7,70	11
Trazodon	0,001	-	n.n.	n.n.	2,80	< BG	4,62	n.n.	n.n.	25
Venlafaxin	0,001	-	n.n.	n.n.	16	5,60	32	2,38	21	133
Amidotrizoesäure	0,01	-	n.n.	n.n.	11	2,52	17	< BG	11	84
Iohexol	0,01	-	n.n.	n.n.	69	2,59	3,50	n.n.	7,70	15
Iomeprol	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	5,95	n.n.	n.n.	1,05	455
Iopamidol	0,01	-	n.n.	n.n.	33	1,82	154	< BG	7,00	504
Iopromid	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	1,47	n.n.	4,48	6,02	7,70
Dihydro-10,11-Dihydro-xycarbamazepin	0,001	-	1,82	n.n.	43	11	84	6,23	77	539
4-Acetylaminoantipyrin	0,001	-	1,82	n.n.	91	32	224	18	1,26	637
4-Formylaminoantipyrin	0,001	-	< BG	n.n.	168	33	294	6,79	7,00	686
Acetylsulfamethoxazol	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,57

Test/ Analyt	BG [µg/L]	Blindwert	Erlauf	Reichra-mingbach	Antiesen	Donau	Dornbirner-ach	Inn	Raab	Wulka
Furosemid	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	280
Hydrochlorothiazid	0,001	-	n.n.	n.n.	46	5,18	23	3,08	51	273
Verapamil	0,001	-	n.n.	n.n.	15	n.n.	15	n.n.	n.n.	1,12
Theophyllin	0,01	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	1,12	n.n.	1,12	3,29
Clopidogrel	0,001	-	n.n.	n.n.	< BG	n.n.	< BG	n.n.	n.n.	9,10
Codein	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	2,87
Pantoprazol	0,001	-	n.n.	n.n.	1,96	< BG	1,96	n.n.	n.n.	56
Ranitidin	0,01	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,29
Pentoxifyllin	0,001	-	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	12
Irbesartan	0,001	-	n.n.	n.n.	6,23	1,89	7,70	n.n.	6,51	39
Valsartan	0,001	-	n.n.	n.n.	32	3,29	84	3,08	4,06	588

* keine Bestimmungsgrenze ermittelt. Ergebnisse stellen dar, ob Triggerwert in der angereicherten Probe überschritten wurde.

**Summenparameter, keine Darstellung einer Bestimmunsgrenze möglich. Ergebnisse stellen dar, ob JD-UQN überschritten wurde

n.n….nicht nachweisbar, -…keine Bestimmungsgrenze angegeben

Messwert/ BG < 1	1 ≤ Messwert/ BG < 3	3 ≤ Messwert/ BG < 10	10 ≤ Messwert/ BG < 100	Messwert/ BG ≥100

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Beim Vergleich der Fließgewässer fällt auf, die die Arzneimittelwirkstoffe in den unbelasteten Referenzstrecken (Erlauf und Reichramingbach) deutlich seltener detektiert wurden, als in den übrigen Gewässern. Die meisten Detektionen der Arzneimittel fanden in der Wulka statt, die an der Probenahmestelle einen großen Abwasseranteil aufweist.

Die Erlauf zeigt im PAK-CALUX, im Nrf2-CALUX (oxidativer Stress) und im Comet Assay erhöhte Werte, während die chemische Analytik keine erhöhten PAK16-Konzentrationen anzeigte. Im Reichramingbach war eine Reihe von Tests/ Analyten auffällig: In der chemischen Analytik waren die Konzentrationen von CSB, TOC und 17β-Estradiol unerwartet hoch, bei den Wirktests zeigte die Probe erhöhte PAK-ähnliche, mutagene (Ames-Fluktuationstest) und gentoxische Wirkung (umuC-Test). Auch für die Wachstumshemmung wurde ein vergleichsweise hoher Wert detektiert.

Tabelle 10: Zusammenfassung der Überschreitungen von **Bewertungskriterien (BK)** in Fließgewässern (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheiten). Angegeben wird die x-fache Überschreitung des Bewertungskriteriums

		Test/ Analyt	Bewertungskriterium [µg/L]	Blindwert	Erlauf	Reichramingbach	Antiesen	Donau	Dornbirnerach	Inn	Raab	Wulka
Wirktests		Erα [EEQ]	0,0001	0,3	0,7	< BG	< BG	< BG	1,6	1,0	1,5	2,3
			0,00028	0,1	0,3	< BG	< BG	< BG	0,6	0,4	0,5	0,8
			0,0005	0,05	0,2	< BG	< BG	< BG	0,3	0,2	0,3	0,5
		anti-AR [Flu-EQ]	**14,4**	0,7	< BG	0,3	1,3	1,0	2,4	0,9	1,3	2,5
			25	0,4	< BG	0,2	0,7	0,6	1,4	0,5	0,7	1,4
		DR [TCDD-EQ]	**0,00005**	< BG	0,04	< BG		< BG	0,05	< BG	0,05	0,07
		PAK [B[a]P-EQ]	**0,0062**	12	142	1,6	42	21	2581	24	2,6	18
			0,15	0,5	6	0,07	1,7	0,9	107	1,0	0,1	0,7
		Nrf2 [Cur-EQ]	10	1,0	45	4,2	7,4	7,3	13	12	13	38
			21	0,5	21	2,0	3,5	3,5	6,2	5,7	6,2	18
		Ames, TA98; -S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA98; +S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein	nein	ja
		Ames, TA100; -S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Ames, TA100; +S9*	ja/nein	nein	nein	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja
		umuC, - S9*	ja/nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		umuC, + S9*	ja/nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein
		Comet Assay*	0/+/ ++/ +++	0	+	0	0	0	0	++	0	+
		Wachstumshem.	0,13	n.u.	2,0	4,0	3,6	2,9	3,3	1,7	2,4	11
		Photosynthesehem.	0,07	n.u.	0,1	0,1	0,5	0,2	0,7	0,1	0,2	2,6
Gechemische Analytik	Hormone	alpha-Estradiol	0,00041	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		beta-Estradiol	0,0004	n.u.	n.n.	3,5	n.n.	0,5	n.n.	n.n.	n.n.	1,8
		Estron	0,0036	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,06	n.n.	n.n.
		Ethinylestradiol	0,000037	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	PCDD/PCDF+DL-PCB		0,000000015	n.u.	24	18	110	6,3	6,7	9,2	38	25
	PAK	Acenaphthen	0,32	n.u.	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
		Acenaphthylen	0,13	n.u.	n.n.	0,004	0,004	0,004	0,004	n.n.	0,004	0,004
		Anthracen	0,1	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,01
		Benzo(a)anthracen	0,002	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Benzo(a)pyren	0,00017	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	9,7
		Benzo(b)fluoranthen	0,017	n.u.	n.n.	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1
		Benzo(g,h,i)perylen	0,0082	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1
		Benzo(k)fluoranthen	0,017	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,05
		Chrysen	0,007	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1
		Dibenzo(a,h)anthracen	0,00014	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
		Fluoranthen	0,0063	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,2

	Test/ Analyt		Bewertungskriterium [µg/L]	Blindwert	Erlauf	Reichramingbach	Antiesen	Donau	Dornbirnerach	Inn	Raab	Wulka
	Fluoren		0,21	n.u.	0,007	0,008	0,008	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren		0,0022	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,4
	Naphthalin		2	n.u.	0,003	0,008	0,009	0,005	0,009	0,01	0,005	0,005
	Phenanthren		0,5	n.u.	0,01	0,005	n.n.	0,02	0,01	0,01	0,008	0,02
	Pyren		0,0023	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,4
Metalle**	Aluminium		50	n.u.	0,10	0,15	0,58	0,26	0,16	0,27	n.u.	0,24
Metalle**	Arsen		24	n.u.	0,02	0,02	0,05	0,03	0,02	0,06	n.u.	0,09
Metalle**	Blei		1,2	n.u.	0,42	0,42	0,42	0,42	0,04	0,34	n.u.	0,42
Metalle**	Kupfer		1,6	n.u	0,31	0,31	0,99	0,59	1,01	0,59	n.u.	0,83
Metalle**	Nickel		4	n.u	0,13	0,13	0,24	0,15	0,51	0,36	n.u.	0,37
Metalle**	Uran		6	n.u	0,08	0,08	0,14	0,14	0,09	0,22	n.u.	0,64
Metalle**	Zink		8,8	n.u	0,19	0,17	0,17	0,43	0,28	0,79	n.u.	1,07
Alkylphenole		4t-OP	0,1	n.u	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,01	0,01	n.n.	0,01
Alkylphenole		NP	0,3	n.u	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
BPA			1,6	n.u.	n.n.	0,001	0,002	0,002	0,006	0,002	0,001	0,01
Arzneimittel		Diclofenac	0,05	n.u.	n.n.	0,10	1,5	0,15	0,64	n.n.	n.n.	21
Arzneimittel		Sitagliptin	0,2	n.u.	n.n.	n.n.	0,11	0,07	0,22	0,02	0,09	1,4
Arzneimittel		Bisoprolol	0,02	n.u.	n.n.	n.n.	0,09	0,10	0,46	0,04	0,21	3,4
Arzneimittel		Venlafaxin	0,038	n.u.	n.n.	n.n.	0,42	0,15	0,85	0,06	0,55	3,5
Arzneimittel		Iomeprol	2	n.u.	n.n.	n.n.	n.n.	0,03	n.n.	n.n.	0,01	2,3
Arzneimittel		Iopamidol	1	n.u.	n.n.	n.n.	0,33	0,02	1,5	0,005	0,07	5,0
Arzneimittel		4-Formylaminoantipyrin	0,3	n.u.	0,003	n.n.	0,56	0,11	0,98	0,02	0,02	2,3

* keine EBT-Werte verfügbar. Angegeben wird, ob in der Probe eine mutagene/ gentoxische Wirkung nachgewiesen wurde. **Für die Bewertung wurde die gelöste Metallfraktion, die laut GZÜV im Referenzjahr 2019 an den ausgewählten Messstellen gdetektiert wurde, herangezogen

Messwert/ BK < 1	1 ≤ Messwert/ BK < 3	3 ≤ Messwert/ BK < 10	10 ≤ Messwert/ BK < 100	Messwert/ BK ≥100

In den Fließgewässern zeigten folgende Wirktests eine Überschreitung der vorgeschlagenen EBT-Werte bzw. der Bewertungskriterien:

- Anti-androgene Wirkung (nach Abzug des Blindwerts): Dornbirnerach, Wulka
- PAK-ähnliche Wirkung (nach Abzug des Blindwerts): Erlauf, Antiesen, Donau, Dornbirnerach, Inn, Wulka
- Oxidativer Stress (Nrf2) (nach Abzug des Blindwerts): alle Messstellen
- Herbizide Wirkung (Wachstumshemmung): alle Messstellen
- Herbizide Wirkung (Photosynthesehemmung): Wulka

In folgenden Gewässern war eine mutagene/ gentoxische Wirkung in den angereicherten Proben nachweisbar. Nachdem für diese Testverfahren jedoch noch keine EBT-Werte vorgeschlagen wurden, entspricht der Nachweis nicht der Überschreitung eines Bewertungskriteriums.

- Mutagenität (Ames-Fluktuationstest, angereicherte Proben): Reichramingbach, Antiesen, Dornbirnerach, Inn, Raab, Wulka
- Gentoxizität (umuC-Test, angereicherte Probe): Reichramingbach
- Gentoxizität (Comet Assay, angereicherte Probe): Erlauf, Inn, Wulka

Unter der Annahme einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung und näherungsweiser Rückrechnung auf die nicht-angereicherte Probe, zeigte weder der Ames- Fluktuations- noch der umuC-Test in den Fließgewässerproben eine mutagene bzw. gentoxische Wirkung. Für den Comet Assay ist die näherungsweise Rückrechnung und der nachfolgende Vergleich mit einem Bewertungskriterium nicht möglich, da die Bewertung der Gentoxizität anhand des statistischen Vergleichs mit der Negativkontrolle erfolgt. Es stellt sich die Frage, wie mit einem positiven Signal in den angereicherten Proben umzugehen ist und welche Aussage dieses Ergebnis für die Umwelt hat. Wenn eine Probe stark genug angereichert würde, dann wären gentoxische Effekte vermutlich in vielen Oberflächengewässern detektierbar. Es gibt auf diesem Gebiet derzeit keine Regularien, die festhalten, ab wann (Anreicherungsfaktor/ Verdünnungsfaktor) ein positiver Befund problematisch für Mensch und Umwelt ist und Handlungsbedarf besteht. Der ToxBox-Leitfaden für ein gefährdungsbasiertes Risikomanagement für anthropogene Spurenstoffe zur Sicherung der Trinkwasserversorgung (UBA, 2018c) gibt eine Idee davon, wie die Bewertung von Ergebnissen aus biologischen Wirktests für die Trinkwasserversorgung ausschauen könnte (Stichwort akzeptables Restrisiko).

In der chemischen Analytik zeigten folgende Stoffe in der Stichprobe bzw. bei den Metallen die JD-Konzentration der gelösten Fraktion laut GZÜV (Referenzjahr 2019) Überschreitungen der JD-UQN gemäß QZV Chemie OG. Dort, wo keine UQN rechtlich verankert sind, wurden andere Bewertungskriterien herangezogen (siehe Kapitel 5.3.2).

- 17β-Estradiol (chronisches Qualitätskriterium): Reichramingbach, Wulka
- PCDD/PCDF+DL-PCB (JD-UQN abgeleitet aus Biota-UQN): alle Messstellen
- Benzo(a)pyren (JD-UQN): Wulka
- Kupfer (JD-UQN): Dornbirnerach
- Zink (JD-UQN): Wulka
- Diclofenac (chronisches Qualitätskriterium): Antiesen, Wulka

- Sitagliptin, Bisoprolol, Iomeprol (Toleranzwert Trinkwasser): Wulka
- Venlafaxin (PNEC): Wulka
- Iopamidol (Gesundheitlicher Orientierungswert): Dornbirnerach, Wulka
- 4-Formylaminoantipyrin (Gesundheitlicher Orientierungswert): Wulka

Die häufigsten Überschreitungen wurde für die Wulka, gefolgt von Antiesen und Dornbirnerach festgestellt. Dieses Ergebnis ist wenig überraschend, handelt es sich doch um Gewässer mit nennenswertem Abwasseranteil und zum Teil stark landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet.

9 Vergleich Wirktests und chemische Analytik

Um die Messergebnisse der chemischen Analyse mit den Ergebnissen der Wirktests zu vergleichen, wurden die einzelnen Messergebnisse 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.

Der Vergleich wurde für jene drei CALUX-Verfahren durchgeführt, für die bereits REP-Werte für jene Substanzen vorliegen, die maßgeblich für die Wirkung des jeweiligen CALUX-Verfahren verantwortlich sind. Ein weiterer Vergleich von Wirktests mit der chemischen Analytik ist anzustreben (so könnte etwa der Nrf2-CALUX, der oxidativen Stress anzeigt, mit der Konzentration von Metallen und PAK verglichen werden), wurde aber im vorliegenden Projekt nicht durchgeführt, da keine REP-Werte der Metalle und PAK für den Nrf2-CALUX verfügbar waren.

9.1 Östrogenes Wirkpotential (ERα-CALUX) – Östrogene Steroidhormone

Die Durchführung der Untersuchung der östrogenen Wirkung der gezogenen Proben erfolgte mittels des ERα-CALUX, wobei die Wirkung im Vergleich zur Referenzsubstanz 17β-Östradiol angegeben wird. Die Ergebnisse dieses Wirktests werden damit als Östradioläquivalente EEQ angegeben. Die Ergebnisse des ERα-CALUX sind in Kapitel 6.1 angeführt und diskutiert. Die Ergebnisse der chemischen Analytik der östrogenen Steroidhormone finden sich in Kapitel 7.2.

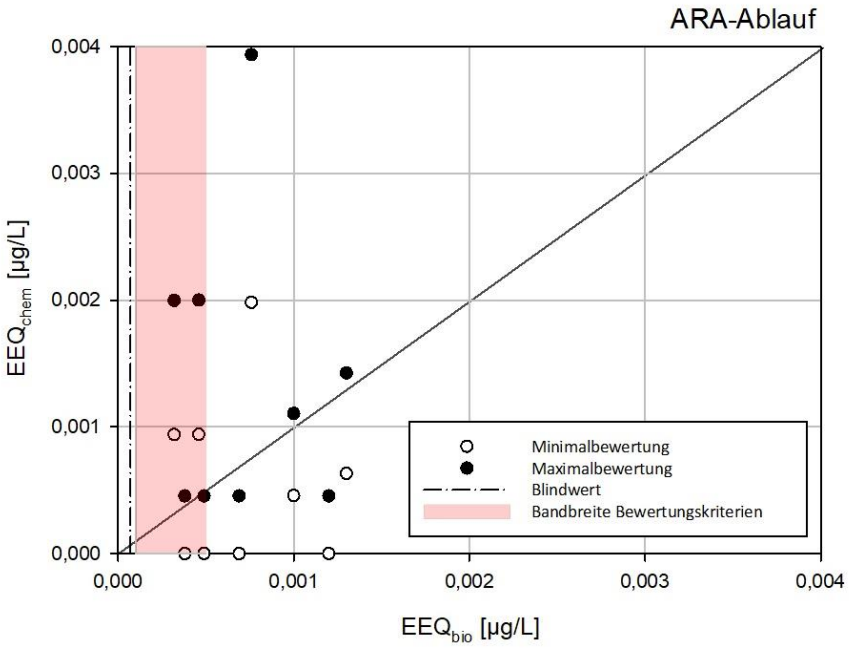
Die Durchführung erfolgte nach Könemann et al. (2018). Als REP-Werte wurden die Wirkungspotenzen für Östron von 0,016, für 17α-Östradiol von 0,056 für 17β-Östradiol von 1, für 17α-Ethinylöstradiol von 1,2 und für Östriol von null herangezogen. Die Berechnungen erfolgten basierend auf den Ergebnissen auf der Minimal- und der Maximalbewertung, wobei – anders als bei Könemann et al. (2018) – Werte kleiner der Nachweisgrenze gleich 0

gesetzt wurden. Bei Könemann et al. (2018) gingen in der Minimalbewertung Werte unter der Nachweisgrenze mit der halben Nachweisgrenze in die Berechnung ein, um den potentiellen Beitrag von Östrogenen, die in der chemischen Analyse nicht detektiert wurden (unter der Nachweisgrenze) zu berücksichtigen.

Grundsätzlich weisen auch die Alkylphenole und Bisphenol A ein östrogenes Wirkpotential auf. Da die Wirkpotenzen dieser Stoffe im CALUX-Test aber im Vergleich zu den Hormonen sehr gering sind (REP-Wert für Nonylphenol von 0,000023, für Nonylphenolethoxylate von 0,0000038, für 4-Octylphenol von 0,0000038 und für Bisphenol A 0,0000078) wurden sie für den Vergleich nicht berücksichtigt.

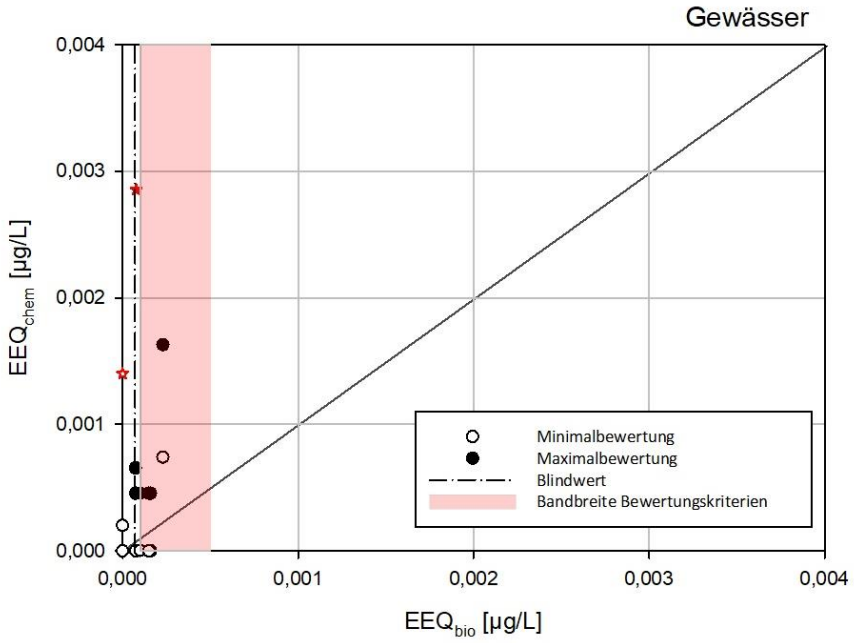
Die Ergebnisse für die Kläranlagenabläufe und die Gewässerproben sind in Abbildung 32 und Abbildung 33 dargestellt. EEQ_{bio} bezeichnet hierbei die ermittelte östrogene Aktivität im CALUX-Test und EEQ_{chem} die Summe der theoretischen Wirkpotentiale, die aus den Ergebnissen der chemischen Einzelanalytik berechnet wurde. In der Minimalbewertung wurde für jeden Messpunkt der Minimalwert aus dem CALUX-Test und der Minimalwert abgeleitet aus der chemischen Analytik herangezogen, für die Maximalbewertung die jeweiligen Maximalwerte. Je nachdem ob bzw. wie viele Messwerte > Bestimmungsgrenze vorlagen, können die Messpunkte von Minimal- und Maximalbewertung in Abbildung 32 und Abbildung 33 idente x- bzw. y-Werte aufweisen oder nicht.

Abbildung 32: Gegenüberstellung der gemessenen östrogenen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Kläranlagenablaufproben



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Abbildung 33: Gegenüberstellung der gemessenen östrogenen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Gewässerproben (die roten Sterne markieren Ausreißerwerte in der Probe des Reichramingbachs)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Bei der Minimalbewertung wird die berechnete Wirkung (EEQ_{chem}) ausschließlich durch 17β-Östradiol und Östron verursacht, während in der Maximalbewertung die nicht nachgewiesenen Hormone mit der Nachweisgrenze berücksichtigt werden. Bei der Minimalbewertung ist daher eine Unterschätzung der berechneten biologischen Wirksamkeit (EEQ_{chem}) wahrscheinlich, wie es auch bei Könemann et al. (2018) gezeigt werden konnte. Im Gegenzug dazu kann es zu einer Überschätzung der berechneten biologischen Wirksamkeit (EEQ_{chem}) kommen, wenn in der Probe Antagonisten vorhanden sind, die die biologische Wirksamkeit mindern.

In fünf Kläranlagenablaufproben konnte in der Maximalbewertung eine gute Übereinstimmung zwischen der gemessenen und der berechneten östrogenen Wirksamkeit abgeleitet werden (ARA 1, ARA 5 – ARA 8). Bei drei Kläranlagenabläufen erfolgte in der Maximalbewertung durch die Berechnung eine Überschätzung der östrogenen Wirksamkeit (ARA 2 – 4), in einer Kläranlagenablaufprobe eine Unterschätzung (ARA 9). Die Überschätzung der östrogenen Wirksamkeit aufgrund der Berechnung aus der chemischen Konzentration der

fünf untersuchten Hormone zeigt weiters, dass in den Proben keine weiteren Substanzen vorhanden sind, die im ERα-CALUX eine östrogene Wirkung verursachen. Andere im Projekt untersuchte bekannte östrogen-wirksame Chemikalien, wie z.B. Bisphenol A wurden aufgrund des geringen Wirkpotentials und geringen berechneten EEQ_{chem} nicht berücksichtigt.

In der Minimalbewertung wird die östrogene Wirksamkeit in der Berechnung aus chemischen Konzentrationen erwartungsgemäß tendenziell unterschätzt.

In den Gewässerproben lagen fast alle Werte der chemischen Analytik unter der Nachweisgrenze, Ausnahmen bildeten nur der Reichramingbach und die Wulka, in denen 17β-Östradiol mit Werten > BG detektiert wurde. Da der Wert für den Reichramingbach (unbeeinflusste Gewässerstrecke) ungewöhnlich hoch ist, wurde er in Abbildung 33 in Rot dargestellt. Es sollte abgeklärt werden, ob im Reichramingbach potentielle Belastungsquellen vorliegen. Die Hälfte der Gewässerwerte des ERα-CALUX lagen im Bereich bzw. nur knapp über dem gemittelten Blindwert von 0,071 ng/L EEQ; hier stellte auch der Reichramingbach keine Ausnahme dar. Die hohe Konzentration an 17β-Östradiol im Reichramingbach konnte somit im ERα-CALUX nicht detektiert werden.

