



universität
wien

DIPLOMARBEIT / DIPLOMA THESIS

Titel der Diplomarbeit / Title of the Diploma Thesis

„Schwermetalle in Zuflüssen der Schwechat,
Niederösterreich“

verfasst von / submitted by

Jessica Granabetter

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 2016 / Vienna, 2016

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 190 423 299

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Lehramtsstudium UniStG
UF Chemie UniStG
UF Psychologie und Philosophie UniStG

Betreut von / Supervisor:

Mag. Dr. Franz Jirsa, Privatdoz.

Danksagung

Auf diesem Wege möchte ich mich bei all jenen bedanken, die durch ihre fachliche und persönliche Unterstützung zum Gelingen meines Studiums und dieser Diplomarbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Mag. Dr. Franz Jirsa für die freundliche Hilfsbereitschaft, die er mir im Zuge der theoretischen und praktischen Arbeit entgegen gebracht hat, sowie sein großes persönliches Engagement.

Darüber hinaus möchte ich mich vor allem bei Christof Plessl für die tatkräftige Unterstützung bei den Labortätigkeiten und anderen Fragen bedanken, sowie bei Christiane Christian und Daniel Stifter, die ebenfalls mit Rat und Tat zur Seite standen.

Des Weiteren gilt mein Dank Lisa Böhm und Yvonne Kreith für die Unterstützung bei der Probenentnahme und der Untersuchung der Wasserproben.

Danken möchte ich außerdem meinem Freund Christian Falb, meiner Mama „Juschka“ Helga und meiner kleinen Schwester Rebecca, welche mich in allen Lebensbereichen unterstützt haben. Sie haben mit ihrer moralischen Unterstützung nicht unerheblich zur Vollendung dieser Arbeit beigetragen.

Nicht unerwähnt bleiben sollen auch meine langjährigen Freundinnen Annika Trapple und Claudia Selch, denen ich stets meine Sorgen anvertrauen konnte und meine ehemalige Chemie-Lehrerin Mag. Jana Ederova, welche vor vielen Jahren mein Interesse an der Chemie geweckt hat.

1. Einleitung	9
1.1. Schwermetalle - Essentielle Spurenelemente oder Gifte	9
1.1.1. Schwermetalle in Fließgewässern	12
1.1.2. Quecksilber	13
1.1.3. Kupfer	16
1.1.4. Zink	17
1.1.5. Nickel	18
1.1.6. Chrom	19
1.1.7. Cadmium	20
1.1.8. Blei	21
1.2. Allgemeine Wasserparameter	23
1.2.1. Temperatur	23
1.2.2. pH-Wert	23
1.2.3. Leitfähigkeit	24
1.2.4. Sauerstoff	24
1.2.5. Säurebindungsvermögen	25
1.2.6. Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium	26
1.2.7. Stickstoffspezies (Ammonium, Nitrat, Nitrit)	27
1.2.8. gelöster Stickstoff (DN)	28
1.2.9. Chlorid	29
1.2.10. Phosphat	29
1.2.11. Sulfat	30
1.2.12. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	30
2. Zielsetzung der Arbeit	32
3. Materialien und Methoden	33
3.1. Das Untersuchungsgebiet	33
3.1.1. Schwechat	33
3.1.2. Triesting	34
3.1.3. Mödling/Mödlingbach	34
3.2. Probenahmestellen	34
3.2.1. Beschreibung der einzelnen Probenahmestellen	36
3.3. Probenentnahme	41
3.3.1. Allgemeine Wasserparameter	41
3.3.2. Bestimmung der Schwermetalle	42

3.4. Probenvorbereitung im Labor	43
3.4.1. Allgemeine Wasserparameter	43
3.4.2. Bestimmung der Schwermetalle	43
3.5. Chemische Analyse	44
3.5.1. Atomabsorptionsspektroskopie	44
3.5.1.1. Grundlagen	44
3.5.1.2. Kaltdampf- AAS	45
3.5.1.3. Flammen-AAS	46
3.5.1.4. Graphitrohr- AAS	47
3.5.2. Allgemeine Wasserparameter	48
3.5.2.1. Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt	48
3.5.2.2 DOC-Messung, DN-Messung	48
3.5.2.3. Säurebindungsvermögen	49
3.5.2.4. Stickstoffpezies, Sulfat, Chlorid und Phosphat	49
3.5.3. Kationen - Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium	50
3.5.4. Sediment und Biofilmproben	51
3.5.4.1. Organischer Kohlenstoff	51
3.5.4.2. Quecksilber	52
3.5.4.2 Cadmium, Kupfer, Chrom, Blei, Nickel	52
3.5.4.3. Zink	53
3.5.5. Auswertung	53
4. Ergebnisse	54
4.1. Allgemeine Wasserparameter	54
4.1.1. Temperatur	54
4.1.2. Leitfähigkeit (LF) , pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung	54
und Säurebindungsvermögen (SBV)	54
4.1.3. Leitfähigkeit	55
4.1.4. pH-Wert	55
4.1.5. Sauerstoff	56
4.1.6. Säurebindungsvermögen	57
4.1.7. Gelöster organischer Kohlenstoff	57
4.2. Kationen (Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium)	58
4.2.1. Kalium	59
4.2.2. Calcium	60

4.2.3. Natrium	60
4.2.4. Magnesium	61
4.3. Stickstoffspezies	61
4.3.1. Nitrat	62
4.3.2. Nitrit	63
4.3.3. Ammonium	63
4.3.4. DN	64
4.4. Phosphat, Sulfat, Chlorid	64
4.4.1. Phosphat	65
4.4.2. Sulfat	66
4.4.3. Chlorid	66
4.5. Schwermetallgehalt im Wasser	67
4.6. Schwermetallgehalt im Sediment	67
4.6.1. Chrom	67
4.6.2. Nickel	69
4.6.3. Kupfer	70
4.6.4. Zink	72
4.6.5. Cadmium	73
4.6.6. Quecksilber	75
4.6.7. Blei	76
4.7. Schwermetallgehalte im Biofilm	78
4.7.1. Chrom	78
4.7.2. Nickel	79
4.7.3. Kupfer	81
4.7.4. Zink	82
4.7.5. Cadmium	84
4.7.6. Quecksilber	85
4.7.7. Blei	87
5. Diskussion	89
5.1. Wasserproben	89
5.2. Schwermetalle im Sediment	91
5.3. Schwermetalle im Biofilm	94
5.4. Conclusio	96
6. Literaturverzeichnis	98

7. Abbildungsverzeichnis	105
8. Tabellenverzeichnis	105
9. Kurzfassung	111
10. Abstract	112
11. Anhang	114

1. Einleitung

1.1. Schwermetalle - Essentielle Spurenelemente oder Gifte

Schwermetalle sind jene Metalle mit einer Dichte über als 5 g/cm³. Dazu zählen unter anderem Blei, Cadmium, Chrom, Cobalt, Eisen, Kupfer, Mangan, Molybdän, Nickel, Platin, Quecksilber, Vanadium, Zink und Zinn. Sie sind ein ubiquitärer Bestandteil der Lithosphäre, wo sie im Laufe der Erdgeschichte in Form von Erzlagerstätten angereichert wurden. Sie finden sich im biologischen Kreislauf, je nach Spezies, in sehr unterschiedlichen Konzentrationen (Hilberg, 2015).

Bereits in der Antike baute der Mensch Schwermetalle ab und nutzte sie unter anderem zur Erzeugung von Waffen, Schmuck oder Trinkgefäßen. Im Zuge der Industrialisierung vervielfachte sich der Schwermetall-Eintrag in die Umwelt stetig und rapide, durch wachsende anthropogene Einträge. (Heintz, Reinhardt, 1996).

Zumeist wird in der Diskussion über Umweltverschmutzung durch Schwermetalle nur auf deren toxische Wirkung hingewiesen. Darüber könnte fast in Vergessenheit geraten, dass einige Schwermetalle, wie Kupfer, Zink, Cobalt, Eisen, Mangan, Nickel, Chrom, Vanadium und Molybdän, zu den für den Menschen essentiellen Elementen gehören. Sie sind im menschlichen Organismus in geringen Konzentrationen für eine Vielzahl von Stoffwechselfunktionen unerlässlich. So kann zum Beispiel ein Mangel von Chrom zu Diabetes führen. Damit es durch die Ausscheidung von Stuhl, Urin und Schweiß nicht zu einer Verarmung dieser Elemente kommt, müssen sie über die Nahrung und das Trinkwasser aufgenommen werden, wo sie in Spuren enthalten sind (Merian, 1984).

Schwermetalle wie Chrom und Kupfer verlieren jedoch in zu hohen Konzentrationen ihre essentielle Funktion, wirken dabei zumeist toxisch und rufen charakteristische Vergiftungserscheinungen hervor. Viele der anthropogen, in stark erhöhten Konzentrationen in der Umwelt vorkommenden Schwermetalle, wie Blei, Quecksilber und Cadmium, haben keine bewiesene essentielle Bedeutung und zeigen nur toxische Auswirkungen auf Mensch, Tier und Umwelt (Sigg, Stumm, 2011).

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Zink	Nickel	Quecksilber
Mensch/Tier							
Essentiell			x	x	x	x	
Toxisch	x	x	x	x			x
Pflanze							
Essentiell			x	x	x		
Toxisch	x	x	x	x	x	x	x

Tabelle 1: Klassifizierung analysierter Schwermetalle (Bliefert 2002)

Im Allgemeinen ist die physiologische und ökologische Wirkung der Schwermetalle stark konzentrationsabhängig und hängt auch davon ab, in welcher chemischen Form sie vorkommen (Sigg, Stumm, 2011).

Schwermetalle können zum Beispiel in Form von Staubpartikeln durch die Atmosphäre über weite Gebiete verteilt werden und gelangen auf diesem Weg schließlich in Böden und Gewässer. In Gewässern fallen sie zum Teil aus und werden so in den Sedimenten angereichert. Dieser Vorgang, sowie der Kreislauf der Metalle (Atmosphäre, Biosphäre) hängt von vielerlei Faktoren, welche später erläutert werden, ab (Chemryb, 2016).

Hierbei sind die Quellen für Einträge in die Atmosphäre sowohl natürlich als auch anthropogen. Zu den natürlichen Schwermetallquellen gehören unter anderem Verwitterungsprodukte der Gesteine, sowie natürlicher Aerosole aus Meerwasser und Böden sowie vulkanische Emissionen. Aufgrund zivilisatorischer Aktivitäten stammt der überwiegende Teil der Einträge jedoch aus anthropogenen Quellen, wie der Verbrennung von fossilen Brennstoffen (besonders Kohle) oder Müll, der Erzgewinnung und den metallverarbeitenden Industrien. Auch Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Böden sowie häusliche und industrielle Abwässer tragen nicht unwesentlich dazu bei (Sigg, Stumm, 2011).

In Österreich zeigen sich erhöhte Schwermetallkonzentrationen in der Luft vor allem im Bereich einzelner Industriestandorte, wie zum Beispiel in Brixlegg, wo in den Montanwerken Kupfer recycelt wird (Umweltbundesamt, 2013).

Schwermetalle zählen zu jenen Stoffgruppen, die für die gefährlichste Art der Umweltverschmutzung verantwortlich sind. Dies ist auf ihre hohe Persistenz zurück zu führen. Schwermetallverunreinigungen können nicht wie andere Verbindungen metabolisch zerstört werden, sondern akkumulieren aufgrund verschiedener Mechanismen in organischen und mineralischen Stoffen, was dazu führt, dass sie bis in den menschlichen Organismus vordringen können, wo sie sowohl akute als auch chronische Schäden verursachen können (Förstner U., Müller G., 1975).

Die Auswirkungen von Schwermetallen auf Mensch, Tier und Umwelt, sowie deren Aktivität in aquatischen Systemen (Infiltration ins Grundwasser, Akkumulation in den Sedimenten,...), hängt vor allem von deren Speziesierung ab. So zeigt sich, dass sich die einzelnen Kupferspezies im Wasser, wie Cu^{2+} , $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$ und CuCO_3 , völlig unterschiedlich auf das Algenwachstum auswirken (Merian, 1984).

Bei Metallen sind sowohl verschiedene Redoxzustände, Bindung in verschiedenen festen Phasen, sowie die Komplexbildung mit verschiedenen Liganden zu unterscheiden (Sigg, Stumm, 2011).

Trotz teilweiser geringer Konzentrationen besitzen Schwermetalle aufgrund ihrer Position als aktive Zentren in Metall-Enzymen enorme Wirkungen. So kann beispielsweise Eisen oder Zink aus dem Zentrum eines Metall-Enzymes durch Cadmium ersetzt werden, was zu einer Inaktivierung des Enzymes führt (Fent, 2003).

Toxische Wirkung erhalten Schwermetalle wie Quecksilber auch durch Methylierungsvorgänge. Alkylverbindungen können durch ihre Fettlöslichkeit leicht in biologischen Zellen diffundieren und werden dadurch in der Nahrungskette angereichert (Merian, 1984).

Quellen für Schwermetalle im menschlichen Organismus stellen besonders die Nahrung, das Trinkwasser als auch der Tabakrauch dar. Erhöhte Konzentrationen rufen vor allem Schädigungen der Nieren, der Leber, des Zentralnervensystems und des Blutgefäßsystems hervor (Umweltbundesamt 2013).

1.1.1. Schwermetalle in Fließgewässern

Die chemische Zusammensetzung von Flüssen wird durch den geologischen Untergrund im Einzugsgebiet nicht unwesentlich beeinflusst. Hinzu kommen diffuse und punktuelle anthropogene Belastungen, wie Auswaschung aus Böden oder Einleitung von belasteten Abwässern (Guderian, Gunkel, 2000).

Über 90% der Schwermetalle in Gewässern sind an Schwebstoffe oder Sedimente gebunden, weshalb diese ein deutlicher Indikator für Wasserbelastungen vergangener Jahre sind. Sedimente, die nur unter bestimmten Bedingungen wieder in Lösung gehen, können auch eine potentielle Gefahr für die Umwelt darstellen (Heintz, Reinhardt, 1996).

Sedimente und Schwebstoffe setzen sich aus organischen Substanzen (Huminsäuren), biologischem Material (Bakterien), Tonmineralen, Eisen- und Manganoxiden und Carbonaten zusammen und sind damit nicht bioverfügbar, da sie in gebundener Form nicht mit den Rezeptoren der Zelle interagieren können. Bei der Mobilisierung und Remobilisierung der Schwermetalle spielen vielerlei Prozesse eine Rolle (Fent, 2003).

Von besonderer Bedeutung ist dabei der pH-Wert, der sich durch saure Niederschläge, die besonders in der Nähe von Industrieanlagen auftreten, verändern kann. Nicht nur Reuther et al. (2001) konnten in ihren Untersuchungen der Hovvatn-Seen feststellen, dass die Mobilität der Schwermetalle mit zunehmender Sedimentversauerung, also sinkendem pH-Wert zunimmt. Besonders Cadmium- und Zink-Ionen remobilisieren bereits ab pH-Werten von unter 7, wohingegen Blei, Kupfer und Chrom erst ab pH-Werten von 4 - 4,5 bioverfügbar werden (Scheffer, 1992).

Erhöhte Salzkonzentrationen können ebenfalls zu einer Remobilisierung der Schwermetalle führen. Besonders in Flussmündungen erreichen die Salzgehalte bis zu 35‰. Hierbei kommt es zu einer Substitution der adsorbierten Schwermetalle durch Salzkationen. Die freien Kationen können wiederum von Anionen, besonders Chlorid-Anionen, komplexiert werden, wobei verschiedene Chlor-Komplexe wie ZnCl_4^{2-} , CdCl_4^{2-} oder CdCl_3^{-} entstehen (Merian, 1984).

Steigende Wassertemperaturen, wie sie vor allem im Sommer auftreten, bewirken stärkere Stoffwechselaktivitäten und somit eine höhere Biokonzentration

(Wachs, 1983).

Die Schwermetallmobilität wird außerdem von der Verfügbarkeit von natürlichem organischem Material beeinflusst. Darunter sind die wichtigsten Komplexbildner die natürlichen Biopolymere Humin- und Fulvinsäure, die durch Umwandlung aus biogenem organischem Material entstehen. Hohe Gehalte an hochmolekularen festen Huminstoffen führen zu einer Fixierung der Metalle, wohingegen hohe Anteile an leicht zersetzbaren organischen Substanzen zu einer Mobilitätssteigerung führen (Scheffer, 1992).

Auch das Redoxpotential trägt zur Mobilisierung/Remobilisierung von Schwermetallen bei. Manganoxide und Eisenoxidhydrate stellen aufgrund ihrer großen Sorptionskapazität wichtige Regulierungsfaktoren für den Schwermetallhaushalt in Fließgewässern dar. Unter reduzierenden Bedingungen kann es zur Freisetzung von ausgefällten Metallen kommen. Metalle wie Cadmium, Nickel, Blei, Zink und Kupfer bilden nach Lu und Chen (1977) beim Übergang von reduzierenden zu oxidierenden Bedingungen leichter lösliche Verbindungen, welche zum Teil an Feststoffe adsorbiert werden und zum anderen Teil ins Wasser gelangen (Merian, 1984).

1.1.2. Quecksilber

Quecksilber, das einzige bei Raumtemperatur flüssige Metall, kommt in der Natur in einer Vielzahl von Formen vor und ist sowohl in gasförmiger als auch in flüssiger, als auch in gelöster Form, ein Umweltgift (Bliefert, 2002).

Die Giftigkeit für Mensch, Tier und Umwelt hängt dabei vor allem, aufgrund der unterschiedlichen Resorbierbarkeit, von der Spezierung ab. Elementares Quecksilber hat ein erhebliches toxisches Potential, da es aufgrund seines hohen Dampfdruckes sehr leicht verdampft.

Während anorganisches Quecksilber im menschlichen Organismus fast vollständig über den Urin ausgeschieden werden kann, sind die Salze, wie Quecksilberchlorid, problematisch, da sie im Magen-Darm-Trakt Verätzungen hervorrufen können (Pohling 2015).

Quecksilbersulfid, welches in der Natur in Form von Zinnober und Metacinnabar-

rit vorkommt, ist ungiftig, da es in Wasser nur schwer löslich ist (Müller, 1994). Organische Hg Verbindungen, wie das Methylquecksilber sind für Mensch, Tier und Umwelt besonders toxisch. Dies liegt zum Einen daran, dass sie aufgrund ihrer Lipophilie leicht durch Zellwände diffundieren können und so die Blut-Liquor- und Plazenta-Schranke passieren können. Zum Anderen haben organische Quecksilberverbindungen eine hohe Retentionszeit im menschlichen Körper, sodass sie durch mehrmalige Aufnahme schnell aufkonzentrieren können (Bliefert, 2002).

Quecksilber im menschlichen Organismus stammt zum größten Teil aus dem Verzehr von Fisch aus belasteten Gewässern. Wenn Quecksilber über einen längeren Zeitraum aufgenommen wird, akkumuliert es besonders in den Nieren und der Leber. Seine toxische Wirkung beruht darauf, dass es die Aktivität von Enzymen hemmt, wodurch Zellen geschädigt werden können (Bliefert, 2002). Längere Expositionen sind vor allem in der Schwangerschaft problematisch (Ahrens, 1999). Sogar eine Korrelation zwischen einer Quecksilberbelastung in der Schwangerschaft und einem erhöhten Risiko für Autismus, wird vermutet (Mutter, 2006).

Zwischen 1953 und 1956 erkrankten in den japanischen Städten Niigate und Minamata weit über 1000 Menschen, 100 davon starben, an rätselhaften Störungen des Nervensystems. Sie zeigten Symptome wie Hör- und Sprachfehler, Probleme mit den Augen, sowie teilweise Gliederlähmungen. Außerdem kam es zum Massensterben einiger Tierarten, sowie einem Rückgang der Fischpopulation (Heintz, Reinhardt, 1996).

Wie später bekannt wurde stand die sogenannte „Minamata-Krankheit“ in engem Zusammenhang mit dem starken Produktionsanstieg in Kunststofffabriken nahe den Buchten von Minamata und Niigata, welche ihre Abwässer unbehandelt ins Meer geleitet hatten. Zur Herstellung von Vinylchlorid und Acetaldehyd hatte man Quecksilberverbindungen, besonders Methylquecksilberchlorid, als Katalysator verwendet (Förstner, Müller, 1975; Japanisches Umweltministerium 2002).

Davon wurden in den Jahren 1932- 1986 an die 81 Tonnen mit dem Abwasser ins Meer geleitet. Am Meeresgrund wurde es durch Mikroorganismen in organisches Quecksilber umgewandelt, welches somit über die Fische in die Nah-

rungskette der Menschen gelangt war (Strubelt, 1996).

Archäologische Funde belegen, dass Quecksilber bereits vor in etwa 3500 Jahren verwendet wurde (Alloway, 1999). Der Großteil des heute in der Umwelt befindlichen Quecksilbers stammt jedoch aus natürlichen Quellen, wie dem Abdampfen aus dem Meer oder der Erosion (Bliefert, 1997).

Anthropogene Quellen machen etwa 40 % der jährlich in die Atmosphäre gelangenden Quecksilber-Emissionen aus (UNEP 2013). Ein Teil der Kontamination der Binnengewässer ist vermutlich auf Abwässer aus der metallgewinnungspharmazeutischen und chemischen Industrie zurück zu führen. Den größten Anteil hat jedoch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen, da besonders Kohle und Öl Spuren von Quecksilber enthalten (Merian, 1984).

Lag die jährliche Quecksilberproduktion 1971 noch bei 10 000 Tonnen, so liegt sie heute nur noch bei etwa 1960 Tonnen jährlich (Bertau et al., 2013). Die Verwendung von Amalgam, welches früher in Zahnarztpraxen als Zahnfüllung verwendet wurde, ist stark rückläufig, da Quecksilber aus der Verbindung ausgeschieden kann, was zu Schädigungen im Körper führt. Heute verwendet man stattdessen Keramikfüllungen.

Infolge der zunehmenden Informationen über die Toxizität von Quecksilber sowie seinen Verbindungen, ist die Verwendung von Quecksilber bei der Chloralkalielektrolyse als auch in Organoquecksilberverbindungen als Saatbeizmittel in den letzten 30 Jahren stark rückläufig (Pohling 2015).

In aquatischen Systemen kann Quecksilber in 3 verschiedenen möglichen Oxidationsstufen, abhängig vom Redoxpotential, dem pH-Wert und der Konzentration an gelösten Anionen, vorliegen. Es kann metallisch (Hg^0), einwertig positiv (Hg^+) oder zweiwertig positiv (Hg^{2+}) auftreten (Pohling 2015).

Von größter Bedeutung sind jedoch, wie bereits erwähnt, organische Quecksilberverbindungen, besonders das Methylquecksilber (UNEP 2013).

Es wird unter anaeroben Bedingungen in Sedimenten von Flüssen gebildet, wobei Mikroorganismen metallisches Quecksilber und Hg^{2+} in Methylquecksilber umwandeln (siehe nachfolgende Grafik), welches so in die aquatische Nahrungskette gelangt (Pohling 2015). Begünstigt wird diese Umwandlung durch ein hohes Nährstoffangebot und erhöhte Temperaturen (Förstner, Müller 1975).

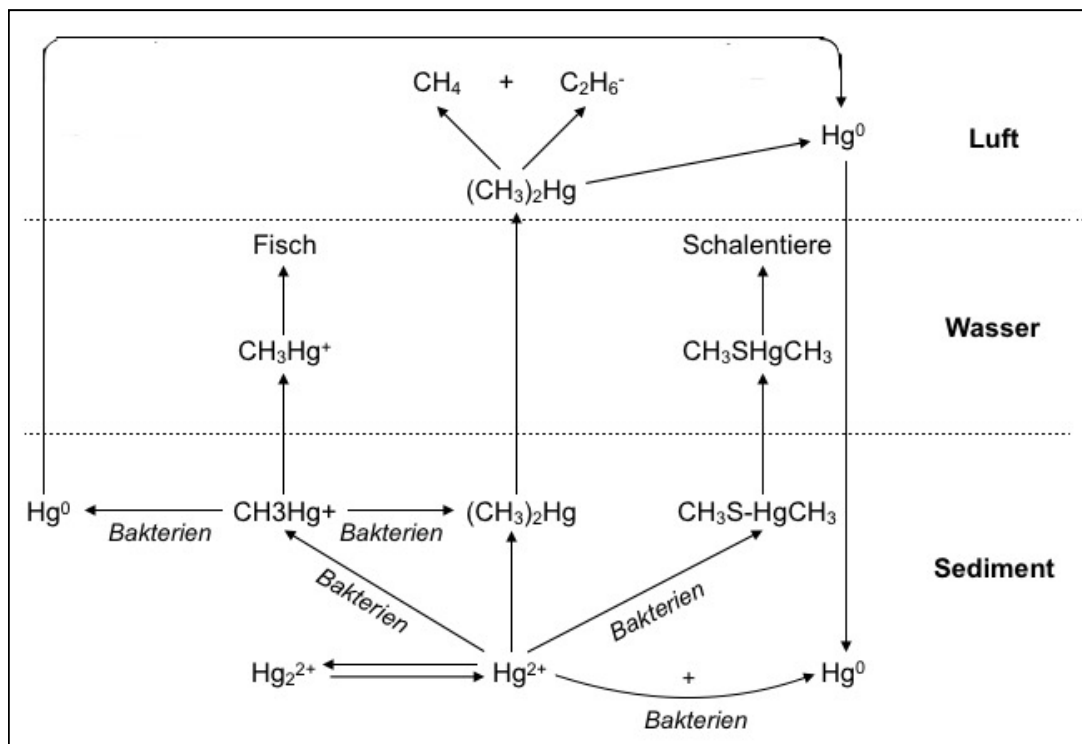


Abbildung 1: Quecksilberkreislauf (nach Pohling, 2015)

In Flüssen ohne Umweltbelastung liegt der natürliche Quecksilbergehalt im Sediment unter 2 µg/g, im Wasser bei etwa 0,1 µg/L (Strubelt, 1989).

1.1.3. Kupfer

Kupfer, das in metallischer Form rötlich ist, kommt in der Natur jedoch nur in Form von Sauerstoff- oder Schwefelerzen vor. Es ist sowohl für Mensch als auch Tier ein essentielles Spurenelement, das an vielen Lebensprozessen beteiligt ist, in zu hohen Konzentrationen jedoch toxisch wirkt (Merian, 1984).

Im Gegensatz zu anderen Schwermetallen reichert sich Kupfer nicht im menschlichen Körper an. Dies ist jedoch in manchen Organismen, wie zum Beispiel Muscheln anders. Hier akkumuliert das Kupfer sehr stark, wodurch Konzentrationen, die tausendfach so hoch sein können wie im umgebenden Meerwasser, erreicht werden können. Dieses, in den Muscheln akkumulierte Kupfer, kann dann auch für den Menschen toxisch wirken. Kupfer ist außerdem für Fische extrem schädlich. Bereits eine Menge von 0,5mg/l führt bei den meisten Fischarten zum Tod (Förstner, Müller, 1974).

Unter dem Namen „Indian-Childhood-Cirrhosis“ und „German-Childhood-Cirrhosis“, wurden bereits in den 1980er Jahren chronische Kupfervergiftungen bekannt. Kleinkinder, die ihre Nahrung über einen längeren Zeitraum aus kupferhaltigen Gefäßen, oder mit kupferhaltigem Wasser zubereitet bekamen, erkrankten oder starben teils sogar an einer durch Kupfer bedingten Leberzirrhose (Strubelt, 1996). Bei der Anwesenheit von anderen Schwermetallen wie Blei oder Cadmium summiert sich die Giftwirkung nicht einfach nur, sondern vervielfacht sich (Knie, 2001).

Kupfer wird vor allem für die Herstellung von Elektrokabeln, Münzen und Legierungen wie Messing oder Bronze verwendet. Aufgrund seiner toxischen Wirkung gegenüber Algen und Pilzen wird Kupfer in Form von Kupfersulfat auch zur Algenbekämpfung in Schwimmbecken genutzt, welches jedoch leider durch Abwaschungen in Flüsse gelangen kann (Pohling, 2015).

Weitere Quellen für Kupferverschmutzungen stellen besonders die Galvanotechnik, Kupferhütten und Raffinerien dar. In die Gewässer gelangt es vor allem durch Deponiesickerabwässer und Abwasseraufbereitungsanlagen.

In Fließgewässern kommt Kupfer gelöst, meist als Cu^{2+} oder $[\text{Cu}(\text{HCO}_3)]^-$ vor, wo es organische oder anorganische Komplexe bilden kann oder in unlöslicher Form, als Sulfid oder Hydroxid wie $[\text{Cu}(\text{OH})_2]$ (Pohling, 2015).

1.1.4. Zink

Zink ist ein auf der Erde weit verbreitetes Metall, das bläulich weiß ist und für Mensch, Tier und Pflanzen essentiell ist. Es unterhält die Eiweißsynthese und Zellteilung im menschlichen Organismus und ist daher unerlässlich für die Wirksamkeit einiger Enzyme (Pohling, 2015).

Besonders bei Frühgeburten und in der Wundheilung kann ein Zinkmangel verheerende Folgen, wie chronische Krankheiten und Wachstumsstörungen, nach sich ziehen (Merian, 1984).

Bei der Akkumulation von hohen Konzentrationen kann es jedoch beim Menschen, aber besonders bei Algen und Fischen zu Vergiftungserscheinungen kommen (Alloway, 1996).

Da Zink besonders in sauren Lebensmitteln sehr gut löslich ist, führte die Ver-

wendung von verzinkten Behältern früher zu Massenvergiftungen, mit Symptomen wie Fieber, Übelkeit und Durchfall (Moll, 1987).

Zink in der Umwelt stammt aus Zinkhütten, der Galvanotechnik und von verzinkten Trinkwasserleitungen. Eine weitere Quelle stellt die Verbrennung von Müll, aber auch Holz dar. Zinkverbindungen werden außerdem in der Landwirtschaft als Insektizide und Fungizide verwendet (Pohling, 2015).

Zink gelangt vor allem durch Regenwasser, das Korrosionsprodukte von galvanisierten Drahtzäunen und Dächern wegspült, aber auch durch Sickerwässer aus Mülldeponien, wo Zinksalze und Zinkschrott gelagert werden, in die Gewässer (Alloway, 1996).

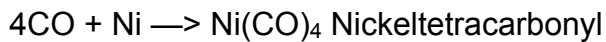
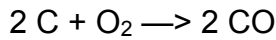
Dort findet sich Zink entweder komplexiert an Hydroxid, Sulfid, oder Carbonat, als Zn^{2+} , oder absorbiert an suspendierte Schwebstoffe. Zeigen sich hohe Konzentrationen im Wasser, so zeugt dies von menschlicher und industrieller Aktivität (Pohling 2015).

1.1.5. Nickel

Nickel, ein für Mensch, Tier und Umwelt an und für sich essentielles Schwermetall, kann sehr unterschiedliche Wirkweisen zeigen. Die Toxizität ist wie bei anderen Schwermetallen stark von dessen Spezifizierung abhängig, wobei besonders die Löslichkeit bedeutend für die Giftigkeit und mögliche krebserregende Wirkung der verschiedenen Spezies ist (Pohling, 2015).

Die am häufigsten vorkommende wasserlösliche Form von Nickel ist für Menschen wenig toxisch und führt schlimmstenfalls zu Dermatitis. Andere Verbindungen können jedoch durchaus auch als krebserregend eingestuft werden (Merian, 1984) Eine in hohem Maße gefährliche Nickelverbindung, Nickeltetracarbonyl, welches oftmals als Katalysator verwendet wird, oder in geringem Maße bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen entsteht, wirkt 100 mal schädlicher auf die menschlichen Atemwegsorgane als Kohlenmonoxid. Aufgrund seiner hohen Fettlöslichkeit kann es außerdem durch die Zellmembranen und die Blut-Hirn-Schranke dringen (Pohling 2015).

Die ablaufenden Reaktionen bei der Entstehung von Nickeltetracarbonyl sind in folgenden Formeln dargestellt:



Werden Nickel und seine Verbindungen über einen längeren Zeitraum eingeatmet, so steigt das Lungenkrebsrisiko enorm, wobei besonders Arbeiter aus stahlverarbeitenden Industrien gefährdet sind (Strubelt, 1996).

In Wasser und Boden gelangt Nickel zu einem kleinen Teil aus natürlichen Quellen, zum größeren Teil jedoch als Resultat von menschlicher Aktivität. Verwendung findet Nickel besonders in der Stahlindustrie, in Nickel-Cadmium-Batterien und als Katalysator bei der Hydrierung von Pflanzenölen.

Außerdem wird es zur Herstellung von Knöpfen, Münzen und Schmuck verwendet, was jedoch bei vielen Menschen zu Kontaktallergien führt (Reichl, 2009). Nickelverunreinigungen in Gewässern stammen vor allem aus Deponien, wo metallische Nickelabfälle durch sauren Regen zu Ni^{2+} oxidiert werden und anschließend durch Abschwemmungen ins Wasser gelangen, sowie aus der galvanischen Industrie (Pohling, 2015).

In Fließgewässern kommt Nickel also gelöst als Ni^{2+} vor, welches unter aeroben Bedingungen mit Hydroxyl, Carbonat und organischen Radikalen, Komplexe, und unter anaeroben Bedingungen unlösliche Sulfide bildet (Pohling, 2015). Mit organischen Substanzen wie zum Beispiel den Huminsäuren bildet Nickel nur schwache Komplexe (Walthert, 1999).

1.1.6. Chrom

Chrom, das in vielen Mineralien der Erde vorkommt, ist ein zumindest teilweise essentielles Spurenelement. Die Wichtigkeit beziehungsweise Toxizität, hängt dabei vor allem von der Oxidationsstufe ab (Merian, 1984).

Chrom(III) beispielsweise ist ein für den Menschen wichtiges Spurenelement, das für viele Stoffwechselvorgänge, zum Beispiel dem Glukosestoffwechsel von Bedeutung ist, weshalb ein Mangel schnell zu Diabetes oder Wachstumsstörungen führen kann (Reichl, 2009). Cr(VI) hingegen ist, aufgrund seiner hohen Diffusionsfähigkeit durch die Haut und den Zellmembranen, stark kanzerogen und allergieauslösend (Global 2000).

Für Pflanzen ist Chrom kein essentielles Element, welches zum Beispiel schon in geringen Mengen von 30 µg/l das Algenwachstum hemmt (Pohling, 2015).

Chrom- Emissionen stammen nicht nur aus anthropogenen, sondern auch aus natürlichen Quellen, wie Vulkanausbrüchen, verschiedenen biologischen Prozessen und der Verwitterung der Böden. Große Teile der Umweltbelastung entstanden jedoch aus anthropogenen Quellen, wie der Papierindustrie, der Fotoindustrie, der Herstellung von Magnetbändern und Batterien, sowie der Gerberei und der Galvanotechnik (Verchromen von Metallen) (Pohling, 2015).

In Fließgewässern kommt Chrom in einer Vielzahl von möglichen Formen vor, nämlich als Cr^{3+} , $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$ und als Chromat (CrO_4^{2-}) bzw. Dichromat ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) vor. Durch die Bindung von Cr^{3+} mit Aminosäuren und Aminen bilden sich starke Komplexe, welche leicht an suspendierte Schlammpartikeln im Wasser binden können (Pohling, 2015).

1.1.7. Cadmium

Cadmium ist, ein silberweißes, plastisch verformbares, ubiquitäres Metall, welches erst 1817 entdeckt wurde. Nach aktuellem Wissensstand ist es nicht essentiell und für Mensch, Tier und Mikroorganismen toxisch (Bliefert, 2002). Dadurch, dass Cadmium nicht in weniger giftige Stoffe abgebaut werden kann, kommt es zu einer Akkumulation in der Umwelt (UNEP, 2011).

Welch hohe Toxizität Cadmium hat zeigt sich am Beispiel der in Japan aufgetretenen „Itai-Itai-Krankheit“. Reisbauern hatten ihre Felder mit Wasser aus einem verseuchten Fluss bewässert. Die Folgen waren, dass die umliegende Bevölkerung an Zerstörungen des Knochenmarkes und Schädigungen der Nieren litt, wobei es in Extremfällen zu Skelettschrumpfung um bis zu 30 cm kam (Heintz, 1996). Cadmium und seine Verbindungen gelten außerdem als krebs-erregend und schädigen die Embryonalentwicklung (Bliefert, 2002).

Cadmium ist ein „modernes“ Metall, welches erst in den letzten 20 Jahren an Bedeutung gewonnen hat und vor allem zur Herstellung von Legierungen, als Lötmetall aber auch zur Herstellung von Farbpigmenten (CdS) und Ni-Cd-Trockenbatterien verwendet wird (Reichl, 2009).

Cadmiumquellen für den Menschen stellen vor allem Tabak und diverse Lebensmittel wie Muscheln, Spinat und Eisbergsalat dar, wobei aufgenommenes Cadmium zu schweren Schädigungen der Nieren führen kann (Heintz, 1996).

Cadmium in Fließgewässern stammt aus einer Vielzahl von anthropogenen Quellen, wie der Verwendung von cadmiumhaltigem Phosphatdünger, wobei die Hauptquelle allerdings industrielle Abwässer aus der Metallaufbereitung und der galvanischen Industrie darstellen. Des weiteren gelangt Cadmium durch Verbrennung von fossilen Rohstoffen und Hausmüll in die Luft, von wo es schließlich durch nasse, atmosphärische Deposition ins Oberflächen und Grundwasser gelangen kann und dort im Sediment angereichert wird (Pohling, 2015).

Cadmium bildet im Gegensatz zu anderen Schwermetallen in Fließgewässern keine organische Komplexverbindungen. Es kommt dort als Cd^{2+} in Verbindung mit Chlorid und anderen einwertigen Anionen vor, wobei die Löslichkeit mit abnehmendem pH-Wert steigt. Durch Säureeinträge ins Gewässer kommt es also zu einer Cadmium-Mobilisierung. (Pohling, 2015).

1.1.8. Blei

Blei ist in metallischer Form ein silbrig-weißes, kalt verformbares Metall, das an der Luft oxidiert, wobei es seine charakteristisch blau-graue Farbe erhält (UNEP 2011). Blei ist ein toxisches Spurenelement, das zwar verglichen mit anderen Schwermetallen eine relativ geringe Schadwirkung hat, da es jedoch ubiquitär vorkommt, und kumulativ im menschlichen Organismus gespeichert wird, sind die toxischen Wirkungen von Blei und seinen Verbindungen nicht vernachlässigbar (Bliefert, 1997).

Hierbei kann es zu Schädigungen der Nieren, der Blutbildung und des zentralen Nervensystems kommen, sowie schlimmstenfalls auch zum Tod. Blei wird vom Körper anstelle von Calcium in die Knochen eingelagert und kann Enzyme, die für die Hämoglobinbildung essentiell sind, inaktivieren (Pohling 2015).

Bereits seit 2000 Jahren, als Blei noch in Rohrleitungen verarbeitet wurde, kennt man dessen toxische Wirkung (Reichl, 2009). Zu einem großen Anstieg an Blei in der Umwelt kam es dann vor allem durch das Voranschreiten der In-

dustrialisierung und des damit verbundenen Anstieges des Autoverkehrs. Bleiäthyl, das den meisten Kraftstoffen als Antiklopfmittel zugegeben wurde, bei dessen Verbrennung Aerosole von PbClO und PbO in die Luft emittiert wurden, welche über weite Gebiete verteilt wurden, ist mittlerweile seit 1988 gesetzlich verboten, wodurch es langsam wieder zu einer Verminderung der Bleibelastung in Europa kommt (Strubelt, 1996).

Heute verwendet man Blei hauptsächlich als Elektroden von Akkumulatoren, als Munition von Schrotgewehren, zum Löten und bei der Herstellung von niedrigschmelzenden Legierungen. Außerdem findet man diverse Blei-Verbindungen in Malerfarben, wie dem Bleiweiß. Obwohl man mittlerweile über die hohe Schädlichkeit von Blei Bescheid weiß, zählt es noch immer zu den häufigsten Ursachen von gewerblichen Vergiftungen, unter denen Arbeiter in allen bleiverarbeitenden Industrien leiden (Bliefert, 1997).

Blei gelangt zum Einen auf natürlichem Wege, durch Auslaugung in bleiglanzreichen Gebieten und zum Anderen durch sauren Regen in die Gewässer. Die Hauptquellen jedoch sind anthropogene Einträge, wie die Einleitung von Abwässern der bleigewinnenden Industrie. Einmal in die Umwelt gelangtes Blei kann weder abgebaut noch zersetzt werden (Merian, 1984).

Blei existiert im aquatischen Milieu in mannigfaltigen Formen, von denen die meisten in Wasser und Boden wenig mobil sind (Kölle, 2010). Ionisches Blei ist sehr mobil und stark bioverfügbar, wohingegen Blei-Verbindungen über einen großen pH-Bereich eine geringe Wasserlöslichkeit zeigen, wodurch sie im Sediment angereichert werden. So sind zum Beispiel organische Blei-Huminstoff-Komplexe stark gebunden und kaum verfügbar. Blei kann außerdem noch an kolloidale Teilchen absorbieren, wodurch eine weniger mobile Form entsteht. Blei wird besonders in den Sedimenten konzentriert, wo es aufgrund seiner Neigung an Teilchen wie Ton, Mangan- und Eisenoxide zu binden, relativ unbeweglich ist. Aus diesem Grund kann das Ausbaggern von Häfen oft zu einer Minimierung des bioverfügbaren umweltgefährlichen Bleis beitragen (UNEP 2011).

1.2. Allgemeine Wasserparameter

1.2.1. Temperatur

Biochemische und chemische Prozesse in Gewässern sind stark beeinflusst durch die Temperatur. Sie hat dabei vor allem Einfluss auf die Geschwindigkeit der im Wasser stattfindenden Umsetzungen. So kommt es durch eine Temperaturerhöhung um 10°C zu einer Verdopplung der Reaktionsgeschwindigkeit (Magyar, Liebhart, Jelinek, 2011, S. 46).

Die Temperatur beeinflusst außerdem weitere Faktoren wie die Leitfähigkeit und die Löslichkeit von Ionen und Gasen (Mortimer & Müller, 2014 S. 347).

Zu erhöhten Temperaturen in Gewässern kommt es durch Stoffeinträge, sowie durch mangelnde Beschattung aufgrund von fehlender Ufervegetation und durch von Staumaßnahmen verursachten verringerten Fließgeschwindigkeiten. Der Großteil der in Fließgewässern lebenden Tiere sind wechselwarmer Natur und somit stark temperaturabhängig. Sie verbrauchen bei höherer Temperatur aufgrund ihrer erhöhten Stoffwechseltätigkeit mehr Sauerstoff, als bei niedrigen Temperaturen. Bei hohen Temperaturen ist jedoch weniger Sauerstoff im Wasser löslich, was zu Sauerstoffmangel führen kann (Bachpatenschaften, 2016).

1.2.2. pH-Wert

Bei der Bestimmung der Wasserqualität von Fließgewässern ist der pH-Wert ein wichtiger Parameter, da der Einfluss des pH-Wertes für alle biologischen und chemischen Vorgänge in aquatischen Systemen von großer Bedeutung ist. Der pH-Wert ist definiert als der negative dekadische Logarithmus der H_3O^+ - Konzentration. Ändert sich der pH-Wert um eine Stufe, so führt dies zu einer Änderung der Konzentration um den Faktor 10 (Höll, 2010 S. 152).

Kleine Änderungen des pH-Wertes können schwerwiegende Folgen für Gewässer und deren Bewohner mit sich ziehen. Dies zeigt sich besonders in natürlichen Gewässern, wo der pH-Wert zwischen 6 und 8,5 liegen sollte. Bereits kleine Schwankungen wirken sich auf die Bakterienaktivität aus, so findet bereits ab einem pH-Wert von unter 5,5 keinerlei bakterielle Aktivität mehr statt.

Auch für Fische sind erhöhte pH-Werte nicht von Vorteil. Hier kann es zu Kiemenverätzungen und schließlich zum Tod kommen.

Wie bereits erwähnt, wirkt sich der pH-Wert auch sehr stark auf die Spezifizierung von Schwermetallen in Fließgewässern aus (Pohling, 2015 S. 237-239).

1.2.3. Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Fähigkeit, elektrischen Strom zu leiten. Da es dazu freie elektrische Ladungsträger geben muss, ist die Leitfähigkeit auch ein Maß für die Menge an im Wasser gelösten Ionen. Hierbei spielen alle Anionen und Kationen eine Rolle, sie unterscheiden sich allerdings in ihrem Leitvermögen, je nach elektrischer Wertigkeit und der Ionenbeweglichkeit.

Die Leitfähigkeit hängt außerdem stark von der Temperatur im Gewässer ab (Höll, 2010 S. 155).

1.2.4. Sauerstoff

Alle Lebewesen auf der Erde und im Wasser benötigen Sauerstoff für Atmung und Stoffwechsel. Im Gewässer gelöster Sauerstoff ist also für das Überleben jeglicher Organismen im Wasser notwendig. Die Bestimmung des gelösten Sauerstoffes im Gewässer wird also durchgeführt, um Aussage über biochemische und biologische Vorgänge im Gewässer treffen zu können (Wetzel & Likens, 1991, S.69).

Ein Teil des im Wasser gelösten Sauerstoffes gelangt durch Diffusionsprozesse aus der Atmosphäre in die Gewässer. Hierbei ist zu sagen, dass erhöhte Wasserbewegung die Auflösung begünstigt. Die Löslichkeit des Sauerstoffes ist auch stark Temperatur abhängig, wobei sich bei höheren Temperaturen deutlich weniger Sauerstoff im Wasser löst, als bei niedrigen. Der andere Teil des im Wasser befindlichen Sauerstoffes stammt aus Photosynthese-Reaktionen der Wasserpflanzen, welche mithilfe von Sonnenlicht aus Kohlendioxid und Wasser Glucose und Sauerstoff erzeugen. In der Nacht jedoch benötigen diese Pflanzen Sauerstoff, wodurch sie einen Teil des am Tag erzeugten Sauerstoffs wie-

der verbrauchen. Zu einem Sauerstoffverbrauch kommt es auch, wenn Mikroorganismen organisches Material abbauen.

Wenn die Lufttemperatur höher ist als die Wassertemperatur kommt es außerdem zu einem Verlust des gebundenen Sauerstoffs an die Atmosphäre (Pohling, 2015).

Sauerstoffmangel im Gewässer wird als die Hauptursache von plötzlichem Fischsterben beschrieben. Die meisten Fischarten benötigen Sauerstoffkonzentrationen von mindestens zwischen 3 und 5 mg/L um überleben zu können (Schäperclaus, 1954, S. 556).

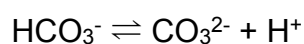
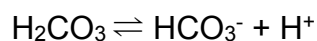
1.2.5. Säurebindungsvermögen

Das Säurebindungsvermögen, auch Säurekapazität oder Alkalinität genannt, beschreibt das Puffervermögen eines Gewässers, also die Fähigkeit den pH-Wert, trotz Eintrag von Säuren konstant zu halten (Lampert, Sommer, 1999)

Es ist somit ein Maß für die Anfälligkeit eines Gewässers gegenüber Versauerung (Matschullat, Heinrichs, Schneider, Ulrich, 1994).

Gelöstes Kohlendioxid, welches aus der Atmosphäre, der Zersetzung von organischem Material sowie der Wechselwirkung mit Kalkstein (CaCO_3) entstammt, gilt als Ursache der Säurekapazität (Pohling, 2015).

Wird Kohlendioxid im Gewässer gelöst, so wird ein Teil davon zu Kohlensäure hydratisiert. Ein Teil dieser Kohlensäure dissoziiert dabei im ersten Schritt zu Hydrogencarbonat und anschließend in Carbonat und H^+ (Lampert, Sommer, 1999) :



Ausgangs- und Endstoffe dieser Gleichungen befinden sich in einem Gleichgewicht zueinander, welches durch äußere Einflüsse beeinflusst werden kann. Dazu zählen vor allem der Eintrag von Säuren und Basen in das Gewässer, sowie eine Veränderung der Temperatur und der Konzentration der einzelnen Komponenten (Wetzel, Likens, 1991, S. 112).

Eine ausreichende Pufferung des Gewässers ist nicht nur für das Überleben der

meisten Fischarten und Pflanzen von großer Bedeutung. Eine Versauerung des Gewässers kann außerdem zu einer Mobilisierung diverser Schwermetalle wie Aluminium führen (Sigg, 1996).

1.2.6. Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium

Bei den in natürlichen Süßwasser-Gewässern befindlichen Kationen herrscht Calcium vor, gefolgt von Natrium, Magnesium und Kalium. Ein kleiner Teil davon stammt aus Niederschlägen, der überwiegende Teil jedoch aus der Verwitterung der Gesteine (Lampert, Sommer, 1999).

Außer für einige Insekten und Bakterien ist Calcium ein essentielles Element für Mensch, Tier und Pflanze. So wird zum Beispiel Calciumphosphat von Landlebewesen zum Aufbau von Zähnen und Knochen benötigt. Auch Pflanzen haben (auf die Trockenmasse bezogen) zirka einen Anteil von 1% an Calcium.

Calcium hat einen positiven Einfluss auf die Toxizität anderer Stoffe. So haben Elemente wie Blei, Zink oder Kupfer in weichem Wasser eine höhere Toxizität. Calcium steht außerdem mit anderen Kationen in Konkurrenz um die Bindungsmöglichkeit an die Kiemen von Fischen, wodurch in Calcium reicheren Wasser Metallionen schlechter über die Kiemen aufgenommen werden können, als in Wasser mit höherem Calciumgehalt. Calcium in aquatischen Systemen stammt vor allem aus der Auflösung von verschiedenen Gesteinen, wie Kalkstein, Gips, oder Kalzit.

Es kann außerdem durch Abschwemmungen, zum Einen von diversen Baustoffen wie Beton, Zement und Mörtel, zum Anderen von Calciumchlorid, welches im Straßendienst oftmals an Stelle von Kochsalz verwendet wird, ins Gewässer gelangen.

Calcium ist ein Bestandteil der Wasserhärte, da es in Wasser gelöst als Ca^{2+} vorliegt (Lenntech, 2016).

Magnesium ist sowohl für Mensch, Tier (außer Insekten) als auch Pflanze ein essentielles Element. Magnesium nimmt als Zentralatom des Chlorophylls eine wichtige Rolle bei der Photosynthese ein. Im menschlichen Körper dient es au-

ßerdem als Aktivator beim Abbau von Glucose (Pohling, 2015).

Magnesium gelangt auf natürlichem Wege durch Abwaschungen aus Gesteinen wie Dolomit oder Magnesit in die Gewässer, aber auch durch seine Verwendung in der chemischen Industrie, sowie als Bestandteil von Viehfutter und Düngemitteln (<http://www.lenntech.de/pse/wasser/magnesium/magnesium-und-wasser.htm>).

Es ist ebenso wie Calcium mitverantwortlich für die Härte von Wasser (Pohling, 2015).

Natrium, das in Form von gelöstem NaCl in tierischen und menschlichen Zellen vor kommt, ist ein wichtiges Bioelement.

Die relativ hohen Natrium-Konzentrationen in Gewässern sind größtenteils natürlichen Ursprunges. Natrium ist das sechsthäufigste Element in der Erdkruste (Salzlagerstätten, silicatische Mineralien) und kann aufgrund seiner guten Löslichkeit leicht ausgewaschen werden. Natrium kann außerdem durch Abwässer der Kaliindustrie sowie Abschwemmungen von Streusalz in die Gewässer gelangen (Worch, 1997, S. 83-84).

Kalium ist ein wichtiger Pflanzennährstoff, der für die Regulierung des Wasserhaushaltes der Pflanzen verantwortlich ist.

Kalium-Ionen in natürlichen Gewässern stammen aus der Verwitterung von kaliumhaltigen Silicaten, wie Kalifeldspaten. Anthropogen gelangt Kalium vor allem durch die Abschwemmung von Kalidüngemitteln und aus der Kali-Industrie ins Wasser (Kölle, 1994, S. 131-134).

Das molare Natrium/Kalium- Verhältnis in Süßwässern liegt bei 3 bis 10. Dies liegt daran, das Kalium stärker an Bodenbestandteile binden kann und in Gesteine selektiv eingebaut werden kann (Worch, 1997, S. 84-85).

1.2.7. Stickstoffspezies (Ammonium, Nitrat, Nitrit)

Stickstoff kommt in vielen organischen Verbindungen wie den Aminen, Amiden, Aminosäuren und somit in Peptiden, Proteinen und Nukleinsäuren, aber auch im Harnstoff vor. Diese gelangen mit industriellen Abwässern, Düngemittelaus-

waschungen und Sickerwässern ins Gewässer. Im Zuge des natürlichen Stickstoffkreislaufes werden diese tierischen und pflanzlichen Überreste in Ammonium abgebaut. (Pohling, 2015).

Ammonium wird anschließend von nitrifizierenden Bakterien unter dem Verbrauch von Sauerstoff leicht zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation), wobei als Zwischenprodukt Nitrit entsteht (Sigg, Stumm, 2011; S. 416-422). Bereits ab einer Ammonium-Konzentration von 0,1 mg/L spricht man von leicht verschmutzten Gewässern (Pohling, 2015).

In sauerstoffarmen Bereichen eines Gewässers kann es außerdem zu einer Denitrifikation kommen. Dabei kann Nitrat zu Nitrit, Ammonium sowie elementarem Stickstoff reduziert werden (Schönborn, 2003, S. 150-151).

Das bei vollständiger Oxidation entstehende Nitrat, ist in hohen Konzentrationen nicht unwesentlich für ein erhöhtes Algenwachstum verantwortlich, wodurch es zur Algenblüte und schließlich zu einer Eutrophierung des Gewässers kommen kann. Bedroht sind hierbei vor allem langsam fließende Bäche. Nitrat kann vom Sediment weder absorbiert noch adsorbiert werden, es verbleibt also solange im Wasser bis es in den Stickstoffkreislauf rückgeführt wird (Pohling, 2015).

1.2.8. gelöster Stickstoff (DN)

Der gelöste Stickstoff ist ein Summenparameter, der, in Kombination mit einer Analyse der anorganischen Stickstoffspezies, Auskunft über die Art des im Gewässer vorkommenden Stickstoffes geben kann.

Er umfasst also den gesamten in einem Gewässer gelösten Stickstoff (Dissolved Nitrogen). Dieser unterteilt sich in den gelösten anorganischen Stickstoff, wozu die Verbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat gehören und den gelösten organischen Stickstoff. Hierzu zählt man Verbindungen wie Harnstoff, freie und gebundene Aminosäuren, Huminstoffe und Biopolymere wie zum Beispiel Proteine (Nitrolimit, 2016).

1.2.9. Chlorid

In natürlichen Gewässern ist Chlorid das am häufigsten anzutreffende Anion. Obwohl Chlorid ein essentieller Nährstoff für Mensch, Tier und Pflanze ist, führen zu hohe Konzentrationen zu Schädigungen der Organismen im Süßwasser (Pohling, 2015 S.88-90).

Erhöhte Chlorid-Konzentrationen in Fließgewässern ergeben sich vor allem durch das Ausbringen von Streusalz, wobei es durch den verzögerten Weitertransport mitunter nicht nur im Winter zu erhöhten Chlorid-Konzentrationen kommen kann. Die ausgesprochen gute Löslichkeit von Chlorid, sowie eine mikrobielle Chlorierung des organischen Materials im Boden und möglicherweise Sorptionsprozesse im Boden, spielen hierbei eine Rolle (Bmlfuw, 2014).

1.2.10. Phosphat

In natürlichen Gewässern findet sich Phosphor nur in Form von Phosphat, oder auch also gebundenes organisches Phosphat. Dieses kann entweder gelöst oder als Schwebstoff, der aus tierischen und pflanzlichen Rückständen entstanden ist, vorkommen (Pohling, 2015).

Phosphor ist ein für alle Lebewesen essentielles Element. Vor allem beim Knochenaufbau und als Bestandteil der DNA spielt Phosphor eine wichtige Rolle (Kölle, 1994 S.182). Verglichen mit Stickstoff und dessen Verbindungen finden sich in Gewässern relative geringe Phosphat-Konzentrationen. Aus diesem Grund gilt Phosphor als limitierender Faktor der Primärproduktion in Süßwasser-Gewässern (Schönborn, 2003, S. 152).

Hauptverantwortlich für Gewässerbelastungen durch Phosphat sind häusliche Abwässer, da in Waschmitteln teils beträchtliche Mengen an Phosphat enthalten sind. Diese dienen in Form von Komplexbildnern zur Enthärtung des Waschwassers. Weitere Quellen stellen aus landwirtschaftlichen Flächen ausgewaschene Düngemittel, sowie Industrieabwässer dar (Pohling, 2015 S. 220-222).

1.2.11. Sulfat

Schwefel, der wie Phosphor und Stickstoff ein essentielles Element ist, kommt in Gewässern hauptsächlich in Form von anorganischem Sulfat vor. Dabei können die Konzentrationen je nach geologischer Formation und infolge von Umweltbedingungen stark schwanken (Pohling, 2015, S. 301-303).

Sulfat gelangt auf natürlichem Wege aufgrund seiner hohen Löslichkeit aus gips haltigen Gesteinsschichten in die Gewässer (Schönborn, 2003, S. 153-154).

Anthropogene Verunreinigungen von Oberflächengewässern ergeben sich oft durch das Einleiten von Haushalts- und Industrieabwässern, sowie dem Eintritt von Saurem Regen in die Gewässer. Dieser entsteht, wenn beim Verbrennen von schwefelhaltiger Kohle oder Öl Schwefeldioxid in die Atmosphäre gelangt, welches anschließend mit dem Wasser des Regens zu Schwefelsäure reagiert. Außerdem kommt es auch durch Auswaschung von Sulfat-haltigen Mineraleinträgen zu Einträgen in die Gewässer (Pohling, 2015, S. 301-303).

1.2.12. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff (dissolved organic carbon) gehört als Teil des „total organic carbon“ zu den Kohlenstoff-Summenparametern und fasst die Gesamtheit der im Gewässer befindlichen gelösten organischen Kohlenstoff-Verbindungen zusammen.

Die Zusammensetzung des DOC ist äußerst komplex, wobei den überwiegenden Teil die Huminstoffe ausmachen, die als Endprodukt beim mikrobiellen Abbau von biogenem organischen Material entstehen. Die Hauptvertreter der Huminstoffe sind die Polymere Humin- und Fulvinsäuren. Diese hochmolekularen Substanzen spielen eine wichtige Rolle bei der Komplexbildung in Gewässern. Schwermetalle, sowie viele Spurenelemente zeigen eine geringe Wasserlöslichkeit und würden so im Gewässer ausgefällt werden (Sommer, 2008).

In natürlichen mitteleuropäischen Fließgewässern liegen die DOC-Konzentrationen zwischen 1 und 10 mg/L. Diese Konzentrationen können jedoch stark schwanken und werden besonders durch anthropogene Einträge, stark erhöht (Sigg, Stumm, 2011, S. 408-412).