9.2 PAK-ähnliches Wirkpotential (PAK-CALUX)

Die Durchführung der Untersuchung der PAK-ähnlichen Wirkung der gezogenen Proben erfolgte mittels PAK-CALUX, wobei die Wirkung im Vergleich zur Referenzsubstanz Benzo[a]pyren angegeben wird. Die Ergebnisse dieses Wirktests werden damit als Benzo[a]pyren-Äquivalente (B[a]P-EQ) angegeben.

Die Ergebnisse des PAK-CALUX sind in Kapitel 6.1 angeführt und diskutiert. Die Ergebnisse der chemischen Analytik der PAK finden sich in Kapitel 7.4.

Analog zum Vergleich des östrogenen Wirkpotentials wurden für das PAK-ähnliche Wirkpotential die einzelnen Messergebnisse der chemischen Analyse mit relativen Wirkungspotenzen in B[a]P-EQ umgerechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen mit den entsprechenden substanz- und testspezifischen REP-Werten multipliziert und die Einzelstoffe aufsummiert wurden. Dabei wurden die REP-Werte von Pieterse et al. (2013) herangezogen (Tabelle 11).

Tabelle 11: Relative Wirkungspotenzen der EPA-PAK

Substanz	CAS-Nummer	REP
Acenaphthen	83–32–9	<0,0001
Acenaphthylen	208–96–8	<0,0001
Anthracen	120–12–7	<0,0001
Benzo(a)anthracen	56–55–3	0,3
Benzo(a)pyren	50–32–8	1
Benzo(b)-fluoranthen	205–99–2	5
Benzo(g,h,i)perylen	191–24–2	<0,0001
Benzo(k)-fluoranthen	207–08–9	3,7
Chrysen	218–01–9	0,8

Substanz	CAS-Nummer	REP
Dibenzo(a,h)-anthracen	53–70–3	1,3
Fluoranthen	206–44–0	<0,0001
Fluoren	86–73–7	<0,0001
Indeno(1,2,3-c,d)-pyren	193–39–5	1,3
Naphthalin	91–20–3	<0,0001
Phenanthren	85–01–8	<0,0001
Pyren	129–00–0	<0,0001

Quelle: Pieterse et al., 2013

Die Ergebnisse für die Kläranlagenabläufe und die Gewässerproben sind in Abbildung 34 und Abbildung 35 dargestellt. In Analogie zum Vergleich des ERα-CALUX mit der chemischen Analytik der Hormone bezeichnet B[a]P-EEQ$_{bio}$ hierbei die ermittelte PAK-ähnliche Aktivität im CALUX-Test und B[a]P-EEQ$_{chem}$ die Summe der theoretischen Wirkpotentiale, die aus den Ergebnissen der chemischen Einzelanalytik berechnet wurden.

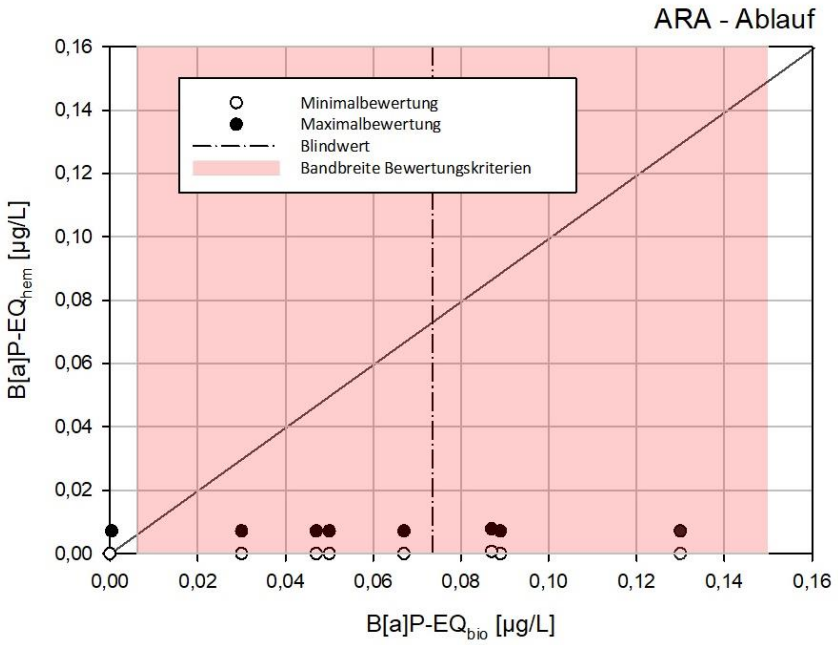
Beim Vergleich des PAK-ähnlichen Wirkpotentials aus dem PAK-CALUX und dem berechneten Wirkpotential auf Basis der chemischen Analytik der PAK16, unterschätzt letzteres erwartungsgemäß die Ergebnisse des PAK-CALUX (etwa um den Faktor 10). Der Grund dafür ist, dass der PAK-CALUX die Wirksamkeit aller im Wasser befindlichen Aromaten erfasst, während sich die chemische Analytik im vorliegenden Projekt auf die PAK16 beschränkt. Auch nach Abzug des Blindwertes findet im Vergleich des PAK-CALUX und der chemischen Analytik eine Unterschätzung des Wirkpotentials durch die chemische Analytik in ARA 2, ARA 3 und ARA 6 statt.

Bei Alygizakis et al. (2019) erfolgte die parallele Untersuchung von Kläranlagenablaufproben mittels PAK-CALUX und chemischer Analytik, wobei der Ablauf der Industriekläranlage Vipap (Slowenien) die höchste PAK-ähnliche Wirkung zeigte. In der chemischen Analyse stellten Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien und Pestizide den Großteil der chemischen Substanzen in der Probe dar, wobei die höchsten Konzentrationen für das Pestizid Diethyltoluamide (DEET) (1,31 µg/L) sowie die Industriechemikalien Toluenesulfonamide (0,89 µg/L) und 4-Me-Benzotriazole;5-Me-Benzotriazole (0,43 µg/L) detektiert wurden.

Auch das Pestizid Carbendazim, für das im PAK-CALUX der REP-Wert von 0,000005 bekannt ist, konnte in einer Konzentration von 0,299 µg/L gefunden werden.

In den Kläranlagenablaufproben zeigt die Berechnung des PAK-ähnlichen Wirkpotentials sehr niedrige Werte, da jene PAK mit den höchsten REP-Werten (Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Dibenzo(a,h)anthracen, Dibenzo(a,h)anthracen) in allen Kläranlagenablaufproben nicht nachweisbar waren (mit Ausnahme von Indeno(1,2,3-c,d)pyren in ARA 6 < BG).

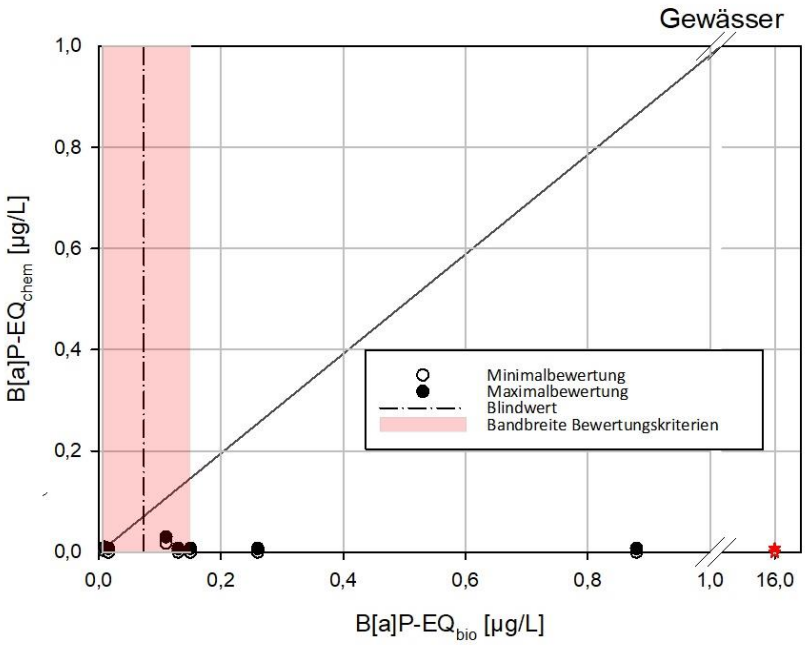
Abbildung 34: Gegenüberstellung der gemessenen PAK-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Kläranlagenablaufproben



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

In den Oberflächengewässern zeigte sich ein ähnliches Bild, wie bei den Kläranlagenabläufen, wobei jedoch im PAK-CALUX zwei Gewässer tendenziell herausstachen. Wie bereits in Kapitel 6.1 beschrieben, lag der Wert der Dornbirnerach bei 16 µg/L B[a]P-EQ und wurde als Ausreißerwert identifiziert. In der chemischen Analytik zeigte die Summe der PAK16 keine erhöhten Werte für die Dornbirnerach. Auch der Wert der Erlauf lag mit 0,88 µg/L B[a]P-EQ unerwartet hoch und konnte in der chemischen Analytik nicht bestätigt werden.

Abbildung 35: Gegenüberstellung der gemessenen PAK-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Gewässerproben (die roten Sterne markieren Ausreißerwerte in der Probe der Dornbirnerach)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

9.3 Dioxin-ähnliches Wirkpotential (DR CALUX) – PCDD/PCDF+DL-PCB

Die Durchführung der Untersuchung der Dioxin-ähnlichen Wirkung der gezogenen Proben erfolgte mittels des DR-CALUX, wobei die Wirkung im Vergleich zur Referenzsubstanz 2,3,7,8- Tetrachlordibenzo-p-dioxin (2,3,7,8- TCDD) angegeben wird. Die Ergebnisse dieses Wirktests werden damit als 2,3,7,8-TCDD-Äquivalente (2,3,7,8-TCDD-EQ) angegeben.

Die Ergebnisse des DR-CALUX sind in Kapitel 6.1 angeführt und diskutiert. Die Ergebnisse der chemischen Analytik der PCDD/PCDF+DL-PCB finden sich in Kapitel 7.3.

Analog zum Vergleich des östrogenen Wirkpotentials wurden für das Dioxin-ähnliche Wirkpotential die einzelnen Messergebnisse der chemischen Analyse mit relativen Wirkungspotenzen in 2,3,7,8 TCDD-EQ umgerechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen (ohne

Berücksichtigung der TEQ nach WHO (2005), siehe Tabelle 5) mit den entsprechenden substanz- und testspezifischen REP-Werten multipliziert und die Einzelstoffe aufsummiert wurden. Dabei wurden die von der Firma BDS zur Verfügung gestellten REP-Werte herangezogen, die sich für einzelne Substanzen geringfügig (z.B. 1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran) und für andere deutlich (z.B. PCB 77) von den TEQ-Werten der WHO (2005) unterscheiden (Tabelle 12).

Tabelle 12: REP-Werte der untersuchten polychlorierten Dioxine und Furane sowie polychlorierte Biphenyle im DR-CALUX

Parameter	REP [-]
Polvchlorierte Dibenzodioxine	
2.3.7.8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin	1
1.2.3.7.8-Pentachlordibenzo-p-dioxin	0,54
1.2.3.4.7.8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	0,3
1.2.3.6.7.8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	0,14
1.2.3.7.8.9-Hexachlordibenzo-p-dioxin	0,066
1.2.3.4.6.7.8-Heptachlordibenzo-p-dio-	0,046
Octachlordibenzo-p-dioxin	0,0005
Polvchlorierte Dibenzofurane	
2.3.7.8-Tetrachlordibenzofuran	0,32
1.2.3.7.8-Pentachlordibenzofuran	0,21
2.3.4.7.8-Pentachlordibenzofuran	0,50
1.2.3.4.7.8-Hexachlordibenzofuran	0,13
1.2.3.6.7.8-Hexachlordibenzofuran	0,039
1.2.3.7.8.9-Hexachlordibenzofuran	0,11
2.3.4.6.7.8-Hexachlordibenzofuran	0,18
1.2.3.4.6.7.8-Heptachlordibenzofuran	0,029
1.2.3.4.7.8.9-Heptachlordibenzofuran	0,041
Octachlordibenzofuran	0,0065
Dioxinähnliche polychlorierte Biphe-	
PCB 77	0,0013
PCB 81	0,0042
PCB 126	0,067
PCB 169	0,0034
PCB 105	0,000012
PCB 114	0,000048
PCB 118	0,0000073
PCB 123	0,000024
PCB 156	0,00021
PCB 157	0,00008
PCB 167	0,000008
PCB 189	0,0000067

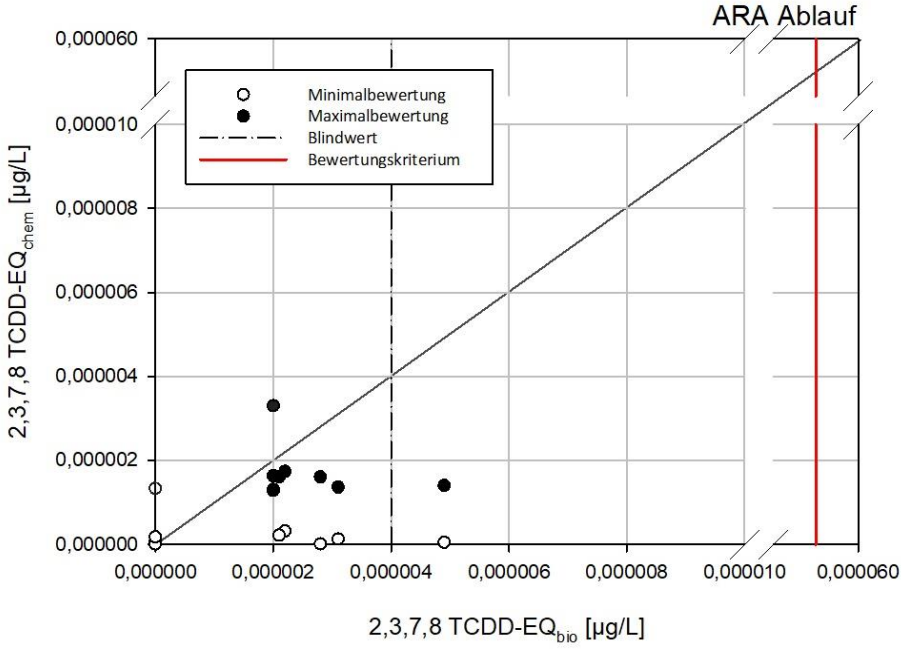
Quelle: BDS (persönliche Mitteilung)

Die Ergebnisse für die Kläranlagenabläufe und die Gewässerproben sind in Abbildung 36 und Abbildung 37 dargestellt. In Analogie zum Vergleich des ERα-CALUX mit der chemischen Analytik der Hormone bezeichnet 2,3,7,8 TCDD-EQ_{bio} hierbei die ermittelte Dioxin-ähnliche Aktivität im CALUX-Test und 2,3,7,8 TCDD-EQ_{chem} die Summe der theoretischen Wirkpotentiale, die aus den Ergebnissen der chemischen Einzelanalytik berechnet wurde.

Grundsätzlich unterschätzt die Berechnung des Dioxin-ähnlichen Wirkpotentials aus den chemischen Konzentrationen jenes, das im DR-CALUX ermittelt wurde. Da das molekulare Reaktionsprinzip des DR-CALUX ebenso wie jenes des PAK-CALUX über den zytosolischen Arylhydrocarbon-Rezeptor (Ah-Rezeptor) verläuft und im Wirktest mehr Substanzen erfasst werden, als die in der chemischen Analytik untersuchten 29 Kongenere der PCDD/PCDF+DL-PCB, ist dies ein erwartetes Ergebnis.

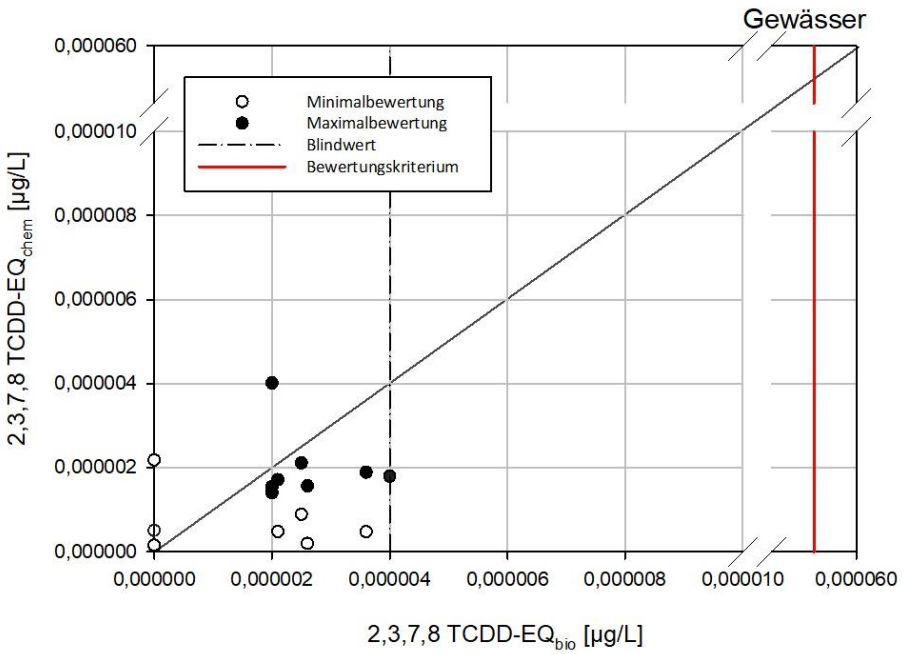
In fünf Kläranlagenablaufproben konnte in der Maximalbewertung eine gute Übereinstimmung zwischen dem gemessenen und dem berechneten Dioxin-ähnlichen Wirkpotential abgeleitet werden (ARA 3, 4, 5, 7 und 9). Bei drei Kläranlagenabläufen zeigt der Wirktest ein höheres Wirkpotenzial, als jenes das aus den chemischen Konzentrationen der PCDD/PCDF+DL-PCB errechnet wurde (ARA 1, 6 und 8), bei der ARA 2 war das Gegenteil der Fall. Im DR-CALUX war die Bestimmungsgrenze in den eigentlichen Kläranlagenablauf- und Fließgewässerproben in der Regel niedriger (0,000002 µg/L TCDD-EQ), als in der Blindwertprobe (0,000004 µg/L TCDD-EQ).

Abbildung 36: Gegenüberstellung der gemessenen Dioxin-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Kläranlagenablaufproben (die Punkte von ARA 3 und ARA 7 liegen übereinander)



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

Abbildung 37: Gegenüberstellung der gemessenen Dioxin-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Fließgewässerproben



Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

In den Fließgewässerproben zeigte sich in der Maximalbewertung zwischen dem gemessenen und dem berechneten Dioxin-ähnlichen Wirkpotential eine gute Übereinstimmung in Erlauf, Donau, Inn und Raab. In der Antiesen wird das Dioxin-ähnliche Wirkpotential basierend auf der Berechnung aus den chemischen Konzentrationen überschätzt. In der Antiesen wurden einige der PCDD/PCDF+DL-PCB, die in allen anderen Fließgewässern unter der Nachweisgrenze lagen, mit Werten über Bestimmungsgrenze nachgewiesen (PCB 157, PCB 167, 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin und 1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin). Da das Einzugsgebiet der Probenahmestelle stark vom Ackerbau geprägt ist, könnten die Stoffe z.B. aus chlororganischen Pestiziden stammen. In Reichramingbach, Dornbirnerach und Wulka zeigt der DR-CALUX ein höheres Dioxin-ähnlichens Wirkpotential, als jenes, das anhand chemischer Konzentrationen berechnet wurde.

10 Fazit

Die Ziele des Projektes waren

- Erfahrungen in der Anwendung unterschiedlicher biologischer Wirktests für die Untersuchung von Abwasser und Gewässern zu gewinnen;
- Die Datenbasis zu biologischen Wirktests in der Analytik von Abwasser und Gewässer in Österreich zu erweitern;
- Für die Abwasserreinigung, wie sie in Österreich flächendeckend angewandt wird (in der Regel Schwachlastanlagen mit Stickstoff- und Phosphorentfernung), das Potential hinsichtlich der Reduktion unterschiedlicher biologischer Effekte abzuschätzen;
- Eine Beurteilung der Eignung von biologischen Wirktests zur ergänzenden Bewertung von Abwässern und Gewässern vorzunehmen.

Im Folgenden werden die Erkenntnisse zu den einzelnen Teilzielen näher erörtert.

10.1 Erfahrungen in der Anwendung unterschiedlicher biologischer Wirktests für die Untersuchung von Abwasser und Gewässern

- **Probenkonservierung:** Die im vorliegenden Projekt entnommenen Proben wurden nicht tiefgefroren, sondern bei ≤ 4°C im Dunkeln bis zu etwa einem Monat lang gelagert. Diese Vorgehensweise unterscheidet sich von jener, die in der Literatur verwendet wurde, wo Abwasser- bzw. Fließgewässerproben in der Regel tiefgefroren wurden oder unmittelbar nach der Probenahme analysiert wurden. Der Einfluss der Probenlagerung auf das Ergebnis biologischer Wirktests wurde im Projekt nicht untersucht und sollte grundsätzlich abgeklärt werden.
- **Probenvorbereitung:** Im vorliegenden Projekt wurden die Probenextraktion und die eigentlichen Analysen von unterschiedlichen Laboren durchgeführt (Extraktion: Umweltbundesamt, Wirktests: BDS, IWW, Oekotoxzentrum). Diese Vorgehensweise führt zu potentiellen Fehlerquellen (BDS verwendete etwa Lösungsmittel, die den speziell für Wirktests erforderlichen Reinheitsgraden entsprechen, während am Umweltbundesamt speziell für die chemische Analytik erforderliche Reinheitsgrade verwendet wurden, was einen Einfluss auf die Ergebnisse der Wirktests gehabt haben könnte). Es wird

daher empfohlen, Extraktion und Analyse zukünftiger Proben in einem Labor durchführen zu lassen bzw. die möglichen Auswirkungen potentieller Unterschiede im Vorfeld abzuklären.

- **Dateninterpretation – Blindwerte:** Im ERα-, PAK- und anti-AR-CALUX wurden positive Messwerte in der Blindwertprobe (Reinwasser) detektiert, welche die (niedrigen) Messwerte der eigentlichen Proben überstiegen (siehe Kapitel 6.1). Grund für die höheren Blindwerte könnte das bei der Extraktion eingesetzte Lösungsmittel sein, das eventuell nicht den für die Wirktests erforderlichen Reinheitsgrad aufweist. Die eindeutige Interpretation der Ergebnisse ist aufgrund dieser Blindwerte eingeschränkt. Der Einfluss von Lösungsmitteln auf Gentoxizitätsuntersuchungen wurde auch in einer Studie des KWR (2018) erwähnt. Für zukünftige Untersuchungen muss die Berücksichtigung von Blindwerten in der Ergebnisinterpretation verstärkt diskutiert werden bzw. sollten durch Lösungsmittel verursachte positive Signale in Blindwerten soweit wie möglich verhindert werden.
- **Dateninterpretation – unterschiedliche Bestimmungsgrenzen für einzelne Proben:** In den CALUX-Verfahren wird für jede Messung eine individuelle Bestimmungsgrenze ermittelt. Unsicherheiten bei der Interpretation der Ergebnisse ergaben sich dann, wenn die Bestimmungsgrenzen der jeweiligen Blindwertproben die Messwerte der tatsächlichen Proben überstiegen (DR-CALUX, anti-AR-CALUX). Der Umgang mit solchen Ergebnissen sollte mit den Labors, die die Analysen durchgeführt haben, weiter diskutiert werden. Weiters bestätigt sich, dass sowohl die Probenaufbereitung als auch die Testdurchführung in einem auf Wirktests spezialisierten Labor durchgeführt werden sollte, um Einflussfaktoren durch die Probenaufbereitung weitgehend auszuschließen bzw. zu minimieren.
- **Dateninterpretation – Design des Wirktests in Hinblick auf die Fragestellung:** Im Projekt wurden die Proben im Ames-Fluktuationstest, umuC-Test und Comet Assay nicht in unterschiedlichen Verdünnungs-/Anreicherungsstufen je Probe getestet, wie es gemäß Norm bzw. SOP der Tests vorgesehen ist, sondern (aus Kostengründen) nur in einer Konzentrationsstufe je Probe. Darüber hinaus wurden bei den unterschiedlichen Proben unterschiedliche Anreicherungsstufen für Kläranlagenzulauf, -ablauf und die Gewässer getestet (z.B. im Ames-Fluktuationstest im Zulauf mit einem Faktor 25 und im Ablauf mit einem Faktor 100). Das Reduktionspotential der Kläranlagen in Bezug auf die gentoxische Wirkung von Abwasser konnte anhand dieses Testdesigns nur sehr eingeschränkt beurteilt werden. Für die Beantwortung der Fragestellung wären zum einen die Untersuchung unterschiedlicher Konzentrationsstufen sowie die Erstellung von sich überlappenden Verdünnungs- bzw. Anreicherungsstufen in Abwasser- und Gewässerproben erforderlich.