Der DOC umfasst alle im Wasser gelösten organischen Substanzen, die durch

ein 0,45 µm Membranfilter nicht zurückgehalten werden. Dazu gehören alle Verbindungen des Kohlenstoffes, ausgenommen Grafit, Kohlendioxid und Kohlensäure, also vor allem Proteine, Kohlenhydrate und Huminstoffe. Diese Verbindungen sind von besonderer Bedeutung, da sie organische Umweltchemikalien binden können (Fent 2007, S. 96).

Der Gehalt an gelöstem Kohlenstoff hängt stark von den geographischen Gegebenheiten und der Jahres-/ Tageszeit ab. In Oberflächengewässern stammt oftmals ein erheblicher Teil aus anthropogenen Quellen, wie dem Eintrag von Abwässern.

2. Zielsetzung der Arbeit

Da die Schwechat bereits in einigen vorangegangenen Arbeiten am Institut für Anorganische Chemie der Uni Wien untersucht worden ist und dabei eine Belastung mit Quecksilber festgestellt werden konnte, sollte im Zuge dieser Arbeit geklärt werden, ob der, besonders nach dem Zusammenfluss von Triesting, Mödling und Schwechat, erhöhte Gehalt an Quecksilber aus den Zuflüssen stammen kann.

Im Zuge der Untersuchungen sollte der Gehalt der diskutierten Schwermetalle in Sediment, Wasser und Biofilm bestimmt werden.

Hierfür sollten über 4 Monate hinweg in regelmäßigen Abständen von etwa 2 Wochen, Proben von Wasser, Sediment und Biofilm, an 8 verschiedenen Probenahmeorten entnommen und auf ihren Schwermetallgehalt untersucht werden. Zu den untersuchten Schwermetallen gehören neben Quecksilber auch Zink, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer und Nickel.

Um eine genaue Charakteristik der Flüsse zu gestatten, mussten außerdem die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter bestimmt werden. Hierfür wurden für jeden Probenahmestandort die Temperatur, die Leitfähigkeit, der pH-Wert, sowie der gelöste organische Kohlenstoff und der gesamte gelöste Stickstoff bestimmt. Des weiteren sollten die Konzentrationen der wichtigsten Anionen und Kationen bestimmt werden. Dazu gehören: Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Ortho-Phosphat (PO_4^{3-}), Chlorid (Cl^-). Außerdem wurde noch das Säurebindungsvermögen der Wasserproben, sowie der organische Anteil des Sediments bestimmt.

Die Ergebnisse der Arbeit sollten neue Erkenntnisse über die Schwermetallbelastungen der einzelnen Zuflüsse bringen, von denen manche im Zuge dieser Arbeit zum ersten Mal untersucht worden sind und auch Auskunft über mögliche Quellen der Quecksilberbelastung der Schwechat liefern.

3. Materialien und Methoden

3.1. Das Untersuchungsgebiet

3.1.1. Schwechat

Die Schwechat ist ein in etwa 70 km langer Fluss im östlichen Niederösterreich, der von Alland über Baden nach Schwechat fließt, wo er schließlich in die Donau mündet.

Die Schwechat entspringt am Schöpfl und wird aus mehreren kleinen Bächen (Großkrottenbach, Riesenbach, Lammeraubach, Kleinkrottenbach, Agsbach und Hainbach) gebildet, die in Klausen-Leopoldsdorf zusammen fließen. Bevor die Schwechat in Mannswörth in die Donau fließt, wird sie von 3 Zubringerflüssen gespeist, nämlich der Liesing, der Triesting und dem Mödlingbach, sodass ein Strom mit enormen Wassermassen entsteht. Mit 209 km² ist das Einzugsgebiet der Schwechat das größte aller Wienerwaldbäche (Wanderland, 2016).

Während ihres Verlaufes durchschneiden die Schwechat und ihre Zuflüsse drei völlig verschiedene geologische Zonen. Während sich die Quellbäche, sowie der Oberlauf im südlichen Wienerwald befinden, wo 2 völlig verschiedene Gesteinszonen aufeinander treffen, durchziehen Mittel- und Unterlauf das Wiener Becken, welches aus einer Kalkalpenzone und einer Flysch-Sandsteinzone besteht (Starmühlner, 1969).

Seit erstmals 1954-1957, von Dr. Ferdinand Starmühlner, wurde die Schwechat bereits oftmals limnologisch untersucht und ist aus diesem Grunde eines der am besten untersuchten Gewässer in Österreich. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf den Unterlauf der Schwechat gelegt, da diese ab Mödling industriell genutzt wird (Starmühlner, 1969).

3.1.2. Triesting

Die Triesting ist ein südwestlicher Nebenfluss der Schwechat, welcher in Achau zusätzlich zur Mödling, in diese mündet, nahe der Klammhöhe entspringt und eine Gesamtlänge von 60 km aufweist. Früher gab es entlang der Triesting eine Vielzahl von industriell genutzten Wehren und Werkskanälen. Heute finden sich nur noch in Dornau und am Betriebsgelände der Berndorf AG Wehranlagen, sowie ein Kleinkraftwerk an der Leobersdorfer Ortsumfahrung. Da die Triesting bei längerem Regen stark anschwellen kann und es somit immer wieder zu Hochwasser kam, wurde die Triesting an mehreren Stellen reguliert. In Leobersdorf zum Beispiel wurde ein Hochwasserschutzkanal erbaut (AEIOU, 2016).

3.1.3. Mödling/Mödlingbach

Die Mödling, auch Mödlingbach genannt, ist ein in etwa 30 km langer Zubringer der Schwechat, der am Winkelberg im Wienerwald entspringt. Nachdem sie zuvor noch vom Wiener Neustädter Kanal gespeist wird, mündet sie schließlich in Achau in die Schwechat. Das im Gemeindegebiet besonders stark regulierte Flussbett der Mödling wird seit Anfang der 90er vermehrt revitalisiert, rückgebaut und verbreitert. Entlang der Mödling siedelten sich bereits vor langer Zeit einige Mühlen, die zum Mahlen von Getreide aber auch zum Antreiben von Sägewerken, genutzt wurden, an (Wanderland, 2016).

3.2. Probenahmestellen

Es wurde versucht, alle Zuflüsse der Schwechat im südlichen Niederösterreich, nämlich die Mödling, die Triesting und den Triestingerkanal einmal in einiger Entfernung, einmal kurz vor dem Zusammenfluss und die Flüsse Mödling und Schwechat auch jeweils einmal nach Zusammenfluss mit der Schwechat zu beproben. Dabei mussten Probenahmestellen gefunden werden, an denen der Zugang zum Fluss möglich war.

In der folgenden Abbildung sind die Standorte der verschiedenen Probenentnahmestellen abgebildet:

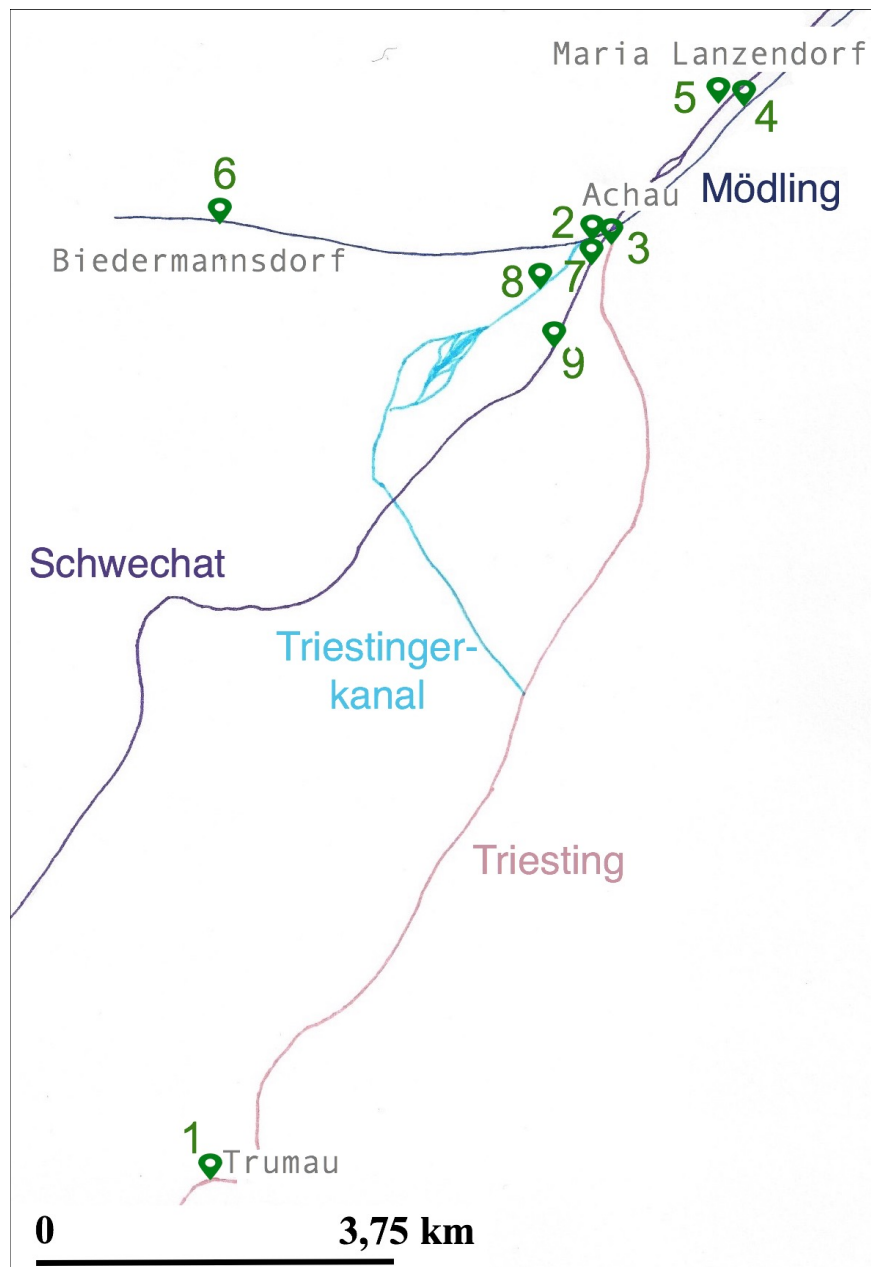


Abbildung 2: Die Probenentnahmestellen Triesting/Trumau (1) -TRU , Schwechat/Achau (2) -ASC, Triesting/Achau (3) -ATR , Mödling/Maria Lanzendorf (4) -MMÖ, Schwechat/Maria Lanzendorf (5) -MSC, Mödling/Biedermannsdorf (6) -BMF, Mödling/Achau (7) -16MÖ, Triestingkanal/Achau (8) -16KA, Schwechat/Achau (9) -16SC

In nachfolgender Tabelle sind alle Probenahmestellen inklusive der in der Arbeit verwendeten Abkürzungen angeführt:

Standort		Abkürzung
Triesting/Trumau	1	TRU
Schwechat/Achau	2	ASC
Triesting/Achau	3	ATR
Mödling/Maria Lanzendorf	4	MMÖ
Schwechat/Maria Lanzendorf	5	MSC
Mödling/Biedermannsdorf	6	BMF
Mödling/Achau B16	7	16MÖ
Triestingerkanal/Achau B16	8	16KA
Schwechat/ Achau B16	9	16SC

Tabelle 2: Probenahmestandorte + Abkürzungen

3.2.1. Beschreibung der einzelnen Probenahmestellen

Nachfolgend findet sich eine Auflistung und Beschreibung, der zur Untersuchung ausgewählten Probenahmestellen.

1. Triesting/Trumau (47° 59' 26.7“ N; 16° 20' 26.3“ E): Die erste Probenahmestelle befindet sich im Mittellauf der Triesting etwa 11 km entfernt von der Einmündung in die Schwechat.



Abbildung 3: Probenentnahmestelle Triesting/Trumau

2. Schwechat/Achau (48° 04' 48.0" N; 16° 23' 52.6" E): Dieser Standort befindet sich kurz vor dem Zusammenfluss von Schwechat/ Mödling und Triesting.



Abbildung 4: Probenentnahmestelle Schwechat/Achau

3. Triesting/Achau ($48^{\circ} 04' 47.4''$ N; $16^{\circ} 23' 58.9''$ E): An dieser Probenentnahmestelle, kurz vor dem Zusammenfluss von Mödling und Schwechat wurde das Wasser mittels eines Wehres gestaut .



Abbildung 5: Probenentnahmestelle Triesting/Achau

4. Mödling/Maria Lanzendorf ($48^{\circ} 05' 23.0''$ N; $16^{\circ} 25' 01.8''$ E): Dieser Standort befindet sich etwa eineinhalb Kilometer nach dem Zusammenfluss von Mödling/Schwechat und Triesting.



Abbildung 6: Probenentnahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf

5. Schwechat/Maria Lanzendorf ($48^{\circ} 05' 24.3''$ N; $16^{\circ} 24' 52.5''$ E): Auch dieser Standort befindet sich etwa eineinhalb Kilometer vom Zusammenfluss von Mödling/Schwechat und Triesting entfernt und liegt inmitten eines kleinen Industriegebietes.



Abbildung 7: Probenentnahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf

6. Mödling/Biedermannsdorf ($48^{\circ} 04' 48.2''$ N; $16^{\circ} 20' 54.8''$ E): Dieser Probenentnahmestandort befindet sich in einer ruhigen Seitenstraße von Biedermannsdorf, in der Nähe des dortigen Friedhofes.



Abbildung 8: Probenentnahmestelle Mödling/Biedermannsdorf

7. Mödling/Achau (48° 04' 43.6" N; 16° 23' 23.3" E): Dieser Standort befindet sich in Achau an der B16, inmitten einer Kleingartenanlage und rund 700 Meter vor Einfluss der Triesting in die Mödling.



Abbildung 9: Probenentnahmestelle Mödling/Achau

8. Triestingkanal/Achau (48° 04' 20.1" N; 16° 23' 05.0" E): Diese Probenahmestelle befindet sich auch entlang der B16 und ist nur wenige hundert Meter von der vorigen Probenahmestelle entfernt. Auch hier finden sich im näheren Umkreis einige Kleingärten.



Abbildung 10: Probenentnahmestelle Triestingkanal/Achau

9. Schwechat/Achau (48° 03' 55.2" N; 16° 22' 55.3" E): Auch dieser Standort befindet sich entlang der B16 und ist einige hundert Meter von der vorigen Probenahmestelle entfernt. Sie liegt inmitten von landwirtschaftlich genutzten Flächen.



Abbildung 11: Probenentnahmestelle Schwechat/Achau

3.3. Probenentnahme

Im Zeitraum von Anfang April bis Mitte Juli 2015 wurden im Abstand von jeweils circa zwei Wochen an neun Probenahmestellen Wasser, Biofilm und jeweils doppelte Proben vom Sediment genommen, wobei nicht immer an jeder Probenahmestelle Biofilmproben entnommen werden konnten. Die zum Probentransport verwendeten Gefäße wurden zuvor im Labor mit 2% HNO₃ und Millipore - Wasser gewaschen. Während des Transportes wurden alle Proben in einer Kühlbox gelagert um sie vor Licht zu schützen und sie gekühlt zu halten.

3.3.1. Allgemeine Wasserparameter

Die Bestimmungen der Temperatur [°C], des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit [μ S/cm] sowie dem Sauerstoffgehalt [mg/L] und der Sauerstoffsättigung [%] wurden vor Ort mithilfe von portablen Messgeräten (VWR) durchge-

führt. Dazu wurde in einem Plastikmessbecher, der mehrmals mit Flusswasser gespült wurde, etwas Flusswasser entnommen.

Zur späteren Bestimmung von Nitrit, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Sulfat, Chlorid, Säurebindungsvermögen und „Dissolved Organic Carbon“ im Labor wurden vor Ort 250 ml nicht angesäuerte, mittels Handpumpe durch ein 0,2 µm Celluloseacetat-Filter, filtrierte Wasserproben entnommen.

Außerdem wurden zur späteren Bestimmung der Kationen Kalium, Natrium, Calcium und Magnesium mittels Flammenabsorptionsspektroskopie rund 50 ml mit 0,5 ml HNO₃ (69% TraceSELECT Fluka) angesäuerte, filtrierte Proben genommen.

3.3.2. Bestimmung der Schwermetalle

Wasser

Zur Bestimmung des Quecksilbergehaltes im Wasser konnte ebenfalls, die vor Ort entnommene, nicht angesäuerte und durch ein 0,2 µm Celluloseacetatfilter filtrierte Probe, verwendet werden.

Sediment

An jeder Probenahmestelle wurden zwei Sedimentproben mit einem Plastiklöffel entnommen, wobei darauf geachtet wurde, dass die zwei Probenahmestellen sich in einiger Entfernung befanden und dass hauptsächlich feinkörniges Sediment entnommen wurde. Die Proben wurden in Zentrifugenröhrchen (VWR) gefüllt und vollständig mit Flusswasser bedeckt.

Biofilm und Moose

Unter Verwendung von Nitril-Einweghandschuhen wurden 2-3 Gramm Biofilm beziehungsweise Moos entnommen und in eine PE-Weithalsflasche gegeben welche anschließend mit Flusswasser aufgefüllt wurde. Leider war nicht an jedem Probenstandort bei jeder Probenentnahme Biofilm vorhanden.

3.4. Probenvorbereitung im Labor

Für jedes Kompartiment erfolgte die Bearbeitung der Proben im Labor auf unterschiedliche Art und Weise, da die Proben in jene Form gebracht werden mussten, die für die jeweilige Messmethode geeignet ist.

3.4.1. Allgemeine Wasserparameter

Die Wasserproben wurden direkt im Anschluss weiterverarbeitet.

3.4.2. Bestimmung der Schwermetalle

Sediment

Noch am Tag der Probenentnahme wurde das überstehende Wasser von den Sedimentproben abdekantiert und die Sedimentproben anschließend auf ein Uhrglas gegeben, wobei darauf geachtet wurde, größere Sedimentbestandteile zu entfernen. Anschließend wurden die Proben für mindestens 48 h bei -21°C tief gefroren, um sie im Anschluss daran im Gefriertrockner (Christ-alpha 2-4 LD plus) zu trocknen.

Nach Beendigung des Trockenvorganges wurden die trockenen Proben in einen Mörser überführt und mittels eines Pistills homogenisiert. Danach wurden die Proben noch durch ein 1mm Stahlsieb gesiebt.

Um den Schwermetallgehalt der Sedimentproben bestimmen zu können, musste ein saurer Aufschluss durchgeführt werden. Dazu wurden je etwa 0,5 g der Trockenmasse, welche mittels einer Analysenwaage (*Mettler Toledo*) auf 4 Dezimalstellen genau bestimmt wurde, in ein zuvor gereinigtes und getrocknetes Glasaufschlussröhrchen überführt. Anschließend wurden erst 4,5 ml konzentrierte HNO₃ (69% *TraceSELECT Fluka*) dazu getropft. Nachdem die Proben aufgehört hatten zu schäumen, kamen anschließend noch 4,5 ml Milipore-Wasser und 1 ml Wasserstoffperoxid (30% *TraceSELECT Fluka*) dazu. Bevor die Proben so etwa 2 Stunden bei 130°C im Thermoblock geleached werden konnten, mussten die Aufschlussröhrchen noch mit langen Luftkühlern versehen werden. Nach dem Abkühlen wurden die erhaltenen Aufschlüsse, inklusive der

Sedimentrückstände, in einen 20 ml Messkolben überführt, welche im Anschluss daran mit Milipore-Wasser auf 20 ml aufgefüllt wurden. Danach wurden die Proben mittels Spritzenvorsatzfilter (*0,2 µm Teflon, VWR*) in ein Zentrifugenröhrchen filtriert. Mittels der so erhaltenen Aufschlüsse wurde direkt im Anschluss danach der Quecksilber-Gehalt des Sediments mittels Kaltdampf-Atomabsorptionsspektroskopie bestimmt. Die Konzentrationen aller anderen Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Blei, Cadmium, Chrom und Nickel wurden zu einem späteren Zeitpunkt bestimmt.

Mithilfe der getrockneten Probe konnte im Zuge der Analysen außerdem der organische Anteil des Sediments (LOI) bestimmt werden (siehe Seite 51).

Biofilm und Moose

Die Biofilm und Moosproben wurden mehrmals mit destilliertem Wasser (Milipore-Wasser) durchgespült und anschließend analog zu den Sedimentproben auf einem Uhrglas gefriergetrocknet. Auch alle weiteren Schritte erfolgten analog zum Aufschluss der Sedimentproben, mit dem Unterschied, dass hier nur 0,2 g der Trockenmasse eingewogen wurden.

3.5. Chemische Analyse

3.5.1. Atomabsorptionsspektroskopie

3.5.1.1. Grundlagen

Die Atomspektroskopie hat sich in der Analytischen Chemie sowohl als quantitative als auch als qualitative Analysenmethode etabliert. Die Grundlage bildet dabei die Wechselwirkung von elektromagnetischer Strahlung und isolierten Atomen, was mit einer Anregung der äußeren Elektronen verbunden ist (Cammann 2001, S. 4/7).

Aufgrund der niedrigen Nachweisgrenze, der hohen Selektivität und Zuverlässigkeit zählt die AAS zu den Methoden der Elementspurenanalytik, die am leis-

tungsfähigsten sind. Zu ihren großen Vorteilen zählen außerdem das schnelle Analyseverfahren sowie der einfache Aufbau (Böcker 1997, S.215).

Ein AAS-Gerät besteht im Normalfall aus einer Hohlkathodenlampe, die das Licht des zu bestimmenden Elements emittiert und eine Anregung der freien Elektronen ermöglicht, einem Atomisator, der die zugeführte Probe verdampft und in ihre Atome zerlegt, einem Monochromator, der störende Signale ausblendet, sowie einem Detektor, der die Atomlinien des Elementes registriert (Otto 2003, S.190).

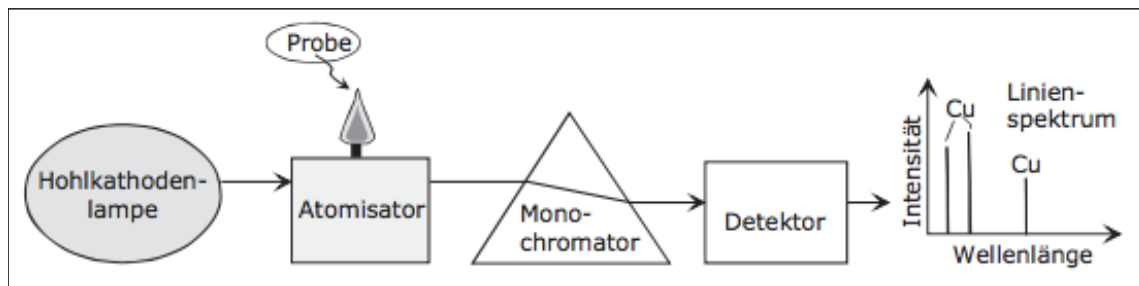


Abbildung 12: Prinzipieller Aufbau eines AAS-Gerätes (Gey 2015, S. 250) (mit freundlicher Genehmigung des Autors)

Zu unterscheiden sind dabei, je nach Atomisierung, die Flammen- Atomabsorptionsspektroskopie (F-AAS), die Graphitrohrtechnik (GF-AAS) , die Hydrid- sowie die Kaltdampf-Atomabsorptionsspektroskopie (CV-AAS) (Gey 2015, S. 251).

Möchte man, so wie in unserem Falle, eine quantitative Analyse durchführen, misst man die Absorption des Lichtes bei einer Linie, die Auskunft über die spezifische Elementkonzentration gibt. Die Grundlage für die Berechnung der Konzentration des Analyten in der Probe aus der Absorption stellt das Lambert-Beer'sche Gesetz dar (Otto 2003, S. 201).

3.5.1.2. Kaltdampf- AAS

Die Kaltdampf-Atomabsorptionsspektroskopie ist ein Verfahren zur Detektion von Quecksilber, welches aufgrund der hohen Empfindlichkeit, der niedrigen Kosten und der Automatisierbarkeit der Probengebung weit verbreitet ist.

Da Quecksilber, ein hoch toxisches Element, in vielen Lebensbereichen vor-

kommt, ist es von Bedeutung geworden, Analysen bis in den ng/L durchführen zu können. Da hierfür weder die Flammen- noch die Graphitrohr-AAS geeignet sind hat sich hier die Methode der Kaltdampf-AAS etabliert (Böcker 1997, S. 244).

Der Name Kaltdampftechnik kommt daher, dass nicht, wie in den anderen Atomabsorptions-Verfahren, die Messzelle beheizt werden muss, da Quecksilber als einziges Metall, aufgrund seines hohen Dampfdruckes, in metallischer Form, bei Raumtemperatur, als Gas, analysiert werden kann (Gey 2015, S. 254).

Das in der Probe enthaltene Quecksilber wird hierbei mittels eines Reduktionsmittels reduziert und mit einem Inertstromgas in die Absorptionsküvette transportiert. (Cammann 2001, S.4/46).

3.5.1.3. Flammen-AAS

Im Falle einer Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie erfolgt die Überführung einer gelösten Probe in einzelne Atome, mittels einer Flamme. Dabei wird die Probe mittels eines Zerstäubers in Form von kleinen Tröpfchen in die Flamme überführt. In der Flamme wird die Probelösung zuerst verdampft, dissoziiert anschließend in freie Atome, wird ionisiert und anschließend durch die Emissionsstrahlung der Hohlkathodenlampe angeregt (Gey 2015, S. 252).

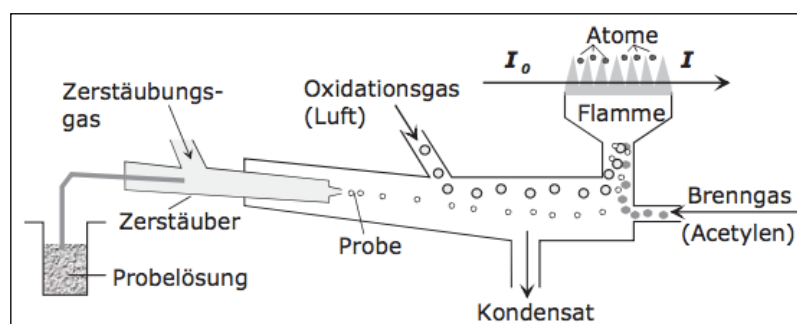


Abbildung 13: Brenner mit Zerstäuber für die F-AAS (Gey 2015, S. 252) (mit freundlicher Genehmigung des Autors)

Während des gesamten Messvorganges müssen das Brenngas und das Oxidationsgas zugeführt werden. Dabei werden je nach Analyt verschiedene Gasgemische verwendet. Ein Gasgemisch aus Acetylen und Luft, dass bei circa

2400°C eingesetzt wird, eignet sich für die meisten Elemente und ist zudem stabil und störungsarm. Schwerflüchtige Elemente wie Strontium oder Molybdän benötigen höhere Temperaturen von in etwa 3000°C und werden mithilfe eines Acetylen/Lachgas-Gemisches analysiert (Otto 200, S. 194).

Die Flammen-AAS ist eine einfach zu handhabende Technik, die leicht automatisierbar ist und eine geringe Störungsanfälligkeit, aber hohe Robustheit, aufweist. Nachteilig zeigt sich die relativ geringe Empfindlichkeit, sowie die geringe Zerstäubereffizienz (Caman 2001, S.4/38).

Die Flammen-AAS wurde zur Bestimmung der Kationen Natrium, Magnesium, Calcium und Kalium in den Gewässerproben sowie zur Bestimmung des Zink-Gehalts der Sediment- und Biofilm-Aufschlüsse verwendet.

3.5.1.4. Graphitrohr- AAS

Bei der Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie erfolgt die Atomisierung in einem Kohlerohrfen, welchen man als Graphitrohrküvette bezeichnet. Das Graphitrohr hat eine Länge von 30-50 mm und einen Durchmesser von 10 mm (Otto 2006, S. 198).

Mit einer Mikroliterspritze wird die Probe mit einem vollautomatischen Probegeber in die obere Öffnung des Graphitrohrs dosiert, welches in einem Metallblock steckt und mittels Anlegen einer Spannung erhitzt werden kann. Damit das Rohr bei den hohen Temperaturen von bis zu 3000°C nicht verbrennt, wird in einer Argon-Schutzgas-Atmosphäre gearbeitet.

Das Verdampfen und Atomisieren in der Graphitrohr-AAS erfolgt nicht wie in der Flammen-AAS nahezu gleichzeitig, sondern in getrennten Schritten. Zuerst wird die Probe getrocknet und durch Veraschung in eine für die Verdampfung geeignete Form überführt. Anschließend wird bei hohen Temperaturen von bis zu 3000°C atomisiert. Nach jedem Analysenschritt wird das Rohr außerdem ausgeheizt (Gey 2015, S. 253). Nachfolgend angeführt eine Grafik zur Veranschaulichung der Temperaturprogrammierung der GV-AAS.