10.2 Datenbasis zu biologischen Wirktests in der Analytik von Abwasser und Gewässern in Österreich

- **Kläranlagenzuläufe:** Deutlich erkennbar in den CALUX-Verfahren waren – vorbehaltlich der in Kapitel 10.1 genannten Interpretationsschwierigkeiten der Messergebnisse - eine östrogene, eine androgene, eine anti-androgene, eine PAK-ähnliche und eine zytotoxische Wirkung der Proben sowie oxidativer Stress. Eine anti-östrogene, mutagene oder Dioxin-ähnliche Wirkung konnte auf der trophischen Ebene von Säugerzellen im CALUX hingegen nicht festgestellt werden.
  In den 25-fach angereicherten Proben zur Untersuchung der Mutagenität (Ames-Fluktuationstest) sowie der Gentoxizität (umuC-Test) war eine Wirkung in fast allen untersuchten Kläranlagenzuläufen nachweisbar, die jedoch näherungsweise in der Originalprobe nicht nachweisbar zu sein scheint. Im Comet Assay wurde eine gentoxische Wirkung in sechs von neun Kläranlagen nachgewiesen, wobei drei Proben angereichert und drei Proben verdünnt wurden. In letzteren weist alles auf eine gentoxische Wirkung hin, allerdings sollten die Ergebnisse noch durch Testungen in unterschiedlichen Verdünnungs-/ Anreicherungsstufen abgesichert werden (siehe Kapitel 10.1).
  Eine herbizide Wirkung (Photosynthese- und Wachstumshemmung) wurde in allen Kläranlagenzuläufen nachgewiesen.
- **Kläranlagenabläufe:** Vorbehaltlich der, bereits für die Kläranlagenzuläufe erwähnten Interpretationsschwierigkeiten, waren in den CALUX-Verfahren eine östrogene, eine anti-androgene, eine Dioxin-ähnliche, eine PAK-ähnliche und eine zytotoxische Wirkung sowie oxidativer Stress erkennbar. Eine anti-östrogene, androgene oder mutagene Wirkung konnte mittels CALUX hingegen nicht festgestellt werden.
  In den 100-fach angereicherten Proben zur Untersuchung der Mutagenität (Ames-Fluktuationstest) war keine mutagene Wirkung feststellbar, wohingegen die gentoxische Wirkung in den 100-fach angereicherten Proben im umuC-Test in fast allen untersuchten Kläranlagenabläufen nachweisbar war. Nach der näherungsweisen Rückrechnung scheint diese Wirkung jedoch in der Originalprobe nicht gegeben zu sein. Im Comet Assay wurde eine gentoxische Wirkung in acht von neun angereicherten Ablaufproben detektiert. Ebenso wie bei den Kläranlagenzuläufen beschrieben, sollten diese Ergebnisse durch eine normgerechte Testung abgesichert werden.
  Eine herbizide Wirkung (Photosynthese- und Wachstumshemmung) wurde in allen Kläranlagenabläufen nachgewiesen.
- **Gewässer:** Die PAK-ähnliche Wirkung und oxidativer Stress wurden in allen Gewässerproben, die anti-androgene Wirkung in fast allen, die östrogene und Dioxin-ähnliche Wirkung in den meisten Gewässerproben detektiert. Nur eine Gewässerprobe zeigte

eine zytotoxische Wirkung, während eine anti-östrogene, androgene oder mutagene Wirkung in keinem Gewässer festgestellt werden konnte. In den 100-fach angereicherten Proben zur Untersuchung der Mutagenität (Ames-Fluktuationstest) war eine Wirkung in den meisten Proben feststellbar, wohingegen die gentoxische Wirkung in den 100-fach angereicherten Proben im umuC-Test nur in einem Gewässer detektierbar war. Nach der näherungsweisen Rückrechnung scheint diese Wirkung jedoch in der Originalprobe nicht gegeben zu sein. Im Comet Assay wurde eine gentoxische Wirkung in drei der acht angereicherten Gewässerproben detektiert.

Eine herbizide Wirkung (Wachstumshemmung) wurde in allen Gewässern nachgewiesen, die Photosynthesehemmung hingegen nur in einer Gewässerprobe.

Überschreitungen der von der EU-Kommission vorgeschlagenen EBT-Werte wurden in den Gewässern für die anti-androgene, herbizide (vor allem Wachstumshemmung) und PAK-ähnliche Wirkung sowie den oxidativen Stress beobachtet. Eine mutagene und gentoxische Wirkung konnte zwar nachgewiesen werden, in Ermangelung von verfügbaren EBT-Werten war jedoch keine Aussage über eine potentielle Gefährdung für das Gewässer möglich.

Trotz der feststellbaren Reduktion der meisten Wirkungen in Abwasserreinigungsanlage (siehe Kapitel 10.3) und einer weiteren Abschwächung im Vorfluter, die vorwiegend der Verdünnung zuzuschreiben ist, ergeben sich für einzelne Wirkparameter Hinweise auf eine potentiell nachteilige Wirkung im Gewässer (Überschreitung der derzeit vorgeschlagenen EBT). Derartige Wirkungsinformationen sind aus einer Einzelstoffanalytik nur in Einzelfällen oder nur mit sehr hohem Aufwand ableitbar. Aufgrund der vorhandenen Unsicherheiten und des Verbesserungspotentials der Wirkungsanalysen im gegenständlichen Projekt sind diese Ergebnisse aber mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren. Erst nach einer Bestätigung mit entsprechend robusten Wirktestverfahren und einer Bewertung mit konsolidierten EBT-Werten können weitere Maßnahmen in Betracht gezogen werden. Für eine Abklärung nachteiliger Schadstoffwirkungen stehen zwar der chemischen Analytik bereits sehr potente Methoden wie z.B. das Non-target-screening zur Verfügung, für eine Interpretation sind aber noch die relativen Wirkungspotentiale einer Vielzahl von Stoffen für die verschiedenen Wirkungen abzuleiten.

10.3 Reduktionspotential der Abwasserreinigung hinsichtlich unterschiedlicher Wirkungen

Die meisten untersuchten Wirkungen in den Zulaufproben wurden in den kommunalen Abwasserreinigungsanlagen deutlich reduziert. Ames-Fluktuationtes, umuC-Test und Comet

Assay erlauben grundsätzlich nur eine qualitative Beurteilung der Mutagenität bzw. Gentoxizität. Um eine Quantifizierung näherunsgsweise durchführen zu können, wurde für die Ermittlung von Reduktionsraten von den angereicherten Proben auf Originalproben rückgerechnet.

Ohne Berücksichtigung der Herausforderungen bei der Interpretation der Ergebnisse (Blindwerte und Anreicherungsfaktoren, siehe Kapitel 10.1) konnten unter Berücksichtigung der Mediane näherungsweise Reduktionsraten ermittelt werden (Tabelle 13).

Tabelle 13: Reduktionsraten der untersuchten Wirkungen in Kläranlagen

Wirkung	Test	Reduktion in der Abwasserreinigung [%]
Endokrin	ERα CALUX	98
	Anti-ERα CALUX	n.b.
	AR CALUX	100
	Anti-AR CALUX	-13
Dioxin-ähnlich	DR CALUX	Zunahme (nicht quantifiziert)
PAK-ähnlich	PAK CALUX	96
Oxidativer Stress	Nrf2 CALUX	74
Allgemeine Toxizität und herbizide Wirkung	Photosynthesehemmung	0
	Wachstumshemmung	74
Mutagenität	p53 CALUX	n.b.
	Ames (T 98, -S9)	63
	Ames (T 98, +S9)	69
	Ames (T 100, -S9)	56
	Ames (T 100, +S9)	93
Zytotoxizität	Cytotox CALUX	66
Gentoxizität	umuC-Test (-S9)	52
	umuC-Test (+S9)	59
Gentoxizität	Comet Assay	84

n.b….nicht bestimmbar, da alle Werte kleiner Bestimmungsgrenze

Quelle: Umweltbundesamt / TU Wien

10.4 Beurteilung der Eignung von biologischen Wirktests zur ergänzenden Bewertung von Abwasser und Gewässern

Biologische Wirktests wurden als grundsätzlich geeignet erachtet, um die Bewertung von Abwässern und Gewässern auf Basis einer chemischen Einzelstoffanalytik zu ergänzen. In Hinblick auf die Vielzahl der Spurenschadstoffe, die in Abwasser und Gewässern potentiell vorhanden sein können und die aufgrund von fehlenden Grenzwerten nicht routinemäßig untersucht werden, können biologische Wirktests für folgende Anwendungen eine wertvolle Ergänzung darstellen:

- zur Erfassung der Summenwirkung von unbekannten bzw. analytisch nicht erfassten Substanzen,
- zur Beurteilung von Mischtoxizitäten, die durch die Einzelstoffanalytik nicht detektierbar sind. So können etwa Einzelstoffe, die in den vorhandenen Konzentrationen nicht toxisch sind, durch ihre Interaktion in Stoffgemischen Mischtoxizitäten entwickeln (Altenburger et al., 2018),
- als Screening-Tool, um jene Kläranlagen bzw. Gewässer zu identifizieren, in denen umfangreichere chemische Analysen als Basis für Managementmaßnahmen notwendig sind.

Bei der Zusammenstellung biologischer Wirktests zu einer Testbatterie sollten drei Aspekte berücksichtigt werden:

- Die Wirktests sollten unterschiedliche Wirkungen entlang des Toxizitätspfades erfassen. Laut UBA (2019c) kann z.B. die gentoxische Wirkung einer Substanz erst dann adäquat bewertet werden, wenn drei unterschiedliche Endpunkte beurteilt werden. Im Fall der Beurteilung für beispielsweise die Trinkwasserversorgung wären diese Endpunkte die Induktion von Genmutationen, die Änderung der Chromosomenstruktur und numerische Chromosomenveränderung, da jedes dieser Ereignisse in die Entstehung von Krebs involviert sein kann.
- Routinemäßig eingesetzte Wirktests sollten die Wirkungen jener Chemikalien und Chemikalienmischungen abdecken, die im Untersuchungsgebiet relevant und erwartbar sind. Eine Übersicht der Wirkungen einzelner Substanzen findet sich im Leitfaden der Europäischen Kommission (2019b).
- Praktikabilität der Wirktests: Hier sind die Eignung für Umweltproben, die Empfindlichkeit, der Grad der Standardisierung sowie die Kosteneffizienz und die gute routinemäßige Anwendbarkeit der biologischen Wirktests zu berücksichtigen.

Die Auswahl der angewandten Wirktests im vorliegenden Projekt berücksichtigte unterschiedliche Endpunkte und wurde basierend auf den durchgeführten Wirktests in früheren Untersuchungen im Donauraum (Alygizakis et al., 2019) getroffen. Insofern war anzunehmen, dass die ausgewählten Wirktests die Wirkung der relevanten Chemikalien in Österreich abdecken. Für etwaige weitere Untersuchungen könnte die Auswahl an Wirktests dahingehend überprüft werden, welche Wirkungen z.B. jene Stoffe haben, die in Österreich einen schlechten chemischen Gewässerzustand hervorrufen bzw. die in Kläranlagen relevant sind.

Die Praktikabilität der Tests wurde im vorliegenden Projekt wie folgt beurteilt:

- Die CALUX-Verfahren und der kombinierte Algentest wurden als relativ preiswerte und mäßig aufwendige Testverfahren wahrgenommen, die bereits zum Teil standardisiert sind und durch die Angabe von Äquivalenzkonzentrationen eine quantitative Bewertung ermöglichen (siehe auch Tabelle 1). Darüber hinaus existieren bereits umfangreiche Daten zu den relativen Wirkpotenzen einzelner Chemikalien und Vorschläge zu EBT-Werten. Dies ermöglicht den Vergleich von gemessenen und theoretischen Wirkungen aufgrund detektierter chemischer Konzentrationen und eine Beurteilung des Testergebnisses in Hinblick auf die Gefährdung von Mensch und Umwelt. Die Interpretation der Ergebnisse aus einigen CALUX-Verfahren wurde jedoch durch Blindwerte erschwert, die über der Bestimmungsgrenze lagen und deren Ursachen und Interpretation im Projekt nicht ausreichend untersucht werden konnten.
- Der Ames-Fluktuationstest (DNA-Schädigung/Mutationen), der umuC-Test (Induktion der DNA-Reparatur) und der Comet Assay (DNA-Schädigung) stellen grundsätzlich gut etablierte Wirktests dar, wobei die ersten beiden auch standardisiert sind. In einer Studie des Oekotoxzentrums (2015) wurde der Ames-Fluktuationstest als gut interpretierbar, als empfindlich genug für die Beurteilung der Wasserqualität und als gut geeignet für Screeningzwecke eingestuft. Der Comet Assay wurde als mäßig interpretierbar beurteilt. umuC-Test und Comet Assay wurden von den Experten auch als zu wenig empfindlich für die Beurteilung der Wasserqualität bewertet. Bei Mišík et al. (2020) zeigte der Comet Assay eine ausreichende Sensitivität bei der Analyse von Abwasserproben – hier wurden auch in nicht-angereicherten Proben Signale detektiert.
- Die Erfahrungen im Projekt haben gezeigt, dass alle drei Tests bei normgerechter Anwendung (Untersuchung mehrerer Konzentrationsstufen je Probe) vergleichsweise teuer sind und darüber hinaus den Nachteil haben, dass nur eine qualitative Beurteilung der Proben möglich ist. Das Fehlen von Vorschlagswerten für EBT-Werte erschwert die Bewertung der Untersuchungsergebnisse in Hinblick auf die Gefährdung von Mensch und Umwelt. Für qualitative (ja/ nein) Fragestellungen, wie etwa der Bewertung der

gentoxischen Wirkung nach Abwasserreinigungsschritten, erscheinen die Testverfahren bei normgerechter Anwendung jedoch praktikabel und liefern befriedigende Ergebnisse (Kreuzinger et al., 2020).

Aus Sicht der Autoren erschweren aus heutiger Sicht zwei Aspekte die routinemäßige Anwendung von biologischen Wirktests als Ergänzung zur chemischen Analytik. Der Forschungsbedarf in diese Richtung wurde auch im Leitfaden der Europäischen Kommission (2019b) sowie in LUBW (2018) und Kienle et al. (2015) erwähnt:

- Es müssen einheitliche EBT-Werte definiert werden, um die Ergebnisse der Wirktests in Hinblick auf die Gefährdung von Mensch und Umwelt bewerten zu können. Die Entwicklung einheitlicher Herleitungsmethoden sowie eine datenbasierte Harmonisierung der verfügbaren EBT-Werte ist notwendig.
- Im vorliegenden Projekt hat der Vergleich der Wirktest-Ergebnisse mit der chemischen Analytik (Kapitel 9) gezeigt, dass die Wirkung einer Probe nur in den seltensten Fällen durch die, basierend auf der chemischen Einzelstoffanalytik theoretisch berechnete aufsummierte Wirkung erklärt werden kann. Diese Diskrepanz lässt sich entweder auf analytisch nicht berücksichtigte Wirksubstanzen zurückführen oder resultiert auf Wechselwirkungen von Einzelstoffen in Stoffgemischen. Forschungsbedarf besteht daher einerseits hinsichtlich der relativen Wirkpotenzen (REP-Werte) von Einzelstoffen in den einzelnen biologischen Wirktests, als auch hinsichtlich der Wechselwirkung von Einzelstoffen.

11 Anhang

Quellenangaben zu allen im Anhang befindlichen Tabellen: Umweltbundesamt

11.1 Untersuchungsumfang

11.1.1 Biologische Wirktests

Informationen zur individuellen Bestimmungsgrenze je Probe finden sich in den Ergebnistabellen (siehe Kapitel 11.2.1), Informationen zu Bewertungskriterien in Tabelle 6.

11.1.2 Chemische Analytik

Tabelle 14: Zusammenfassung der untersuchten Parameter der chemischen Analytik und Angabe von Nachweis (NG) - und Bestimmungsgrenzen (BG). Soweit vorhanden sind die Bewertungskriterien angegeben (Labor: UI Vbg…Abteilung Umweltanalytik des Institutes für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg, OÖ…Abteilung Umweltschutz des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, U… Umweltbundesamt)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Referenzparameter	CSB	UI Vbg	µg/L	15000	-	-		
Referenzparameter	TOC	UI Vbg	µg/L	500	-	-		
Referenzparameter	Gesamtstickstoff	UI Vbg	µg/L	500	-	-		
Referenzparameter	Gesamtphosphor	UI Vbg	µg/L	100	-	-		
Metalle	Aluminium	OÖ	µg/L	5	0,4	50	JD-UQN	UBA (2008)
Metalle	Arsen	OÖ	µg/L	1,5	0,54	24	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Bor	OÖ	µg/L	5	0,49	100	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Cadmium	OÖ	µg/L	1	0,37	0,08	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Chrom gesamt	OÖ	µg/L	1,5	0,45	8,5	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Kupfer	OÖ	µg/L	1,5	0,47	1,6	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Eisen	OÖ	µg/L	5	0,74	-		

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Metalle	Quecksilber	OÖ	µg/L	0,2	0,08	0,00007[1]	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Mangan	OÖ	µg/L	1,5	0,57	7	PNEC	UBA (2008)
Metalle	Nickel	OÖ	µg/L	0,8	0,26	4	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Blei	OÖ	µg/L	0,8	0,3	1,2	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Antimon	OÖ	µg/L	1	0,42	20	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Selen	OÖ	µg/L	4	1,3	5,3	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Uran	OÖ	µg/L	0,5	0,18	6	ZHK-UQN	UBA (2008)
Metalle	Thallium	OÖ	µg/L	0,5	0,17	0,2	JD-UQN (DE)	UBA (2008)
Metalle	Vanadium	OÖ	µg/L	1,5	0,44	2,4	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Kobalt	OÖ	µg/L	1	0,36	0,9	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Molybdän	OÖ	µg/L	1	0,25	7	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Barium	OÖ	µg/L	1	0,21	60	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Beryllium	OÖ	µg/L	2	0,64	0,1	QN-V	UBA (2008)
Metalle	Zink	OÖ	µg/L	2	0,74	7,8	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Silber	OÖ	µg/L	1	0,37	0,1	JD-UQN	QZV Chemie OG
Metalle	Zinn	OÖ	µg/L	1	0,34	3,5	QN-V	UBA (2008)
PAK	Acenaphthen	U	µg/L	0,002	0,001	0,32	QN-V	UBA (2008)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
PAK	Acenaphthylen	U	µg/L	0,001	0,0005	0,13	PNEC	OSPAR Commission (2014)
PAK	Anthracen	U	µg/L	0,002	0,001	0,1	JD-UQN	QZV Chemie OG
PAK	Benzo(a)anthracen	U	µg/L	0,001	0,0005	0,002	QN-V	UBA (2008)
PAK	Benzo(a)pyren	U	µg/L	0,001	0,0005	0,00017	JD-UQN	QZV Chemie OG
PAK	Benzo(b)fluoranthen	U	µg/L	0,001	0,0005	0,017	ZHK-UQN	UBA (2008)
PAK	Benzo(g,h,i)perylen	U	µg/L	0,001	0,0005	0,0082 0,002[2]	ZHK-UQN JD-UQN	UBA (2008) UBA (2008)
PAK	Benzo(k)fluoranthen	U	µg/L	0,001	0,0005	0,017	ZHK-UQN	UBA (2008)
PAK	Chrysen	U	µg/L	0,002	0,001	0,007	PNEC	OSPAR Commission (2014)
PAK	Dibenzo(a,h)anthracen	U	µg/L	0,001	0,0005	0,00014	PNEC	OSPAR Commission (2014)
PAK	Fluoranthen	U	µg/L	0,002	0,001	0,0063	JD-UQN	QZV Chemie OG
PAK	Fluoren	U	µg/L	0,001	0,0005	0,21	QN-V	UBA (2008)
PAK	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	U	µg/L	0,001	0,0005	0,002[2]	JD-UQN	UBA (2008)
PAK	Naphthalin	U	µg/L	0,003	0,0015	2	JD-UQN	QZV Chemie OG
PAK	Phenanthren	U	µg/L	0,005	0,0025	0,5	JD-UQN	UBA (2008)
PAK	Pyren	U	µg/L	0,001	0,0005	0,0023	JD-UQN	UBA (2008)
Hormone	17α-Ethinylöstradiol (EE2)	U	µg/L	0,0004	0,0002	0,000037	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Hormone	17α-Östradiol	U	µg/L	0,0004	0,0002	0,00041	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Hormone	17β-Östradiol (E2)	U	µg/L	0,0004	0,0002	0,0004	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Hormone	Östron (E1)	U	µg/L	0,0004	0,0002	0,0036	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Hormone	Östriol (E3)	U	µg/L	0,0004	0,0002	-		
Arzneimittel	10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin	U	µg/L	0,00005	0,0001	100	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	4-Acetylaminoantipyrin	U	µg/L	0,00005	0,0001	13	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	4-Formylaminoantipyrin	U	µg/L	0,00025	0,0005	0,3	GOW	UBA (2018b)
Arzneimittel	Acetylsulfamethoxazol	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,6	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Amidotrizoesäure	U	µg/L	0,005	0,01	1	GOW	UBA (2018b)
Arzneimittel	Amlodipin	U	µg/L	0,005	0,01	0,5	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Amoxicillin	U	µg/L	0,005	0,01	0,078	QK-chron	UBA (2018a)
Arzneimittel	Ampicillin	U	µg/L	0,005	0,01	6	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Atenolol	U	µg/L	0,00025	0,0005	150	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Atorvastatin	U	µg/L	0,0005	0,001	0,2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Azithromycin*	U	µg/L	0,005	0,01	0,019	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Bezafibrat	U	µg/L	0,0005	0,001	2,3	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Arzneimittel	Bisoprolol	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,02	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Bupropion	U	µg/L	0,00005	0,0001	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Canrenon (Sironolacton)	U	µg/L	0,005	0,01	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Capecitabin	U	µg/L	0,00005	0,0001	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Carbamazepin	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,5	PNEC	JRC (2016a)
Arzneimittel	Carvedilol	U	µg/L	0,005	0,01	1	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Citalopram	U	µg/L	0,0005	0,001	3,03	PNEC	Minguez et al. (2016)
Arzneimittel	Clarithromycin*	U	µg/L	0,005	0,01	0,12	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Clindamycin	U	µg/L	0,005	0,01	4	PNEC	UBA (2011a)
Arzneimittel	Clofibrinsäure	U	µg/L	0,0005	0,001	5	QK-chron	UBA (2018a)
Arzneimittel	Clopidogrel	U	µg/L	0,00025	0,0005	4	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Codein	U	µg/L	0,0005	0,001	0,3	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Dehydro-Erythromycin	U	µg/L	0,005	0,01	0,3	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Diazepam	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,291	PNEC	JRC (2016a)
Arzneimittel	Diclofenac*	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,05	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Doxycyclin	U	µg/L	0,005	0,01	0,054	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Duloxetin	U	µg/L	0,005	0,01	0,37	PNEC	Minguez et al. (2016)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Arzneimittel	Enalapril	U	µg/L	0,00025	0,0005	0,3	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Erythromycin*	U	µg/L	0,005	0,01	0,3	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Fenofibrat	U	µg/L	0,005	0,01	1,6	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Furosemid	U	µg/L	0,0005	0,001	100	PNEC	LUA (2002)
Arzneimittel	Gabapentin	U	µg/L	0,005	0,01	10	PNEC	UBA (2018a)
Arzneimittel	Gemfibrozil	U	µg/L	0,0005	0,001	0,85	PNEC	JRC (2016b)
Arzneimittel	Gliclazid	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,5	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Guafenisin	U	µg/L	0,005	0,01	40	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Hydrochlorothiazid	U	µg/L	0,0005	0,001	33	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Ibuprofen	U	µg/L	0,005	0,01	0,011	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Iohexol	U	µg/L	0,005	0,01	1000	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Iomeprol	U	µg/L	0,005	0,01	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Iopamidol	U	µg/L	0,005	0,01	1	GOW	UBA (2018b)
						15	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Iopromid	U	µg/L	0,005	0,01	6800	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Ioversol	U	µg/L	0,005	0,01	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Irbesartan	U	µg/L	0,00025	0,0005	700	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Arzneimittel	Josamycin	U	µg/L	0,005	0,01	3	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Ketoprofen	U	µg/L	0,0005	0,001	3,12	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Koffein	U	µg/L	0,005	0,01	87	PNEC	JRC (2016a)
Arzneimittel	Levetiracetam	U	µg/L	0,005	0,01	100	PNEC	Minguez et al. (2016)
Arzneimittel	Mefenaminsäure	U	µg/L	0,0005	0,001	1	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Metformin	U	µg/L	0,005	0,01	160	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Metoprolol	U	µg/L	0,00025	0,0005	8,6	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Metronidazol	U	µg/L	0,0005	0,001	36	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Naproxen	U	µg/L	0,005	0,01	1,7	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Oxazepam	U	µg/L	0,00005	0,0001	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Oxcarbazepin	U	µg/L	0,00025	0,0005	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Oxytetracyclin	U	µg/L	0,005	0,01	1,1	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Pantoprazol	U	µg/L	0,00025	0,0005	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Paracetamol	U	µg/L	0,005	0,01	136	PNEC	JRC (2016a)
Arzneimittel	Penicillin G	U	µg/L	0,005	0,01	3,38	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Penicillin V	U	µg/L	0,005	0,01	0,6	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Pentoxifyllin	U	µg/L	0,00005	0,0001	20	PNEC	UBA (2011b)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Arzneimittel	Phenazon	U	µg/L	0,00025	0,0005	1,1	QK-chron	UBA (2018a)
Arzneimittel	Primidon	U	µg/L	0,00025	0,0005	0,32	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Propanolol	U	µg/L	0,0005	0,001	0,16	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Propyphenazon	U	µg/L	0,0005	0,001	0,8	QK-chron	UBA (2018a)
Arzneimittel	Prothipendyl	U	µg/L	0,005	0,01	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Quetiapin	U	µg/L	0,00025	0,0005	0,1	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Ranitidin	U	µg/L	0,005	0,01	15	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Roxithromycin	U	µg/L	0,005	0,01	0,2	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Salbutamol	U	µg/L	0,0005	0,001	0,1	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Sertralin	U	µg/L	0,005	0,01	0,1	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Sitagliptin	U	µg/L	0,005	0,01	0,2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Sotalol	U	µg/L	0,0005	0,001	12	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Sulfadiazin	U	µg/L	0,0005	0,001	1,35	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Sulfadimethoxin	U	µg/L	0,0005	0,001	0,0088	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Sulfadimidin	U	µg/L	0,0005	0,001	30	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Sulfadoxin	U	µg/L	0,0005	0,001	13	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Sulfamethoxazol	U	µg/L	0,0005	0,001	0,6	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Arzneimittel	Sulfathiazol	U	µg/L	0,00025	0,0005	3,42	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Temazepam	U	µg/L	0,005	0,01	0,2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Terbutalin	U	µg/L	0,005	0,01	0,2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Theophyllin	U	µg/L	0,005	0,01	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Tramadol	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,32	PNEC	UBA (2011b)
Arzneimittel	Trazodon	U	µg/L	0,0005	0,001	0,3	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Trimethoprim	U	µg/L	0,00005	0,0001	120	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Valaciclovir	U	µg/L	0,005	0,01	2	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Arzneimittel	Valsartan	U	µg/L	0,00025	0,0005	560	QK-chron	Oekotoxzentrum (2018)
Arzneimittel	Venlafaxin	U	µg/L	0,00005	0,0001	0,038	PNEC	JRC (2016b)
Arzneimittel	Verapamil	U	µg/L	0,0005	0,001	3	TW-TW	Umweltbundesamt (2017)
Polychlorierte Biphenyle	PCB 189 (2,3,3´,4,4´,5,5´-Heptachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,0000071 - 0,011	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 167 (2,3´,4,4´,5,5´-Hexachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,0000051 - 0,0076	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 157 (2,3,3´,4,4´,5´-Hexachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,0000041 - 0,0058	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 156 (2,3,3´,4,4´,5-Hexachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,0000055 - 0,0085	-		

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Polychlorierte Biphenyle	PCB 123 (2´,3,4,4´,5-Pentachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,0000071 - 0,015	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 118 (2,3´,4,4´,5-Pentachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,000011 - 0,02	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 114 (2,3,4,4´,5-Pentachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,000012 - 0,021	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 105 (2,3,3´,4,4´-Pentachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,000029 - 0,05	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 169 (3,3´,4,4´,5,5´-Hexachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,00000031 - 0,00058	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 126 (3,3´,4,4´,5-Pentachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,00000015 - 0,00025	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 81 (3,4,4´,5-Tetrachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,00000015 - 0,0003	-		
Polychlorierte Biphenyle	PCB 77 (3,3´,4,4´-Tetrachlorbiphenyl)	U	µg/L	-	0,00000015 - 0,0013	-		
Polychlorierte Furane	Octachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,0000014 - 0,0022	-		
Polychlorierte Furane	1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000019 - 0,00029	-		
Polychlorierte Furane	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,0000003 - 0,00043	-		

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Polychlorierte Furane	2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000022 - 0,00029	-		
Polychlorierte Furane	1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000033 - 0,00045	-		
Polychlorierte Furane	1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000022 - 0,00031	-		
Polychlorierte Furane	1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,0000002 - 0,00028	-		
Polychlorierte Furane	2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000023 - 0,00032	-		
Polychlorierte Furane	1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000013 - 0,00019	-		
Polychlorierte Furane	2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran	U	µg/L	-	0,00000013 - 0,00017	-		
Polychlorierte Dioxine	Octachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,0000011 - 0,0018	-		
Polychlorierte Dioxine	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,0000049 - 0,0075	-		
Polychlorierte Dioxine	1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,00000041 - 0,00056	-		
olychlorierte Dioxine	1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,00000024 - 0,00036	-		

Parametergruppe	Parameter	Labor	Einheit	BG	NG	Bewertungskriterien		
						Wert	Art	Referenz
Polychlorierte Dioxine	1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,00000046 - 0,00063	-		
Polychlorierte Dioxine	1,2,3,7,8-Pentachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,00000021 - 0,00028	-		
Polychlorierte Dioxine	2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin	U	µg/L	-	0,00000026 - 0,00037	-		
Alkylphenole	4-tert-Octylphenol [4t-OP]	UI Vbg	µg/L	0,003	0,001	0,1	JD-UQN	QZV Chemie OG
Alkylphenole	Nonylphenolmonoethoxylat [NP1EO]	UI Vbg	µg/L	0,02	0,01	-		
Alkylphenole	Nonylphenoldiethoxylat [NP2EO]	UI Vbg	µg/L	0,02	0,01	-		
Alkylphenole	Nonylphenol [NP]	UI Vbg	µg/L	0,02	0,005	0,3	JD-UQN	QZV Chemie OG
Bisphenole	Bisphenol A [BPA]	UI Vbg	µg/L	0,003	0,001	1,6	JD-UQN	QZV Chemie OG

[1] berechnet aus der verfügbaren Biota-UQN

[2] Der JD-UQN von 0,002 µg/L gilt für die Summe aus Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren

11.2 Untersuchungsergebnisse

11.2.1 Biologische Wirktests

Tabelle 15: CALUX-Tests: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Östrogene	Blindwert 1	Blindwert	0,079		ng/L EEQ
Östrogene	Blindwert 2	Blindwert	< BG	0,074	ng/L EEQ
Östrogene	Blindwert 3	Blindwert	< BG	0,059	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 1	Zulauf	140	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 1	Ablauf	1,3	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 2	Zulauf	36	0,13	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 2	Ablauf	0,76	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 3	Zulauf	16	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 3	Ablauf	0,32	0,05	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 4	Zulauf	33	0,06	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 4	Ablauf	0,46	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 5	Zulauf	34	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 5	Ablauf	0,49	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 6	Zulauf	25	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 6	Ablauf	1	0,06	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 7	Zulauf	120	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 7	Ablauf	0,69	0,09	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 8	Zulauf	97	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 8	Ablauf	0,38	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	ARA 9	Zulauf	43		ng/L EEQ
Östrogene	ARA 9	Ablauf	1,2		ng/L EEQ
Östrogene	Erlauf	Gewässer	0,074	0,06	ng/L EEQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Östrogene	Reichramingbach	Gewässer	< BG	0,077	ng/L EEQ
Östrogene	Antiesen	Gewässer	< BG	0,076	ng/L EEQ
Östrogene	Donau	Gewässer	< BG	0,073	ng/L EEQ
Östrogene	Dornbirnerach	Gewässer	0,16	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	Inn	Gewässer	0,1	0,08	ng/L EEQ
Östrogene	Raab	Gewässer	0,15	0,07	ng/L EEQ
Östrogene	Wulka	Gewässer	0,23	0,06	ng/L EEQ
Anti-östrogene	Blindwert 1	Blindwert	< BG	0,83	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 1	Zulauf	< BG	1,20	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 1	Ablauf	< BG	1,00	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 2	Zulauf	< BG	1,60	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 2	Ablauf	< BG	1,00	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 3	Zulauf	< BG	0,91	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 3	Ablauf	< BG	1,20	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 4	Zulauf	< BG	1,80	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 4	Ablauf	< BG	0,99	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 5	Zulauf	< BG	1,80	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 5	Ablauf	< BG	1,80	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 6	Zulauf	< BG	1,00	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 6	Ablauf	< BG	1,10	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 7	Zulauf	< BG	0,82	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 7	Ablauf	< BG	0,84	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 8	Zulauf	< BG	2,00	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 8	Ablauf	< BG	1,90	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 9	Zulauf	< BG	1,80	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	ARA 9	Ablauf	< BG	0,88	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Erlauf	Gewässer	< BG	1,80	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Reichramingbach	Gewässer	< BG	0,84	µg/L Tam-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Anti-östrogene	Antiesen	Gewässer	< BG	1,50	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Donau	Gewässer	< BG	0,91	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Dornbirnerach	Gewässer	< BG	1,50	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Inn	Gewässer	< BG	0,90	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Raab	Gewässer	< BG	1,00	µg/L Tam-EQ
Anti-östrogene	Wulka	Gewässer	< BG	1,10	µg/L Tam-EQ
Androgene	Blindwert 1	Blindwert	< BG	2,33	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 1	Zulauf	82	2,33	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 1	Ablauf	< BG	3,00	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 2	Zulauf	9,2	4,75	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 2	Ablauf	< BG	1,80	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 3	Zulauf	11	1,89	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 3	Ablauf	< BG	2,30	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 4	Zulauf	64	2,98	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 4	Ablauf	< BG	2,70	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 5	Zulauf	82	3,87	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 5	Ablauf	< BG	3,80	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 6	Zulauf	76	1,83	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 6	Ablauf	< BG	2,90	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 7	Zulauf	35	2,67	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 7	Ablauf	< BG	2,70	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 8	Zulauf	180	2,75	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 8	Ablauf	< BG	2,50	ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 9	Zulauf	94		ng/L DHT-EQ
Androgene	ARA 9	Ablauf	< BG	3,20	ng/L DHT-EQ
Androgene	Erlauf	Gewässer	< BG	3,00	ng/L DHT-EQ
Androgene	Reichramingbach	Gewässer	< BG	2,20	ng/L DHT-EQ
Androgene	Antiesen	Gewässer	< BG	2,00	ng/L DHT-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Androgene	Donau	Gewässer	< BG	1,90	ng/L DHT-EQ
Androgene	Dornbirnerach	Gewässer	< BG	2,00	ng/L DHT-EQ
Androgene	Inn	Gewässer	< BG	2,40	ng/L DHT-EQ
Androgene	Raab	Gewässer	< BG	2,70	ng/L DHT-EQ
Androgene	Wulka	Gewässer	< BG	2,90	ng/L DHT-EQ
Anti-androgene	Blindwert 1	Blindwert	9,6		µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 1	Zulauf	8,7	7,66	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 1	Ablauf	16	6,79	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 2	Zulauf	16	11,47	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 2	Ablauf	32	6,82	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 3	Zulauf	26	6,79	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 3	Ablauf	23	7,53	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 4	Zulauf	25	8,02	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 4	Ablauf	18	5,68	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 5	Zulauf	18	5,69	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 5	Ablauf	18	5,45	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 6	Zulauf	69	7,34	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 6	Ablauf	14	7,25	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 7	Zulauf	10	8,15	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 7	Ablauf	15	8,09	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 8	Zulauf	14	9,64	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 8	Ablauf	20	8,93	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 9	Zulauf	< BG	6,6	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	ARA 9	Ablauf	27		µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Erlauf	Gewässer	< BG	8,10	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Reichramingbach	Gewässer	4,2		µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Antiesen	Gewässer	18	8,55	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Donau	Gewässer	15	6,87	µg/L Flu-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Anti-androgene	Dornbirnerach	Gewässer	34	8,36	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Inn	Gewässer	13	6,52	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Raab	Gewässer	19	5,73	µg/L Flu-EQ
Anti-androgene	Wulka	Gewässer	36	7,34	µg/L Flu-EQ
Dioxine	Blindwert 1	Blindwert	< BG	4,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 1	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 1	Ablauf	2,8	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 2	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 2	Ablauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 3	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 3	Ablauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 4	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 4	Ablauf	2,2	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 5	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 5	Ablauf	2,1	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 6	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 6	Ablauf	4,9	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 7	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 7	Ablauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 8	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 8	Ablauf	3,1	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 9	Zulauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	ARA 9	Ablauf	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Erlauf	Gewässer	2,1	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Reichramingbach	Gewässer	< BG	4,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Antiesen	Gewässer	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Donau	Gewässer	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Dornbirnerach	Gewässer	2,6	2,00	pg/L TD-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Dioxine	Inn	Gewässer	< BG	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Raab	Gewässer	2,5	2,00	pg/L TD-EQ
Dioxine	Wulka	Gewässer	3,6	2,00	pg/L TD-EQ
PAK	Blindwert 1	Blindwert	55		ng/L B[a]P-EQ
PAK	Blindwert 2	Blindwert	62	0,45	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Blindwert 3	Blindwert	90	0,76	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Blindwert 4	Blindwert	87	0,61	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 1	Zulauf	1300	0,29	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 1	Ablauf	47	0,33	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 2	Zulauf	1100	0,43	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 2	Ablauf	130	0,41	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 3	Zulauf	2500	0,27	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 3	Ablauf	89	0,16	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 4	Zulauf	3600	0,42	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 4	Ablauf	30	0,28	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 5	Zulauf	3100	0,38	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 5	Ablauf	< BG	0,38	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 6	Zulauf	300	0,39	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 6	Ablauf	87	0,46	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 7	Zulauf	1800	0,40	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 7	Ablauf	210	0,41	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 8	Zulauf	1500	0,33	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 8	Ablauf	67	0,33	ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 9	Zulauf	480		ng/L B[a]P-EQ
PAK	ARA 9	Ablauf	50		ng/L B[a]P-EQ
PAK	Erlauf	Gewässer	880	0,42	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Reichramingbach	Gewässer	9,9		ng/L B[a]P-EQ
PAK	Antiesen	Gewässer	260	0,42	ng/L B[a]P-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
PAK	Donau	Gewässer	130	0,27	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Dornbirnerach	Gewässer	16000	0,42	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Inn	Gewässer	150	0,45	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Raab	Gewässer	16	0,27	ng/L B[a]P-EQ
PAK	Wulka	Gewässer	110	0,42	ng/L B[a]P-EQ
Mutagenität	Blindwert 1	Blindwert	< BG	0,0099	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 1	Zulauf	< BG	0,032	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 1	Ablauf	< BG	0,032	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 2	Zulauf	< BG	0,05	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 2	Ablauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 3	Zulauf	< BG	0,032	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 3	Ablauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 4	Zulauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 4	Ablauf	< BG	0,032	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 5	Zulauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 5	Ablauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 6	Zulauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 6	Ablauf	< BG	0,03	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 7	Zulauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 7	Ablauf	< BG	0,033	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 8	Zulauf	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 8	Ablauf	< BG	0,033	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 9	Zulauf	< BG	0,033	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	ARA 9	Ablauf	< BG	0,033	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Erlauf	Gewässer	< BG	0,011	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Reichramingbach	Gewässer	< BG	0,010	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Antiesen	Gewässer	< BG	0,033	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Donau	Gewässer	< BG	0,011	µg/L Ac-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Mutagenität	Dornbirnerach	Gewässer	< BG	0,11	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Inn	Gewässer	< BG	0,011	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Raab	Gewässer	< BG	0,011	µg/L Ac-EQ
Mutagenität	Wulka	Gewässer	< BG	0,033	µg/L Ac-EQ
Zytotoxizität	Blindwert 1	Blindwert	< BG	0,56	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 1	Zulauf	8,9	0,60	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 1	Ablauf	0,89	0,89	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 2	Zulauf	21	1,37	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 2	Ablauf	3	0,91	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 3	Zulauf	8,3	0,82	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 3	Ablauf	2,2	0,58	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 4	Zulauf	3,5	0,85	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 4	Ablauf	1,4	1,00	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 5	Zulauf	3,5	0,78	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 5	Ablauf	2,6	0,78	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 6	Zulauf	17	0,93	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 6	Ablauf	1,1	0,91	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 7	Zulauf	3,6	0,95	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 7	Ablauf	1,1	0,95	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 8	Zulauf	4,1	0,88	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 8	Ablauf	1,4	0,79	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 9	Zulauf	3,7		µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	ARA 9	Ablauf	3,4		µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Erlauf	Gewässer	< BG	0,86	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Reichramingbach	Gewässer	< BG	0,56	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Antiesen	Gewässer	0,96	0,81	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Donau	Gewässer	< BG	0,82	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Dornbirnerach	Gewässer	2,6	0,81	µg/L TBT-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
Zytotoxizität	Inn	Gewässer	< BG	1,10	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Raab	Gewässer	< BG	1,00	µg/L TBT-EQ
Zytotoxizität	Wulka	Gewässer	1,9	0,89	µg/L TBT-EQ
oxidativer Stress	Blindwert 1	Blindwert	30		µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Blindwert 2	Blindwert	< BG	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Blindwert 3	Blindwert	< BG	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 1	Zulauf	530	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 1	Ablauf	110	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 2	Zulauf	400	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 2	Ablauf	210	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 3	Zulauf	530	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 3	Ablauf	120	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 4	Zulauf	800	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 4	Ablauf	110	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 5	Zulauf	450	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 5	Ablauf	140	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 6	Zulauf	< BG	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 6	Ablauf	150	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 7	Zulauf	580	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 7	Ablauf	190	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 8	Zulauf	450	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 8	Ablauf	< BG	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 9	Zulauf	1000		µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	ARA 9	Ablauf	450		µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Erlauf	Gewässer	450	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Reichramingbach	Gewässer	42		µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Antiesen	Gewässer	74	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Donau	Gewässer	73	44,00	µg/L Cur-EQ

Wirkung	Probe	Art	Wert	BG	Einheit
oxidativer Stress	Dornbirnerach	Gewässer	130	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Inn	Gewässer	120	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Raab	Gewässer	130	44,00	µg/L Cur-EQ
oxidativer Stress	Wulka	Gewässer	380	44,00	µg/L Cur-EQ

Tabelle 16: Kombinierter Algentest: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Photosynthesehemmung (2 h; µg DEQ/L)	Wachstumshemmung (24 h; µg DEQ/L)	Wiederhol-messungen
Blindwert	Zulauf	-	-	2
Blindwert	Ablauf	-	-	2
Blindwert	Gewässer	-	-	2
ARA 1	Zulauf	0,1209	6,6893	2
ARA 1	Ablauf	0,2356	2,2152	2
ARA 2	Zulauf	0,2136	7,3311	2
ARA 2	Ablauf	0,3790	2,4085	2
ARA 3	Zulauf	0,1480	6,0886	2
ARA 3	Ablauf	0,3137	1,4925	2
ARA 4	Zulauf	0,1648	12,4143	2
ARA 4	Ablauf	0,1484	1,5012	2
ARA 5	Zulauf	0,2620	13,5335	2
ARA 5	Ablauf	0,2697	1,9535	2
ARA 6	Zulauf	0,1945	7,2095	2
ARA 6	Ablauf	0,1742	1,5753	2
ARA 7	Zulauf	0,1372	5,5702	2
ARA 7	Ablauf	0,1150	1,5429	2
ARA 8	Zulauf	0,1822	13,8741	2

Probe	Art	Photosynthesehemmung (2 h; µg DEQ/L)	Wachstumshemmung (24 h; µg DEQ/L)	Wiederhol-messungen
ARA 8	Ablauf	0,0812	1,9173	2
ARA 9	Zulauf	0,2850	14,0493	2
ARA 9	Ablauf	0,3070	2,1870	2
Erlauf	Gewässer	0,0051	0,2616	2
Reichramingbach	Gewässer	0,0075	0,5168	2
Antiesen	Gewässer	0,0373	0,4698	2
Donau	Gewässer	0,0131	0,3827	2
Dornbirnerach	Gewässer	0,0510	0,4225	2
Inn	Gewässer	0,0055	0,2167	2
Raab	Gewässer	0,0141	0,3056	2
Wulka	Gewässer	0,1839	1,3996	2

11.2.2 Chemische Analytik

Tabelle 17: Referenzparameter: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben (WM…Wiederholungsmessung)

Probe	Art	CSB	TOC	N-geb	P-ges
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
ARA 1	Zulauf	1100	230	46	6,8
ARA 2	Zulauf	410	78	33	4,9
ARA 3	Zulauf	230	52	30	5,6
ARA 4	Zulauf	490	89	53	7,4
ARA 5	Zulauf	630	120	55	9,6
ARA 6	Zulauf	340	73	45	7,7
ARA 7	Zulauf	320	46	42	6,4
ARA 8	Zulauf	1000	190	72	18
ARA 9	Zulauf	360	71	45	6,9
ARA 1	Ablauf	280	75	1,7	0,15

Probe	Art	CSB	TOC	N-geb	P-ges
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
ARA 1 - WM	Ablauf	270	76	1,9	0,14
ARA 2	Ablauf	24	7,4	1,5	0,17
ARA 3	Ablauf	22	5,2	5,6	0,68
ARA 4	Ablauf	25	8,5	9,9	0,63
ARA 5	Ablauf	24	8	10	0,29
ARA 6	Ablauf	19	6,8	14	0,87
ARA 7	Ablauf	28	12	5,5	0,42
ARA 8	Ablauf	< 15	7,8	13	0,42
ARA 9	Ablauf	24	7,5	6,6	0,64
Erlauf	Gewässer	< 15	1,3	1,1	< 0,10
Reichramingbach	Gewässer	450	120	1,1	< 0,10
Reichramingbach - WM	Gewässer	420	120	1,2	< 0,10
Antiesen	Gewässer	< 15	3,2	2,1	0,37
Donau	Gewässer	< 15	1,9	1,5	0,12
Dornbirnerach	Gewässer	< 15	3,6	2,9	< 0,10
Inn	Gewässer	250	65	0,7	< 0,10
Inn - WM	Gewässer	230	62	0,6	< 0,10
Raab	Gewässer	< 15	2,4	2	< 0,10
Wulka	Gewässer	< 15	5,2	3,7	0,26

Tabelle 18: Östrogene Steroidhormone: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	alpha-Estradiol	beta-Estradiol	Estriol	Estron	Ethinyl-estradiol
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,00089	n.n.	0,00075	n.n.
ARA 2	Ablauf	n.n.	0,0028	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,00134	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 4	Ablauf	n.n.	0,00134	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 5	Ablauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 6	Ablauf	n.n.	0,00065	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 7	Ablauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 8	Ablauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 9	Ablauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	0,0020	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Donau	Gewässer	n.n.	< 0,0004	n.n.	n.n.	n.n.
Dornbirnerach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0004	n.n.
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Wulka	Gewässer	n.n.	0,00106	n.n.	n.n.	n.n.