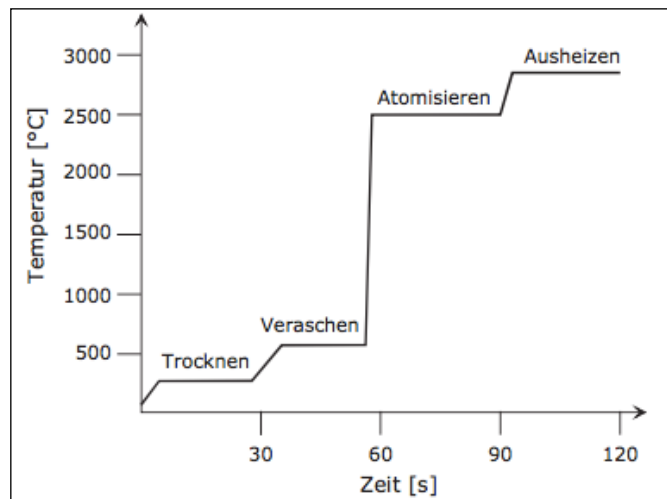


Abbildung 14: Temperaturprogrammierung einer Graphitrohrküvette (Gey 2015, S. 253) (mit freundlicher Genehmigung des Autors)

Die großen Vorteile der Graphitrohr-Technik liegen in der um 3-5 Zehnerpotenzen niedrigeren Nachweisgrenze als bei der Flammen-AAS, sowie in der hohen Empfindlichkeit. Nachteilig sind, zum Einen die hohen Anschaffungskosten des Gerätes und die hohen Kosten der Einzelmessungen und zum Anderen, dass die Graphitrohr-AAS um einiges zeitaufwändiger und störungsanfälliger ist, als die F-AAS.

3.5.2. Allgemeine Wasserparameter

3.5.2.1. Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt

Wie bereits beschrieben, wurden die physikalisch-chemischen Parameter Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt direkt vor Ort mittels portabler Analysengeräte bestimmt.

3.5.2.2 DOC-Messung, DN-Messung

Mithilfe des verwendeten TOC-V, *Total Organic Carbon Analysator der Firma Shimadzu*, wurde der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) mittels der direkten Methode bestimmt. Dies erfolgte am Tag der Probenentnahme.

Die Analyse erfolgte vollautomatisch. Bei diesem Verfahren werden die zuvor

filtrierten Proben mit HCl angesäuert und anschließend im Analysator mit synthetischer Luft ausgeblasen, um das in der Probe enthaltene Kohlendioxid zu entfernen. Danach erfolgt eine katalytische Oxidation bei 720°C. Dabei wird der gelöste Kohlenstoff zu Kohlendioxid verbrannt und mittels einer Infrarotspektroskopie detektiert (Cammann 2001, S.10/12).

Parallel zum DOC wurde auch der gelöste Stickstoff (DN) gemessen. Hierbei wird das bei der katalytischen Oxidation freiwerdende Stickstoffmonoxid mit Ozon zu NO₂* umgesetzt. Dies ermöglichte eine anschließende Detektion der freiwerdenden Lichtquanten mittels einer Chemolumineszenz- Messung (Shimadzu, 2001).

3.5.2.3. Säurebindungsvermögen

Zur Bestimmung des Säure-Binde-Vermögens wurden je 50 ml der filtrierten Wasserproben mit einer 0,1M HCl (*TraceSELECT Fluka*) in 100µl-Schritten titriert. Parallel dazu wurde bei jeder Zugabe der pH-Wert mittels eines pH-Meters (*pH100, SI-Analytics, VWR*) verfolgt. Im Anschluss daran wurde je eine Titrationskurve gezeichnet. Der bei pH=4,3 abgelesene Verbrauch an HCl mal zwei entspricht dem Säure-Bindungsvermögen in meq/L (Wetzel, Likens, 1991, S.115).

3.5.2.4. Stickstoffpezies, Sulfat, Chlorid und Phosphat

Die Analysen der Stickstoffspezies, sowie Phosphat in den filtrierten Wasserproben wurden noch am Tag der Probenentnahme durchgeführt und erfolgten mittels dem *Photometer Merck SQ 118* und den dafür vorgesehenen Reagenziensets der Firma *Merck* (Spectroquant).

Vor jedem Messgang musste ein elementspezifischer Blank hergestellt werden, der aus Millipore-Wasser und den jeweiligen Reagenzien bestand.

Nachfolgend die verwendeten Reagenziensätze der Firma *Merck*:

- NH₄⁺: Spectroquant-Testnummer: 1.14752.0001/1.14752.0002

- NO_3^- : Spectroquant-Testnummer: 1.14773.0001
- NO_2^- : Spectroquant-Testnummer: 1.14776.0001/1.14776.0002
- PO_4^{3-} : Spectroquant-Testnummer: 1.14848.0001/1.14848.0002

Die Konzentrationen von Sulfat und Chlorid wurden ebenfalls mithilfe der filtrierten Proben ermittelt. Hierbei erfolgte die Analyse mit dem UV-/VIS- Spektrometer *Perkin Elmer- UV-/VIS-Spektrometer Lambda 35*. Auch hierfür wurden die Reagenziensets der Firma *Merck* (Spectroquant) verwendet.

Die verwendeten Reagenziensets der Firma Merck:

- SO_4^{2-} : Spectroquant-Testnummer: 1.01812.0001
- Cl^- : Spectroquant-Testnummer: 1.14897.0001/1.14897.0002

3.5.3. Kationen - Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium

Die Bestimmung der im Oberflächengewässer gelösten wichtigen Kationen (Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium) wurden mittels Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie (F-AAS) bestimmt.

Die Analysen erfolgten mithilfe des *Analyst 200 der Firma Perkin Elmer*.

Für jedes Element musste vor der Messung eine Kalibrierung durchgeführt werden, welche mithilfe von Verdünnungen der Standardlösungen der Firma Fluka erfolgte. Die Kalibrierkurve bestand dabei aus fünf Messpunkten, inklusive dem Blindwert und musste einen Korrelationsfaktor von größer als 0,995 aufweisen. Für jedes Element wurde ein bestimmter Kalibrierbereich und eine bestimmte Wellenlänge verwendet, welche nachfolgend angeführt sind:

Element	Kalibrierbereich [mg/L]	Wellenlänge [nm]
Natrium	0,125 - 1,00	589
Kalium	0,25 - 2,0	766,49
Magnesium	0,0625 - 0,500	285,21
Calcium	2,5 - 20,0	422,67

Tabelle 3: Messbereiche F-AAS

Nachfolgend beispielhaft die Kalibrierfunktion für das Element Kalium der Flammen-AAS:

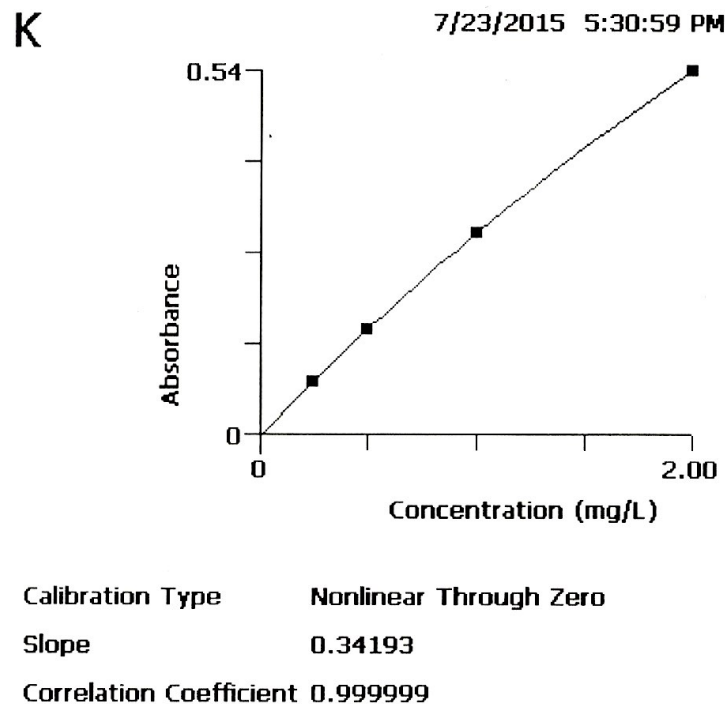


Abbildung 15: Kalibrierfunktion für das Element Kalium der Flammen-AAS

Gemessen wurde jede Probe dreimal und der daraus resultierende Mittelwert notiert. Ergaben sich daraus Konzentrationen außerhalb der Kalibrierung, so musste die Probe mit 2%iger Salpetersäure verdünnt und erneut analysiert werden.

3.5.4. Sediment und Biofilmproben

3.5.4.1. Organischer Kohlenstoff

Mittels LOI - loss of ignition, zu deutsch auch Glühverlustbestimmung, kann der Gehalt an organischer Substanz im Sediment bestimmt werden.

1g Trockensediment, welches zuvor im Gefriertrockner getrocknet worden war, wurde in einen zuvor abgewogenen Tiegel gegeben, nochmals abgewogen und anschließend circa zwei Stunden bei 550°C im Muffelofen verascht. Durch Differenzwägung nach Abkühlen der Probe konnte somit am nächsten Tag der Gehalt an organischer Substanz in %TM ermittelt werden.

3.5.4.2. Quecksilber

Der Quecksilbergehalt der einzelnen Proben wurde mittels des *FIMS 400* (Flow Injection Mercury System) der Firma Perkin Elmer, bei einer Wellenlänge von 253,7 nm gemessen. Diese Messung wurde bereits am Tag der Probenentnahme durchgeführt.

Als Carrierlösung diente circa 3%ige Salzsäure und als Reduktionsmittel wurde eine 0,2%ige Natriumborhydridlösung in 0,05%iger Natronlauge verwendet.

Vor Beginn der Analysen musste auch in diesem Falle kalibriert werden, wobei hierfür ein entsprechend verdünnter Quecksilber-Standard ($c=1000 \text{ mg/L}$) der Firma Fluka verwendet wurde. Die Kalibriergerade, welche im Kalibrierbereich von 1-10 µg/l erstellt werden musste, wurde mithilfe von mindestens 5 Messpunkten und einem minimalen Korrelationskoeffizienten von 0,9995 erstellt.

Die Kalibrierung und anschließende Messung erfolgte in etwa 30 Minuten nach Inbetriebnahme der Lampe. Auch hier wurde der aus 3 Messungen pro Probe resultierende Mittelwert notiert. Proben, deren Konzentration außerhalb des kalibrierten Bereiches lagen, mussten mit 2%iger Salpetersäure (*Trace SELECT Fluka*) verdünnt werden.

3.5.4.2 Cadmium, Kupfer, Chrom, Blei, Nickel

Die Schwermetalle Kupfer, Nickel, Cadmium, Chrom und Blei in den Aufschlüssen der Sediment- und Biofilmpuben wurden wiederum mittels Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie (GF-AAS) bestimmt.

Hierfür wurden nach Ende der Probenentnahmen je alle Proben eines Elementes, sofern möglich, an einem Tag gemessen.

Die Analysen erfolgten mithilfe des *PinAAcle™ 900Z* der Firma Perkin Elmer.

Nach einer 20 minütigen Aufwärmphase der elementspezifischen Hohlkathoden-Lampe musste, genau wie bei der F-AAS, vor Beginn der Messungen eine Kalibrierung durchgeführt werden.

Jedes Element wurde, wie nachfolgend angeführt (Tabelle 3), in einem bestimmten Kalibrierbereich und bei einer bestimmte Wellenlänge analysiert:

Element	Kalibrierbereich [$\mu\text{g/L}$]	Wellenlänge [nm]
Nickel	25-200	341,48
Chrom	0,5 - 10	357,9
Blei	0,5 - 50	283,3
Cadmium	0,25 - 2,5	228,8
Kupfer	10 - 50	324,8

Tabelle 4: Messbereiche GF-AAS

Um Hintergrundstörungen zu minimieren, wurde für die Elemente Cadmium, Kupfer und Blei ein sogenannter Modifier verwendet. Hierfür wurde für die Messung von Kupfer eine 0,1% Pd + 0,006% $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ -Lösung verwendet. Der Modifier für Cadmium und Blei war eine 1,0% $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ + 0,06% $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ - Lösung.

Die Proben wurden mithilfe eines Auto-Samplers automatisch analysiert, wobei pro Probe drei Messungen durchgeführt wurden, wovon der Mittelwert notiert wurde. Lagen die Messergebnisse außerhalb des kalibrierten Bereiches so musste mit 2%iger Salpetersäure verdünnt und erneut gemessen werden.

3.5.4.3. Zink

Die Zink-Gehalte der Biofilm und Sedimentproben wurden, wie in Punkt 3.5.1. beschrieben, mittels Flammen-AAS bestimmt.

3.5.5. Auswertung

Die Auswertung und Darstellung der Ergebnisse erfolgte mittels OS X Numbers 2015.

4. Ergebnisse

4.1. Allgemeine Wasserparameter

An neun Probenahmestellen wurden in 8 Probenentnahmen jeweils die Temperatur, die Leitfähigkeit, der pH-Wert und der Sauerstoffgehalt/-sättigung des Wassers bestimmt.

4.1.1. Temperatur

Die Temperatur schwankte im Verlauf der Probenentnahmezeit von April bis Juli 2015 zwischen 7,6 und 26,2 °C.

4.1.2. Leitfähigkeit (LF) , pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung und Säurebindungsvermögen (SBV)

Nachfolgende Tabelle zeigt für die Leitfähigkeit, den pH-Wert, den Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffsättigung, sowie das Säurebindungsvermögen die Mittelwerte, inklusive Standardabweichungen der einzelnen Standorte:

Standort	n	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	pH- Wert	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]
TRU	8	719 $\pm$ 346	8,3 $\pm$ 0,2	9,8 $\pm$ 1,6	95 $\pm$ 6	5,1 $\pm$ 0,2
ASC	8	729 $\pm$ 87	8,4 $\pm$ 0,1	9,9 $\pm$ 1,4	104 $\pm$ 16	5,2 $\pm$ 0,1
ATR	8	631 $\pm$ 17	8,4 $\pm$ 0,1	9,8 $\pm$ 1,8	97 $\pm$ 8	5,2 $\pm$ 0,2
MMÖ	8	780 $\pm$ 72	8,3 $\pm$ 0,1	10,1 $\pm$ 1,9	103 $\pm$ 9	5,1 $\pm$ 0,1
MSC	8	744 $\pm$ 52	8,3 $\pm$ 0,1	9,4 $\pm$ 1,7	91 $\pm$ 7	4,7 $\pm$ 0,1
BMF	8	1003 $\pm$ 57	8,4 $\pm$ 0,1	9,6 $\pm$ 1,6	98 $\pm$ 7	5,4 $\pm$ 0,2
16MÖ	8	1068 $\pm$ 85	8,3 $\pm$ 0,2	9,9 $\pm$ 2,7	94 $\pm$ 8	5,3 $\pm$ 0,2

Standort	n	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	pH- Wert	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]
16KA	8	647 $\pm$ 60	8,3 $\pm$ 0,1	10,2 $\pm$ 3,4	92 $\pm$ 12	4,1 $\pm$ 0,1
16SC	8	789 $\pm$ 86	8,1 $\pm$ 0,2	9,0 $\pm$ 2,9	84 $\pm$ 12	4,9 $\pm$ 0,2

Tabelle 5: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) LF, pH-Wert, Sauerstoffgehalt/-sättigung und SBV nach Standorten

4.1.3. Leitfähigkeit

Für die Leitfähigkeit konnten Werte zwischen 551 und 1573 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen werden.

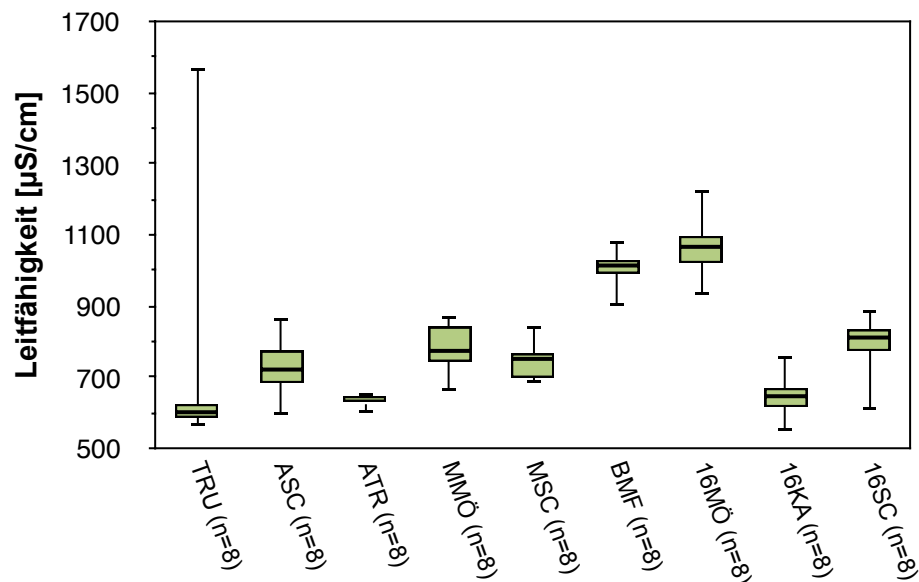


Abbildung 17: Boxplot, Leitfähigkeit der Wasserproben nach Standorten

4.1.4. pH-Wert

Die in den Flüssen gemessenen pH-Werte lagen zwischen 7,8 und 8,7 (siehe Tabelle 5).

4.1.5. Sauerstoff

An allen Probenahmestandorten waren die analysierten Werte für den im Gewässer gelösten Sauerstoff zwischen 6,1 und 15,2 mg/L. Die Sauerstoffsättigungen lagen dabei zwischen 62 und 139%.

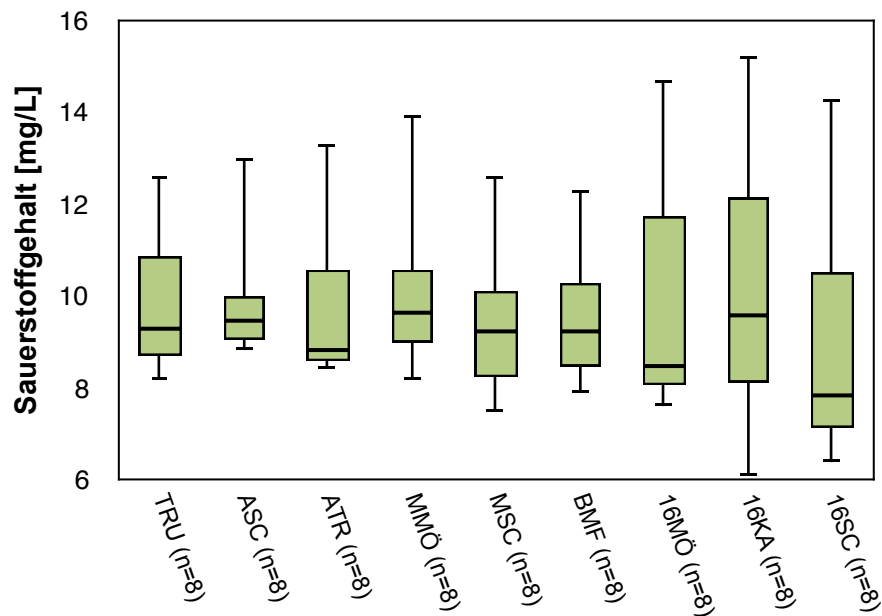


Abbildung 18: Boxplot, Sauerstoffgehalt der Wasserproben nach Standorten

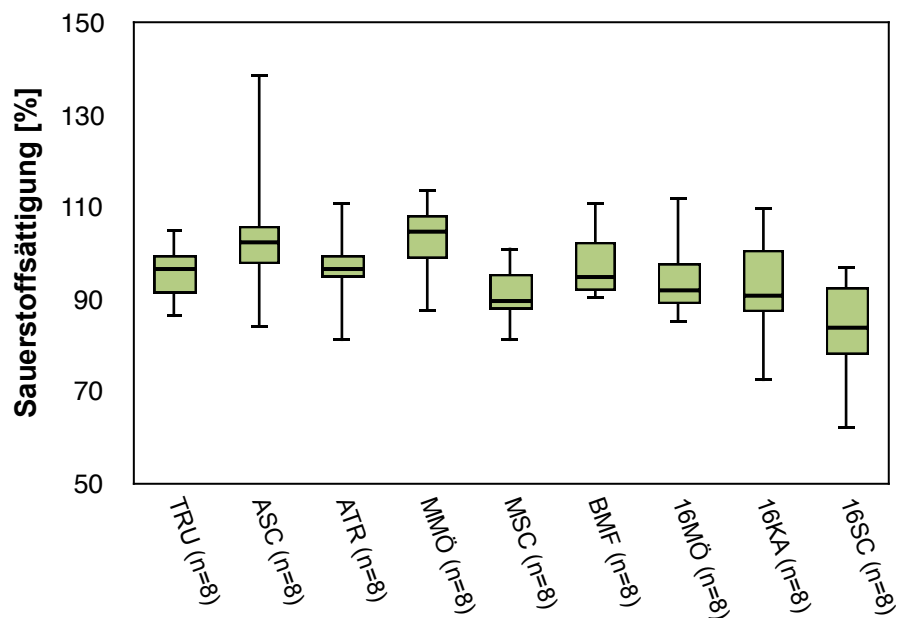


Abbildung 19: Boxplot, Sauerstoffsättigung der Wasserproben nach Standorten

4.1.6. Säurebindungsvermögen

Das Säurebindungsvermögen an allen Probenahmestandorten lag zwischen 3,9 und 5,6 meq/L.

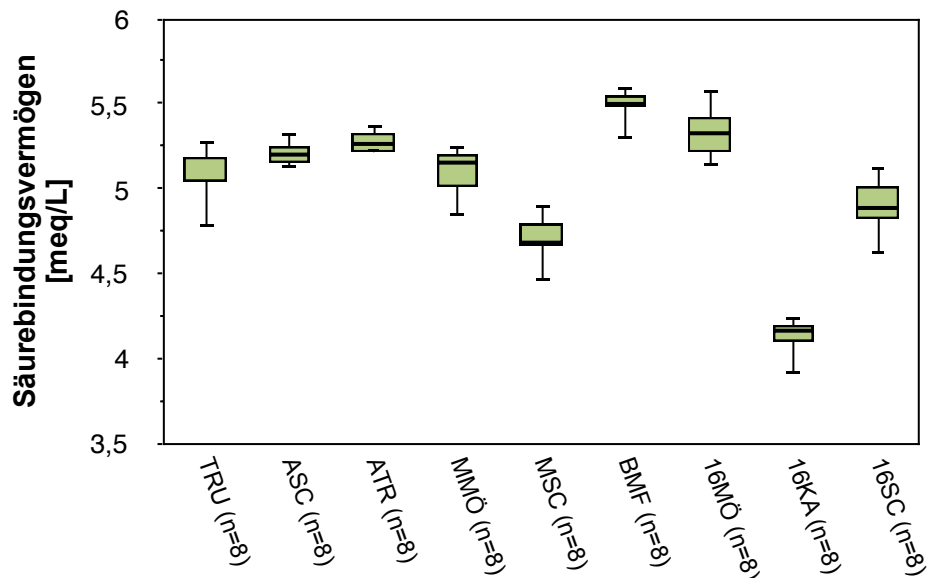


Abbildung 20: Boxplot, Säurebindungsvermögen der Wasserproben nach Standorten

4.1.7. Gelöster organischer Kohlenstoff

Bei der Bestimmung des DOC-Gehaltes des Wassers ergaben sich die in nachfolgender Tabelle zusammengestellten Werte.

Die Konzentrationen des dissolved organic carbon lagen zwischen 2,3 und 5,8 mg/L.

Standort	n	DOC [mg/L]
TRU	8	2,88 ± 0,39
ASC	8	3,22 ± 0,43
ATR	8	2,97 ± 0,33
MMÖ	8	3,38 ± 0,31
MSC	8	3,53 ± 0,38
BMF	8	3,10 ± 0,70

16MÖ	8	$5,15 \pm 0,27$
16KA	8	$3,73 \pm 0,72$
16SC	8	$4,23 \pm 0,88$

Tabelle 6: Mittelwert + Standardabweichung; DOC-Gehälter des Wassers an verschiedenen Probenorten

Graphisch wurden die Werte im nachfolgenden Boxplot dargestellt.

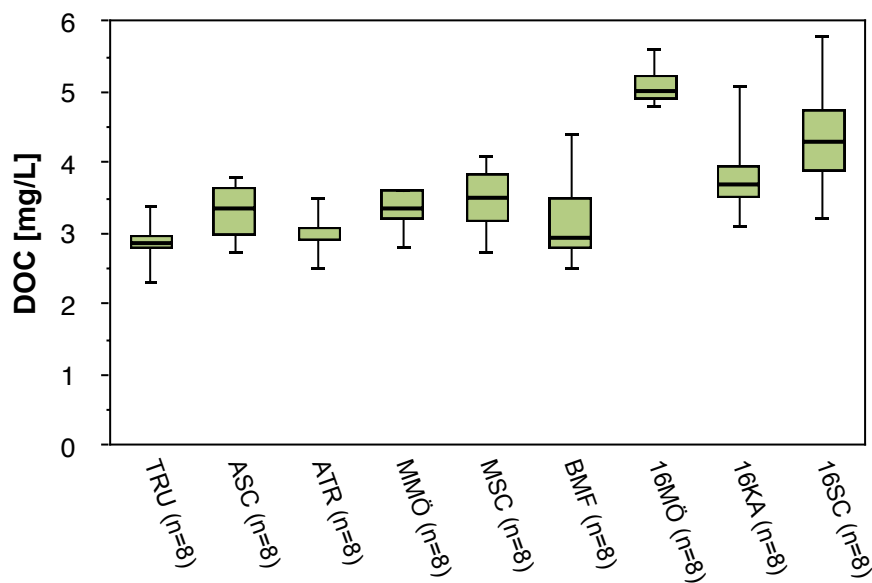


Abbildung 21: Boxplot, DOC der Wasserproben nach Standorten

4.2. Kationen (Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium)

Bei der Bestimmung der Ionen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} im Wasser, mittels Flammen-AAS ergaben sich Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung, wie in nachfolgender Tabelle aufgeführt.

Standort	n	Kalium [mg/L]	Calcium [mg/L]	Natrium [mg/L]	Magnesium [mg/L]
TRU	7	2,29 ± 0,46	77,69 ± 13,28	8,78 ± 2,12	26,31 ± 1,98
ASC	7	4,26 ± 1,22	84,18 ± 16,84	20,31 ± 9,00	28,73 ± 2,57
ATR	7	3,68 ± 2,03	79,81 ± 13,41	12,62 ± 1,51	27,07 ± 2,06
MMÖ	7	5,96 ± 2,82	85,01 ± 20,66	27,74 ± 4,41	28,65 ± 5,45
MSC	7	5,33 ± 1,31	83,36 ± 15,99	25,61 ± 3,98	25,96 ± 2,69
BMF	7	5,41 ± 1,25	111,34 ± 18,85	36,14 ± 2,69	37,56 ± 5,64
16MÖ	7	11,73 ± 2,59	104,50 ± 18,65	53,79 ± 5,17	31,68 ± 2,65
16KA	7	8,78 ± 9,61	72,19 ± 19,88	29,50 ± 9,41	21,09 ± 3,91
16SC	7	6,89 ± 1,82	86,31 ± 16,95	30,84 ± 4,71	27,13 ± 4,10

Tabelle 7: Mittelwerte (± Standardabweichung) in mg/L der Na⁺, K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺-Ionen Bestimmung mittels Flammen-AAS

4.2.1. Kalium

Die Konzentrationen von im Wasser gelöstem Kalium lagen zwischen 1,7 und 15,4 mg/L.

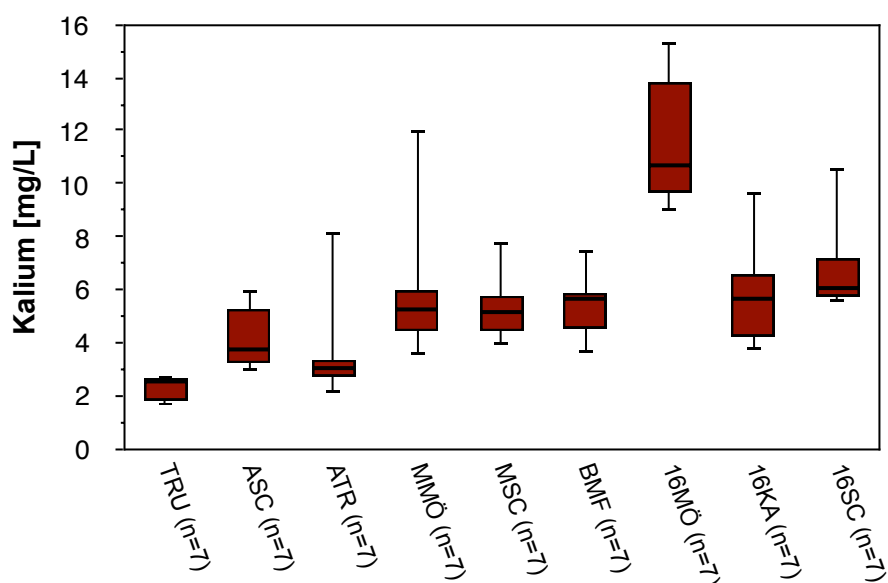


Abbildung 22: Boxplot, Kalium-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.2.2. Calcium

Die Konzentrationen von im Wasser gelösten Calcium lagen zwischen 41,8 und 134,6 mg/L.