Tabelle 19: Dioxine/Furane und DL-PCB (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	PCB 189		PCB 167		PCB 157		PCB 156		PCB 123		PCB 118		PCB 114	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,011	n.n.	0,0076	n.n.	0,0058	0,022	0,0085	n.n.	0,015	0,055	0,02	n.n.	0,021
ARA 2	Ablauf	n.n.	0,0088	0,0097	0,0058	n.n.	0,0046	n.n.	0,0066	n.n.	0,0071	0,31	0,011	n.n.	0,012
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,0078	n.n.	0,006	n.n.	0,0047	n.n.	0,0062	n.n.	0,011	n.n.	0,014	n.n.	0,015
ARA 4	Ablauf	n.n.	0,0085	n.n.	0,0064	n.n.	0,0048	n.n.	0,0065	n.n.	0,011	n.n.	0,014	n.n.	0,016
ARA 5	Ablauf	n.n.	0,0082	n.n.	0,0062	n.n.	0,005	0,0072	0,0065	n.n.	0,0099	n.n.	0,014	n.n.	0,015
ARA 6	Ablauf	0,02	0,0078	0,011	0,0056	0,018	0,0045	0,023	0,0061	0,012	0,0093	n.n.	0,013	n.n.	0,014
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,0082	n.n.	0,006	n.n.	0,0045	0,0076	0,0066	n.n.	0,013	n.n.	0,017	n.n.	0,018
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,0072	n.n.	0,0052	n.n.	0,0041	n.n.	0,0055	n.n.	0,0088	n.n.	0,012	n.n.	0,013
ARA 9	Ablauf	n.n.	0,0072	0,013		0,011		0,025		n.n.	0,0096	0,055		n.n.	0,015
Erlauf	Gewässer	n.n.	0,0076	n.n.	0,0056	n.n.	0,0044	0,026	0,0056	n.n.	0,0091	0,11	0,013	n.n.	0,014
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	0,0078	n.n.	0,0056	n.n.	0,0048	n.n.	0,0062	n.n.	0,011	0,028	0,015	n.n.	0,015
Antiesen	Gewässer	n.n.	0,0075	0,0077	0,0054	0,0073	0,0047	0,021	0,0059	n.n.	0,0089	0,095	0,012	n.n.	0,014
Donau	Gewässer	n.n.	0,0077	n.n.	0,0055	n.n.	0,0044	0,012	0,0062	n.n.	0,0093	0,022	0,013	n.n.	0,014
Dornbirnerach	Gewässer	n.n.	0,0071	n.n.	0,0053	n.n.	0,0043	0,011	0,0056	n.n.	0,0087	0,031	0,012	n.n.	0,014

Probe	Art	PCB 189		PCB 167		PCB 157		PCB 156		PCB 123		PCB 118		PCB 114	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Inn	Gewässer	n.n.	0,0089	n.n.	0,0062	n.n.	0,0048	n.n.	0,0067	n.n.	0,011	0,11	0,015	n.n.	0,017
Raab	Gewässer	n.n.	0,0071	n.n.	0,0051	n.n.	0,0044	0,034	0,0058	n.n.	0,0083	0,14	0,011	n.n.	0,013
Wulka	Gewässer	n.n.	0,0087	n.n.	0,0061	n.n.	0,0046	0,03	0,0064	n.n.	0,0097	0,14	0,013	n.n.	0,015

Tabelle 20: Dioxine/Furane und DL-PCB (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	PCB 105		PCB 169		PCB 126		PCB 81		PCB 77		Octachlordi-benzofuran	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,05	n.n.	0,00042	n.n.	0,0002	n.n.	0,0003	0,0046	0,0013	n.n.	0,0022
ARA 2	Ablauf	0,079	0,029	0,00062	0,00052	0,0046	0,00022	0,0079	0,00017	0,024	0,00016	n.n.	0,0018
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,039	n.n.	0,00038	n.n.	0,00019	n.n.	0,0002	n.n.	0,00077	n.n.	0,0014
ARA 4	Ablauf	n.n.	0,044	n.n.	0,00057	0,00025	0,00025	n.n.	0,00026	n.n.	0,00078	0,0017	0,0017
ARA 5	Ablauf	n.n.	0,038	n.n.	0,00045	n.n.	0,00022	n.n.	0,00023	n.n.	0,00021	n.n.	0,0017

Probe	Art	PCB 105		PCB 169		PCB 126		PCB 81		PCB 77		Octachlordi-benzofuran	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
ARA 6	Ablauf	0,037	0,035	n.n.	0,00058	n.n.	0,00025	n.n.	0,00025	n.n.	0,00087	n.n.	0,0017
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,042	n.n.	0,00037	n.n.	0,0002	n.n.	0,0003	0,0026	0,0011	n.n.	0,0015
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,029	n.n.	0,00038	n.n.	0,00018	n.n.	0,0002	n.n.	0,00074	n.n.	0,0015
ARA 9	Ablauf	0,047		n.n.	0,00035	n.n.	0,00013	n.n.	0,00019	0,0016		n.n.	0,002
Erlauf	Gewässer	0,057	0,032	0,00049	0,00032	0,002	0,00015	0,0024	0,00017	0,02	0,00015	n.n.	0,0014
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	0,037	n.n.	0,00042	n.n.	0,0002	n.n.	0,00023	0,0036	0,0009	0,002	0,0015
Antiesen	Gewässer	0,052	0,034	0,0023	0,00037	0,0056	0,00018	0,0035	0,00019	0,018	0,0009	0,0021	0,0016
Donau	Gewässer	n.n.	0,037	n.n.	0,00048	0,00035	0,00023	n.n.	0,00022	0,0016	0,00081	n.n.	0,0016
Dornbirnerach	Gewässer	0,032	0,032	0,0006	0,00049	n.n.	0,00023	n.n.	0,00024	0,0016	0,00081	0,0024	0,0018
Inn	Gewässer	0,042	0,037	0,00043	0,00041	0,00065	0,00019	n.n.	0,00022	0,011	0,00019	n.n.	0,0017
Raab	Gewässer	0,083	0,03	0,0017	0,00032	0,0024	0,00015	0,0058	0,00015	0,029	0,00071	0,0017	0,0014
Wulka	Gewässer	0,062	0,035	0,00048	0,00031	0,0015	0,00015	0,001	0,00017	0,015	0,00095	n.n.	0,0016

Tabelle 21: Dioxine/Furane und DL-PCB (3): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzo-furan		1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzo-furan		2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzo-furan		1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-furan		1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzo-furan		1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzo-furan	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,00029	n.n.	0,00043	n.n.	0,00029	n.n.	0,00045	n.n.	0,00031	n.n.	0,00028
ARA 2	Ablauf	n.n.	0,00024	n.n.	0,00038	0,00044	0,00027	n.n.	0,00043	0,00053	0,00028	0,00037	0,00024
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,0002	n.n.	0,0003	0,00039	0,00023	n.n.	0,00033	n.n.	0,00023	n.n.	0,00021
ARA 4	Ablauf	0,00035	0,00023	0,0009	0,00037	0,00079	0,00026	0,00056	0,0004	0,00035	0,00026	0,00042	0,00024
ARA 5	Ablauf	0,00065	0,00023	0,0034	0,00034	0,00055	0,00024	n.n.	0,00037	0,00039	0,00026	0,00035	0,00023
ARA 6	Ablauf	n.n.	0,0002	n.n.	0,0003	0,0003	0,00025	n.n.	0,0004	n.n.	0,00023	n.n.	0,00022
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,00023	n.n.	0,00032	n.n.	0,00024	n.n.	0,00036	n.n.	0,00024	n.n.	0,00021
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,0002	n.n.	0,00031	0,00045	0,00022	n.n.	0,00033	n.n.	0,00024	n.n.	0,00022
ARA 9	Ablauf	n.n.	0,00026	0,0007		0,00035		n.n.	0,00044	n.n.	0,00026	n.n.	0,00024
Erlauf	Gewässer	0,00021	0,00019	n.n.	0,00031	0,00056	0,00022	n.n.	0,00036	0,00028	0,00022	n.n.	0,0002
Reichraming-bach	Gewässer	0,00056	0,00019	0,0011	0,00031	0,00073	0,00026	n.n.	0,00035	0,00036	0,00023	0,00051	0,00021
Antiesen	Gewässer	0,001	0,0002	0,002	0,00031	0,0013	0,00024	0,00067	0,00039	0,00062	0,00024	0,00066	0,00021

Probe	Art	1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzo-furan		1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzo-furan		2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzo-furan		1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-furan		1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzo-furan		1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzo-furan	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Donau	Gewässer	n.n.	0,00023	n.n.	0,00031	n.n.	0,00025	n.n.	0,00038	0,00029	0,00024	0,00035	0,00021
Dornbirner-ach	Gewässer	0,00068	0,00022	0,0043	0,00033	n.n.	0,00025	n.n.	0,00038	n.n.	0,00026	0,00063	0,00022
Inn	Gewässer	n.n.	0,00022	n.n.	0,00036	n.n.	0,00026	n.n.	0,00039	n.n.	0,00027	n.n.	0,00023
Raab	Gewässer	n.n.	0,00019	0,0009	0,0003	0,00069	0,00023	0,00037	0,00033	0,00031	0,00022	0,00052	0,0002
Wulka	Gewässer	0,00031	0,00022	0,0005	0,00035	0,00059	0,00025	n.n.	0,0004	0,00037	0,00026	0,00034	0,00023

Tabelle 22: Dioxine/Furane und DL-PCB (4): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	2,3,4,7,8-Pentachlordi-benzofuran		1,2,3,7,8-Pentachlordibenzo-furan		2,3,7,8-Tetrachlordi-benzofuran		Octachlor-dibenzo—p-dioxin		1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordi-benzo-p-dioxin		1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-p-dioxin	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,00029	n.n.	0,00019	n.n.	0,00017	n.n.	0,0018	n.n.	0,0075	n.n.	0,00055
ARA 2	Ablauf	0,0011	0,00029	0,00058	0,00017	0,0018	0,00013	0,0041	0,0015	n.n.	0,0068	n.n.	0,00056
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,00025	n.n.	0,00016	n.n.	0,00015	n.n.	0,0012	n.n.	0,0053	n.n.	0,00044
ARA 4	Ablauf	n.n.	0,00028	n.n.	0,00017	n.n.	0,00016	0,0018	0,0014	n.n.	0,0063	n.n.	0,00051
ARA 5	Ablauf	n.n.	0,00026	n.n.	0,00017	n.n.	0,00015	0,0021	0,0014	n.n.	0,0061	n.n.	0,00047
ARA 6	Ablauf	n.n.	0,00032	n.n.	0,00017	n.n.	0,00015	n.n.	0,0014	n.n.	0,0056	n.n.	0,00046
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,00026	n.n.	0,00016	n.n.	0,00016	n.n.	0,0013	n.n.	0,0057	n.n.	0,00046
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,00024	n.n.	0,00016	0,00026	0,00013	n.n.	0,0012	n.n.	0,0055	n.n.	0,00045
ARA 9	Ablauf	n.n.	0,00027	n.n.	0,00016	0,00043		0,005		n.n.	0,0068	n.n.	0,00052
Erlauf	Gewässer	0,00033	0,00024	n.n.	0,00014	0,00033	0,00014	0,0017	0,0011	n.n.	0,0049	n.n.	0,00042
Reichraming-bach	Gewässer	0,00045	0,00027	n.n.	0,00016	0,00049	0,00016	0,0034	0,0012	n.n.	0,0054	n.n.	0,00047
Antiesen	Gewässer	0,0011	0,00026	0,00063	0,00015	0,00089	0,00015	0,0059	0,0012	n.n.	0,0054	0,0008	0,00048

Probe	Art	2,3,4,7,8-Pentachlordi-benzofuran		1,2,3,7,8-Pentachlordibenzo-furan		2,3,7,8-Tetrachlordi-benzofuran		Octachlor-dibenzo—p-dioxin		1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordi-benzo-p-dioxin		1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-p-dioxin	
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Donau	Gewässer	n.n.	0,00029	n.n.	0,00015	0,00026	0,00015	n.n.	0,0013	n.n.	0,0057	n.n.	0,00046
Dornbirner-ach	Gewässer	n.n.	0,00026	n.n.	0,00016	n.n.	0,00015	n.n.	0,0013	n.n.	0,0057	n.n.	0,00047
Inn	Gewässer	n.n.	0,00026	n.n.	0,00016	n.n.	0,00016	n.n.	0,0013	n.n.	0,0061	n.n.	0,0005
Raab	Gewässer	n.n.	0,00023	0,00035	0,00013	0,00062	0,00014	0,0054	0,0011	0,0054	0,005	0,00055	0,00041
Wulka	Gewässer	n.n.	0,00027	n.n.	0,00016	0,00045	0,00016	0,005	0,0012	n.n.	0,0055	0,00068	0,00045

Tabelle 23: Dioxine/Furane und DL-PCB (5): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	1,2,3,6,7,8-Hexachlordi-benzo-p-dioxin		1,2,3,4,7,8-Hexachlordi-benzo-p-dioxin		1,2,3,7,8-Pentachlordi-benzo-p-dioxin		2,3,7,8-Tetra-chlor-di-benzo-p-dioxin		Summe min	Summe max
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG		
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,00036	n.n.	0,00063	n.n.	0,00028	n.n.	0,00037	0,0612	0,2297
ARA 2	Ablauf	n.n.	0,00035	n.n.	0,00059	n.n.	0,00028	n.n.	0,00027	0,3336	0,6067
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,00028	n.n.	0,00049	n.n.	0,00022	n.n.	0,00029	0,0003	0,1172
ARA 4	Ablauf	0,00056	0,00033	n.n.	0,00056	n.n.	0,00027	n.n.	0,00034	0,0058	0,1310
ARA 5	Ablauf	n.n.	0,00031	n.n.	0,00051	n.n.	0,00026	n.n.	0,00031	0,0110	0,1263
ARA 6	Ablauf	n.n.	0,00029	n.n.	0,00051	n.n.	0,00027	n.n.	0,00032	0,0910	0,1931
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,00029	n.n.	0,00048	n.n.	0,00024	n.n.	0,00031	0,0077	0,1348
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,00026	n.n.	0,00051	n.n.	0,00022	n.n.	0,00029	0,0005	0,0988
ARA 9	Ablauf	n.n.	0,00031	n.n.	0,00058	n.n.	0,00029	n.n.	0,00031	0,1193	0,2438
Erlauf	Gewässer	0,00043	0,00026	n.n.	0,00049	n.n.	0,00023	n.n.	0,00028	0,1663	0,3266
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	0,00027	n.n.	0,00049	n.n.	0,00024	n.n.	0,00027	0,0309	0,1474
Antiesen	Gewässer	0,0011	0,00029	0,00099	0,0005	n.n.	0,00025	0,00047	0,00032	0,1745	0,3268
Donau	Gewässer	n.n.	0,00028	n.n.	0,0005	n.n.	0,00024	n.n.	0,00028	0,0276	0,1366

Probe	Art	1,2,3,6,7,8-Hexachlordi-benzo-p-dioxin		1,2,3,4,7,8-Hexachlordi-benzo-p-dioxin		1,2,3,7,8-Pentachlordi-benzo-p-dioxin		2,3,7,8-Tetra-chlor-di-benzo-p-dioxin		Summe min	Summe max
		Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG	Wert	NG		
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Dornbirnerach	Gewässer	n.n.	0,00031	n.n.	0,00052	n.n.	0,00026	n.n.	0,00028	0,0632	0,1554
Inn	Gewässer	0,001	0,00028	n.n.	0,00056	n.n.	0,00026	n.n.	0,00029	0,1238	0,2742
Raab	Gewässer	0,00071	0,00024	n.n.	0,00046	n.n.	0,00021	n.n.	0,00026	0,2351	0,4310
Wulka	Gewässer	0,00079	0,00028	n.n.	0,00055	n.n.	0,00024	n.n.	0,00033	0,1943	0,3769

Tabelle 24: PAK (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Acenaph-then	Acenaph-thylen	Anthracen	Benzo(a)-an-thracen	Benzo(a)-pyren	Benzo(b)-flu-oranthen	Benzo(g,h,i)-perylen	Benzo(k)-fluo-ranthen	Chrysen
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Ablauf	0,063	0,0084	< 0,0020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 2	Ablauf	0,0062	n.n.	< 0,0020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 3	Ablauf	0,025	0,003	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 4	Ablauf	0,0089	< 0,0010	< 0,0020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Probe	Art	Acenaph-then	Acenaph-thylen	Anthracen	Benzo(a)-an-thracen	Benzo(a)-pyren	Benzo(b)-flu-oranthen	Benzo(g,h,i)-perylen	Benzo(k)-fluo-ranthen	Chrysen
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 5	Ablauf	0,011	0,0017	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 6	Ablauf	0,24	0,027	0,0031	n.n.	n.n.	n.n.	0,0015	n.n.	n.n.
ARA 7	Ablauf	0,012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 8	Ablauf	0,0084	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 9	Ablauf	0,012	n.n.	< 0,0020	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Erlauf	Gewässer	0,0029	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichraming-bach	Gewässer	0,0086	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	0,0098	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Donau	Gewässer	0,009	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dornbirnerach	Gewässer	0,0092	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Inn	Gewässer	0,012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Raab	Gewässer	0,0086	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Wulka	Gewässer	0,0067	< 0,0010	< 0,0020	n.n.	0,0022	0,0028	0,0015	0,0012	< 0,0020

Tabelle 25: PAK (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Dibenzo(a,h) -anthracen	Fluoranthen	Fluoren	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Naphthalin	Phenanthren	Pyren	Summe min	Summe max
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Ablauf	n.n.	n.n.	0,018	n.n.	0,044	< 0,0050	n.n.	0,10355	0,17975
ARA 2	Ablauf	n.n.	n.n.	0,0027	n.n.	0,01	n.n.	n.n.	0,015175	0,034625
ARA 3	Ablauf	n.n.	n.n.	0,0054	n.n.	0,039	n.n.	n.n.	0,0543	0,1
ARA 4	Ablauf	n.n.	< 0,0020	0,004	n.n.	0,0084	< 0,0050	< 0,0010	0,021975	0,042125
ARA 5	Ablauf	n.n.	n.n.	0,006	n.n.	0,082	0,014	< 0,0010	0,086525	0,150875
ARA 6	Ablauf	n.n.	n.n.	0,067	< 0,0010	n.n.	0,025	n.n.	0,2732	0,462
ARA 7	Ablauf	n.n.	< 0,0020	0,0048	n.n.	0,014	0,0075	n.n.	0,029725	0,056375
ARA 8	Ablauf	n.n.	n.n.	0,0036	n.n.	0,018	0,0071	n.n.	0,028325	0,054375
ARA 9	Ablauf	n.n.	< 0,0020	0,0042	n.n.	0,031	n.n.	n.n.	0,0374	0,071
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0019	n.n.	0,0087	0,0064	n.n.	0,014925	0,032375
Reichraming-bach	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0022	n.n.	0,022	< 0,0050	n.n.	0,0281	0,0545
Antiesen	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0023	n.n.	0,025	n.n.	n.n.	0,028325	0,056875
Donau	Gewässer	n.n.	n.n.	0,005	n.n.	0,014	0,013	n.n.	0,03125	0,05925
Dornbirner-ach	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0035	n.n.	0,023	0,0079	n.n.	0,0332	0,0625

Probe	Art	Dibenzo(a,h) -anthracen	Fluoranthen	Fluoren	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Naphthalin	Phenanthren	Pyren	Summe min	Summe max
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0039	n.n.	0,027	0,0094	n.n.	0,039225	0,072875
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0034	n.n.	0,013	0,0051	n.n.	0,023575	0,045625
Wulka	Gewässer	n.n.	< 0,0020	0,0033	0,0012	0,013	0,015	0,0012	0,039575	0,068125

Tabelle 26: Metalle (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Aluminium	Antimon	Arsen	Barium	Beryllium	Blei	Bor	Cadmium
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	420	< 1	< 1,5	83	2	3,9	84	< 1
ARA 2	Zulauf	400	18	< 1,5	47	2	1,4	90	< 1
ARA 3	Zulauf	2100	20	2,4	55	2	13	310	< 1
ARA 4	Zulauf	800	3,5	< 1,5	120	2	5,5	82	< 1
ARA 5	Zulauf	540	< 1	< 1,5	82	2	1,7	450	< 1
ARA 6	Zulauf	2300	< 1	< 1,5	85	2	7,1	110	< 1
ARA 7	Zulauf	460	< 1	< 1,5	39	2	2	59	< 1

Probe	Art	Aluminium	Antimon	Arsen	Barium	Beryllium	Blei	Bor	Cadmium
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 8	Zulauf	1000	< 1	< 1,5	69	2	2,9	73	< 1
ARA 9	Zulauf	-	-	< 1,5	-	-	6,4	-	< 1
ARA 1	Ablauf	74	< 1	< 1,5	46	2	0,8	71	< 1
ARA 2	Ablauf	17	14	< 1,5	24	2	0,8	67	< 1
ARA 3	Ablauf	26	9,1	< 1,5	9,2	2	0,8	340	< 1
ARA 4	Ablauf	18	< 1	< 1,5	10	2	0,8	74	< 1
ARA 5	Ablauf	44	< 1	< 1,5	21	2	0,8	350	< 1
ARA 6	Ablauf	55	< 1	< 1,5	14	2	0,8	100	< 1
ARA 7	Ablauf	28	< 1	< 1,5	13	2	0,8	55	< 1
ARA 8	Ablauf	9,1	< 1	< 1,5	2,6	2	0,8	59	< 1
ARA 9	Ablauf	-	-	< 1,5	-	-	0,8	-	< 1
Erlauf	Gewässer	8,5	< 1	< 1,5	17	2	0,8	6,5	< 1
Reichramingbach	Gewässer	320	< 1	< 1,5	20	2	0,8	16	< 1
Antiesen	Gewässer	860	< 1	1,6	21	2	0,83	22	< 1
Donau	Gewässer	2900	< 1	1,8	43	2	2,5	18	< 1
Dornbirnerach	Gewässer	37	< 1	< 1,5	100	2	0,8	250	< 1
Inn	Gewässer	89	< 1	< 1,5	18	2	0,8	9,5	< 1

Probe	Art	Aluminium	Antimon	Arsen	Barium	Beryllium	Blei	Bor	Cadmium
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
Raab	Gewässer	75	< 1	< 1,5	55	2	0,8	14	< 1
Wulka	Gewässer	250	2,1	2,1	41	2	0,8	69	< 1

Tabelle 27: Metalle (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Chrom	Eisen	Kobalt	Kupfer	Mangan	Molybdän	Nickel	Quecksilber
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	1,8	250	< 1	30	32	2,5	3,2	< 0,2
ARA 2	Zulauf	2,5	450	< 1	14	59	2	3,1	< 0,2
ARA 3	Zulauf	6,7	1900	1,3	59	56	2,8	5,8	< 0,2
ARA 4	Zulauf	3,7	710	< 1	25	76	2,1	7,4	< 0,2
ARA 5	Zulauf	10	670	< 1	41	61	2,8	5,6	< 0,2
ARA 6	Zulauf	7,7	1600	< 1	70	63	3,4	6,6	< 0,2
ARA 7	Zulauf	2,3	730	< 1	26	73	33	2,7	< 0,2
ARA 8	Zulauf	18	950	< 1	69	54	4	13	< 0,2
ARA 9	Zulauf	3,5	-	-	50	-	-	30	< 0,2

Probe	Art	Chrom	Eisen	Kobalt	Kupfer	Mangan	Molybdän	Nickel	Quecksilber
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Ablauf	< 1,5	74	< 1	5,2	21	2,5	2,1	< 0,2
ARA 2	Ablauf	< 1,5	59	< 1	5,2	67	4,6	2,8	< 0,2
ARA 3	Ablauf	< 1,5	200	< 1	6,6	43	3	3,2	< 0,2
ARA 4	Ablauf	< 1,5	140	< 1	6,9	16	1,9	5,4	< 0,2
ARA 5	Ablauf	2,9	87	< 1	10	24	4,2	3,8	< 0,2
ARA 6	Ablauf	< 1,5	63	< 1	6,9	14	3,1	2,4	< 0,2
ARA 7	Ablauf	< 1,5	64	< 1	4,8	72	41	1,3	< 0,2
ARA 8	Ablauf	10	87	< 1	11	1,6	6,5	7,3	< 0,2
ARA 9	Ablauf	< 1,5	-	-	7,5	-	-	16	< 0,2
Erlauf	Gewässer	< 1,5	11	< 1	6	< 1,5	1	< 0,8	< 0,2
Reichramingbach	Gewässer	< 1,5	230	< 1	6,6	7,3	< 1	1,1	< 0,2
Antiesen	Gewässer	5	720	< 1	5	78	< 1	2,4	< 0,2
Donau	Gewässer	8,6	2300	1,1	11	79	1,7	4,5	< 0,2
Dornbirnerach	Gewässer	8,3	120	< 1	15	5,4	2	3,5	< 0,2
Inn	Gewässer	< 1,5	84	< 1	4,5	1,8	1,8	2,6	< 0,2
Raab	Gewässer	< 1,5	120	< 1	4,7	24	< 1	< 0,8	< 0,2
Wulka	Gewässer	< 1,5	240	< 1	5,6	18	1,5	2,2	< 0,2

Tabelle 28: Metalle (3): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Selen	Silber	Thallium	Uran	Vanadium	Zink	Zinn
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	0,75	< 1,5	120	2,1
ARA 2	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	2,8	< 1,5	41	1
ARA 3	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	1,2	3,7	170	3,5
ARA 4	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	0,62	< 1,5	140	2,4
ARA 5	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	1,3	< 1,5	93	2,5
ARA 6	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	1,6	2,4	180	3,7
ARA 7	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	0,6	< 1,5	100	1,6
ARA 8	Zulauf	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	190	4,8
ARA 9	Zulauf	< 4	< 1	-	-	-	190	-
ARA 1	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	17	< 1
ARA 2	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	2	< 1,5	16	< 1
ARA 3	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	22	< 1
ARA 4	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	35	< 1
ARA 5	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	1,1	< 1,5	17	< 1
ARA 6	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	1	< 1,5	25	< 1

Probe	Art	Selen	Silber	Thallium	Uran	Vanadium	Zink	Zinn
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 7	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	37	< 1
ARA 8	Ablauf	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	17	< 1
ARA 9	Ablauf	< 4	< 1	-	-	-	29	-
Erlauf	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	0,76	< 1,5	3,8	< 1
Reichramingbach	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	8,2	< 1
Antiesen	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	0,96	2,1	10	< 1
Donau	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	1	5,6	20	< 1
Dornbirnerach	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	< 0,5	< 1,5	4,7	< 1
Inn	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	1,2	< 1,5	3	< 1
Raab	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	0,72	< 1,5	3,1	< 1
Wulka	Gewässer	< 4	< 1	< 0,5	2,7	< 1,5	13	< 1

Tabelle 29: Arzneimittel - Analgetika/Antiphlogistika/Antirheumatika: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Diclofenac	Ibuprofen	Ketoprofen	Mefenamin-säure	Naproxen	Paracetamol (Acetaminophen)	Phenazon	Propy-phenazon	Tramadol
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	4	8,1	0,17	5,9	8,8	0,66	0,01	0,0023	0,65
ARA 2	Zulauf	6,4	5,2	0,071	12	1,9	2	0,0092	0,0073	0,35
ARA 3	Zulauf	1,7	3,7	0,043	0,96	12	1,9	0,014	0,0075	0,21
ARA 4	Zulauf	3,7	7,7	0,079	2,8	n.n.	4,4	0,017	0,029	0,47
ARA 5	Zulauf	2,9	4,1	0,039	0,79	12	3,5	0,02	n.n.	0,27
ARA 6	Zulauf	6	5,9	0,072	12	9,1	2,5	0,015	0,0022	0,48
ARA 7	Zulauf	2,5	5	0,034	5	2,3	0,13	0,01	n.n.	0,18
ARA 8	Zulauf	3	4,1	0,025	0,6	7,5	10	0,014	n.n.	0,42
ARA 9	Zulauf	5,5	6,9	0,092	5,2	7,6	5,5	0,014	0,011	0,45
ARA 1	Ablauf	2,6	n.n.	0,029	0,091	n.n.	n.n.	0,063	0,0058	0,67
ARA 2	Ablauf	1,7	0,013	0,033	0,3	n.n.	n.n.	0,047	0,0073	0,37
ARA 3	Ablauf	1,8	< 0,010	0,019	0,16	n.n.	n.n.	0,036	0,0095	0,17
ARA 4	Ablauf	2,3	n.n.	0,04	0,16	n.n.	n.n.	0,099	0,039	0,61
ARA 5	Ablauf	2,1	0,011	0,02	0,42	n.n.	n.n.	0,18	0,001	0,31
ARA 6	Ablauf	4,5	n.n.	0,049	0,35	n.n.	n.n.	0,11	0,0019	0,55

Probe	Art	Diclofenac	Ibuprofen	Ketoprofen	Mefenamin-säure	Naproxen	Paracetamol (Acetaminophen)	Phenazon	Propy-phenazon	Tramadol
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 7	Ablauf	0,028	n.n.	0,03	0,3	n.n.	n.n.	0,083	n.n.	0,21
ARA 8	Ablauf	1,3	n.n.	n.n.	0,25	n.n.	n.n.	0,063	n.n.	0,72
ARA 9	Ablauf	0,01	n.n.	0,015	n.n.	n.n.	n.n.	0,01	0,0031	0,21
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0010
Reichram-ingbach	Gewässer	0,0072	n.n.	n.n.	0,0086	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	0,11	n.n.	n.n.	0,061	n.n.	n.n.	0,011	0,0014	0,044
Donau	Gewässer	0,011	n.n.	n.n.	0,011	n.n.	n.n.	0,0024	n.n.	0,0094
Dornbirner-ach	Gewässer	0,046	n.n.	n.n.	0,05	n.n.	n.n.	0,023	n.n.	0,047
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0046
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0057	0,0013	0,052
Wulka	Gewässer	1,5	n.n.	n.n.	0,069	n.n.	0,023	0,042	0,0074	0,38

Tabelle 30: Arzneimittel – Antibiotika (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Amoxicil-lin	Ampicil-lin	Azithro -mycin	Clarithro-mycin	Clindamycin	Doxycyclin	Erythro-mycin	Josamycin	Metro-nidazol	Oxytetra-zyklin
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	n.n.	0,6	1,9	0,59	0,032	n.n.	0,25	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 2	Zulauf	n.n.	29	0,71	0,55	0,062	n.n.	0,82	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 3	Zulauf	n.n.	0,19	0,68	0,19	0,011	n.n.	0,061	n.n.	n.n.	0,043
ARA 4	Zulauf	n.n.	2,5	2,4	0,31	0,032	n.n.	0,51	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 5	Zulauf	n.n.	0,32	0,77	0,13	0,016	n.n.	0,056	n.n.	n.n.	0,044
ARA 6	Zulauf	n.n.	3	2	0,24	0,032	n.n.	0,68	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 7	Zulauf	n.n.	6,4	2,2	0,14	n.n.	n.n.	0,14	n.n.	0,011	n.n.
ARA 8	Zulauf	n.n.	0,023	0,3	1,9	< 0,010	n.n.	0,033	n.n.	n.n.	0,051
ARA 9	Zulauf	n.n.	2,5	2,8	0,32	0,046	n.n.	0,91	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 1	Ablauf	n.n.	0,58	1,7	0,26	0,31	n.n.	0,24	n.n.	0,0035	n.n.
ARA 2	Ablauf	n.n.	11	0,24	0,09	0,11	n.n.	0,47	n.n.	0,056	n.n.
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,15	0,66	0,16	0,046	n.n.	0,05	n.n.	0,023	n.n.
ARA 4	Ablauf	n.n.	2,1	1,7	0,17	0,096	n.n.	0,48	n.n.	0,018	n.n.
ARA 5	Ablauf	n.n.	0,41	0,59	0,053	0,057	n.n.	0,062	n.n.	0,0067	n.n.
ARA 6	Ablauf	n.n.	2,4	1,8	0,11	0,12	n.n.	0,74	n.n.	0,024	n.n.

Probe	Art	Amoxicil-lin	Ampicil-lin	Azithro -mycin	Clarithro-mycin	Clindamycin	Doxycyclin	Erythro-mycin	Josamycin	Metro-nidazol	Oxytetra-zyklin
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 7	Ablauf	n.n.	3,3	0,81	0,1	0,02	n.n.	0,16	n.n.	0,016	n.n.
ARA 8	Ablauf	n.n.	n.n.	0,15	0,59	0,025	n.n.	0,026	n.n.	0,0015	< 0,010
ARA 9	Ablauf	n.n.	n.n.	0,43	0,091	n.n.	n.n.	0,46	n.n.	0,0026	n.n.
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichraming-bach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	0,13	< 0,010	< 0,010	< 0,010	n.n.	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.
Donau	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,010	n.n.	n.n.	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.
Dornbirner-ach	Gewässer	n.n.	0,043	0,018	0,018	0,016	n.n.	0,014	n.n.	n.n.	0,025
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,010	n.n.	n.n.	n.n.
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,024	n.n.	n.n.	n.n.
Wulka	Gewässer	n.n.	2	n.n.	0,019	0,055	n.n.	0,14	n.n.	0,0044	n.n.

Tabelle 31: Arzneimittel – Antibiotika (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Penicillin G	Penicillin V	Roxithro-mycin	Sulfadiazin	Sulfadimidin (= Sulfamethazin)	Sulfadi-meth-oxin	Sulfa-doxin	Sulfametho-xazol	Sulfathia-zol	Trime-thoprim
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	n.n.	n.n.	0,088	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,14	0,0028	0,025
ARA 2	Zulauf	n.n.	n.n.	0,045	0,0058	0,0015	n.n.	n.n.	0,14	n.n.	0,045
ARA 3	Zulauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,021	0,0015	0,054
ARA 4	Zulauf	n.n.	n.n.	< 0,010	0,021	0,0013	n.n.	n.n.	0,063	n.n.	0,047
ARA 5	Zulauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,024	0,0021	0,013
ARA 6	Zulauf	n.n.	n.n.	< 0,010	n.n.	0,0011	n.n.	n.n.	0,019	n.n.	0,059
ARA 7	Zulauf	n.n.	n.n.	0,018	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,04	n.n.	0,026
ARA 8	Zulauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0013	n.n.	n.n.	0,071	n.n.	0,035
ARA 9	Zulauf	n.n.	n.n.	0,035	0,0076	0,036	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	0,047
ARA 1	Ablauf	n.n.	n.n.	0,024	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,078	0,0035	0,0011
ARA 2	Ablauf	n.n.	n.n.	0,01	0,0069	0,0026	< 0,0010	n.n.	0,093	0,0022	0,068
ARA 3	Ablauf	n.n.	n.n.	0,027	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,014	0,015	0,023
ARA 4	Ablauf	n.n.	n.n.	< 0,010	0,007	< 0,0010	n.n.	n.n.	0,034	n.n.	0,029
ARA 5	Ablauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,034	0,001	0,041

Probe	Art	Penicillin G	Penicillin V	Roxithro-mycin	Sulfadiazin	Sulfadimidin (= Sulfamethazin)	Sulfadi-meth-oxin	Sulfa-doxin	Sulfametho-xazol	Sulfathia-zol	Trime-thoprim
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 6	Ablauf	n.n.	n.n.	< 0,010	0,0018	< 0,0010	n.n.	n.n.	0,021	n.n.	0,086
ARA 7	Ablauf	n.n.	n.n.	0,012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,096	n.n.	0,042
ARA 8	Ablauf	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0014	n.n.	n.n.	0,05	n.n.	0,063
ARA 9	Ablauf	n.n.	n.n.	< 0,010	n.n.	0,0012	n.n.	n.n.	0,013	n.n.	0,03
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reich-raming-bach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0034	n.n.	< 0,0010
Donau	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0061	n.n.	< 0,0010
Dorn-birner-ach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0078	n.n.	0,0046
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0012	n.n.	< 0,0010
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0010	n.n.	n.n.	0,0027	n.n.	0,001
Wulka	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0010	n.n.	0,041	0,0016	0,028

Tabelle 32: Arzneimittel – Antidiabetika[1], Antiepileptika[2], Antivirale Mittel[3]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Gliclazid[1]	Metformin[1]	Sitagliptin[1]	Carbamazepin[2]	Gabapentin[2]	Levetiracetam[2]	Oxcarbazepin[2]	Primidon[2]	Valaciclovir[3]
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	0,035	240	2,1	0,44	12	23	0,074	0,042	n.n.
ARA 2	Zulauf	0,028	74	0,85	0,28	17	13	0,032	0,11	n.n.
ARA 3	Zulauf	0,0046	47	0,67	0,3	9,3	6,5	0,036	0,29	n.n.
ARA 4	Zulauf	0,014	64	0,78	0,25	13	12	0,081	0,24	n.n.
ARA 5	Zulauf	0,012	80	0,66	0,23	22	20	0,093	0,25	n.n.
ARA 6	Zulauf	0,027	87	0,61	0,58	26	10	0,036	0,15	n.n.
ARA 7	Zulauf	0,014	68	0,89	0,3	14	11	0,002	0,081	n.n.
ARA 8	Zulauf	0,0092	67	2,1	0,49	25	12	0,022	0,025	n.n.
ARA 9	Zulauf	0,026	95	0,7	0,37	20	13	0,068	0,15	n.n.
ARA 1	Ablauf	0,061	0,73	0,62	0,71	5,9	0,072	n.n.	0,039	n.n.
ARA 2	Ablauf	0,016	0,48	0,42	0,34	1,7	0,12	n.n.	0,093	n.n.
ARA 3	Ablauf	0,0049	0,43	0,43	0,3	2,1	0,017	0,05	0,3	n.n.
ARA 4	Ablauf	0,01	0,32	0,5	0,39	1,7	0,019	0,048	0,29	n.n.
ARA 5	Ablauf	0,012	0,2	0,47	0,48	3,1	n.n.	0,017	0,24	n.n.
ARA 6	Ablauf	0,019	0,23	0,52	0,65	17	0,027	0,013	0,2	n.n.

Probe	Art	Gliclazid[1]	Metformin[1]	Sitagliptin[1]	Carbamazepin[2]	Gabapentin[2]	Levetiracetam[2]	Oxcarbazepin[2]	Primidon[2]	Valaciclovir[3]
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,36	0,78	0,42	5,3	0,017	n.n.	0,14	n.n.
ARA 8	Ablauf	0,0011	n.n.	0,66	0,83	0,68	< 0,010	0,0086	0,11	n.n.
ARA 9	Ablauf	n.n.	0,37	0,24	0,034	1,7	0,023	n.n.	0,068	n.n.
Erlauf	Gewässer	n.n.	0,06	n.n.	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	0,0013	0,24	0,031	0,031	0,18	n.n.	n.n.	0,038	n.n.
Donau	Gewässer	n.n.	0,17	0,02	0,012	0,056	n.n.	n.n.	0,0057	n.n.
Dornbirnerach	Gewässer	< 0,0010	0,21	0,063	0,1	0,31	n.n.	n.n.	0,033	n.n.
Inn	Gewässer	n.n.	0,1	0,0047	0,0048	0,068	< 0,010	n.n.	0,0032	n.n.
Raab	Gewässer	n.n.	0,15	0,027	0,016	0,28	n.n.	n.n.	0,038	n.n.
Wulka	Gewässer	0,017	0,72	0,39	0,43	1,2	0,089	n.n.	0,17	n.n.

Tabelle 33: Arzneimittel – Betablocker[1], Lipidsenker[2]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Atenolol[1,]	Bisoprolol[1,]	Carvedilol[1,]	Metoprolol[1,]	Propranolol[1,]	Sotalol[1,]	Atorvastatin[2]:	Bezafibrat[2]:	Clofibrinsäure[2]:	Fenofibrat[2]:	Gemfibrozil[2]:
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	0,25	0,36	0,016	0,33	0,031	0,088	0,63	4,4	n.n.	< 0,010	0,037
ARA 2	Zulauf	0,27	0,15	n.n.	0,85	0,018	0,088	0,65	2,1	n.n.	0,012	0,0022
ARA 3	Zulauf	0,043	0,1	< 0,010	0,22	0,02	0,042	0,11	0,23	n.n.	0,01	0,12
ARA 4	Zulauf	0,037	0,22	0,014	0,13	0,017	0,014	0,52	0,67	0,048	0,012	0,016
ARA 5	Zulauf	0,033	0,24	0,013	0,37	0,022	0,059	0,19	0,22	n.n.	< 0,010	0,022
ARA 6	Zulauf	0,26	0,34	< 0,010	0,16	0,027	0,13	0,73	1,2	n.n.	0,018	0,054
ARA 7	Zulauf	0,053	0,25	< 0,010	0,14	0,019	0,084	0,49	0,32	n.n.	n.n.	0,0032
ARA 8	Zulauf	0,11	0,23	0,011	0,41	0,0065	0,0039	0,28	0,29	n.n.	< 0,010	n.n.
ARA 9	Zulauf	0,25	0,19	n.n.	0,14	0,018	0,064	0,74	3,3	n.n.	< 0,010	0,078
ARA 1	Ablauf	0,11	0,37	0,012	0,39	0,037	0,18	0,067	0,24	n.n.	n.n.	0,0081
ARA 2	Ablauf	0,2	0,11	n.n.	0,89	0,016	0,13	0,034	0,14	n.n.	n.n.	< 0,0010
ARA 3	Ablauf	0,033	0,093	< 0,010	0,3	0,024	0,054	0,015	0,064	n.n.	n.n.	0,013
ARA 4	Ablauf	0,014	0,18	n.n.	0,16	0,022	0,026	0,013	0,13	0,038	n.n.	0,001
ARA 5	Ablauf	0,012	0,23	n.n.	0,49	0,028	0,083	0,001	0,031	n.n.	n.n.	0,0021
ARA 6	Ablauf	0,035	0,33	< 0,010	0,15	0,042	0,27	0,0014	0,63	n.n.	n.n.	0,017

Probe	Art	Atenolol[1,]	Bisoprolol[1,]	Carvedilol[1,]	Metoprolol[1,]	Propranolol[1,]	Sotalol[1,]	Atorvastatin[2]:	Bezafibrat[2]:	Clofibrinsäure[2]:	Fenofibrat[2]:	Gemfibrozil[2]:
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 7	Ablauf	0,022	0,28	n.n.	0,21	0,028	0,025	0,0041	0,11	n.n.	n.n.	0,0017
ARA 8	Ablauf	0,028	0,089	n.n.	0,4	0,0077	0,02	0,011	0,01	n.n.	n.n.	n.n.
ARA 9	Ablauf	0,11	0,063	n.n.	0,068	0,003	0,03	0,0073	0,08	n.n.	n.n.	0,001
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	0,0012	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	0,0013	0,0025	n.n.	0,013	0,001	0,0019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Donau	Gewässer	< 0,0010	0,0028	n.n.	0,0063	n.n.	0,0016	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dornbirnerach	Gewässer	0,0024	0,013	n.n.	0,039	0,0013	0,012	n.n.	0,0029	n.n.	n.n.	n.n.
Inn	Gewässer	< 0,0010	0,0012	n.n.	0,0035	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0010	n.n.	n.n.	< 0,0010
Raab	Gewässer	n.n.	0,0059	n.n.	0,012	n.n.	0,001	n.n.	0,0016	n.n.	n.n.	n.n.
Wulka	Gewässer	0,059	0,096	n.n.	0,58	0,013	0,1	0,0055	0,13	n.n.	n.n.	0,0028

Tabelle 34: Arzneimittel – Psycholeptika: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Diazepam	Oxazepam	Prothipendyl	Quetiapin	Temazepam
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	0,0011	0,68	0,02	0,26	n.n.
ARA 2	Zulauf	0,0018	0,34	< 0,010	0,12	n.n.
ARA 3	Zulauf	0,0033	0,29	0,015	0,11	n.n.
ARA 4	Zulauf	0,002	0,57	0,014	0,19	n.n.
ARA 5	Zulauf	0,0011	0,12	0,022	0,052	n.n.
ARA 6	Zulauf	0,001	0,4	< 0,010	0,14	n.n.
ARA 7	Zulauf	0,0036	0,044	n.n.	0,046	n.n.
ARA 8	Zulauf	0,0035	0,059	0,017	0,066	n.n.
ARA 9	Zulauf	0,0021	0,67	0,012	0,12	n.n.
ARA 1	Ablauf	0,0012	0,63	< 0,010	0,019	n.n.
ARA 2	Ablauf	0,0017	0,25	n.n.	0,0064	n.n.
ARA 3	Ablauf	0,0053	0,32	n.n.	0,002	n.n.
ARA 4	Ablauf	0,0058	0,6	n.n.	< 0,0010	n.n.
ARA 5	Ablauf	0,0026	0,2	n.n.	< 0,0010	n.n.
ARA 6	Ablauf	0,0022	0,46	n.n.	0,0011	n.n.
ARA 7	Ablauf	0,0035	0,039	n.n.	< 0,0010	n.n.
ARA 8	Ablauf	0,0078	0,12	n.n.	0,0011	n.n.
ARA 9	Ablauf	< 0,0010	0,26	n.n.	n.n.	n.n.
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichram-ingbach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	0,01	n.n.	n.n.	n.n.
Donau	Gewässer	n.n.	0,0031	n.n.	n.n.	n.n.
Dornbirner-ach	Gewässer	< 0,0010	0,055	n.n.	n.n.	n.n.
Inn	Gewässer	n.n.	0,0047	n.n.	n.n.	n.n.

Probe	Art	Diazepam	Oxazepam	Prothipendyl	Quetiapin	Temazepam
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
Raab	Gewässer	n.n.	0,023	n.n.	n.n.	n.n.
Wulka	Gewässer	0,0011	0,16	n.n.	0,0016	n.n.

Tabelle 35: Arzneimittel – Psychoanaleptika: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Bupro-pion	Citalo-pram	Duloxe-tin	Koffein	Ser-tralin	Trazo-don	Ven-lafaxin
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	0,025	0,17	n.n.	96	0,014	0,097	0,38
ARA 2	Zulauf	0,029	0,049	n.n.	97	0,019	0,087	0,2
ARA 3	Zulauf	0,023	0,1	n.n.	61	0,014	0,085	0,21
ARA 4	Zulauf	0,083	0,086	n.n.	92	0,035	0,13	0,31
ARA 5	Zulauf	0,094	0,088	n.n.	83	0,031	0,065	0,31
ARA 6	Zulauf	0,075	0,069	n.n.	100	0,02	0,11	0,2
ARA 7	Zulauf	0,0082	0,13	n.n.	59	0,019	0,087	0,25
ARA 8	Zulauf	0,023	0,083	n.n.	88	0,013	0,063	0,35
ARA 9	Zulauf	0,054	0,068	n.n.	100	0,017	0,081	0,2
ARA 1	Ablauf	0,011	0,19	n.n.	0,23	0,021	0,14	0,49
ARA 2	Ablauf	0,01	0,04	n.n.	0,061	< 0,010	0,069	0,19
ARA 3	Ablauf	0,012	0,11	n.n.	n.n.	0,017	0,1	0,25
ARA 4	Ablauf	0,042	0,11	n.n.	n.n.	0,03	0,13	0,49
ARA 5	Ablauf	0,04	0,12	n.n.	n.n.	< 0,010	0,086	0,41
ARA 6	Ablauf	0,036	0,14	n.n.	n.n.	0,026	0,16	0,27
ARA 7	Ablauf	0,006	0,15	n.n.	0,23	0,011	0,11	0,33
ARA 8	Ablauf	0,013	0,084	n.n.	n.n.	n.n.	0,022	0,57
ARA 9	Ablauf	0,011	0,034	n.n.	0,12	< 0,010	< 0,0010	0,1

Probe	Art	Bupro-pion	Citalo-pram	Duloxe-tin	Koffein	Ser-tralin	Trazo-don	Ven-lafaxin
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichraming-bach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	0,0013	n.n.	n.n.	n.n.	0,004	0,023
Donau	Gewässer	n.n.	0,001	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,001	0,008
Dornbirnerach	Gewässer	0,0021	0,0078	n.n.	n.n.	n.n.	0,0066	0,046
Inn	Gewässer	n.n.	0,0015	n.n.	0,21	n.n.	n.n.	0,0034
Raab	Gewässer	n.n.	0,0019	n.n.	0,11	n.n.	n.n.	0,03
Wulka	Gewässer	0,0047	0,015	n.n.	0,16	n.n.	0,036	0,19

Tabelle 36: Arzneimittel – Röntgenkontrastmittel: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Amidotri-zoesäure	Iohexol	Iomeprol	Iopami-dol	Iopromi d	Ioversol
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	0,13	0,24	15	0,24	n.n.	n.n.
ARA 2	Zulauf	4,5	2,1	80	82	0,99	n.n.
ARA 3	Zulauf	0,71	43	0,039	0,43	9,5	0,15
ARA 4	Zulauf	3,5	3,5	33	3,8	21	2,3
ARA 5	Zulauf	0,59	2,9	0,025	89	n.n.	n.n.
ARA 6	Zulauf	0,38	19	3	12	0,98	2,2
ARA 7	Zulauf	4,4	0,15	n.n.	0,016	n.n.	n.n.
ARA 8	Zulauf	< 0,010	n.n.	n.n.	5,3	0,69	0,74
ARA 9	Zulauf	0,8	5,8	18	42	3,9	0,58
ARA 1	Ablauf	0,23	0,76	2,5	0,45	n.n.	< 0,010
ARA 2	Ablauf	2,1	0,52	62	63	0,51	< 0,010

Probe	Art	Amidotri-zoesäure	Iohexol	Iomeprol	Iopami-dol	Iopromi d	Ioversol
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 3	Ablauf	0,88	3,3	0,01	0,45	0,63	0,048
ARA 4	Ablauf	3,5	0,29	3,6	3,6	0,95	0,14
ARA 5	Ablauf	0,77	0,17	n.n.	34	n.n.	n.n.
ARA 6	Ablauf	0,7	0,7	0,5	3,9	0,18	0,31
ARA 7	Ablauf	3,6	0,086	< 0,010	0,05	n.n.	n.n.
ARA 8	Ablauf	0,025	n.n.	n.n.	2,5	0,67	n.n.
ARA 9	Ablauf	0,42	0,67	2,7	6,6	0,38	0,18
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichraming-bach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	0,15	0,98	n.n.	0,47	n.n.	n.n.
Donau	Gewässer	0,036	0,037	0,085	0,026	0,021	n.n.
Dornbirner-ach	Gewässer	0,24	0,05	n.n.	2,2	n.n.	n.n.
Inn	Gewässer	0,013	n.n.	n.n.	< 0,010	0,064	n.n.
Raab	Gewässer	0,16	0,11	0,015	0,1	0,086	n.n.
Wulka	Gewässer	1,2	0,22	6,5	7,2	0,11	n.n.