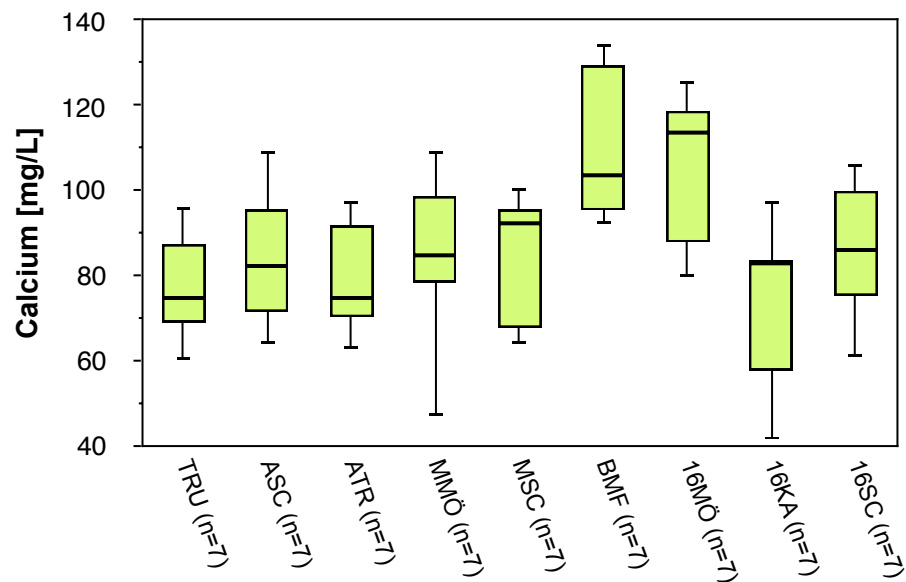


Abbildung 23: Boxplot, Calcium-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.2.3. Natrium

Die Konzentrationen von im Wasser gelösten Natrium lagen zwischen 7,0 und 65,0 mg/L.

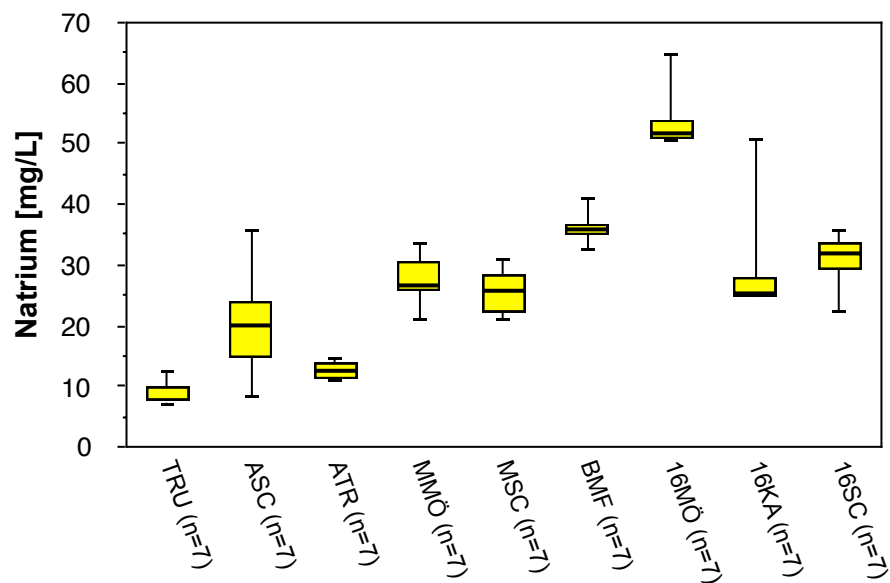


Abbildung 24: Boxplot, Natrium-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.2.4. Magnesium

Die Konzentrationen von im Wasser gelösten Magnesium lagen zwischen 18,0 und 44,9 mg/L.

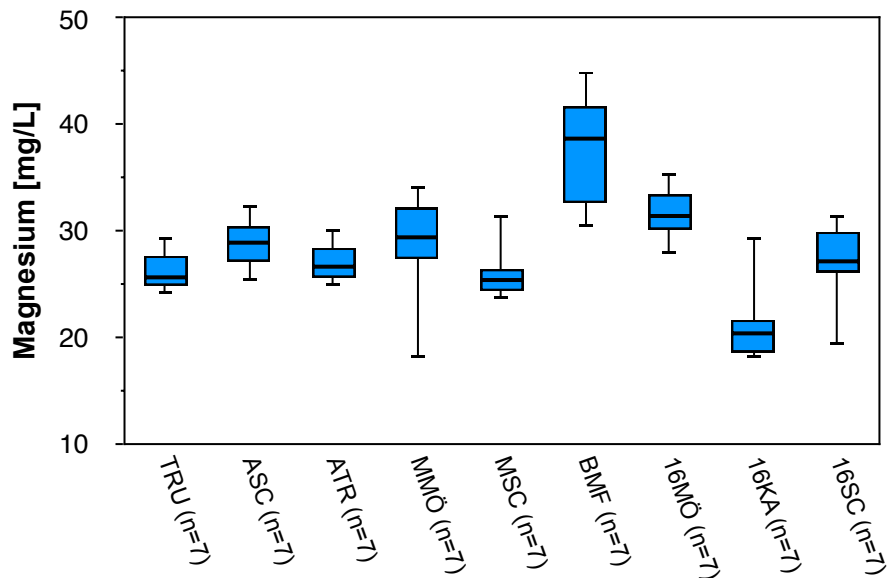


Abbildung 25: Boxplot, Magnesium-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.3. Stickstoffspezies

Nachfolgende Tabelle zeigt die Mittelwerte mit Standardabweichung der gemessenen Konzentrationen an Nitrat, Nitrit und Ammonium.

Standort	n	Nitrat [mg/L]	Nitrit [mg/L]	Ammonium [mg/L]	DN [mg/L]
TRU	8	4,59 ± 2,28	0,02 ± 0,01	0,035 ± 0,025	1,45 ± 0,26
ASC	8	7,45 ± 1,93	0,06 ± 0,03	0,055 ± 0,035	1,75 ± 0,26
ATR	8	6,51 ± 3,43	0,05 ± 0,03	0,054 ± 0,043	1,64 ± 0,17
MMÖ	8	8,18 ± 2,91	0,10 ± 0,05	0,073 ± 0,052	1,92 ± 0,41
MSC	8	6,63 ± 2,89	0,12 ± 0,07	0,119 ± 0,148	1,79 ± 0,40

BMF	8	11,13 ± 5,15	0,05 ± 0,02	0,030 ± 0,016	2,24 ± 0,14
16MÖ	8	8,14 ± 6,90	0,10 ± 0,05	0,085 ± 0,054	1,82 ± 0,20
16KA	8	5,05 ± 2,39	0,11 ± 0,05	0,073 ± 0,049	1,42 ± 0,17
16SC	8	8,66 ± 4,87	0,16 ± 0,10	0,189 ± 0,161	1,60 ± 0,37

Tabelle 8: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) in mg/L der NH_4^+ , NO_2^- und NO_3^- - Konzentrationen

4.3.1. Nitrat

Die in den Flüssen gemessenen Konzentrationen an gelöstem Nitrat lagen zwischen 0,7 und 22,1 mg/L.

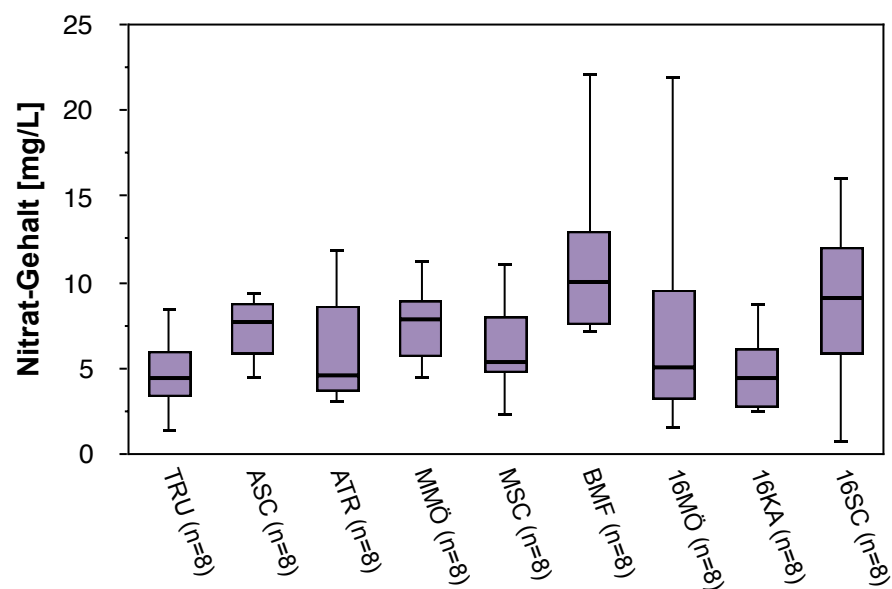


Abbildung 26: Boxplot, Nitrat-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.3.2. Nitrit

Für die Konzentrationen an gelöstem Nitrit ergaben sich Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,40 mg/L.

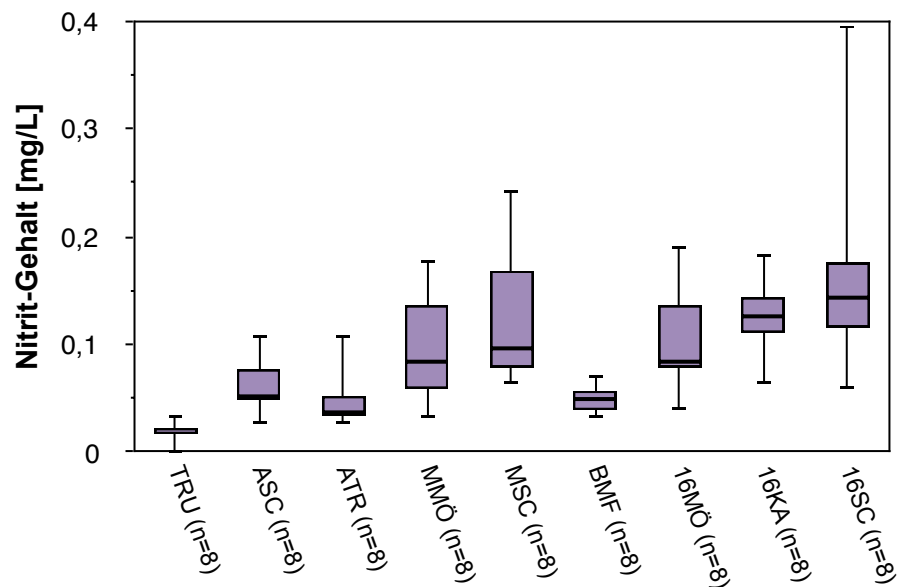


Abbildung 27: Boxplot, Nitrit-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.3.3. Ammonium

Die Konzentrationen an gelöstem Ammonium lagen zwischen 0,02 und 0,55 mg/L.

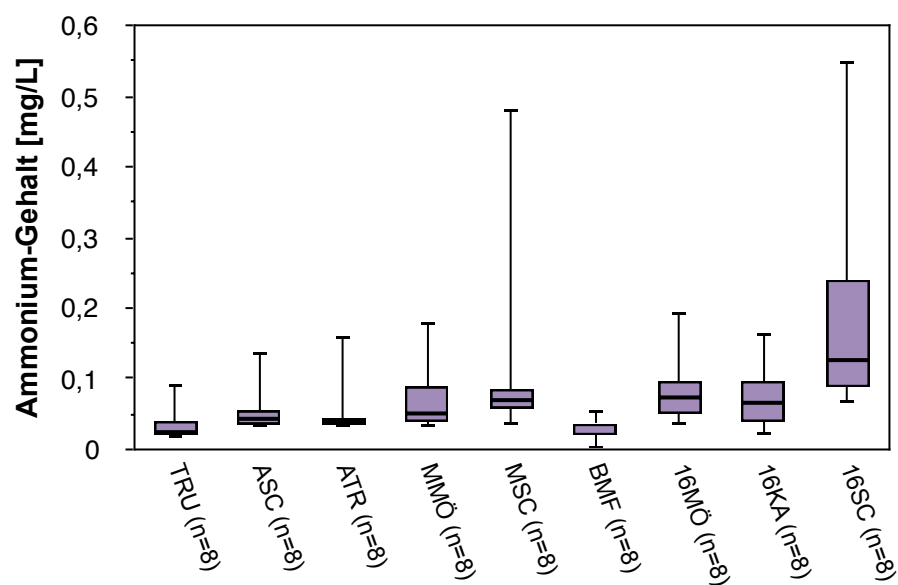


Abbildung 28: Boxplot, Ammonium-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.3.4. DN

Für den dissolved nitrogen konnten Werte zwischen 1,06 und 2,48 mg/L gemessen werden.

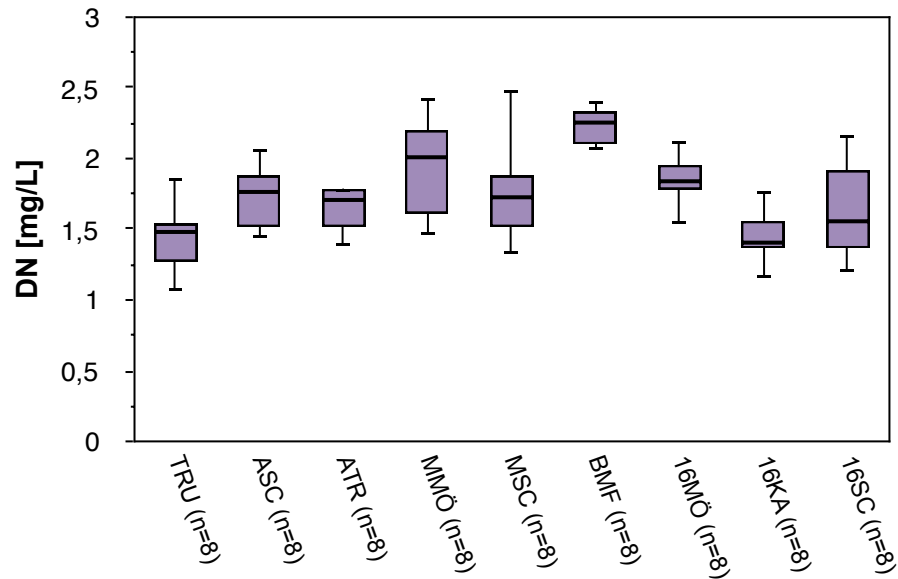


Abbildung 29: Boxplot, DN der Wasserproben nach Standorten

4.4. Phosphat, Sulfat, Chlorid

In nachfolgender Tabelle sind die gemessenen Konzentrationen, als Mittelwerte mit Standardabweichung, an Phosphat, Sulfat und Chlorid aufgeführt.

Standort	n	Sulfat [mg/L]	Phosphat [mg/L]	Chlorid [mg/L]
TRU	8	40,8 ± 8,4	0,00 ± 0,00	14,63 ± 1,98
ASC	8	57,1 ± 13,5	0,10 ± 0,05	28,32 ± 6,26
ATR	8	38,9 ± 6,4	0,09 ± 0,07	25,74 ± 5,55
MMÖ	8	67,3 ± 37,1	0,18 ± 0,11	49,88 ± 13,97
MSC	8	59,4 ± 24,7	0,22 ± 0,13	53,44 ± 15,42
BMF	8	99,9 ± 27,2	0,05 ± 0,04	94,94 ± 7,25
16MÖ	8	106,1 ± 12,2	0,51 ± 0,18	114,18 ± 17,49
16KA	8	60,3 ± 10,1	0,30 ± 0,08	54,90 ± 13,35
16SC	8	68,8 ± 11,3	0,35 ± 0,21	62,30 ± 17,92

Tabelle 9: Mittelwerte (± Standardabweichung) in mg/L der SO_4^{2-} , PO_4^{3-} und Cl^- - Konzentrationen

4.4.1. Phosphat

Für die Konzentrationen an gelöstem Phosphat in den Flüssen ergaben sich Werte zwischen 0,06 und 0,78 mg/L.

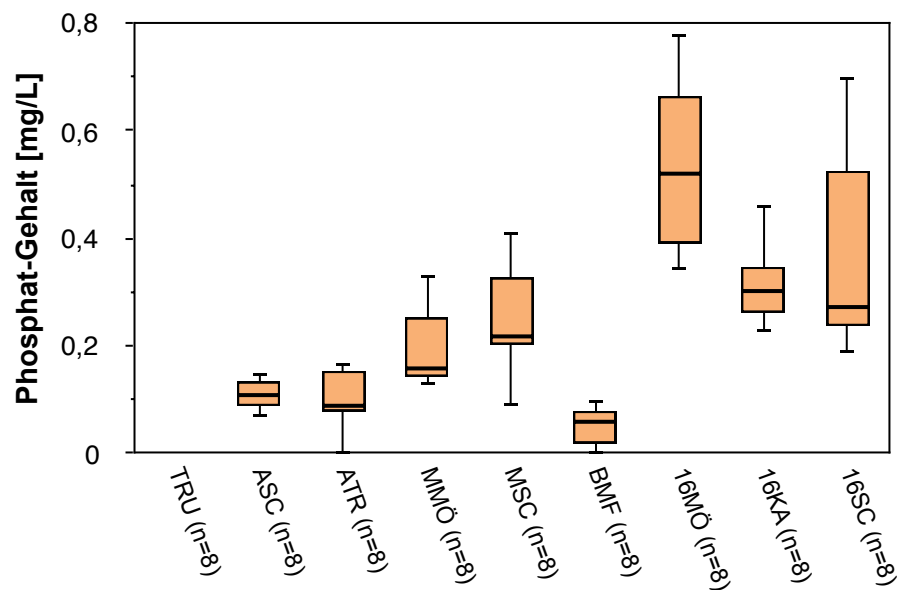


Abbildung 30: Boxplot, Phosphat-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.4.2. Sulfat

Die Konzentrationen an gelöstem Sulfat der Wasserproben lagen zwischen 28,5 und 128,4 mg/L.

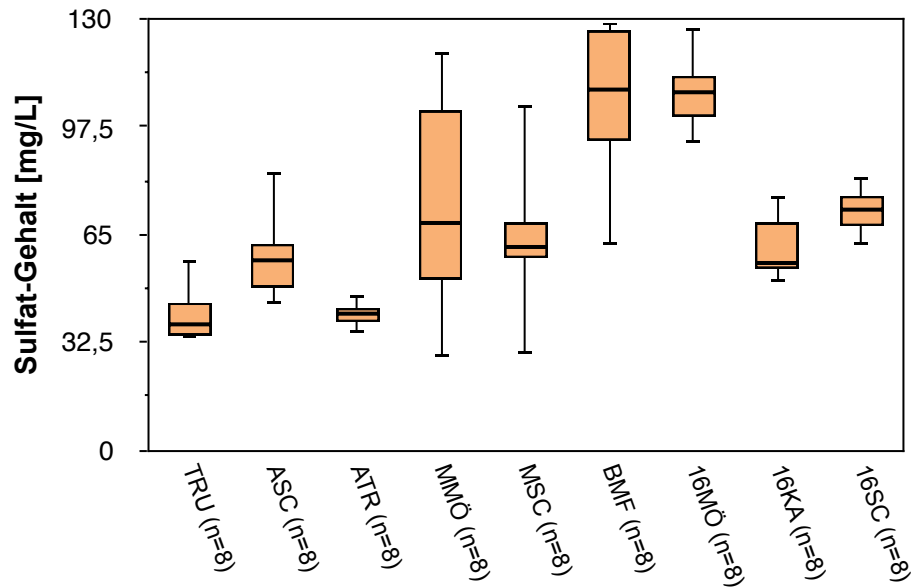


Abbildung 31: Boxplot, Sulfat-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.4.3. Chlorid

Die Konzentrationen an gelöstem Chlorid in den Flüssen lagen zwischen 11,83 und 128,01 mg/L.

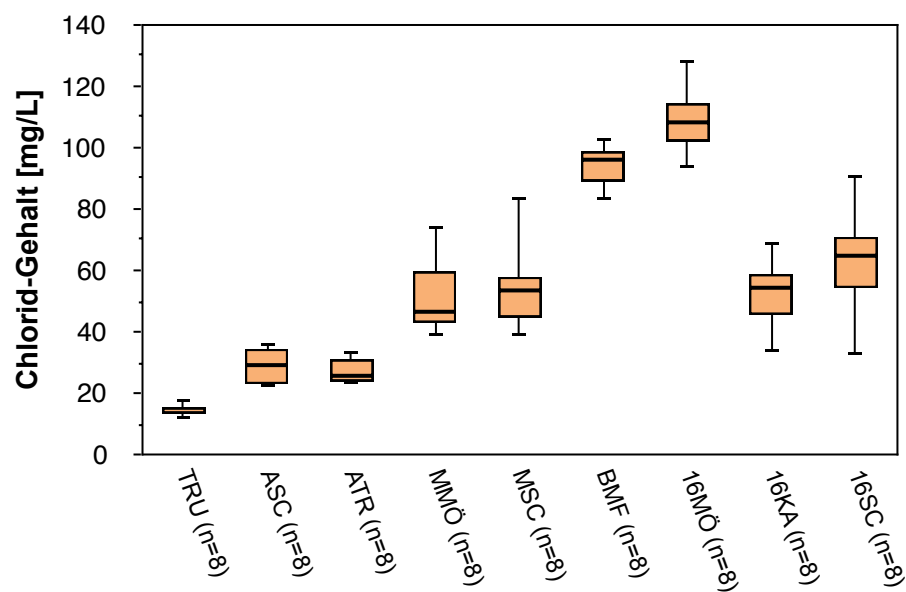


Abbildung 32: Boxplot, Chlorid-Gehalt der Wasserproben nach Standorten

4.5. Schwermetallgehalt im Wasser

An keinem Probenahmestandort konnte in den filtrierten Wasserproben Quecksilber detektiert werden (Nachweisgrenze: 0,1 µg/L).

4.6. Schwermetallgehalt im Sediment

4.6.1. Chrom

Bei der Bestimmung der Chrom-Gehalte des Sediments in den einzelnen Flüssen ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Für die Triesting ließen sich Chrom-Konzentrationen zwischen 17,51 und 81,72 µg/g ermitteln.
- Entlang der Schwechat zeigten sich an den 3 verschiedenen Probenstandorten Chrom-Konzentrationen zwischen 17,33 und 95,72 µg/g.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der Mödling ergaben sich Chrom-Konzentrationen zwischen 12,30 und 74,97 µg/g.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau lagen die Konzentrationen an Chrom zwischen 25,62 und 41,83 µg/g.

In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Chrom-Messungen des Sedimentes zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Chrom-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	16	22,36 $\pm$ 4,86	20,41	17,51	36,94
ASC	16	24,26 $\pm$ 3,39	22,88	18,53	29,93
ATR	16	55,45 $\pm$ 10,84	56,73	37,14	81,72
MMÖ	16	36,58 $\pm$ 18,83	32,68	13,44	74,97
MSC	16	40,24 $\pm$ 22,80	34,54	17,33	95,72
BMF	16	27,58 $\pm$ 13,36	25,45	12,30	71,11
16MÖ	16	45,78 $\pm$ 10,94	40,50	25,06	66,08
16KA	16	35,10 $\pm$ 5,56	32,75	25,62	41,83
16SC	16	59,68 $\pm$ 20,41	61,14	27,54	90,37

Tabelle 10: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Chrom-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

Die gemessenen Konzentrationen wurden in nachfolgendem Boxplot graphisch dargestellt:

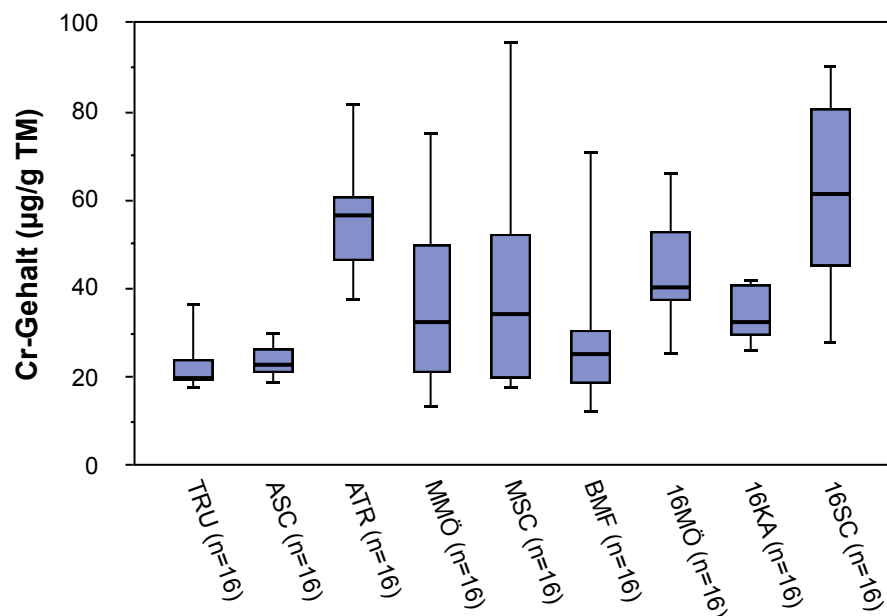


Abbildung 33: Boxplot, Cr-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.6.2. Nickel

Die Bestimmung der Nickel-Konzentrationen der Sedimente in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenentnahmestellen ergab folgende Ergebnisse:

- Entlang der Triesting konnten Nickel-Konzentrationen zwischen 9,08 und 51,25 µg/g detektiert werden.
- Die Nickel-Gehalte der Schwechat schwankten zwischen 6,28 und 34,75 µg/g.
- Entlang der Mödling konnten an den 3 Probenahmestellen Nickel-Konzentrationen zwischen 6,35 und 39,83 µg/g gemessen werden.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau wurden Nickel-Werte zwischen 8,33 und 24,55 µg/g detektiert.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Nickel-Messungen des Sediments zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Nickel-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	16	14,29 ± 4,33	13,74	9,08	26,12
ASC	16	11,15 ± 2,69	10,57	6,28	18,85
ATR	16	32,38 ± 6,85	30,13	23,58	51,25
MM	16	17,06 ± 8,17	16,22	6,71	39,83
MSC	16	17,85 ± 7,50	15,40	8,77	32,22
BMF	16	12,74 ± 4,87	9,83	6,35	23,67
16M	16	21,14 ± 6,19	18,75	11,32	34,59
16KA	16	18,22 ± 4,09	16,55	8,33	24,55
16SC	16	19,54 ± 5,15	18,31	12,28	34,75

Tabelle 11: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Nickel-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

Zur graphischen Veranschaulichung wurden die Werte noch einmal mithilfe eines Box-Plots dar gestellt:

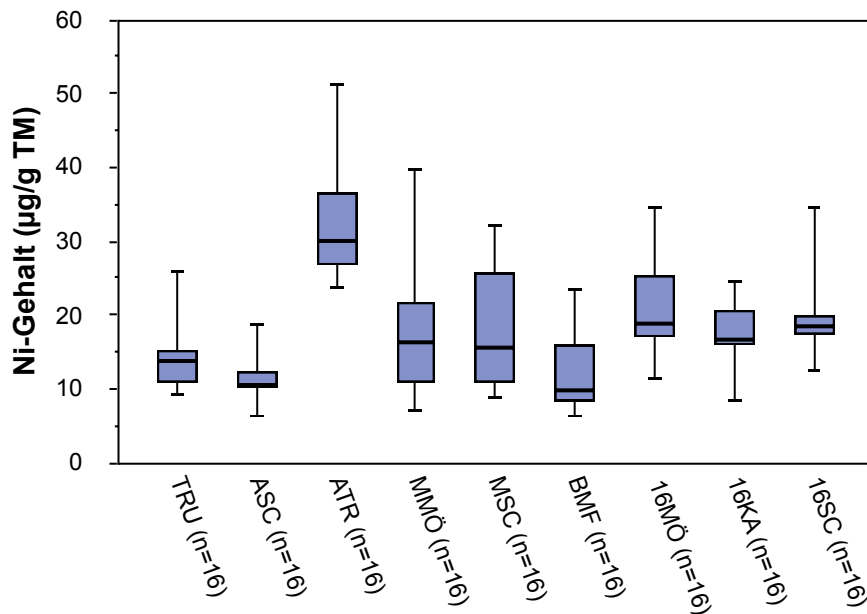


Abbildung 34: Boxplot, Ni-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.6.3. Kupfer

Bei der Bestimmung des Kupfer-Gehaltes der Sedimente in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenorten ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Für die Triesting liessen sich Kupfer-Konzentrationen zwischen 16,56 und 82,70 µg/g ermitteln.
- Entlang der Schwechat zeigten sich an den 3 verschiedenen Probestandorten Kupfer-Konzentrationen zwischen 3,16 und 166,92 µg/g.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der MÖdling ergaben sich Kupfer-Konzentrationen zwischen 4,76 und 60,31 µg/g.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau lagen die Konzentrationen an Kupfer zwischen 9,18 und 73,22 µg/g.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Kupfer-Messung des Sedimentes zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Kupfer-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	16	26,26 $\pm$ 10,22	22,87	16,56	54,97
ASC	16	8,43 $\pm$ 4,65	7,88	3,16	20,33
ATR	16	58,47 $\pm$ 21,87	57,24	19,27	102,22
MMÖ	16	29,39 $\pm$ 24,05	24,80	6,82	97,46
MSC	16	35,98 $\pm$ 25,52	30,82	8,36	84,15
BMF	16	22,44 $\pm$ 24,30	17,12	4,76	110,43
16MÖ	16	32,86 $\pm$ 12,51	27,55	8,95	53,00
16KA	16	29,69 $\pm$ 15,28	26,80	9,18	73,22
16SC	16	73,99 $\pm$ 37,77	73,51	13,32	166,92

Tabelle 12: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Kupfer-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

Die Auswertung der Ergebnisse ist in nachfolgendem Boxplot graphisch dargestellt:

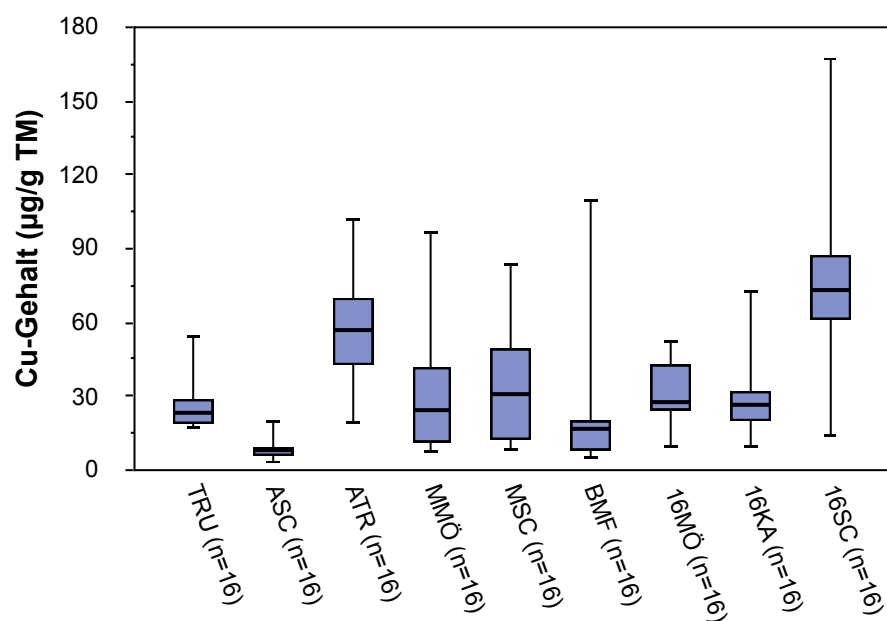


Abbildung 35: Boxplot, Cu-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.6.4. Zink

Die Zink-Analysen der Sedimentproben der einzelnen Probenahmestellen zeigten folgende Resultate:

- Die Zink-Gehalte aller Probenahmestellen entlang der Triesting wiesen Werte zwischen 57,81 und 192,24 µg/g auf.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der Schwechat ergaben sich Zink-Konzentrationen von 27,78 und 488,75 µg/g.
- Entlang der Mödling zeigten sich an den verschiedenen Probestandorten Zink-Konzentrationen zwischen 34,18 und 535,61 µg/g.
- Am Probenahmestandort Triestingerkanal/Achau wurden Zink-Gehalte von 66,56 bis 153,38 detektiert.

Nachfolgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Zink-Analysen des Sediments:

Probennahmestandort	n	Zink-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	16	83,92 ± 28,82	74,25	57,81	169,47
ASC	16	40,28 ± 11,12	40,79	25,36	69,19
ATR	16	123,49 ± 31,30	122,11	77,71	192,24
MMÖ	16	125,00 ± 94,42	109,70	34,18	406,15
MSC	16	169,27 ± 107,13	157,96	45,82	378,95
BMF	16	95,51 ± 55,17	84,82	31,91	282,12
16MÖ	16	337,57 ± 84,51	325,49	184,81	535,61
16KA	16	120,10 ± 22,43	117,77	66,56	159,09
16SC	16	220,67 ± 102,02	210,73	83,94	488,75

Tabelle 13: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Zink-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

In nachfolgendem Boxplot wurden die Ergebnisse noch einmal graphisch dargestellt:

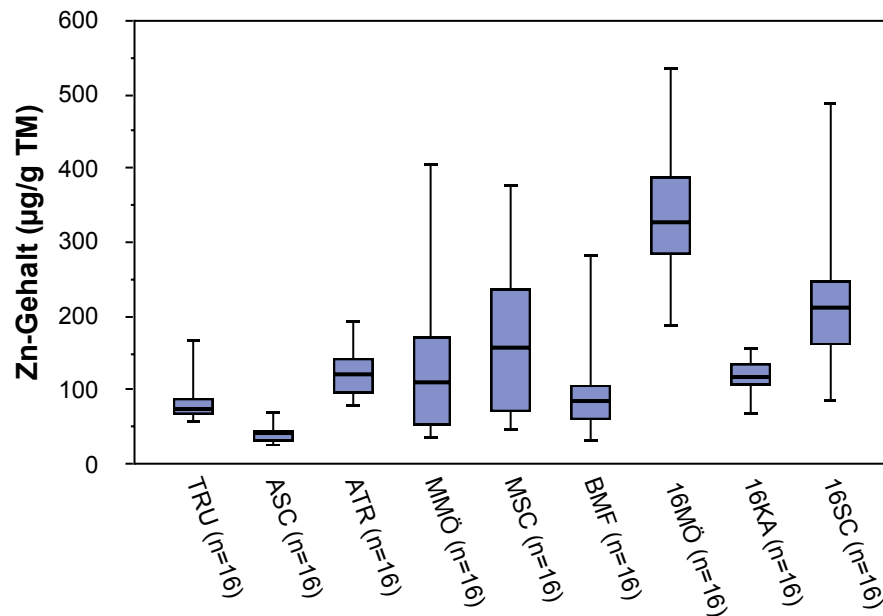


Abbildung 36: Boxplot, Zn-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.6.5. Cadmium

Die Cadmium -Analysen der Sedimentproben der einzelnen Probenahmestellen zeigten folgende Resultate:

- Die Cadmium-Gehalte aller Probenahmestellen entlang der Triesting wiesen Werte zwischen 0,11 und 0,36 µg/g auf.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der Schwechat ergaben sich Cadmium-Konzentrationen von 0,003 und 0,68 µg/g.
- Entlang der Mödling konnten an den 3 Probenahmestellen Cadmium-Gehalte zwischen 0,10 und 0,72 µg/g gemessen werden.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau konnten Cadmium-Konzentrationen zwischen 0,17 und 0,37 µg/g detektiert werden.

Tabelle 14 fasst die Ergebnisse der in den Sedimentproben ermittelten Cadmium-Gehalte zusammen:

Probennahmestandort	n	Cadmium-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	16	0,17 $\pm$ 0,04	0,17	0,11	0,28
ASC	16	0,10 $\pm$ 0,01	0,10	0,08	0,12
ATR	16	0,22 $\pm$ 0,05	0,22	0,16	0,36
MMÖ	16	0,21 $\pm$ 0,11	0,20	0,10	0,47
MSC	16	0,32 $\pm$ 0,19	0,29	0,11	0,68
BMF	16	0,17 $\pm$ 0,07	0,16	0,11	0,40
16MÖ	16	0,55 $\pm$ 0,10	0,54	0,37	0,72
16KA	16	0,24 $\pm$ 0,05	0,23	0,17	0,37
16SC	16	0,32 $\pm$ 0,17	0,32	0,00	0,64

Tabelle 14: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Cadmium-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

In nachfolgendem Boxplot wurden die Ergebnisse noch einmal graphisch dargestellt:

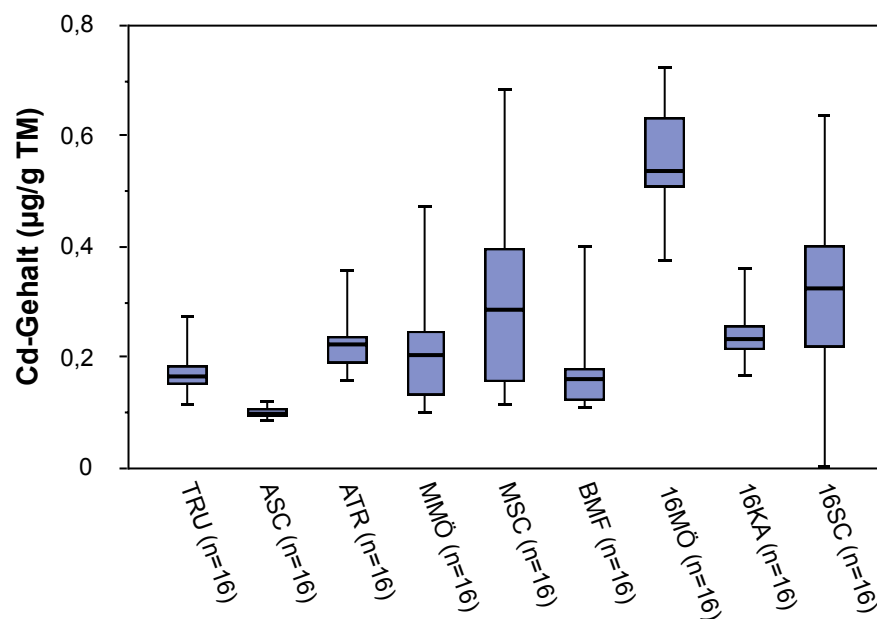


Abbildung 37: Boxplot, Cd-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.6.6. Quecksilber

Die Bestimmung des Quecksilber-Gehaltes der Sedimente in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenentnahmestellen ergab folgende Ergebnisse:

- Entlang der Triesting konnten Quecksilber-Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,87 µg/g detektiert werden.
- Die Quecksilber-Gehalte der Schwechat schwankten zwischen 0,01 und 0,53 µg/g.
- Entlang der Mödling konnten an den 3 Probenahmestellen Quecksilber-Konzentrationen zwischen 0,02 und 0,46 µg/g gemessen werden.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau konnten Quecksilber-Gehalte zwischen 0,02 und 0,34 µg/g gemessen werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Quecksilber-Messung des Sedimentes zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Quecksilber-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	16	0,05 ± 0,21	0,05	0,01	0,87
ASC	16	0,02 ± 0,02	0,03	0,01	0,07
ATR	16	0,16 ± 0,05	0,16	0,11	0,28
MMÖ	16	0,18 ± 0,14	0,14	0,02	0,52
MSC	16	0,15 ± 0,16	0,15	0,02	0,43
BMF	16	0,12 ± 0,07	0,08	0,02	0,31
16MÖ	16	0,36 ± 0,10	0,26	0,15	0,46
16KA	16	0,18 ± 0,08	0,14	0,02	0,34
16SC	16	0,25 ± 0,16	0,24	0,02	0,53

Tabelle 15: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Quecksilber-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

Die Auswertung der Ergebnisse ist in nachfolgendem Boxplot graphisch dargestellt:

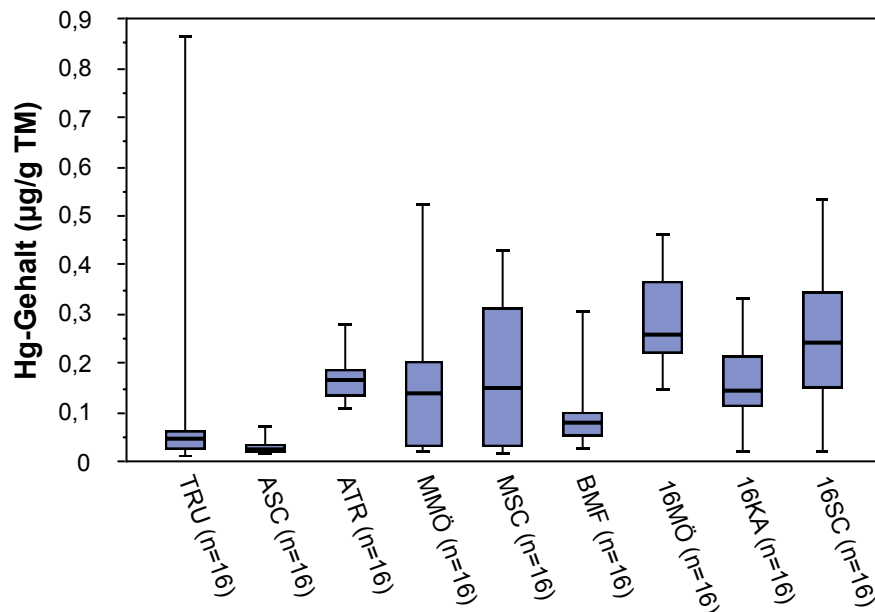


Abbildung 38: Boxplot, Hg-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.6.7. Blei

Bei der Bestimmung des Blei-Gehaltes der Sedimente in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenorten ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Für die Triesting ließen sich Blei-Konzentrationen zwischen 4,37 und 30,51 µg/g ermitteln.
- Entlang der Schwechat zeigten sich an den 3 verschiedenen Probestandorten Blei-Konzentrationen zwischen 2,66 und 70,49 µg/g.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der Mödling ergaben sich Blei-Konzentrationen zwischen 2,90 und 118,63 µg/g.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau lagen die Konzentrationen an Blei zwischen 16,67 und 50,19 µg/g.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Blei-Messung des Sedimentes zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Blei-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	16	7,24 $\pm$ 2,61	5,90	4,37	13,76
ASC	16	5,91 $\pm$ 2,42	4,73	2,66	10,65
ATR	16	18,31 $\pm$ 4,72	16,98	11,69	30,51
MMÖ	16	27,18 $\pm$ 19,38	26,73	2,90	73,26
MSC	16	27,98 $\pm$ 17,62	24,18	4,69	70,49
BMF	16	32,24 $\pm$ 25,05	29,34	3,33	118,63
16MÖ	16	45,43 $\pm$ 9,15	40,70	31,33	62,17
16KA	16	34,53 $\pm$ 8,47	33,97	16,67	50,19
16SC	16	33,15 $\pm$ 10,71	29,89	20,56	61,93

Tabelle 16: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Blei-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

Nachfolgend die Werte in einem Boxplot zusammen gefasst:

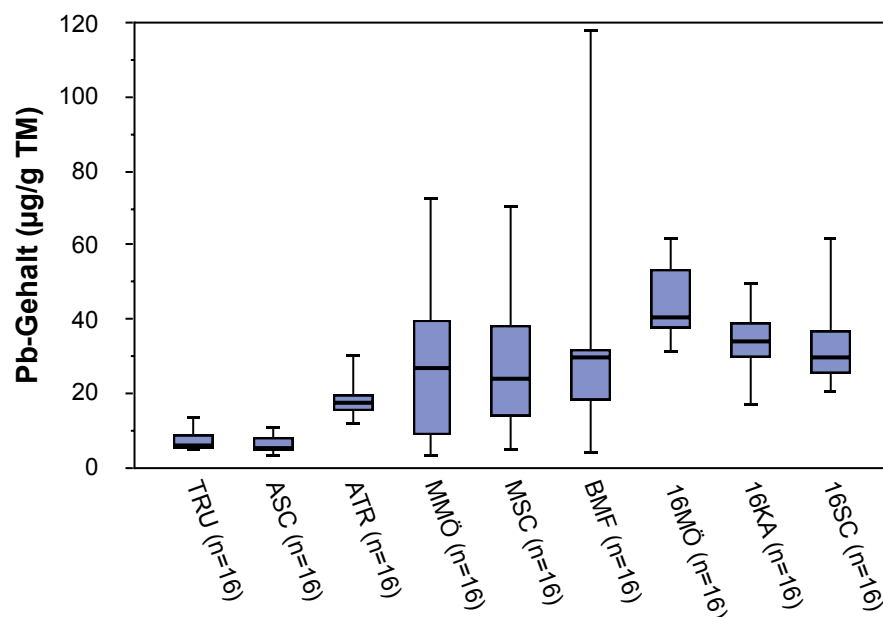


Abbildung 39: Boxplot, Pb-Gehalt der Sedimentproben nach Standorten

4.7. Schwermetallgehalte im Biofilm

4.7.1. Chrom

Bei der Bestimmung der Chrom-Gehalte im Biofilm an verschiedenen Probenorten ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Für die Triesting liessen sich Chrom-Konzentrationen zwischen 4,91 und 22,73 µg/g ermitteln.
- Entlang der Schwechat zeigten sich an den 3 verschiedenen Probe-standorten Chrom-Konzentrationen zwischen 0,01 und 21,01 µg/g.
- Für die Probeentnahmestellen entlang der Mödling, wo Biofilmproben genommen werden konnten, ergaben sich Chrom-Konzentrationen zwischen 9,75 und 35,97 µg/g.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau lagen die Konzentrationen an Chrom zwischen 1,66 und 21,86 µg/g.

In der nachfolgenden Tabelle sind Chrom-Konzentrationen im Biofilm zusammen gefasst:

Probennahmestandort	n	Chrom-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	7	14,52 ± 5,84	14,51	4,91	22,73
ASC	3	14,91 ± 7,46	17,13	6,58	21,01
MSC	2	8,07 ± 11,41	8,07	0,00	16,14
BMF	3	22,79 ± 12,45	21,17	11,22	35,97
16MÖ	5	15,10 ± 4,10	15,55	9,75	19,19
16KA	5	14,96 ± 8,19	18,96	1,66	21,86
16SC	5	2,27 ± 1,75	1,94	0,00	4,68

Tabelle 17: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Chrom-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

Graphisch wurden die Ergebnisse mittels eines Boxplots dar gestellt:

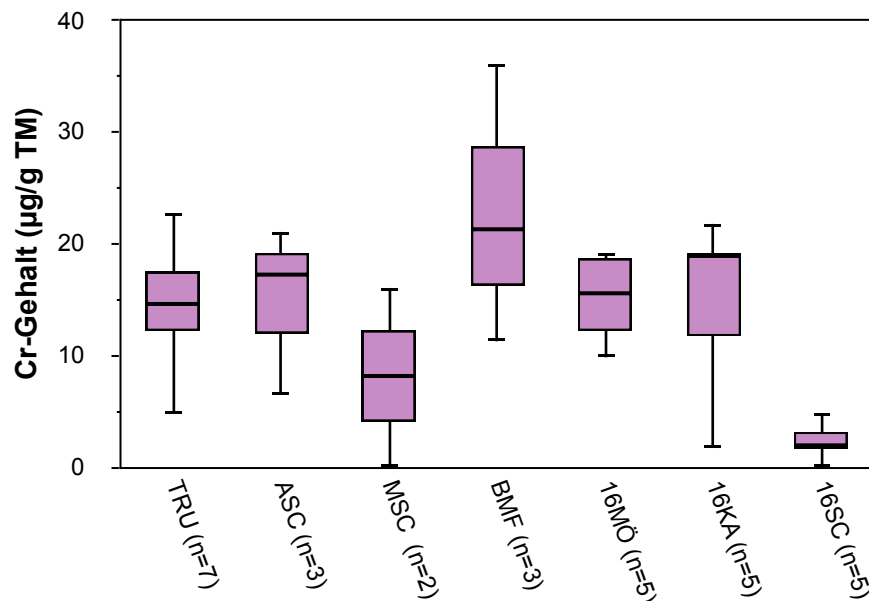


Abbildung 40: Boxplot, Cr-Gehalt der Biofilmproben nach Standorten

4.7.2. Nickel

Die Bestimmung der im Biofilm enthaltenen Nickel-Konzentrationen in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenentnahmestellen ergab folgende Ergebnisse:

- Entlang der Triesting konnten Nickel-Konzentrationen zwischen 3,60 und 16,46 µg/g detektiert werden.
- Die Nickel-Gehalte der Schwechat schwankten zwischen 0,89 und 18,83 µg/g.
- Entlang der Mödling konnten an den 2 Probenahmestellen, an denen Biofilm-Proben genommen werden konnten, Nickel-Konzentrationen zwischen 3,65 und 9,76 µg/g gemessen werden.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau konnten Nickel-Werte zwischen 1,33 und 17,38 µg/g gemessen werden.

Nachfolgende Tabelle zeigt die Nickel-Gehalte der Biofilm-Proben:

Probennahmestandort	n	Nickel-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	7	8,78 $\pm$ 4,67	8,11	3,60	16,46
ASC	3	7,47 $\pm$ 3,49	9,29	3,44	9,68
MSC	3	11,44 $\pm$ 6,43	8,35	7,13	18,83
BMF	4	11,03 $\pm$ 4,86	9,58	6,94	18,02
16MÖ	5	6,73 $\pm$ 2,44	6,07	3,65	9,76
16KA	5	9,96 $\pm$ 6,25	8,29	1,33	17,38
16SC	5	4,22 $\pm$ 6,24	1,62	0,89	15,35

Tabelle 18: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Nickel-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

Zur Veranschaulichung wurde mittels dieser Werte ein Boxplot erstellt:

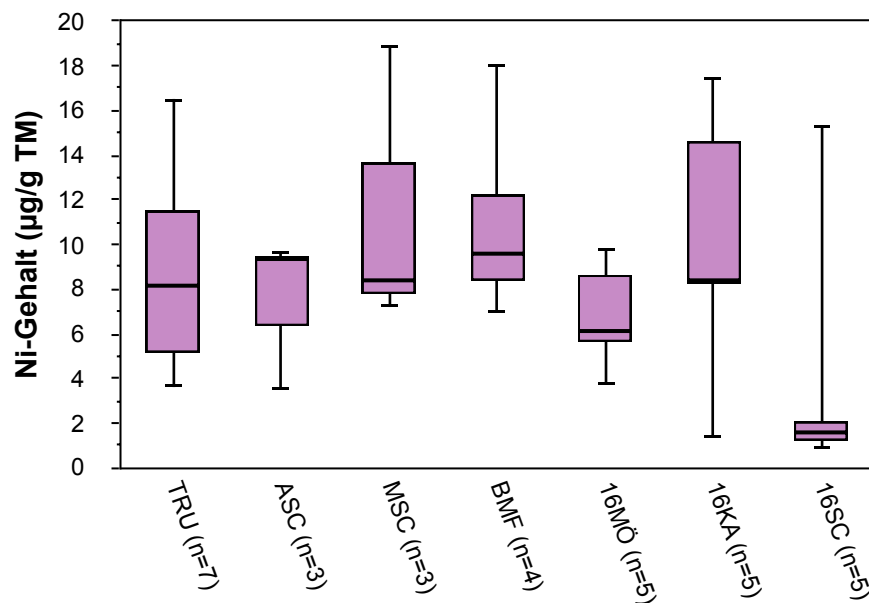


Abbildung 41: Boxplot, Ni-Gehalt der Biofilmproben nach Standorten

4.7.3. Kupfer

Die Kupfer -Analysen der Biofilmproben der einzelnen Probenahmestellen zeigten folgende Resultate:

- Die Kupfer-Gehalte aller Probenahmestellen entlang der Triesting wiesen Werte zwischen 10,86 und 44,12 µg/g auf.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der Schwechat ergaben sich Kupfer-Konzentrationen von 0,02 und 37,97 µg/g.
- Entlang der Mödling zeigten sich an den 2 verschiedenen Probestandorten, an denen Biofilmproben entnommen werden konnten, Kupfer-Konzentrationen zwischen 9,31 und 63,88 µg/g.
- Am Probenahmestandort Triestingkanal/Achau wurden Kupfer-Gehalte von 6,89 bis 24,41 detektiert.

Tabelle X fasst die Messergebnisse der Kupfer-Konzentrationen im Biofilm zusammen:

Probennahmestandort	n	Kupfer-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	6	24,45 ± 11,43	25,30	10,86	44,12
ASC	2	13,94 ± 2,23	13,94	11,65	16,22
MSC	2	23,16 ± 20,94	23,16	8,36	37,97
BMF	4	25,24 ± 25,88	13,37	10,33	63,88
16MÖ	5	22,55 ± 19,18	15,69	9,31	56,47
16KA	5	16,39 ± 8,27	17,90	6,89	24,41
16SC	5	2,58 ± 2,89	1,56	0,0	7,52

Tabelle 19: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Kupfer-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

Die Ergebnisse wurden mithilfe eines Boxplots dargestellt:

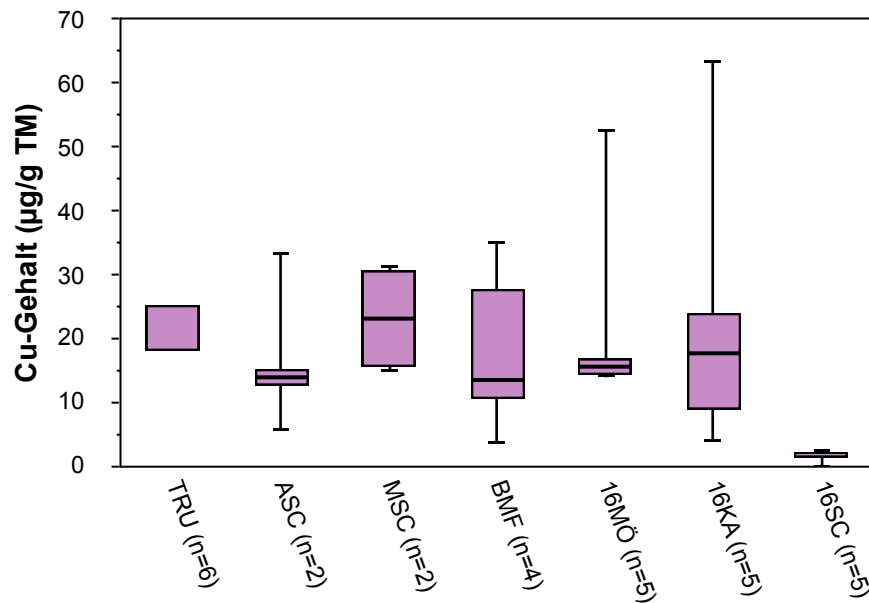


Abbildung 42: Boxplot, Cu-Gehalt der Biofilmproben nach Standorten

4.7.4. Zink

Bei der Bestimmung des Zink-Gehaltes des Biofilms in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenorten ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Für die Triesting ließen sich Zink-Konzentrationen zwischen 103,06 und 428,70 µg/g ermitteln.
- Entlang der Schwechat zeigten sich an den 3 verschiedenen Probestandorten Zink-Konzentrationen zwischen 71,18 und 386,76 µg/g.
- Für die Probeentnahmestellen der Mödling ergaben sich Zink-Konzentrationen zwischen 97,70 und 431,75 µg/g.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau lagen die Konzentrationen an Zink zwischen 70,41 und 386,76 µg/g.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Bestimmung des Zink-Gehalts im Biofilm zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Zink-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	7	202,47 $\pm$ 119,57	158,42	103,06	428,70
ASC	3	103,50 $\pm$ 44,17	105,16	58,51	146,81
MSC	2	248,99 $\pm$ 45,29	248,99	216,97	281,02
BMF	4	198,66 $\pm$ 157,03	132,59	97,70	431,75
16MÖ	5	267,90 $\pm$ 49,41	277,37	184,63	306,04
16KA	5	154,65 $\pm$ 133,21	84,18	70,41	386,76
16SC	5	139,73 $\pm$ 101,44	80,02	71,18	308,23

Tabelle 20: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Zink-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

Graphisch dargestellt wurden diese Ergebnisse in Form eines Boxplots:

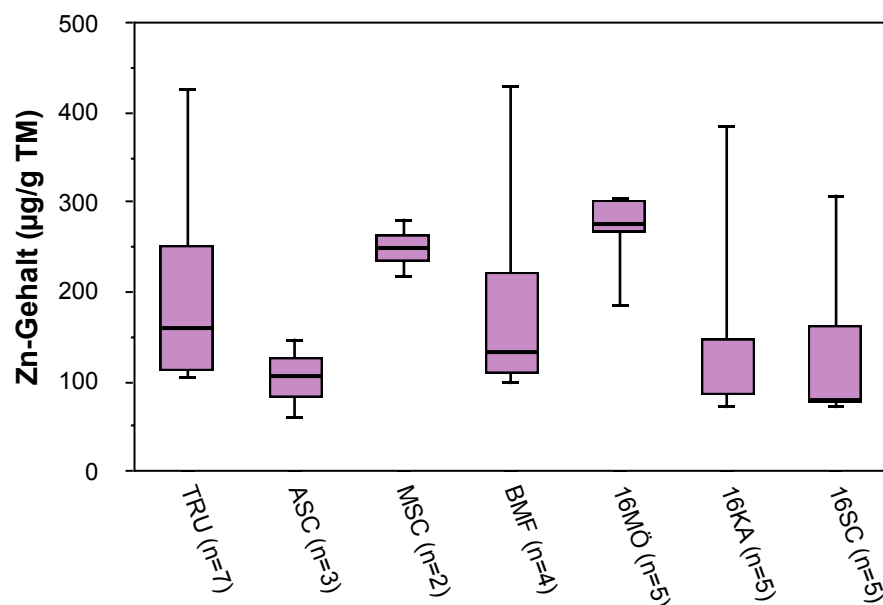


Abbildung 43: Boxplot, Zn-Gehalt der Biofilmproben nach Standorten

4.7.5. Cadmium

Die Cadmium-Analysen der Biofilm-Proben der einzelnen Flüsse zeigten folgende Resultate:

- Die Cadmium-Gehalte aller Probenahmestellen entlang der Triesting wiesen Werte zwischen 0,01 und 0,43 µg/g auf.
- Für die 3 Probeentnahmestellen entlang der Schwechat ergaben sich Cadmium-Konzentrationen von 0,007 und 4,73 µg/g.
- Entlang der Mödling konnten Cadmium-Konzentrationen zwischen 0,01 und 1,53 µg/g gemessen werden.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau konnten Cadmium-Konzentrationen zwischen 0,06 und 0,59 µg/g gemessen werden.