Tabelle 37: Arzneimittel – Metaboliten: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Dihydro-10,11-Dihydroxy-car-bamazepin	4-Acetyl-amino-an-tipyrin	4-Formyl-amino-an-tipyrin	Acetylsulfa-methoxazol	Dehydro-Erythromycin
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	3,4	16	5,7	0,051	n.n.
ARA 2	Zulauf	0,83	16	6,5	0,14	n.n.
ARA 3	Zulauf	0,32	9,3	0,64	0,035	0,011

Probe	Art	Dihydro-10,11-Dihydroxy-carbamazepin	4-Acetyl-amino-antipyrin	4-Formyl-amino-antipyrin	Acetylsulfa-methoxazol	Dehydro-Erythromycin
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 4	Zulauf	0,89	16	58	0,11	n.n.
ARA 5	Zulauf	0,41	24	0,83	0,046	0,014
ARA 6	Zulauf	2,6	17	6,2	0,016	n.n.
ARA 7	Zulauf	0,75	9,2	0,98	0,059	n.n.
ARA 8	Zulauf	0,71	6,5	0,48	0,16	0,011
ARA 9	Zulauf	0,91	16	6,2	0,12	n.n.
ARA 1	Ablauf	2,9	3,4	4,6	n.n.	n.n.
ARA 2	Ablauf	0,79	2,3	3	0,0091	n.n.
ARA 3	Ablauf	0,39	1,6	1,8	0,0024	0,012
ARA 4	Ablauf	0,93	2,5	4,7	n.n.	n.n.
ARA 5	Ablauf	0,54	1,8	3,5	0,003	0,013
ARA 6	Ablauf	0,98	2,9	4,8	0,012	n.n.
ARA 7	Ablauf	0,95	0,88	2,1	0,014	n.n.
ARA 8	Ablauf	0,98	1,5	1,9	n.n.	0,01
ARA 9	Ablauf	0,35	0,28	0,11	0,023	n.n.
Erlauf	Gewässer	0,0026	0,0026	0,0013	n.n.	n.n.
Reichram-ingbach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,010
Antiesen	Gewässer	0,062	0,13	0,24	< 0,0010	n.n.
Donau	Gewässer	0,016	0,046	0,047	n.n.	n.n.
Dornbirner-ach	Gewässer	0,12	0,32	0,42	n.n.	n.n.
Inn	Gewässer	0,0089	0,025	0,0097	n.n.	n.n.
Raab	Gewässer	0,11	0,0018	0,01	n.n.	n.n.
Wulka	Gewässer	0,77	0,91	0,98	0,0051	n.n.

Tabelle 38: Arzneimittel – Diuretika[1], Kalziumkanalblocker[2], Bronchodilatoren und Sympathomimetika[3]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Canrenon[1]	Furosemid[1]	Hydrochlorothiazid[1]	Amlodipin[2]	Verapamil[2]	Salbutamol[3]	Terbutalin[3]	Theophyllin[3]
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	n.n.	2,8	0,43	0,05	0,0023	n.n.	n.n.	31
ARA 2	Zulauf	n.n.	2	0,38	0,031	0,0022	n.n.	n.n.	25
ARA 3	Zulauf	n.n.	1	0,75	0,047	0,026	n.n.	n.n.	12
ARA 4	Zulauf	n.n.	1,7	0,34	0,027	0,0033	0,0047	n.n.	16
ARA 5	Zulauf	n.n.	1,5	0,83	0,074	0,022	0,0021	n.n.	32
ARA 6	Zulauf	n.n.	2,5	0,47	0,036	0,0038	n.n.	n.n.	24
ARA 7	Zulauf	n.n.	0,89	0,57	0,023	0,0046	n.n.	n.n.	27
ARA 8	Zulauf	n.n.	1,5	1,4	0,045	0,022	0,0016	n.n.	21
ARA 9	Zulauf	n.n.	1,8	0,36	0,022	0,0032	n.n.	n.n.	46
ARA 1	Ablauf	n.n.	1,1	0,73	n.n.	0,0018	n.n.	n.n.	0,093
ARA 2	Ablauf	n.n.	0,94	0,52	n.n.	0,0023	n.n.	n.n.	0,01
ARA 3	Ablauf	n.n.	0,6	0,62	0,027	0,025	< 0,0010	n.n.	n.n.
ARA 4	Ablauf	n.n.	1,3	0,64	n.n.	0,0049	0,0065	n.n.	n.n.
ARA 5	Ablauf	n.n.	1,1	1,8	0,025	0,024	0,0025	n.n.	n.n.

Probe	Art	Canrenon[1]	Furosemid[1]	Hydrochlorothiazid[1]	Amlodipin[2]	Verapamil[2]	Salbutamol[3]	Terbutalin[3]	Theophyllin[3]
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 6	Ablauf	n.n.	1,8	0,79	0,012	0,015	< 0,0010	n.n.	0,018
ARA 7	Ablauf	n.n.	0,48	1,6	n.n.	0,0028	n.n.	n.n.	0,072
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,19	1	n.n.	0,023	< 0,0010	n.n.	n.n.
ARA 9	Ablauf	n.n.	n.n.	0,31	n.n.	0,0042	n.n.	n.n.	0,032
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichraming-bach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	n.n.	0,065	n.n.	0,021	n.n.	n.n.	< 0,010
Donau	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0074	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dornbirnerach	Gewässer	n.n.	n.n.	0,033	n.n.	0,021	n.n.	n.n.	0,016
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	0,0044	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	0,073	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,016
Wulka	Gewässer	n.n.	0,4	0,39	n.n.	0,0016	n.n.	n.n.	0,047

Tabelle 39: Arzneimittel – Antineoplastische Mittel[1], Antithrombotische Mittel[2], Expektoranzien[3], Antazida[4], Vasodilatatoren[5], Mittel mit Wirkung auf das Renin-Angiotensin-System[6]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	Capecitabin[1]	Clopidogrel[2]	Guaifenesin[3]	Codein[3]	Pantoprazol[4]	Ranitidin[4]	Pentoxifyllin[5]	Enalapril[6]	Irbesartan[6]	Valsartan[6]
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	µg/l	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Zulauf	0,037	0,018	0,021	0,022	0,0015	0,17	0,078	0,15	0,23	22
ARA 2	Zulauf	0,015	0,028	0,016	0,012	0,019	0,2	0,046	0,31	0,24	14
ARA 3	Zulauf	0,0032	0,013	n.n.	0,0059	0,017	0,25	0,013	0,067	0,058	7,4
ARA 4	Zulauf	0,0053	0,018	0,044	0,01	0,018	0,17	0,014	0,061	0,1	7,3
ARA 5	Zulauf	0,011	0,013	n.n.	0,0063	< 0,0010	0,041	0,0032	0,045	0,1	15
ARA 6	Zulauf	0,038	0,035	0,044	0,022	0,019	0,25	0,018	0,14	0,072	19
ARA 7	Zulauf	0,03	0,0071	n.n.	0,021	0,047	0,072	0,038	0,093	0,038	6,7
ARA 8	Zulauf	0,012	0,014	n.n.	0,013	0,0011	0,22	0,015	0,08	0,22	20
ARA 9	Zulauf	0,0093	0,021	0,049	0,025	0,0091	0,34	0,019	0,13	0,08	14
ARA 1	Ablauf	0,0047	0,016	n.n.	0,024	0,012	0,12	0,095	n.n.	0,13	7,7
ARA 2	Ablauf	0,005	0,019	n.n.	0,0092	0,074	0,1	0,032	n.n.	0,14	4,7
ARA 3	Ablauf	< 0,0010	0,011	n.n.	0,004	0,04	0,21	0,004	n.n.	0,05	0,43
ARA 4	Ablauf	< 0,0010	0,015	n.n.	0,0054	0,11	0,1	0,0014	n.n.	0,091	0,1
ARA 5	Ablauf	0,0037	0,019	n.n.	n.n.	0,07	0,13	n.n.	n.n.	0,1	2,1

Probe	Art	Capecitabin[1]	Clopidogrel[2]	Guaifenesin[3]	Codein[3]	Pantoprazol[4]	Ranitidin[4]	Pentoxifyllin[5]	Enalapril[6]	Irbesartan[6]	Valsartan[6]
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	µg/l	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 6	Ablauf	0,014	0,031	n.n.	0,018	0,15	0,37	0,021	n.n.	0,059	5,7
ARA 7	Ablauf	0,015	0,0062	n.n.	0,0029	n.n.	n.n.	0,045	n.n.	0,025	1,6
ARA 8	Ablauf	n.n.	0,0058	n.n.	0,0074	0,06	< 0,010	n.n.	n.n.	0,21	0,0064
ARA 9	Ablauf	0,0018	n.n.	n.n.	n.n.	0,0011	n.n.	0,0057	n.n.	0,014	0,066
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Antiesen	Gewässer	n.n.	< 0,0010	n.n.	n.n.	0,0028	n.n.	n.n.	n.n.	0,0089	0,046
Donau	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,0010	n.n.	n.n.	n.n.	0,0027	0,0047
Dornbirnerach	Gewässer	n.n.	0,0013	n.n.	n.n.	0,0028	n.n.	n.n.	n.n.	0,011	0,12
Inn	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0044
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,0093	0,0058
Wulka	Gewässer	0,001	0,013	n.n.	0,0041	0,08	0,047	0,017	n.n.	0,056	0,84

Tabelle 40: Alkylphenole, Alkylphenolmono- und -diethoxylate, Bisphenol A: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben

Probe	Art	4t-OP	NP1EO	NP2EO	NP	BPA
		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]
ARA 1	Ablauf	0,0049	< 0,02	n.n.	0,054	0,084
ARA 2	Ablauf	0,0076	< 0,02	n.n.	< 0,02	0,081
ARA 3	Ablauf	< 0,003	n.n.	n.n.	< 0,02	0,026
ARA 4	Ablauf	0,0046	n.n.	n.n.	< 0,02	0,15
ARA 5	Ablauf	0,0063	< 0,02	n.n.	0,023	0,22
ARA 6	Ablauf	0,0085	n.n.	n.n.	< 0,02	0,019
ARA 7	Ablauf	0,02	< 0,02	n.n.	0,023	0,054
ARA 8	Ablauf	< 0,003	< 0,02	n.n.	< 0,02	0,0065
ARA 9	Ablauf	0,016	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,036
Erlauf	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,02	n.n.
Reichramingbach	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,02	< 0,003
Antiesen	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,02	0,0043
Donau	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,02	0,004
Dornbirnerach	Gewässer	< 0,003	n.n.	n.n.	< 0,02	0,012
Inn	Gewässer	< 0,003	n.n.	n.n.	< 0,02	0,0033
Raab	Gewässer	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,02	< 0,003
Wulka	Gewässer	< 0,003	n.n.	n.n.	< 0,02	0,025

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Im Projekt verwendete Wirktests (in der zweiten Spalte fett gedrucktsind jene, die gemäß Europäischer Kommission (2019b) empfohlen werden)..... 21
Tabelle 2: Grobcharakterisierung der ausgewählten Kläranlagen..... 24
Tabelle 3: Untersuchte Messstellen, relative Abwasseranteile [%] am mittleren Abfluss und vorwiegende Landnutzung..... 25
Tabelle 4: Anreicherungsfaktoren und Probenbehandlung (AF…Anreicherungsfaktor, VF…Verdünnungsfaktor)..... 30
Tabelle 5: Toxizitätsäquivalente (TEQ) der untersuchten polychlorierten Dioxine und Furane sowie polychlorierte Biphenyle..... 39
Tabelle 6: Effekt-basierte Triggerwerte (EBT) aus der Literatur (fett gedruckt sind jene, die von der Europäischen Kommission derzeit vorgeschlagen werden) 42
Tabelle 7: Im Comet Assay eingesetzte Anreicherung (AF) bzw. Verdünnungsfaktoren (VF) der jeweiligen Probe..... 57
Tabelle 8: Zusammenfassung der Ergebnisse für Kläranlagenabläufe (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheit). Angegeben wird die x-fache Überschreitung der **Bestimmungsgrenze (BG)**. 128
Tabelle 9: Zusammenfassung der Ergebnisse für Fließgewässer (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheiten). Angegeben wird die x-fache Überschreitung der **Bestimmungsgrenze (BG**). 133
Tabelle 10: Zusammenfassung der Überschreitungen von **Bewertungskriterien (BK)** in Fließgewässern (Minimalbewertung unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheiten). Angegeben wird die x-fache Überschreitung des Bewertungskriteriums 137
Tabelle 11: Relative Wirkungspotenzen der EPA-PAK 146
Tabelle 12: REP-Werte der untersuchten polychlorierten Dioxine und Furane sowie polychlorierte Biphenyle im DR-CALUX..... 149
Tabelle 13: Reduktionsraten der untersuchten Wirkungen in Kläranlagen 157
Tabelle 14: Zusammenfassung der untersuchten Parameter der chemischen Analytik und Angabe von Nachweis (NG) - und Bestimmungsgrenzen (BG). Soweit vorhanden sind die Bewertungskriterien angegeben (Labor: UI Vbg…Abteilung Umweltanalytik des Institutes für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg, OÖ…Abteilung Umweltschutz des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, U… Umweltbundesamt)..... 162

Tabelle 15: CALUX-Tests: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 174
Tabelle 16: Kombinierter Algentest: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 183
Tabelle 17: Referenzparameter: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben (WM…Wiederholungsmessung) 184
Tabelle 18: Östrogene Steroidhormone: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 186
Tabelle 19: Dioxine/Furane und DL-PCB (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 187
Tabelle 20: Dioxine/Furane und DL-PCB (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 188
Tabelle 21: Dioxine/Furane und DL-PCB (3): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 190
Tabelle 22: Dioxine/Furane und DL-PCB (4): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 192
Tabelle 23: Dioxine/Furane und DL-PCB (5): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 194
Tabelle 24: PAK (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 195
Tabelle 25: PAK (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 197
Tabelle 26: Metalle (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 198
Tabelle 27: Metalle (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 200
Tabelle 28: Metalle (3): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 202
Tabelle 29: Arzneimittel - Analgetika/Antiphlogistika/Antirheumatika: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 204
Tabelle 30: Arzneimittel – Antibiotika (1): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 206
Tabelle 31: Arzneimittel – Antibiotika (2): Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 208
Tabelle 32: Arzneimittel – Antidiabetika[1], Antiepileptika[2], Antivirale Mittel[3]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 210
Tabelle 33: Arzneimittel – Betablocker[1], Lipidsenker[2]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 212
Tabelle 34: Arzneimittel – Psycholeptika: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 214
Tabelle 35: Arzneimittel – Psychoanaleptika: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben..... 215

Tabelle 36: Arzneimittel – Röntgenkontrastmittel: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 216
Tabelle 37: Arzneimittel – Metaboliten: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 217
Tabelle 38: Arzneimittel – Diuretika[1], Kalziumkanalblocker[2], Bronchodilatoren und Sympathomimetika[3]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 219
Tabelle 39: Arzneimittel – Antineoplastische Mittel[1], Antithrombotische Mittel[2], Expektoranzien[3], Antazida[4], Vasodilatatoren[5], Mittel mit Wirkung auf das Renin-Angiotensin-System[6]: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 221
Tabelle 40: Alkylphenole, Alkylphenolmono- und -diethoxylate, Bisphenol A: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Proben 223

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchte Endpunkte/Wirkmechanismen entlang des Toxizitätspfades. 20
Abbildung 2: Überblick der CALUX-Ergebnisse in Kläranlagen- und Gewässerproben, Vergleichswerte sowie EBT-Werte (Minimalbewertung) 50
Abbildung 3: Überblick der CALUX-Ergebnisse in Kläranlagen- und Gewässerproben sowie EBT-Werte (Maximalbewertung) 51
Abbildung 4: Mutagenes Potential von Kläranlagenzuläufen (25-fach angereichert) sowie Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern (je 100-fach angereichert) im Ames-Fluktuationstest (n = 2) 52
Abbildung 5: Näherungsweise Ergebnisse des Ames- Fluktuationstests. Darstellung rückgerechnet auf die nicht-angereicherte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung 54
Abbildung 6: Induktion des umuC-Gens durch Kläranlagenzuläufe (25-fach angereichert) sowie Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern (je 100-fach angereichert) (n = 1) 55
Abbildung 7: Näherungsweise Ergebnisse des umuC-Tests (ohne und mit Metabolisierung), Darstellung rückgerechnet auf die nicht-angereicherte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung 56
Abbildung 8: Median der Verteilung des Olive Tail Moments in Kläranlagenzu- und -abläufen sowie Gewässerproben. Die statistischen Signifikanzniveaus p (*…≤ 0,05, **…≤ 0,01, ***…≤ 0,001) geben an, wie gentoxisch eine Probe ist, wobei ein kleineres Signifikanzniveau eine stärkere gentoxische Wirkung bezeichnet 58
Abbildung 9: Näherungsweise Ergebnisse des Comet Assay, Darstellung rückgerechnet auf die nicht-angereicherte bzw. unverdünnte Probe unter Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung 59
Abbildung 10: Ergebnisse des kombinierten Algentests (herbizide Wirkung) 60
Abbildung 11: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Wochenmischproben der Kläranlagen (Werte < BG wurden mit der BG berücksichtigt) sowie Vergleichswerte 63
Abbildung 12: Konzentration der Referenzparameter in den untersuchten Stichproben der Fließgewässer (Werte < BG wurden mit der BG berücksichtigt), sowie Vergleichswerte 64

Abbildung 13: Gemessene Konzentrationen [µg/L] der Steroidhormone Östron und 17β-Östradiol in den untersuchten Abwasser- bzw. Gewässerproben, Vergleichswerte (BMLFUW, 2017; BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 66
Abbildung 14: Gemessene Konzentrationen [µg/L] für die Summe aus PCDD/PCDF+DL-PCB in den untersuchten Abwasser- bzw. Gewässerproben unter Berücksichtigung der TEQ, Vergleichswerte sowie das Bewertungskriterium (aus Biota-UQN über Gleichgewichtskoeffizienten berechnet) 68
Abbildung 15: PAK16-Konzentrationen [µg/L] in den Kläranlagen- und Fließgewässer-proben (Minimal- und Maximalbewertung) im Vergleich mit Konzentrationen anderer Untersuchungen sowie Bewertungskriterien 70
Abbildung 16: Konzentration [µg/L] der Schwermetalle in den Kläranlagen- und Fließgewässerproben (Gesamtgehalte) im Vergleich mit Konzentrationen nach GZÜV-Untersuchung 2019 (Gesamtgehalte und gelöste Fraktion) sowie Bewertungskriterien (1) 78
Abbildung 17: Konzentration [µg/L] der Schwermetalle in den Kläranlagen- und Fließgewässerproben (Gesamtgehalte), im Vergleich mit Konzentrationen nach GZÜV-Untersuchung 2019 (Gesamtgehalte und gelöste Fraktion) und anderen Untersuchungen sowie Bewertungskriterien (2) 79
Abbildung 18: Konzentrationen [µg/L] der Alkylhenole, Alkylphenolethoxylate und von Bisphenol A basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung sowie Bewertungskriterien 87
Abbildung 19: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe bzw. Wirkstoffmetaboliten in Kläranlagenzuläufen, -abläufen und Gewässerproben (gereiht nach dem Nachweis im Kläranlagenzulauf) 89
Abbildung 20: Konzentrationen [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Analgetika, Antiphlogistika und Antirheumatika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 92
Abbildung 21: Konzentrationen [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antibiotika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 96
Abbildung 22: Konzentrationen [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antidiabetika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 100

Abbildung 23: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Antiepileptika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 102
Abbildung 24: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Betablocker basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 105
Abbildung 25: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Lipidsenker basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 108
Abbildung 26: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Psycholeptika und Psychoanaleptika basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 110
Abbildung 27: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus der Gruppe der Röntgenkontrastmittel basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 114
Abbildung 28: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffe aus anderen Indikationsgruppen (1 Diuretika, 2 Kalziumkanalblocker, 3 Bronchodilatoren und Sympathomimetika, 4 Antineoplastische Mittel, 5 Antithrombotische Mittel, 6 Expektoranzien und Antitussiva, 7 Antazida, 8 Vasodilatatoren, 9 Mittel mit Wirkung auf das Renin-Angiotensin-System) basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 117
Abbildung 29: Konzentration [µg/L] der Arzneimittelwirkstoffmetaboliten basierend auf der Minimal- und der Maximalauswertung, Vergleichswerte (BMNT, 2019b) sowie Bewertungskriterien 121
Abbildung 30: Graphische Darstellung der signifikanten Korrelation von Carbamazepin und seinem Metaboliten basierend auf den Ergebnissen der Maximalauswertung für die Ablauf- und Gewässerproben (Darstellung mittels IBM SPSS Statistics), Konzentrationen in [µg/L], ausreißerbereinigt 122
Abbildung 31: Graphische Darstellung der signifikanten Korrelation von Sulfamethoxazol und seinem Acetylsulfamethoxazol basierend auf den Ergebnissen der Maximalauswertung für die Zulaufproben (Darstellung mittels IBM SPSS Statistics), Konzentrationen in [µg/L] 124

Abbildung 32: Gegenüberstellung der gemessenen östrogenen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Kläranlagenablaufproben 143
Abbildung 33: Gegenüberstellung der gemessenen östrogenen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Gewässerproben (die roten Sterne markieren Ausreißerwerte in der Probe des Reichramingbachs) 144
Abbildung 34: Gegenüberstellung der gemessenen PAK-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Kläranlagenablaufproben 147
Abbildung 35: Gegenüberstellung der gemessenen PAK-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Gewässerproben (die roten Sterne markieren Ausreißerwerte in der Probe der Dornbirnerach) 148
Abbildung 36: Gegenüberstellung der gemessenen Dioxin-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Kläranlagenablaufproben (die Punkte von ARA 3 und ARA 7 liegen übereinander) 151
Abbildung 37: Gegenüberstellung der gemessenen Dioxin-ähnlichen Wirkung und der aus den chemischen Einzelmessungen (unter Berücksichtigung der Messunsicherheit) umgerechneten theoretischen Wirkpotentiale für die Fließgewässerproben..... 152

Literaturverzeichnis

Aarts, J.M., Denison, M.S., Cox, M.A., Schalk, M.A., Garrison, P.M., Tullis, K., de Haan, L.H., Brouwer, A. (1995). Species-specific antagonism of Ah receptor action by 2,2',5,5'-tetrachloro- and 2,2',3,3'4,4'-hexachlorobiphenyl. European Journal of Pharmacology 293 (4), 463-474.

Altenburger, R., Ait-Aissa, S., Antczak, P., Backhaus, T., Barcelo, D., Seiler, T.B., Brion, F., Busch, W., Chipman, K., de Alda, M.L., de Aragao Umbuzeiro, G., Escher, B.I., Falciani, F., Faust, M., Focks, A., Hilscherova, K., Hollender, J., Hollert, H., Jager, F., Jahnke, A., Kortenkamp, A., Krauss, M., Lemkine, G.F., Munthe, J., Neumann, S., Schymanski, E.L., Scrimshaw, M., Segner, H., Slobodnik, J., Smedes, F., Kughathas, S., Teodorovic, I., Tindall, A.J., Tollefsen, K.E., Walz, K.H., Williams, T.D., Van den Brink, P.J., van Gils, J., Vrana, B., Zhang, X., Brack, W. (2015). Future water quality monitoring--adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. Sci Total Environ 512-513, 540-551.