Tabelle X fasst die Ergebnisse der in den Biofilm-Proben ermittelten Cadmium-Gehalte zusammen:

Probennahmestandort	n	Cadmium-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	7	0,24 ± 0,16	0,24	0,01	0,43
ASC	2	0,20 ± 0,04	0,20	0,18	0,23
MSC	2	0,09 ± 0,12	0,09	0,00	0,17
BMF	4	0,43 ± 0,73	0,10	0,01	1,53
16MÖ	5	0,21 ± 0,11	0,21	0,05	0,34
16KA	4	0,23 ± 0,25	0,14	0,06	0,59
16SC	4	1,26 ± 2,31	0,14	0,02	4,73

Tabelle 21: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Cadmium-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

Anbei die Boxplot-Darstellung der Ergebnisse:

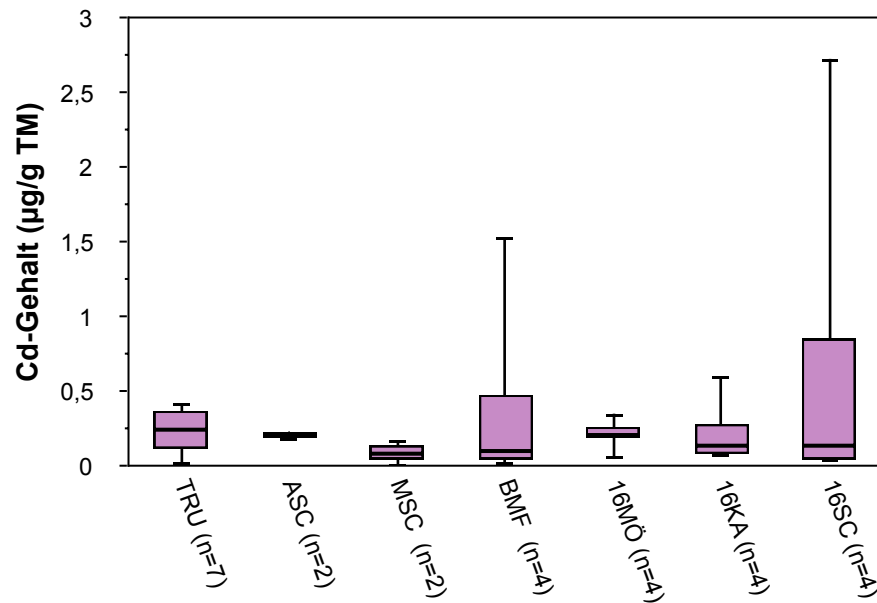


Abbildung 44: Boxplot, Cd-Gehalt der Biofilmpuben nach Standorten

4.7.6. Quecksilber

Die Bestimmung der Quecksilber-Gehalte des Biofilms in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenentnahmestellen ergab folgende Ergebnisse:

- Entlang der Triesting wurden Quecksilber-Konzentrationen zwischen 0,04 und 0,12 µg/g gemessen.
- Die Quecksilber-Gehalte des Biofilms der Schwechat schwankten zwischen 0,02 und 0,38 µg/g.
- Entlang der Mödling konnten an den 3 Probenahmestellen im Biofilm Quecksilber-Konzentrationen zwischen 0,04 und 0,18 µg/g gemessen werden.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau konnten Quecksilbergehalte zwischen 0,01 und 0,20 µg/g detektiert werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Quecksilber-Messung des Biofilms zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Quecksilber-Gehalt [$\mu\text{g/g TM}$]			
		MW $\pm$ STAW	Median	Min	Max
TRU	7	0,08 $\pm$ 0,03	0,09	0,04	0,12
ASC	2	0,10 $\pm$ 0,03	0,12	0,06	0,12
MSC	2	0,19 $\pm$ 0,11	0,19	0,11	0,27
BMF	3	0,09 $\pm$ 0,04	0,09	0,04	0,15
16MÖ	5	0,12 $\pm$ 0,04	0,13	0,08	0,18
16KA	7	0,11 $\pm$ 0,07	0,12	0,0	0,20
16SC	7	0,09 $\pm$ 0,13	0,02	0,02	0,38

Tabelle 22: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Quecksilber-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g TM}$.

Zur graphischen Veranschaulichung der Messergebnisse dient nachfolgendes Boxplot:

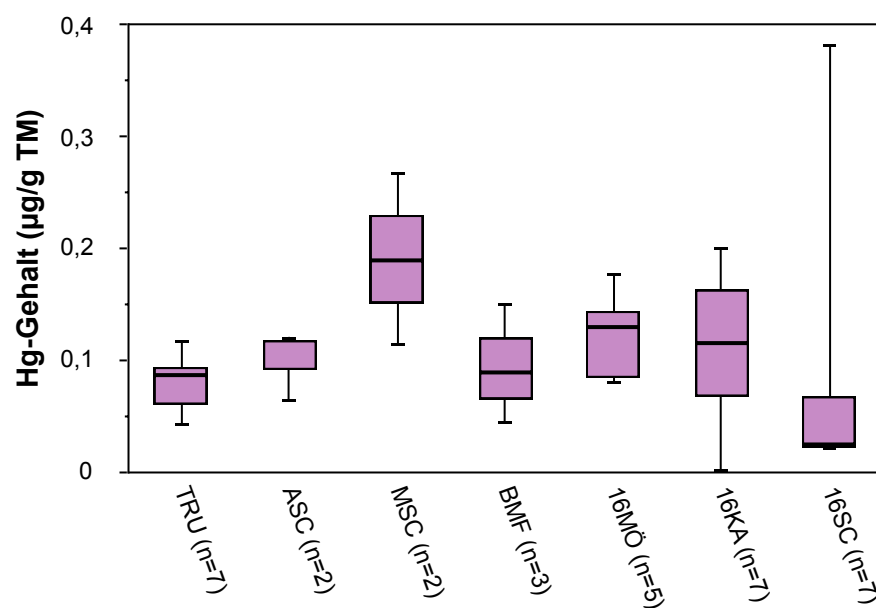


Abbildung 45: Boxplot, Hg-Gehalt der Biofilmproben nach Standorten

4.7.7. Blei

Bei der Bestimmung des Blei-Gehaltes der Biofilm-Proben in den einzelnen Flüssen an verschiedenen Probenorten ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Für die Triesting ließen sich Blei-Konzentrationen zwischen 2,55 und 10,58 µg/g ermitteln.
- Entlang der Schwechat zeigten sich an den 3 verschiedenen Probestandorten Blei-Konzentrationen zwischen 4,34 und 71,18 µg/g.
- Für die Probeentnahmestellen entlang der Mödling ergaben sich Blei-Konzentrationen zwischen 5,38 und 41,43 µg/g.
- An der Probenahmestelle Triestingkanal/Achau lagen die Konzentrationen an Blei zwischen 5,28 und 70,41 µg/g.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Blei-Messung des Biofilms zusammenfassend dargestellt:

Probennahmestandort	n	Blei-Gehalt [µg/g TM]			
		MW ± STAW	Median	Min	Max
TRU	6	6,44 ± 3,12	6,59	2,55	10,58
ASC	3	24,09 ± 29,82	7,42	6,32	58,51
MSC	2	21,90 ± 9,13	21,90	15,44	28,36
BMF	4	15,29 ± 17,50	7,17	5,38	41,43
16MÖ	5	17,26 ± 3,25	17,93	12,51	21,01
16KA	5	32,05 ± 24,23	30,89	5,28	70,41
16SC	5	23,43 ± 29,00	5,27	4,34	71,18

Tabelle 23: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Blei-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM.

Die gemessenen Konzentrationen wurden in nachfolgendem Boxplot graphisch dargestellt:

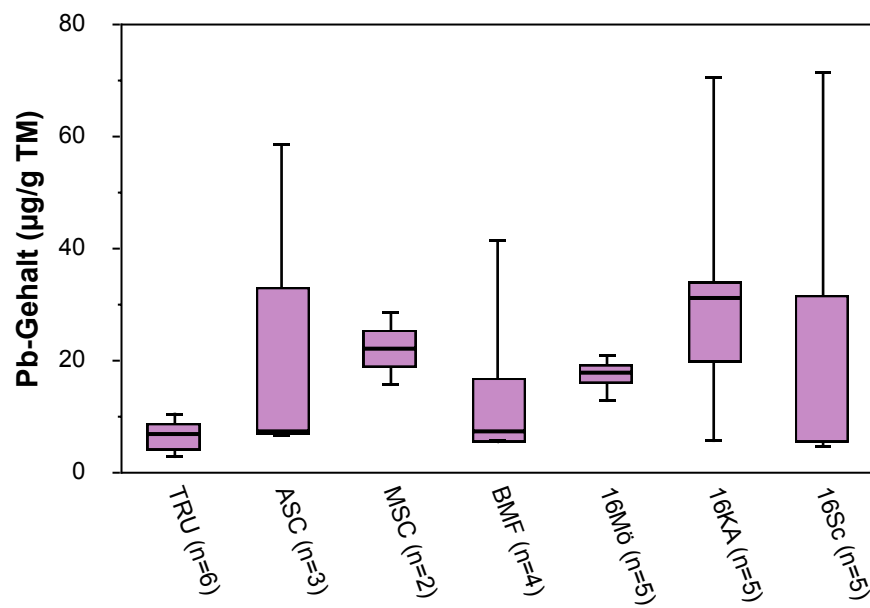


Abbildung 46: Boxplot, Pb-Gehalt der Biofilmproben nach Standorten

5. Diskussion

5.1. Wasserproben

Betrachtet man die Temperaturen in den einzelnen Flüssen, so zeigt sich, dass sich für die Triesting weder konstant steigende noch sinkende Temperaturen im Flussverlauf, sowie im Zuge der Probenahmezeit von April bis Juli feststellen ließen. Entlang der Schwechat nahm die Temperatur mit dem Flussverlauf ab, wobei auch hier keine jahreszeitliche Veränderung sichtbar wurde. Für die Mödling zeigt der Probenahmestandort BMF konstant die niedrigste Temperatur, was möglicherweise darauf zurückzuführen ist, dass diese Probenahmestelle stark von Bäumen beschattet ist und somit kaum Sonneneinstrahlung in das Gewässer stattfindet.

Im Allgemeinen konnte festgestellt werden, dass der Sauerstoffgehalt in den 3 Flüssen, wie von Townsend, Begon und Harper (2002) beschrieben, mit steigenden Temperaturen sinkt. Nach Pohling (2015) benötigen Fische mindestens 3-5 mg/l Sauerstoff im Gewässer, um überleben zu können. Da sich im Zuge der Untersuchungen nur Werte zwischen 6,1 und 15,2 mg/L ergeben haben, konnte hier also kein für Fische gefährlich niedriger Sauerstoffgehalt entdeckt werden.

Die detektierten pH-Werte zwischen 7,8 und 8,7 sowie die ermittelten Säurebindungsvermögen von 3,9 bis 5,6 meq/L weisen auf ein Hydrogencarbonat gepuffertes Gewässer hin. Im Triesting-Kanal zeigen sich mit einem Mittelwert von 4,1 meq/L die niedrigsten Gehalte.

Bezüglich der Leitfähigkeit zeigen sich besonders an den Probenahmestellen BMF, MMÖ konstant erhöhte, zumeist über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ liegende Werte. Dies ist höchst wahrscheinlich auf anthropogene Einträge ins Gewässer zurückzuführen, da sich besonders die beiden betroffenen Probenahmestellen neben einer Siedlung beziehungsweise Kleingarten-Siedlung befinden.

Laut Wassergüte Jahresbericht 2012 des Umweltbundesamtes (Umweltbun-

desamt, 2012) weist die Schwechat eine durchschnittliche Leitfähigkeit von 692 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Im Zuge dieser Untersuchung konnten für die Probenahmestellen entlang der Schwechat ähnliche Werte, welche zwischen 590 und 890 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lagen, gefunden werden.

Für die Stickstoffspezies zeigten sich die höchsten Werte entlang der Mödling. Am Probenahmestandort Triesting/Trumau zeigten sich generell für Nitrat, Nitrit und Ammonium, die niedrigsten Werte. Dies lässt vermutlich darauf schließen, dass es an diesem Probenahmestandort die geringsten anthropogenen Einträge ins Gewässer gibt. Verglichen mit den Werten, die im Zuge der Untersuchung für den Wassergütebericht 2012 in Mannswörth an der Schwechat gemacht wurden, zeigten sich bei der aktuellen Beprobung der Schwechat für alle Stickstoffspezies deutlich höhere Werte als damals.

Besonders hohe Phosphatgehalte wurden an der Probenahmestelle 16MÖ gefunden, was laut Koch (1995) auf die Verschmutzung mit Fäkalien hindeutet. Der im Rahmen der Wassergüte Untersuchung 2012 ermittelte Phosphat-Gehalt von 0,077 an einem Probenahmestandort entlang der Schwechat, wurde besonders am Probenahmestandort 16SC, mit Werten zwischen 0,08 und 0,7 mg/L, deutlich überschritten.

Die ermittelten DOC-Konzentrationen lagen außer an einer Probenahmestelle an einem Messtag unterhalb des festgelegten Grenzwertes von 5,5 mg/l. Der im Wassergütebericht angeführte Wert von 3,1 mg/L DOC für die Schwechat wurde in der aktuellen Untersuchung zumeist leicht überschritten. Daraus könnte man auf den Eintrag von organischem Material schließen.

Laut Sigg & Stumm (Sigg & Stumm, 2011) wurden bei Beprobungen des Rheins, eines mitteleuropäischen Flusses, im Jahre 1999, Sulfat-Konzentrationen zwischen 27 und 53 mg/L detektiert. Diese Werte wurden, besonders an den Probenahmestellen BMF und 16MÖ, mit Werten zwischen 62 und 126 mg/L, deutlich überschritten.

Die im Wassergütebericht angeführte Sulfat-Konzentration der Schwechat am Probenahmestandort Mannswörth mit 85,5 mg/L wurde in diesen Untersuchungen, an den Probenahmestellen entlang der Schwechat, zu keinem Zeitpunkt

erreicht.

Auch bei näherer Betrachtung der Chlorid-Konzentrationen fällt ins Auge, dass diese besonders an den Probenahmestellen BMF und 16MÖ deutlich höher sind als an allen anderen Probenahmestandorten. Dies ist ein weiteres Zeichen dafür, dass an diesen beiden Probenorten erhöhte menschliche Aktivität statt findet, und dass so durch Einleitung von Abwässern oder Überdüngung der Gärten einige Nährstoffe ins Gewässer gelangen. In den „Water Quality Guidelines for Protection of Aquatic Life“ schlägt der „Canadian Council of Ministers of the Environment“ Chlorid-Grenzwerte für Kurz- und Langzeitbelastungen zwischen 120 und 640 mg/L vor. Betrachtet man also die gemessenen Werte, so ist nicht von einer Belastung der Flüsse zu sprechen.

Von der Europäischen Union wurde eine zulässige Höchstkonzentration von gelöstem Quecksilber von 0,07 µg/L definiert. Laut Eu-Richtlinie 2008 (EU-Richtlinie 2208/105/EG, 2008) darf ein Jahresdurchschnitt von 0,05 µg/L nicht überschritten werden. Da beide dieser Grenzwerte unterhalb der Nachweisgrenze des FIMS liegen, kann über die Einschätzung des Quecksilbergehaltes der Flusswässer keine Aussage getroffen werden. Signifikante Belastungen können jedoch ausgeschlossen werden, da alle Messungen unterhalb der NMG von 0,1 µg/l lagen.

Die Einstufung der Mödling und Triesting als Gewässer der Güteklasse II, sowie der Schwechat als Gewässer der Güteklasse II-III deckt sich also mit den in dieser Untersuchung bestimmten allgemeinen Wasser-Parametern.

5.2. Schwermetalle im Sediment

Um die im Sediment enthaltenen Schwermetallkonzentrationen beurteilen zu können, wurde bereits 1986 von Müller der Geoakkumulations-Index vorgeschlagen. Da er die heutigen Konzentrationen in Bezug zu vorzivilisatorischen Konzentrationen setzt, gibt er Auskunft über das Maß der anthropogenen Schwermetall-Belastung im Sediment. Dabei ergibt sich eine Unterteilung in „Österreichische Background-Werte“, praktisch unbelastet, unbelastet bis mäßig

ßig belastet, mäßig belastet, mäßig bis stark belastet, stark belastet, stark bis mäßig belastet und übermäßig belastet. (Müller, 1986)

Nachfolgend sollen die gemessenen Schwermetall-Konzentrationen in Bezug zum Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) gesetzt werden:

Betrachtet man die Resultate der Quecksilber-Messungen ($n=136$), so fällt ins Auge, dass der überwiegende Teil der Ergebnisse unterhalb der Obergrenze des österreichischen Backgrounds, welcher $0,22\mu\text{g/g}$ ist, liegt. Erhöhte Werte zeigen sich besonders an der Probenahmestelle 16MÖ, sie gelten jedoch mit unter $0,48\mu\text{g/g}$ noch als unbelastet. Am Probenort 16SC konnte einmalig ein Quecksilberwert ($0,534\mu\text{g/g}$) gemessen werden, der nach dem Geoakkumulationsindex, als unbelastet bis belastet gelten kann. Die Ergebnisse machen deutlich, dass es besonders an der Probennahmestelle 16MÖ zu anthropogenen Schwermetalleinflüssen in den Fluss kommen muss.

Die Blei-Gehalte ($n=136$) haben großteils dem Österreichischen Background entsprochen ($36\mu\text{g/g}$). Vereinzelt zeigten sich Werte, besonders auch hier wieder an der Probennahmestelle 16MÖ, die als unbelastet bis mäßig belastet eingestuft werden konnten. Um Rückschlüsse auf mögliche Belastungen der Möd-ling mit Blei ziehen zu können, müssten weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

Die Mehrzahl der gemessenen Proben ($n=136$) zeigen Cadmium- Konzentrationen, die nach dem Geoakkumulationsindex unter denen des Österreichischen Backgrounds ($0,5\mu\text{g/g}$) liegen, auf. An den Probenahmestellen 16MÖ und 16SC wurden jedoch Werte gefunden, die deutlich darüber liegen, was auf anthropogene Einflüsse rückschließen lässt.

Die erhaltenen Nickel-Konzentrationen ($n=136$) lagen alle unterhalb der Österreichweiten Hintergrundwerte von $36\mu\text{g/g}$.

Die ermittelten Zink-Konzentrationen wiesen mit Werten zwischen $25,36$ und $535,61\mu\text{g/g}$ sehr starke Streuungen auf. Die entlang der Triesting und des Tri-

estinger-Kanals entnommenen Proben zeigten Werte, die unterhalb des österreichischen Backgrounds ($124\mu\text{g/g}$) lagen, auf. Entlang der Schwechat, sowie besonders am Probenahmestandort 16MÖ konnten Werte detektiert werden, die nach dem Geoakkumulationsindex als mäßig belastet ($330 < x < 660$) gelten. Aussagen über mögliche Ursachen dieser doch recht punktuellen Belastungen könnten erst nach eingehenderen Untersuchungen getroffen werden.

Der Großteil der Chrom-Gehalte ($n=136$) lag unter der Obergrenze des österreichischen Hintergrundes ($39\mu\text{g/g}$). Entlang der Schwechat konnten an 2 Probenahmestellen, nämlich MSC und 16SC Werte, die als unbelastet bis mäßig belastet ($53 < x < 106$) gelten, gefunden werden. Die Triesting, die Mödling, sowie der Triesting-Kanal zeigten keinerlei Chrom-Belastungen auf. Generell kann hier nicht davon gesprochen werden, dass die Schwechat ein unbelastetes bis mäßig belastetes Gewässer ist. Dazu müssten genauere Untersuchungen über einen größeren Zeitraum durchgeführt werden.

Für das Schwermetall Kupfer ($n=136$) konnten Konzentrationen zwischen $3,16$ und $166,92\mu\text{g/g}$ gemessen werden. Der größte Teil der Konzentrationen lag unterhalb des österreichischen Hintergrundwertes ($40\mu\text{g/g}$). Wiederholte Male konnten an den Probenahmestellen ATR, MMÖ, MSC und 16SC Werte ermittelt werden, die als unbelastet bis mäßig belastet ($53 < x < 106$) gelten. Am Probenahmestort 16SC konnte einmalig eine Konzentration von $166,92\mu\text{g/g}$ gemessen werden. Diese gilt als mäßig belastet ($106 < x < 212$).

Nachfolgend sollen die detektierten Schwermetall-Konzentrationen im Vergleich zu anderen bereits durchgeführten Schwermetall-Untersuchungen gesetzt werden:

Die Schwechat wurde bereits 2013 in vorangegangenen Untersuchungen von Kopp auf deren Schwermetallgehalt in Wasser und Sediment beprobt. Die Wulka, ein Fluss im Nordburgenland, welcher in den Neusiedlersee mündet, wurde 2015 von Stifter beprobt. Sawidis, et al. (1994) untersuchten im Jahre 1994 einige Flüsse in Griechenland, darunter der Strimon River, der Axios River, der

Aliakmon River, sowie der Pinions River.

Resultate dieser Untersuchungen, werden in der nachfolgenden Tabelle den eigenen Ergebnissen gegenüber gestellt:

	Granabettler (2015)				Kopp (2013)	Stifter (2015)	Sawidis et al. (1994)
	Triesting	Mödling	Schwechat	Triestinger-Kanal	Schwechat*	Wulka	rivers in Greece
Hg	0,01 - 0,87	0,02 - 0,46	0,01 - 0,53	0,02 - 0,34	0,03 - 0,26	0,03 - 0,334	x
Cr	18 - 82	12 - 75	17 - 96	26 - 42	15 - 51	5 - 66	x
Ni	9,1 - 51,3	6,4 - 39,8	6,3 - 34,8	8,3 - 24,6	6,4 - 22,6	3 - 36	35,4 - 232,0
Cu	17 - 83	5 - 60	3 - 167	9 - 73	11 - 76	1 - 81	20 - 28
Cd	0,11 - 0,36	0,10 - 0,72	0,00 - 0,68	0,17 - 0,37	0,06 - 0,41	0,04 - 0,56	1,1 - 1,8
Zn	58 - 192	34 - 535	28 - 489	67 - 153	x	18 - 322	43 - 95
Pb	4 - 31	3 - 119	3 - 70	17 - 50	7 - 33	1 - 86	7 - 21

Tabelle 24: Vergleich von Schwermetallgehalten im Sediment von diversen Flüssen, im Zuge verschiedener Untersuchungen

* Die hier erwähnten Quecksilbergehalte stammen aus der Diplomarbeit von Braunsteiner (2010).

5.3. Schwermetalle im Biofilm

Nach Characklis & Marshall (1990) sind Biofilme komplexe heterogene Systeme aus Zellen und anorganischen Partikeln, welche eingebettet in einer organischen Matrix an Oberflächen haften. Zusätzlich zu Analysen von Wasser und Sedimentproben liefern die Analysen des Biofilms wichtige Einblicke hinsichtlich der Verteilung der Schwermetalle im Ökosystem eines Flusses.

Anhand von Untersuchungen des Boulder Rivers in Montana, USA, konnten Farag et al. (2007) zeigen, dass die Akkumulation von Schwermetallen in Biofilmen tendenziell höher ist, als im Sediment. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Mikroorganismen und Algen eine hohe Affinität zeigen, Schwermetalle zu adsorbieren. Eine erhöhte Schwermetallkonzentration im Biofilm deutet also nicht automatisch auf eine Momentanbelastung des Gewässers hin. Aufgrund

der unterschiedlichen Aufnahmemechanismen und Tendenzen der einzelnen Schwermetalle kann diese Aussage nicht für alle Schwermetalle verallgemeinert werden. So stellte Farag (2007) bei genauerer Betrachtung der gemessenen Blei-Werte fest, dass diese im Sediment tendenziell höher sind als im Biofilm. Auch Holding et al. (2003) untersuchten, inwiefern die Schwermetallgehalte im Sediment mit denen im Biofilm korrelieren. Sie beprobten dazu die Flüsse Churnet, Doce und Manifold in Staffordshire, England. Die Ergebnisse zeigten, dass mit steigender Konzentration der Schwermetalle, Cadmium, Kupfer und Zink im Sediment auch die Konzentrationen im Biofilm zunehmen. Für das Element Zink konnte keine hinreichende Korrelation festgestellt werden. (Holding et al. 2007).

Es zeigt sich, dass die Akkumulation von Schwermetallen im Biofilm eine wichtige Rolle bei der Aufnahme von Schwermetallen in die Nahrungskette spielt. (Farag, et al. 2007)

Im Zuge der durchgeführten Untersuchungen konnten für die diversen Schwermetalle unterschiedliche Akkumulationsverhalten entdeckt werden. So zeigte sich, dass für die Elemente Quecksilber und Zink die Akkumulation im Biofilm tendenziell höher ist, als im Sediment. Ancion et al. (2013) untersuchten 23 Probenahmestellen an Flüssen in und um Auckland, Neuseeland. Ihre Ergebnisse zeigten, dass die Zink-Konzentrationen im Biofilm 3,3-fach höher waren als im Sediment. Für die aktuellen Untersuchungen liegen die Werte im Durchschnitt etwa im selben Verhältnis.

Die Blei-, Cadmium- und Kupfer-Werte sind nur in wenigen Ausnahmefällen im Biofilm höher als im Sediment. Für die Schwermetalle Chrom und Nickel zeigt sich im Sediment an allen Probenahmen an allen Probenahmeorten eine höhere Akkumulation im Sediment, als im Biofilm.

Ähnliche Untersuchungen wurden bereits 2013 von Kopp durchgeführt, welcher ebenfalls den Schwermetallgehalt des Biofilms an diversen Probenahmestellen entlang der Schwechat bestimmt hat. Stifter bestimmte 2015 den Schwermetallgehalt im Biofilm von Wulka-Proben.

Erhaltene Ergebnisse sind in nachfolgender Tabelle wieder vergleichend angeführt:

	Granabettler (2015)				Kopp (2013)	Stifter (2015)
	Triesting	Mödling	Schwechat	Triestinger-Kanal	Schwechat [*]	Wulka
Hg	0,04 - 0,12	0,04 - 0,18	0,02 - 0,38	0,00 - 0,20	0,05 - 0,52	0,01 - 0,22
Cr	4,91 - 22,73	9,75 - 35,97	0,00 - 21,01	1,66 - 21,86	10 - 99	5,11 - 53,00
Ni	3,60 - 16,46	3,65 - 9,76	0,89 - 18,83	1,33 - 17,38	6 - 42	6,09 - 49,40
Cu	10,9 - 44,1	9,3 - 63,9	0,0 - 38,0	6,9 - 24,4	14 - 38	2,7 - 39,0
Cd	0,01 - 0,43	0,01 - 1,53	0,00 - 4,73	0,06 - 0,59	0,07 - 0,49	0,05 - 2,46
Zn	103,1 - 428,7	97,7 - 431,8	71,2 - 386,8	70,4 - 386,8	x	30,7 - 503,0
Pb	2,55 - 10,58	5,38 - 41,43	4,34 - 71,18	5,28 - 70,41	4 - 18	1,77 - 50,70

Tabelle 25: Vergleich von Schwermetallgehalten im Sediment von diversen Flüssen, im Zuge verschiedener Untersuchungen

* Die hier erwähnten Quecksilbergehalte stammen aus der Diplomarbeit von Braunsteiner (Braunsteiner, 2010).

5.4. Conclusio

Die in den Monaten April - Juli 2015 analysierten Daten weisen die Flüsse Triesting, Mödling und Schwechat als mit Nährstoffen belastete Gewässer aus. Dies deckt sich mit der Einstufung der Mödling und Triesting als Gewässer der Güteklasse II, sowie der Schwechat als Gewässer der Güteklasse II-III. Die teils erhöhten Nährstoffkonzentrationen, besonders an den Probenahmestellen BMF und 16MÖ, deuten darauf hin, dass es hier zu anthropogenen Einträgen ins Gewässer kommen muss. Die Nähe der beiden besonders „belasteten“ Probenahmestellen zu Kleingartenanlagen sowie die unmittelbare Nähe vieler Probenahmestellen zu landwirtschaftlich genutzten Flächen, legt nahe, dass erhöhte Werte durch das Einbringen von Abwässern, sowie dem Abschwemmen von Düngemitteln herrühren können.

Eine Betrachtung der Schwermetallkonzentrationen in den entnommenen Se-

dimentproben zeigt, dass der Großteil der Werte unter denen des österreichischen Hintergrundes liegen. Die an manchen Probenahmestellen leicht erhöhten Werte, die nach dem Akkumulationsindex von Müller als „praktisch unbelastet“ bis „mäßig belastet“ gelten, deuten auf partielle anthropogene Einträge, hin. Durch längere Retentionszeiten sowie atmosphärische Deposition ergeben sich die im Biofilm teils höheren Schwermetallkonzentrationen als im Sediment.

Im Zuge dieser Untersuchungen konnte, bei näherer Betrachtung der ermittelten Schwermetallwerte nicht belegt werden, dass die im Unterlauf der Schwechat teils erhöhten Quecksilberkonzentrationen in Sediment und Biofilm aus den Zuflüssen Mödling, Triesting oder Triesting-Kanal stammen.

6. Literaturverzeichnis

Aeiou: <http://www.aeiou.at/aeiou.encyclop.t/t798206.htm>

Alloway, B.: Schwermetalle in Böden. Springer Verlag, Berlin 1999.

Alloway B., Ayres D.C.: Schadstoffe in der Umwelt. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin Oxford, 1996.

Asrari E.: Heavy metal contamination in water and soil. Analysis, Assesment and Redmediation Strategies. Apple Academic Press, Oakville, 2014.

Bachpatenschaften: http://www.bachpatenschaften.de/texte/31gewaessergue-te_chemie.htm

Bertau M., Müller A., Fröhlich P., Katzberg M.: Industrielle Anorganische Chemie. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 2013.

Bliefert C.: Umweltchemie, 3.Auflage, VCH, Weinheim, 2002.

Böcker J.: Spektroskopie. Instrumentelle Analytik mit Atom- und Molekülspektrometrie. Vogel Buchverlag, Würzburg, 1997.

Braunsteiner C.: Quecksilber in der Schwechat. Diplomarbeit, Wien, 2010.

Breuer H.: Dtv Atlas zur Chemie. Band 1, Allgemeine und anorganische Chemie. Deutscher Taschenbuch Verlag, München, 2006.

Calmano W., Hong J., Förstner U.: Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. Water science and technology, 1993.

Cammann K.: Instrumentelle Analytische Chemie. Verfahren, Anwendungen und Qualitätssicherung. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Berlin, 2001.