Altenburger, R., Scholze, M., Busch, W., Beate I. Escher, B.I., Jakobs, G., Krauss, M., Kruger, J., Neale, P., Selim Ait-Aissa, S., Almeida, A.C., Seiler, T.B., Brion, F., Hilscherova, K., Hollert, H., Novak, J., Schlichting, R., Serra, H., Shao, Y., Tindall, A., Tollefsen, K.E., Umbuzeiro, G., Williams, T.D., Kortenkamp, A. (2018). Mixture effects in samples of multiple contaminants – An inter-laboratory study with manifold bioassays. Environment International 114 (2018) 95–106.

Alygizakis, N.A., Besselink, H., Paulus, G.K., Oswald, P., Hornstra, L.M., Oswaldova, M., Medema, G., Thomaidis, N.S., Behnisch, P.A., Slobodnik, J. (2019). Characterization of wastewater effluents in the Danube River Basin with chemical screening, in vitro bioassays and antibiotic resistant genes analysis. Environment International 127, 420-429.

Amt der Vorarlberger Landesregierung (2014). Emissionsmodellierung ausgewählter organischer und anorganischer Parameter im Einzugsgebiet der Dornbirner Ach. Bregenz. https://vorarlberg.at/documents/21336/192515/Emissionsmodellierung+ausgew%C3%A4hlter+organischer+und+anorganischer+Paramter+im+Einzugsgebiet+der+Dornbirnerach+-+Projektbericht/67109c00-0739-465d-9272-08a979e9ce3b?version=1.1

Amt der Vorarlberger Landesregierung (2017). Untersuchung ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe in kommunalen Kläranlagen und Fließgewässern in Vorarlberg. Bregenz.

https://vorarlberg.at/web/land-vorarlberg/contentdetailseite/-/asset_publisher/qA6AJ38txu0k/content/prioritaere-stoffe-in-kommunalen-klaeranlagen-und-fliessgewaessern?article_id=117972

Amt der Vorarlberger Landesregierung (2019). Untersuchung ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe in Vorarlberg – Zusatzuntersuchungen in Fischen. Bregenz. https://vorarlberg.at/web/land-vorarlberg/contentdetailseite/-/asset_publisher/qA6AJ38txu0k/content/untersuchung-ausgewaehlter-prioritaerer-und-sonstiger-stoffe-in-kommunalen-klaeranlagen-und-fliessgewaessern-in-vorarlberg?article_id=540572

Brack, W., Altenburger, R., Schuurmann, G., Krauss, M., Lopez Herraez, D., van Gils, J., Slobodnik, J., Munthe, J., Gawlik, B.M., van Wezel, A., Schriks, M., Hollender, J., Tollefsen, K.E., Mekenyan, O., Dimitrov, S., Bunke, D., Cousins, I., Posthuma, L., van den Brink, P.J., Lopez de Alda, M., Barcelo, D., Faust, M., Kortenkamp, A., Scrimshaw, M., Ignatova, S., Engelen, G., Massmann, G., Lemkine, G., Teodorovic, I., Walz, K.H., Dulio, V., Jonker, M.T., Jager, F., Chipman, K., Falciani, F., Liska, I., Rooke, D., Zhang, X., Hollert, H., Vrana, B., Hilscherova, K., Kramer, K., Neumann, S., Hammerbacher, R., Backhaus, T., Mack, J., Segner, H., Escher, B., de Aragao Umbuzeiro, G. (2015). The SOLUTIONS project: challenges and responses for present and future emerging pollutants in land and water resources management. Sci Total Environ 503-504, 22-31

BMLFUW (2015). Fisch Untersuchungsprogramm 2013 – GZÜV Untersuchungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Online verfügbar unter: https://www.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/Fisch-Untersuchungsprogramm-20130.html

BMLFUW (2017). Emissionen ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/abwasserreinigung/Emissionen-ausgew-hlter-priorit-rer-und-sonstiger-Stoffe.html.

BMNT (2019a). Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2014 – 2016. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. Wien. https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/jahresbericht_2014-2016.html.

BMNT (2019b). Arzneimittelwirkstoffe und Hormone in Fließgewässern – GZÜV Sondermessprogramm 2017/2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/fluesse_seen/arzneimittel-sondermess-programm.html

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. Environ. Int., 130 (2019), Article 104896

Escher, B.I., Bramaz, N., Mueller, J.F. Quayle, P., Rutishauser, S., Vermeirssen, E.L.M. (2008). Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. Journal of Environmental Monitoring, 10, 612 – 621.

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.

Europäische Kommission (2011). Dioxin and dioxin-like PCBs. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) polychlorinated dibenzofurans (PCDDs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs). EQS-Dossier 2011. CIRCABC, 5.3.2020. https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/f0d90906-c361-4af1-82b1-d2e52f826c14/Dioxins%20%26%20PCB-DL%20EQS%20dossier%202011.pdf

Europäische Kommission (2014). Technical report on Aquatic Effect-based Monitoring Tools. Europäische Union, 2014. https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43c1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf.

Europäische Kommission (2019a). Fitness Check of the Water Framework Directive and the Floods Directive. Dezember 2019. https://ec.europa.eu/environment/water/fitness_check_of_the_eu_water_legislation/index_en.htm

Europäische Kommission (2019b). Proposal for effect-based monitoring and assessment in the Water Framework Directive. Report to the CIS WG Chemicals on the outcome of the work performes in the subgroup on effect-based methods (EBMs). Mandate 2016 – 2018.

Europäische Kommission (2019c). Evaluation of the Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991, concerning urban wastewater treatment. Dezember 2019. https://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/evaluation/index_en.htm

Frenzilli, G., M. Nigro; Lyons, B.P. (2009). The Comet assay for the evaluation of genotoxic impact in aquatic environments. Mutat Res, 2009. 681(1): p. 80-92.

Jarosova, B., Blaha, L., Giesy, J.P., Hilscherová, K. (2014). What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? Environment International 64 (2014) 98–109

JRC (2016a). Second Review of the Priority Substances List under the Water Framework Directive: Monitoring-based exercise. Joint Research Centre. https://circabc.europa.eu/sd/a/7fe29322-946a-4ead-b3b9-e3b156d0c318/Monitoring-based%20Exercise%20Report_FINAL%20DRAFT_25nov2016(1).pdf

JRC (2016b). Modelling-based strategy for the Prioritisation Exercise under the Water Framework Directive. Joint Research Centre. https://circabc.europa.eu/sd/a/d3477811-c9f4-4d42-97be-48525073e906/Report_%20Modelling_based%20exercise_JRC_28November2016.pdf

Kienle, C., Kase, R., Schärer, M., Werner, I. (2015). Ökotoxikologische Biotests. Anwendung von Biotests zur Evaluierung der wirkung und Elimination von Mikroverunreinigungen. AQUA & GAS No 7/8.

Kienle, C., Vermeirssen, E., Kunz, P., Werner, I. (2018). Grobbeurteilung der Wasserqualität mit Biotests. Ökotoxikologische Biotests zur Beurteilung von abwasserbelasteten Fließgewässern. AQUA & GAS No 4, 2018. https://www.oekotoxzentrum.ch/media/194454/2018_kienle_aqua-gas.pdf

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.

Kreuzinger, N., Schaar, H., Reif, D., Saracevic, E., Weilguni, S., Winkelbauer, A., Krampe, J. (2020). KomOzAk II Endbericht. Weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe. Toxikologie und allgemeine Anwendbarkeit. Wien, Juli 2020. Verfügbar unter: https://www.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/KomOzAk-II---Endbericht.html

Kunz, P.Y., Kienle, C., Carere, M., Homazava, N., Kase, R. (2015). In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis, Volume 106, 15 March 2015, Pages 107-115

KWR (2018). NORMAN Collaborative Trial on Bioassays for Genotoxicity Testing. KWR 2018.128 | Mei 2019, The Netherlands

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. http://bibliothek.dbu.de/libero/WebOpac.cls?VERSION=2&ACTION=DISPLAY&RSN=400017900&DATA=DBU&TOKEN=cC4FMxnML39246&Z=1&SET=1.

LUA (2002). Band 39 – Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung Ökologie und Umweltanalytik, Potsdam, Deutschland. https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/lua_bd39.pdf

LUBW – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrg.) (2018). Biotestverfahren zur Abschätzung von Wirkpotentialen in der aquatischen Umwelt – Vorschlag einer modularen Biotestbatterie für das aquatische Umweltmonitoring als Ergebnis einer systematischen Literaturrecherche und Bewertung. Schmidt, S., Busch, W., Altenburger, W., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bioanalytische Ökotoxikologie, Baden-Württemberg, Deutschland.

Minguez, L., Pedelucq, J., Farcy, E., Ballandonne, C., Budzinski, H., Halm-Lemeille, M.-P. (2016). Toxicities of pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. Environ. Sci. Pollut. Res. 23(6), 4992-5001.

Mišíka, M., Franziska, F., Schaar, H., Yamada, M., Jaeger, W., Knasmueller, S., Kreuzinger, N. (2020). Genotoxic activities of wastewater after ozonation and activated carbon filtration: Different effects in liver-derived cells and bacterial indicators. Water Research, Volume 186, 1 November 2020, 116328

Neale, P.A., Ait-Aissa, S., Brack, W., Creusot, N., Denison, M.S., Deutschmann, B., Hilscherová, K., Hollert, H.,Krauss, M., Novák, J., Schulze, T., Seiler, T.B., Serra, H., Shao, Y., Escher, B. (2015). Linking in vitro effects and detected organic micropollutants in surface water using mixture-toxicity modeling. Environ. Sci. Technol. 49, 14614–14624**.**

Neale, P.A., Altenburger, R., Aït-Aïssa, S., Brion, F., Busch, W., de Aragão Umbuzeiro, G., Denison, M.S., Du Pasquier, D., Hilscherová, K., Hollert, H., Morales, D.A., Novák, J., Schlichting, R., Seiler, T.B., Serra, H., Shao, Y., Tindall, A.J., Tollefsen, K.E., Williams, T.D.1, Escher B.I. (2017). Development of a bioanalytical test battery for water quality monitoring: Fingerprinting identified micropollutants and their contribution to effects in surface water. Water Research 2017; 123, 734-750.

NORMAN (2019). Contaminants of Emerging Concern in Urban Wastewater – Joint NORMAN and Water Europe Position Paper. September 2019. https://www.normandata.eu/sites/default/files/files/Publications/Position%20paper_CECs%20UWW_NORMAN_WE_2019_Final_20190910_public.pdf

Oekotoxzentrum (2015). Methoden zur Beurteilung der Wasserqualität anhand von ökotoxikologischen Biotests. Ökotoxzentrum. Zürich, Schweiz. https://www.oekotoxzentrum.ch/media/90556/2015_kienle_biotests_methodenempfehlung.pdf

Oekotoxzentrum (2018). Qualitätskriterienvorschläge Ökotoxzentrum. Zürich, Schweiz. http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterien-vorschlaege-oekotoxzentrum/

OSPAR Commission (2014). Background Document. Establishment of a list of Predicted No Effect Concentrations (PNECs) for naturally occurring substances in produced water. OSPAR

Agreement 2014-05. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/361476/OSPAR_RBA_Predicted_No_Effect_Concentrations__PNECs__Background_Document.pdf

Pieterse, B., Felzel, E., Winter, R., Van Der Burg, B., Brouwer, A. (2013). PAH-CALUX, an Optimized Bioassay for AhR-Mediated Hazard Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) as Individual Compounds and in Complex Mixtures. Environmental Science and Technology, 47(20), 11651-11659.

Singh, N.P., McCoy, M.T., Tice, R.R., Schneider E.L. (1988). A simple technique for quantification of low levels of DNA damage in individual cells. Experimental cell research, 175(1), 184 – 191.

Silva, E., Rajapakse, N., Kortenkamp, A. (2002). Something from "nothing" – eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects. Environ. Sci. Technol. 36, 1751–1756.

Sonneveld, E., Jansen, H.J., Riteco, J.A., Brouwer, A., van der Burg, B. (2005). Development of androgen- and estrogen-responsive bioassays, members of a panel of human cell line-based highly selective steroid-responsive bioassays. Toxicological Sciences 83(1), 136-48.

Tang, J.Y.M., McCarty, S., Glenn, E., Neale, P.A., Warne, M.S.J., Escher, B.I. (2013). Mixture effects of organic micropollutants present in water: towards the development of effect-based water quality trigger values for baseline toxicity. Water Res. 47, 3300e3314.

Tice, R.R., E. Agurell, E., Anderson, D., Burlinson, B., Hartmann, A., Kobayashi, H., Miyamae, Y., Rojas, E., Ryu, J.-C., Sasaki, Y. F. (2000). Single Cell Gel/Comet Assay: Guidelines for In Vitro and In Vivo Genetic Toxicology Testing. Environmental and Molecular Mutagenesis 35:206Ð221 (2000)

UBA (2008). ETOX: Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele. Informationen zu ETOX, Umweltbundesamt Deutschland. https://webetox.uba.de/webETOX/public/download/file.do;jsessionid=8967A626F9D98EBA95C0610C481A2104?id=16

UBA (2011a). Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Aktuelle Definitionen und Höchstwerte. Umweltbundesamt Deutschland. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/grenzwerte_leitwerte.pdf

UBA (2011b). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Texte 66/2011. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4188.pdf

UBA (2018a). ETOX: Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele. Umweltbundesamt Deutschland. https://webetox.uba.de/webETOX/public/search/ziel/open.do

UBA (2018b). Liste der nach GOW bewerteten Stoffe. Umweltbundesamt Deutschland. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/liste_der_nach_gow_bewerteten_stoffe_201802.pdf

UBA (2018c). Leitfaden Gefährdungsbasiertes Risikomanagement für anthropogene Spurenstoffe zur Sicherung der Trinkwasserversorgung (Tox Box). Umweltbundesamt Deutschland. https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/trinkwasser/trinkwasserqualitaet/toxikologie-des-trinkwassers/projekt-tox-box

Umweltbundesamt (2009). Emissionen aus kommunalen Kläranlagen: organische und anorganische Spurenstoffe. Report REP-0247, Umweltbundesamt GmbH, Wien. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0247.pdf

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. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0623.pdf

US EPA (2002). Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organsims. EPA- 821-R-02-012. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, USA

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., Mike De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Heidelore Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Nigel Walker, N., Peterson, R.E. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic

Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicological Sciences 93(2), 223–241.

Van der Burg, B., Winter, R., Weimer, M., Berckmans, P., Suzuki, G., Gijsbers, L., Jonas, A., van der Linden, S., Witters, H., Aarts, J., Legler, J., Kopp-Schneider, A. and Bremer, S. (2010a). Optimization and prevalidation of the in vitro ERα CALUX method to test estrogenic and antiestrogenic activity of compounds. Reproductive Toxicology 30(1), 73-80.

Van der Burg, B., Winter, R., Man, H.-Y., Vangenechten, C., Berckmans, P., Weimer, M., Witters, H. and van der Linden, S. (2010b). Optimization and prevalidation of the in vitro AR CALUX method to test androgenic and antiandrogenic activity of compounds. Reproductive Toxicology 30(1), 18-24.

Van der Linden, S.C., Heringa, M.B., Man, H.Y., Sonneveld, E., Puijker, L.M., Brouwer, A., Van der Burg B. (2008). Detection of multiple hormonal activities in wastewater effluents and surface water, using a panel of steroid receptor CALUX bioassays. Environ. Sci. Technol. 42, 5814–5820.

Van der Linden, S.C., Von Bergh, A.R.M., Van Vught-Lussenburg, B.M.A., Jonker, L.R.A., Teunis, M., Krul, C.A.M. and Van Der Burg, B. (2014). Development of a panel of high-throughput reporter-gene assays to detect genotoxicity and oxidative stress. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis 760, 23-32.

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. Environ. Toxicol. Chem. 36, 2385–2399.

Verbruggen, E.M.J., van Herwijnen, R., Smi, C.E. (2015). Derivation of a water-based quality standard for secondary poisoning of mercury. RIVM Letter report 2015-0058. National Institute for Public Health and the Environment, the Netherlands. https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2015-0058.pdf

von Bruchhausen, F., Ebel, S., Frahm, A.W., Hackenthal, E. (1993). Hagers Handbuch der Pharmazeutischen Praxis. 5. Auflage, Springer-Verlag.

Waldvogel, H.H. (2001). Analgetika Antinozizeptiva Adjuvanzien Handbuch für die Schmerzpraxis. 2. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Walter, H., Consolaro, F., Gramatica, P., Scholze, M., Altenburger, R. (2002). Mixture toxicity of priority pollutants at no observed effect concentrations (NOECs). Ecotoxicology 11, 299–310.

Wechner, S. (2014). Arzneimittelwirkstoffe im Abwasser. Vorkommen und Rückhalt bei der Abwasserreinigung. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur Wien und Technische Universität Wien.

Rechtsnormen und Richtlinien

BGBl. Nr. 186/1996 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV). http://www.ris.bka.gv.at/.

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). http://www.ris.bka.gv.at/.

BGBl. II Nr. 479/2006 (idgF). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV). http://www.ris.bka.gv.at/.

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).http://www.ris.bka.gv.at/.

DIN (1996). DIN 38415-3:1996-12 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) – Teil 3: Bestimmung des erbgutverändernden Potentials von Wasser mit dem umu-Test (T 3)

DIN (1999). DIN 38415-4:1999-12 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) – Teil 4: Bestimmung des erbgutverändernden Potentials mit dem Salmonella-Mikrosomen-Test (Ames Test) (T 4)

DIN (2009). DIN EN ISO 10993-5 Biologische Beurteilung von Medizinprodukten – Teil 5: Prüfungen auf *In-vitro*-Zytotoxizität (ISO 10993-5:2009); Deutsche Fassung EN ISO 10993-5:2009

DIN (2012). EN ISO 8692:2012-06 Wasserbeschaffenheit - Süßwasseralgen-Wachstumshemmtest mit einzelligen Grünalgen (ISO 8692:2012); Deutsche Fassung EN ISO 8692:2012

ISO (2012). ISO 11350:2012 Water quality — Determination of the genotoxicity of water and waste water — Salmonella/microsome fluctuation test (Ames fluctuation test). International Organization for Standardization.

ISO (2017a). ISO 5667-16:2017 Water quality – Sampling – Part 16: Guidance on biotesting of samples. International Organization for Standardization.

ISO (2017b). ISO/DIS 19040-3 Water quality - Determination of the estrogenic potential of water and waste water -Part 3: In vitro human cellbased reporter gene assay. International Organization for Standardization.

ISO (2000). 13829:2000-03 Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des erbgutverändernden Potentials in Wasser und Abwasser mittels umu-Test. International Organization for Standardization.

Kommunale Abwasserrichtlinie – UWWTD. Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser.

OECD (2020). Guidelines for theTesting of Chemicals. Test Guideline No. 471 - Bacterial Reverse Mutation Test. 26. June 2020. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-471-bacterial-reverse-mutation-test_9789264071247-en

Prioritäre Stoffe Richtlinie. 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.

Wasserrahmenrichtlinie - WRRL. 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.

Glossar

Begriff	Erläuterung
(toxikologischer) Endpunkt	Bei einer toxikologischen Bewertung ist ein Endpunkt als beobachtetes oder gemessenes Ergebnis zu verstehen, das die Wirkung von Kontaminanten auf Organismen anzeigt. Einige Beispiele für solche Endpunkte sind: • EC_{50} – Effective Concentration 50 %: Dosis, die bei 50 % einer Versuchspopulation eine andere definierte Wirkung als den Tod auslöst. • LD_{50} – Median Lethal Dose: Letale Dosis, bei der 50 % aller Versuchstiere, denen eine bestimmte Giftmenge verabreicht wurde, sterben • NOAEL – No Observed Adverse Effect Level: Höchste Dosis eines Stoffes, die auch bei andauernder Aufnahme keine erkennbaren und messbaren Schädigungen hinterlässt. Es besteht daher ein enger Zusammenhang zwischen dem verwendeten Endpunkt und der untersuchten Wirkung (Mode of Action, MoA). Unterschiedliche MoAs können jedoch zu einem gemeinsamen nachteiligen Ergebnis führen, insbesondere wenn allgemeine Endpunkte wie Letalität oder Wachstum angesprochen werden.
Blindwert	Reinstwasser wurde derselben Probenvorbereitung unterzogen, wie die eigentliche Probe, um eine etwaige Beeinflussung der Proben durch die Probenaufbereitungsschritte bzw. die verwendeten Lösungsmittel erkennbar zu machen.
Historische Lösemittel-kontrolle	Ames-Fluktuationstest: Es kann grundsätzlich zu spontanen Mutationen in den Bakterien kommen, welche zu Revertanten führen. Man spricht hier von stammspezifischen Spontanraten, die für jeden Stamm laborintern bestimmt werden.
Lösemittel kontrolle	Ames-Fluktuationstest und umuC-Test: Die Lösemittelkontrolle enthält die entsprechende Menge des Lösemittels, welche auch mit der Probe in den Test überführt wird um einen Effekt durch Lösemittel auszuschließen.
Negativkontrolle	umuC-Test: Die Negativkontrolle enthält Nährmedium für die Bakterien, Zellkulturwasser und die Bakterien.

Abkürzungen

Abkürzung	Begriff
Ac-EQ	Actinomycin D-Äquivalente
AF	Anreicherungsfaktor
AR	Androgenrezeptor
ARA	Kommunale Abwasserreinigungsanlage/Kläranlage
B[a]P-EQ	Benzo[a]pyren-Äquivalente
BDS	BioDetector Systems
BEQ	Bioanalytische Äquivalent (Bioanalytical equivalent)
BG	Bestimmungsgrenze *(auch: Limit of quantification (LOQ))*
BPA	Bisphenol A
CAS	Chemical Abstracts Service
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cur-EQ	Curcumin-Äquivalente
DEQ	Diuron-Äquivalente
DHT-EQ	Dihydrotestosteron-Äquivalente
DL-PCB	Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle
DMSO	Dimethylsulfoxid
DR	Dioxinrezeptor
EBM	Effekt-basierte Methoden (effect based methods)
EBT	Effekt-basierte Triggerwerte (effect based trigger values)
EEQ	17β-Östrodiol-Äquivalente
EMREG-OW	Emissionsregister Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 207/2017 idF)
EPA	U.S. Environmental Protection Agency (U.S. Umweltschutzagentur)
EQ	Äquivalentkonzentration
ER	Östrogenrezeptor
EW_{60}	Einwohnerwerte
Flu-EQ	Flutamid-Äquivalente
GIS	Geoinformationssystem

Abkürzung	Begriff
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (BGBL II 2006/479 idF)
IARC	International Agency of Rearch on Cancer
IE	Indirekteinleiter
IR	Induktionsrate
IWW	Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungs-gesellschaft mbH
JD-UQN	Umweltqualitätsnorm bezogen auf den Jahresdurchschnitt
LOD	Limit of detection (Nachweisgrenze)
LOQ	Limit of quantification (Bestimmungsgrenze)
M	Mischkanalisation
NG	Nachweisgrenze *(auch: Limit of detection (LOD))*
Nges	Gesamtstickstoff
n.n.	nicht nachweisbar
NORMAN	Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances
NP	Nonylphenol
NP1EO	Nonylphenolmonoethoxylate
NP2EO	Nonylphenoldiethoxylate
Nrf2	Nuclear factor erythroid 2–related factor 2
OG	Oberflächengewässer
ÖTZ	Oekotoxzentrum
PAH	Polycylic aromatic hydrocarbons (siehe auch PAK)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PE	Polyethylen
Pges	Gesamtphosphor
PNEC	Predicted No Effect Concentration

Abkürzung	Begriff
QK-chron	chronisches Qualitätskriterium
QN-V	Qualitätsnorm-Vorschlag
QZV	Qualitätszielverordnung
RE	Response Elements
REP	Relative effect potency (Wirkpotenzen)
SOP	Standard Operating Procedure
SPE	Festphasenextraktion (Solid Phase Extraction)
T	Trennkanalisation
Tam-EQ	Tamoxifen-Äquivalente
TBT-EQ	Tributylzinnacetat-Äquivalente
TDI	Tolerable Daily Intake (Tolerierbare tägliche Aufnahmemenge)
TCDD-EQ	2,3,7,8-TCDD-Äquivalente
TEF	Toxizitätsäquivalentfaktor
TEQ	Toxizitätsäquivalente
TOC	Gesamt-organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
TW-TW	Abgeleiteter Toleranzwert in Trinkwasser
U	Umweltbundesamt Österreich
UBA	Umweltbundesamt Deutschland
UI Vbg	Abteilung Umweltanalytik des Instituts für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg
UQN	Umweltqualitätsnorm
VF	Verdünnungsfaktor
WHO	Weltgesundheitsorganisation (Word Health Organization)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK-UQN	zulässige Höchstkonzentration
4t-OP	4-tert-Octylphenol

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
Stubenring 1, 1010 Wien
bmlrt.gv.at