Casas J., Sordo J.: Lead. Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact

and Health Effects. Elsevier, 2006.

Dekant, W.; Vamvakas, S.: Toxikologie. Eine Einführung für Chemiker, Biologen und Pharmazeuten, 2. Auflage, Elsevier GmbH, München, 2005.

Gadd G., AJ Griffiths A.J.: Mikroorganisms and heavy metal toxicity. Microbial Ecology, Springer, 1977.

Gey, M.: Instrumentelle Analytik und Bioanalytik. 3. Auflage. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2015. [245-261]

Greim, H.; Deml, E.: Toxikologie. Eine Einführung für Naturwissenschaftler und Mediziner. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 1996.

Hilberg S.: Umweltgeologie. Eine Einführung in Grundlagen und Praxis. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 2015.

Holleman, Wiberg: Lehrbuch der Anorganischen Chemie. 102. Auflage, 2007.

Fent K.: Ökotoxikologie. Umweltchemie – Toxikologie – Ökologie. 3. überarbeitete und aktualisierte Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2007.

Fitzgerald, W. F.; Mason, R. P.: Biogeochemical Cycling of Mercury in the Marine Environment. In: Siegel, A.; Siegel, H.: Metal Ions In Biological Systems, Volume 34. Mercury and Its Effects on Environment and Biology, Marcel Dekker INC, New York/Basel/Hong Kong, 1997.

Förstner U., Müller G.: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 1975.

Förstner U., Wittmann G.T.W.: Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo, 1983.

Guderian R., Gunkel G.: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3A: Aquatische Systeme. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 2000.

Heintz A., & Reinhardt G.: Chemie und Umwelt: Ein Studienbuch für Chemi-

ker, Physiker, Biologen und Geologen. Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig/Wiesbaden, 2003.

Holleman-Wiberg: Lehrbuch der Anorganischen Chemie. De Gruyter Verlag. 2007.

Jirsa, F., Pirker, D., Krachler, R., & Keppler, B.: Total Mercury in Sediments, Macrophytes, and Fish from a Shallow Steppe Lake in Eastern Austria . Chemistry & Biodiversity Vol. 11, 2014

Kaim, W.; Schwederski, B.: Bioanorganische Chemie. Zur Funktion chemischer Elemente in Lebensprozessen. 4. Auflage, Teubner Verlag, Wiesbaden, 2005.

Kersten M., Calmano W., Förstner U.: Austausch von Schwermetallen an der Grenzfläche Wasser/Sediment in Gewässern und Baggergutdeponien. 1987 - <https://tubdok.tub.tuhh.de/handle/11420/421> (20.05.16)

Kölle W.: Wasseranalysen richtig beurteilt (Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie). Viley-VCH Verlag, 1994.

Kopp D.: Heavy Metals in different Compartments of the Wienfluss and Schwechat River. Masterarbeit, Wien, 2013.

Kubik, A.: Biofilme als mögliche Indikatoren für Umweltbelastungen. Dissertation, Jena, 2007.

Kudelka A.: Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Schwermetallen in Blei-Zink-Bergwerkshalden des Grazer Paläozoikums. Diplomarbeit, Wien, 2002

Lampert W., Sommer U.: Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1999 [32-34].

Lenntech: <http://www.lenntech.de/pse/wasser/calcium/calcium-und-wasser.htm> (abgerufen am 10.05.2016)

Magyar R., Liebhart W., Jelink G.: El-Mo. Elemente und Moleküle. Öbv, Wien, 2011.

Mance G.: Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier, New York, 1990.

Matschullat J., Heinrichs H., Schneider J., Ulrich B.: Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 1994 [250-255].

Merck Spektroquant.: Manual Merck Spektroquant. Darmstadt: Merck KGaA, 2007.

Merian, E.: Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie GmbH, 1984 [171-178; 351-623].

Moll, W.: Taschenbuch für Umweltschutz. Ernst Reinhardt Verlag, München Basel, 1987 [85-164].

Moore J., Ramamoorthy S.: Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, Tokyo, 1984.

Mortimer C., Müller U.: Chemie-Das Basiswissen der Chemie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2014.

Müller G., Matschullat J.: Geowissenschaften und Umwelt. Springer, 1994.

Mutter J. et al: Quecksilber und Autismus: Zunehmende Beweise? In: Umwelt-Medizin.Gesellschaft, 2006.

Newman, M., & McIntosh, A.: Metal Ecotoxicology. Chelsea, Michigan: LEWIS PUBLISHERS, 1991

Otto, M.: Analytische Chemie, 3.Auflage. Wiley-VCH, Weinheim, 2006.

Pirker, D.: Quecksilber im Neusiedler See. Diplomarbeit, Wien, 2012.

Pohling, R.: Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 2015.

Reichl F.: Taschenatlas Toxikologie. 3.aktualisierte Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2009.

Riedel, E.; Janiak, C.: Anorganische Chemie. 7. Auflage, Walter de Gruyter GmbH und Co. KG, Berlin/New York, 2007.

Salomons W., Förstner U., Mader P.: Heavy Metals. Problems and Solutions. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 1995.

Sawidis T., Chietrri M.K., Zachariadis G.A., Stratis J.A.: Heavy Metals in Aquatic Plants and Sediments from Water Systems in Macedonia, Greece. Ecotoxicology and Environmental Safety 32, Thessaloniki, 1994.

Schäfer S., Forth W.: Cadmium - Bewertung eines Schadstoffs. In: Deutsches Ärzteblatt, 1982.

Schäperclaus W.: Fischkrankheiten. Akademie Verlag, Berlin, 1954.

Schmidt J., & Andren A. In J. Nriagu: Nickel in the Environment (Bd. Kap 4). Wiley New York, 1980.

Schönborn W.: Lehrbuch der Limnologie, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 2003.

Schwoerbel J., & Brendelberger H.: Einführung in die Limnologie. München: Spektrum Chemischer Verlag- Elsevier GmbH, 2005.

Seethaler, D.: Quecksilber im Wienfluss- Diplomarbeit Universität Wien. Wien, 2013.

Sharma S.: Heavy Metals in Water. Presence, Removal and Safety. The Royal Society of Chemistry, 2015.

Shimadzu: TOC-V Serie. Total Organic Analysator. Kurzhandbuch, 2010.

Sigg L., Stumm W.: Aquatische Chemie. Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer. vdf Hochschulverlag, Zürich, 2011.

Skoog, D. A.; Leary, J. J.: Instrumentelle Analytik. Grundlagen – Geräte – Anwendungen. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg/New York, 1996.

Sommer U.: Biologische Meereskunde. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998.

Spiegel H. et al: Cadmium in der Umwelt - Ein Statusbericht aus Österreich. Die Bodenkultur, 1999.

Starmühlner F.: Die Schwechat. Verlag Notring, 1969.

Strubelt, O.: Gifte in Natur und Umwelt. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 1996 [35-64].

Tollmann A.: Umweltgeologie in Österreich. Umweltgeologieband, Wien, 1986

Townsend C., Begon M., Harper J.: Ökologie. Springer Spektrum Oxford, 2008.

Umweltbundesamt: Fact Sheet. Quecksilber (Hg) und Quecksilberverbindungen. Wien, 2009.

Umweltbundesamt: Schwermetall Chrom: In der Wertigkeit liegt die Gefahr.
http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/schadstoff/schadstoffe_einleitung/chromat/ (20.05.16)

Umweltbundesamt: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2006. Wien, 2006.

Umweltbundesamt: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2012. Wien, 2012.

UNEP: Global Mercury Assessment 2013. Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. Genf, 2013a.

UNEP: Mercury. Time to act. Genf, 2013b.

UNEP: Study on the possible effects on Human Health and the Environment in

Asia and the Pacific of the trade of products containing Lead, Cadmium and Mercury. Final, 2011.

Welz, B.; Sperling, M.: Atomabsorptionsspektrometrie. Vierte, neubearbeitete Auflage, Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 1997.

Wetzel R., Likens G.: Limological Analysis. Springer, New York, 1991.

Wachs,B.: Bioindikatoren für erhöhte Metallgehalte in Fließgewässern. Die Naturwissenschaften. Springer, München, 1983.

Wanderland Austria: <http://wanderland-austria.blogspot.co.at/2013/03/an-der-schwechat.html> (20.05.16)

Wanderland Austria: <http://wanderland-austria.blogspot.co.at/2013/05/am-modlingbach.html> (20.05.16)

Worch E.: Wasser und Wasserinhaltsstoffe. Eine Einführung in die Hydrochemie. Springer Fachmedien Wiesbaden. 1997.

Zehl K.: Schwermetalle in Sediment und Böden unter Berücksichtigung der Mobilität und deren Beeinflussung durch Sauerstoff. Dissertation, Dresden.

7. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Quecksilberkreislauf (nach Pohling, 2015)	16
Abbildung 2: Die Probenentnahmestellen	35
Abbildung 3: Probenentnahmestelle Triesting/Trumau	37
Abbildung 4: Probenentnahmestelle Schwechat/Achau	37
Abbildung 5: Probenentnahmestelle Triesting/Achau	38
Abbildung 6: Probenentnahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf	38
Abbildung 7: Probenentnahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf	39
Abbildung 8: Probenentnahmestelle Mödling/Biedermannsdorf	39
Abbildung 9: Probenentnahmestelle Mödling/Achau	40
Abbildung 10: Probenentnahmestelle Triestingkanal/Achau	40
Abbildung 11: Probenentnahmestelle Schwechat/Achau	41
Abbildung 12: Prinzipieller Aufbau eines AAS-Gerätes	45
Abbildung 13: Brenner mit Zerstäuber für die F-AAS	46
Abbildung 14: Temperaturprogrammierung einer Graphitrohrküvette	48
Abbildung 15: Kalibrierfunktion für das Element Kalium der F-AAS	51

8. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Klassifizierung analysierter Schwermetalle (Bliefert 2002)	10
Tabelle 2: Probenahmestandorte + Abkürzungen	36
Tabelle 3: Messbereiche F-AAS	50
Tabelle 4: Messbereiche GF-AAS	53
Tabelle 5: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) LF, pH-Wert, Sauerstoffgehalt/-sättigung und SBV nach Standorten	55
Tabelle 6: Mittelwert + Standardabweichung; DOC-Gehälter des Wassers an verschiedenen Probenorten	58
Tabelle 7: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) in mg/L der Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} -Ionen Bestimmung mittels Flammen-AAS	59
Tabelle 8: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) in mg/L der NH_4^+ , NO_2^- und NO_3^- - Konzentrationen	62

Tabelle 9: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung) in mg/L der SO_4^{2-} , PO_4^{3-} und Cl^- - Konzentrationen	65
Tabelle 10: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Nickel-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	68
Tabelle 11: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Nickel-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	69
Tabelle 12: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Kupfer- Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	71
Tabelle 13: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Zink-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	72
Tabelle 14: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Cadmium-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	74
Tabelle 15: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Quecksilber-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	75
Tabelle 16: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Cadmium-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	77
Tabelle 17: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Chrom-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	78
Tabelle 18: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Nickel-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	80
Tabelle 19: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Kupfer-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in $\mu\text{g/g}$ TM	81
Tabelle 20: Mittelwerte ($\pm$ Standardabweichung), Median, Minimum	

und Maximum der Zink-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM	83
Tabelle 21: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Cadmium-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM	84
Tabelle 22: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Quecksilber-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM	86
Tabelle 23: Mittelwerte (± Standardabweichung), Median, Minimum und Maximum der Blei-Konzentrationen des Biofilms an den verschiedenen Probenahmestandorten in µg/g TM	87
Tabelle 24: Vergleich von Schwermetallgehalten im Sediment von diversen Flüssen, im Zuge verschiedener Untersuchungen	94
Tabelle 25: Vergleich von Schwermetallgehalten im Sediment von diversen Flüssen, im Zuge verschiedener Untersuchungen	96
Tabelle 26: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Trumau	114
Tabelle 27: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau	115
Tabelle 28: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Achau	115
Tabelle 29: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf	116
Tabelle 30: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium,	

Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf	116
Tabelle 31: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf	117
Tabelle 32: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)	117
Tabelle 33: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)	118
Tabelle 34: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)	118
Tabelle 35: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Trumau	119
Tabelle 36: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau	119
Tabelle 37: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Achau	120
Tabelle 38: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf	120
Tabelle 39: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf	121
Tabelle 40: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf	121
Tabelle 41: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)	122
Tabelle 42: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an	

der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)	122
Tabelle 43: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)	123
Tabelle 44: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Triesting/Trumau	124
Tabelle 45: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau	125
Tabelle 46: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Triesting/Achau	126
Tabelle 47: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestlle Mödling/Maria Lanzendorf	127
Tabelle 48: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf	128
Tabelle 49: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdord	129
Tabelle 50: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)	130
Tabelle 51: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)	131
Tabelle 52: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)	132
Tabelle 53: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Triesting/Trumau	133
Tabelle 54: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau	133
Tabelle 55: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf	134
Tabelle 56: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf	134
Tabelle 57: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)	134
Tabelle 58: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)	135

Tabelle 59: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM)
an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)

135

9. Kurzfassung

Schwermetalle wie Quecksilber, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer und Zink sind in der Umwelt natürlich und ubiquitär vorkommende Elemente, welche zum Problem werden, wenn sie durch anthropogene Einträge vermehrt in die Umwelt gelangen. Im Rahmen vorangegangener Arbeiten des Institutes für Anorganische Chemie der Uni Wien, wurde in der Schwechat, einem Fluss des südlichen Wiener Beckens, eine Belastung mit Quecksilber festgestellt. Deren Quellen konnten jedoch bis dato nicht geklärt werden. Da die Zunahme der Quecksilberkonzentrationen besonders im Unterlauf der Schwechat, also nach Zusammenfluss von Mödling, Triesting, Triesting-Kanal und Schwechat zu verzeichnen war, sollte eine nähere Untersuchung dieser Zuflüsse Rückschlüsse über mögliche Quellen bringen.

Dazu wurden in den Monaten April bis Juli 2015, die oben erwähnten Zuflüsse, sowie die Schwechat an insgesamt 8 Probenahmestellen, in 8 Probenahmen beprobt. Analysiert wurden nicht nur die allgemeinen physikalisch-chemischen Wasserparameter, nämlich Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt/ Sauerstoffsättigung, DN- und DOC-Gehalt, sowie die Bestimmung der im Wasser gelösten Anionen und Kationen, sondern auch der Gehalt von diversen Schwermetallen in Sediment- und Biofilm-Proben.

Im Zuge der Untersuchungen zeigte sich, dass besonders an den Probenahmestandorten BMF und 16MÖ die höchsten Gehalte an Nitrat, Sulfat und Chlorid zu finden sind. Dies deutet darauf hin, dass es in unmittelbarer Umgebung der Probenahmestellen zu anthropogenen Einträgen ins Gewässer kommen muss.

Betrachtet man die ermittelten Schwermetallkonzentrationen in den Sedimentproben der einzelnen Flüsse, so fällt ins Auge, dass der Großteil unter denen, des nach dem „Geoakkumulationsindex nach Müller“ (1979) ermittelten, österreichischen Hintergrundes liegt. Es wurden folgende Mittelwerte gemessen/errechnet: Hg (n=136): $0,156 \pm 0,142 \mu\text{g/g TM}$; Zn (n=136): $146,3 \pm 110,0 \mu\text{g/g TM}$; Pb (n=136): $26,08 \pm 18,55 \mu\text{g/g TM}$; Ni (n=136): $18,27 \pm 8,36 \mu\text{g/g TM}$; Cd (n=136): $0,26 \pm 0,16 \mu\text{g/g TM}$; Cr (n=136): $38,58 \pm 19,12 \mu\text{g/g TM}$; Cu (n=136):

35,28 ± 29,12 µg/g TM. Vereinzelte Messwerte für Zn mit 535,6 µg/g TM, Pb mit 73,26 µg/g TM, Cr mit 95,72 µg/g TM, sowie Cu mit 166,92 µg/g deuten auf partielle anthropogene Einträge ins Gewässer hin.

Vergleicht man die detektierten Quecksilberwerte mit denen vorangegangener Untersuchungen, so konnte nicht festgestellt werden, dass die Quecksilberbelastung des Unterlaufs der Schwechat aus den Zuflüssen Mödling, Triesting oder Triestinger-Kanal stammt.

10. Abstract

Heavy metals like mercury, lead, cadmium, chrome, copper and zinc are natural and ubiquitous elements in the environment but they can become problematic when increased amounts get into the environmental system due to anthropogenic influence. Previous research of the Institute of Inorganic Chemistry at the University of Vienna revealed that the Schwechat, a river in the south of the Vienna Basin, contains elevated mercury concentrations. The reason for this has not been identified yet. The high mercury concentration is in particular remarkable in the lower course of the Schwechat, to be more precise after the junction of Mödling, Triesting, Triestinger-Kanal and Schwechat. A close analysis of these influxes should allow finding possible reasons for the increase of mercury. From April to June in 2015, eight samples were taken from the above mentioned influxes as well as the Schwechat at eight sampling points. Not only the general physical-chemical water parameters, namely temperature, pH value, conductivity, oxygen saturation, DN- and DOC-content as well as the amount of anions and cations dissolved in the water, but also the concentration of various heavy metals in the sediment as well as biofilm, got analyzed.

This examination reveals that particularly the sampling points BMF and 16MÖ showed the highest concentration of nitrate, sulphate and chloride. This suggests that an anthropogenic influence on the water happens in the close environment of the sampling points.

Considering the concentration of heavy metals in the sediment of the various rivers, it is striking that the majority of the samples, obtained heavy metal contents corresponded in accordance with the "Geoakkumulationsindex by Müller (1979)" to the Austrian background. Mean values from: Hg (n=136): $0,156 \pm 0,142 \mu\text{g/g dw}$; Zn (n=136): $146,3 \pm 110,0 \mu\text{g/g dw}$; Pb (n=136): $26,08 \pm 18,55 \mu\text{g/g dw}$; Ni (n=136): $18,27 \pm 8,36 \mu\text{g/g dw}$; Cd (n=136): $0,26 \pm 0,16 \mu\text{g/g dw}$; Cr (n=136): $38,58 \pm 19,12 \mu\text{g/g dw}$; Cu (n=136): $35,28 \pm 29,12 \mu\text{g/g dw}$.

Some average values for Zn with $535,6 \mu\text{g/g dw}$, Pb with $73,26 \mu\text{g/g dw}$, Cr with $95,72 \mu\text{g/g dw}$ and Cu with $166,92 \mu\text{g/g dw}$, indicate a partly anthropogenic influence on the waterbody.

Comparing the detected amount of mercury with the previous studies, it cannot be assumed that the mercury exposure in the lower course of the Schwechat is caused by the junction of Mödling, Triesting, Triesting-Kanal.

11. Anhang

Analytische Daten

Wasserproben

Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt/-sättigung, Säurebindungsvermögen, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium

114

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
TRU	09.04.2015	7,6	635	8,4	12,6	105	5,18	2,3	1,85	x	x	x	x
TRU	24.04.2015	11,4	1573	8,4	10,7	99	5,06	2,7	1,47	1,82	74,8	12,4	24,8
TRU	07.05.2015	16,3	573	8,4	11,3	100	4,78	2,9	1,51	2,73	60,1	11,2	24,1
TRU	21.05.2015	13,1	618	8,2	9,5	93	5,18	3,4	1,49	2,67	65,5	8,27	25,5
TRU	05.06.2015	20	589	8,3	9,1	97	5,27	2,8	1,61	2,51	96,26	7,59	24,98
TRU	18.06.2015	16,8	595	8,4	8,2	96	5,18	2,9	1,22	2,69	72,16	7,67	29,35
TRU	05.07.2015	23,0	605	7,9	8,9	86	5,04	2,8	1,29	1,89	90,95	7,38	28,31
TRU	16.07.2015	22,9	563	8,49	8,2	87	5,18	3,2	1,06	1,70	84,04	6,98	27,11

Tabelle 26: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Trumau

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
ASC	09.04.2015	7,9	686	8,5	13,0	112	5,20	2,7	2,00	x	x	x	x
ASC	24.04.2015	11,6	759	8,3	10,6	107	5,14	2,9	2,06	2,99	82,5	25,0	27,1
ASC	07.05.2015	14,6	590	8,3	9,8	99	5,32	3,0	1,77	3,08	63,9	14,0	25,3
ASC	21.05.2015	12,9	672	8,2	8,9	94	5,20	3,6	1,74	3,50	67,4	15,6	26,9
ASC	05.06.2015	19,1	815	8,4	9,1	84	5,26	3,4	1,83	5,35	109,19	23,2	29,02
ASC	18.06.2015	16,9	704	8,4	8,8	101	5,12	3,8	1,52	5,93	75,67	20,2	31,74
ASC	05.07.2015	26,2	867	8,65	9,3	103	5,32	3,8	1,48	5,27	100,78	36,0	32,30
ASC	16.07.2015	22,4	741	8,43	9,6	139	5,14	3,3	1,44	3,73	89,84	8,16	28,77

Tabelle 27: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
ATR	09.04.2015	7,7	644	8,4	13,3	111	4,84	2,5	1,79	x	x	x	x
ATR	24.04.2015	11,6	656	8,2	10,2	96	5,22	2,9	1,70	2,18	74,5	13,9	25,9
ATR	07.05.2015	15,1	600	8,3	11,6	95	5,38	2,9	1,71	3,05	63,1	12,7	25,4
ATR	21.05.2015	13,2	644	8,2	8,6	81	5,22	3,5	1,78	3,59	68,1	14,7	26,9
ATR	05.06.2015	19,1	627	8,6	8,5	97	5,26	3,1	1,79	3,20	97,25	10,97	26,67
ATR	18.06.2015	17,1	628	8,4	8,6	100	5,32	2,9	1,54	8,19	72,60	10,7	24,86
ATR	05.07.2015	23,9	627	8,33	9,1	94	5,28	3,1	1,38	2,78	92,48	11,9	30,19
ATR	16.07.2015	21,9	625	8,43	8,4	99	5,36	2,9	1,46	2,78	90,63	13,5	29,60

Tabelle 28: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Achau

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
MMÖ	09.04.2015	8,3	781	8,4	13,9	112	5,14	2,8	2,23	x	x	x	x
MMÖ	24.04.2015	13,1	846	8,2	11,3	107	5,24	3,3	2,42	3,61	84,5	29,5	28,9
MMÖ	07.05.2015	15,8	661	8,2	10,3	87	4,84	3,6	1,62	3,86	47,2	20,7	18,0
MMÖ	21.05.2015	13,5	773	8,2	8,3	93	5,18	3,6	2,19	5,06	74,2	26,4	29,4
MMÖ	05.06.2015	21,5	840	8,4	9,2	104	5,22	2,9	2,14	5,89	109,32	26,4	30,70
MMÖ	18.06.2015	18,00	875	8,5	9,7	114	5,01	3,3	1,88	11,99	82,28	32,0	34,01
MMÖ	05.07.2015	26,6	753	8,38	8,2	105	4,98	3,4	1,46	5,25	103,11	33,8	33,54
MMÖ	16.07.2015	22	714	8,22	9,6	101	5,06	3,6	1,58	6,04	94,46	25,4	25,99

Tabelle 29: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
MSC	09.04.2015	7,9	771	8,4	12,6	101	4,86	3,1	1,86	x	x	x	x
MSC	24.04.2015	12,8	741	8,3	9,8	94	4,68	3,4	1,54	3,95	70,6	26,6	24,0
MSC	07.05.2015	14,9	762	8,4	11,0	99	4,82	3,6	2,48	4,27	64,3	30,2	25,4
MSC	21.05.2015	13,7	695	8,1	9,6	81	4,68	4,1	1,93	5,14	65,0	25,6	23,5
MSC	05.06.2015	19,5	700	8,4	8,4	90	4,90	3,9	1,85	5,54	96,72	21,1	24,87
MSC	18.06.2015	17,0	685	8,4	7,7	89	4,46	2,7	1,48	7,81	92,05	21,2	25,36
MSC	05.07.2015	24,8	759	8,43	8,8	85	4,50	3,8	1,33	4,58	94,28	23,6	27,13
MSC	16.07.2015	22,6	842	8,29	7,5	89	4,76	3,2	1,62	6,01	100,60	31,0	31,46

Tabelle 30: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
BMF	09.04.2015	9,5	1017	8,4	12,3	102	4,86	2,5	2,24	x	x	x	x
BMF	24.04.2015	12,3	1006	8,5	11,6	111	5,50	2,8	2,10	3,66	97,4	35,7	33,4
BMF	07.05.2015	12,9	935	8,5	9,6	92	5,56	3,4	2,37	4,60	93,1	36,3	32,1
BMF	21.05.2015	12,00	905	8,3	9,8	92	5,24	4,4	2,06	4,62	92,3	32,3	30,3
BMF	05.06.2015	17,8	1015	8,3	8,9	95	5,60	3,8	2,11	6,02	130,63	37,3	38,77
BMF	18.06.2015	16,00	1021	8,3	8,2	95	5,52	3,1	2,31	7,52	103,59	34,6	40,98
BMF	05.07.2015	22,8	1083	8,57	8,6	90	5,20	2,7	2,40	5,67	134,57	41,1	44,85
BMF	16.07.2015	21,3	1038	8,21	7,9	104	5,46	2,8	2,28	5,81	127,76	35,7	42,51

Tabelle 31: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
16MÖ	09.04.2015	12	1224	8,8	14,7	99	5,28	5,2	1,81	x	x	x	x
16MÖ	24.04.2015	14,3	1116	8,3	11,3	112	5,46	4,9	1,69	9,23	88,5	53,2	30,1
16MÖ	07.05.2015	15,4	1095	8,2	13,1	97	5,32	5,6	1,85	10,1	86,9	65,0	35,3
16MÖ	21.05.2015	13,7	930	8,2	8,7	85	5,58	5,3	1,92	9,03	79,9	51,6	27,9
16MÖ	05.06.2015	19,2	1022	8,2	7,9	89	5,38	5,0	2,01	13,13	113,57	54,6	34,81
16MÖ	18.06.2015	17,2	1056	8,3	7,6	89	5,14	4,8	1,84	15,35	125,41	50,8	31,46
16MÖ	05.07.2015	24,3	1079	8,43	8,1	93	5,28	5,0	1,53	10,69	118,34	50,9	32,04
16MÖ	16.07.2015	22,6	1020	8,21	8,2	91	5,42	4,9	2,12	14,56	118,85	50,4	30,15

Tabelle 32: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
16KA	09.04.2015	9,8	666	8,5	15,2	103	4,18	3,2	1,51	x	x	x	x
16KA	24.04.2015	13,5	614	8,4	11,3	110	3,92	3,8	1,37	30,4	41,8	50,6	18,0
16KA	07.05.2015	15,9	551	8,4	14,6	100	4,18	3,1	1,37	3,81	53,8	24,9	18,0
16KA	21.05.2015	14,00	615	8,3	9,1	88	4,16	3,6	1,68	4,52	62,2	25,3	18,9
16KA	05.06.2015	21	640	8,4	10,1	91	4,12	3,9	1,77	5,68	82,81	27,7	21,56
16KA	18.06.2015	17,7	756	8,1	6,1	72	4,22	4,2	1,42	7,28	97,24	24,7	29,27
16KA	05.07.2015	25,5	681	8,43	8,7	90	4,00	5,1	1,16	3,93	82,70	25,1	21,57
16KA	16.07.2015	23,2	651	8,21	6,3	84	3,96	3,6	1,40	5,87	84,80	28,2	20,36

Tabelle 33: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)

	Datum	Temp [°C]	LF [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	SBV [meq/L]	DOC [mg/L]	DN [mg/l]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]
16SC	09.04.2015	10,3	849	8,5	14,3	97	4,78	3,2	1,69	x	x	x	x
16SC	24.04.2015	13,8	808	8,2	9,9	97	4,78	3,9	1,29	5,59	79,3	31,9	27,2
16SC	07.05.2015	15,4	731	8,2	12,3	79	4,62	4,5	1,4	5,94	61,2	30,9	26,5
16SC	21.05.2015	13,3	787	7,8	6,4	62	5,12	5,8	2,16	6,38	71,2	33,1	25,9
16SC	05.06.2015	18,4	827	8,1	7,2	80	5,08	4,5	2,12	7,94	104,58	34,4	28,33
16SC	18.06.2015	17,3	608	8,3	7,8	91	4,89	5,5	1,44	5,69	86,34	22,1	19,28
16SC	05.07.2015	22,6	811	8,04	7,9	74	5,18	4,1	1,19	6,09	95,11	27,5	31,33
16SC	16.07.2015	21,7	890	7,95	6,9	88	4,96	3,9	1,85	10,62	106,41	36,0	31,39

Tabelle 34: Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, SBV, DOC, DN, Kalium, Calcium, Natrium, Magnesium der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)

Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Sulfat und Chlorid

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
TRU	09.04.2015	0,05	3,6	0,016	0,10	38,00	14,50
TRU	24.04.2015	0,022	2,4	0,014	0	45,90	15,00
TRU	07.05.2015	0,018	1,4	0,035	0	39,29	17,92
TRU	21.05.2015	0,036	5,2	0,022	0	35,93	12,67
TRU	05.06.2015	0,015	6,9	0,020	0	x	x
TRU	18.06.2015	0,091	4,5	0	0	34,33	15,14
TRU	05.07.2015	0,022	4,3	0,023	0	57,57	15,37
TRU	16.07.2015	0,026	8,4	0,022	0	34,21	11,83

Tabelle 35: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Trumau

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
ASC	09.04.2015	0,031	8,9	0,048	0	48,00	24,50
ASC	24.04.2015	0,054	9,4	0,086	0,09	62,91	34,06
ASC	07.05.2015	0,043	8,2	0,065	0,09	44,38	24,15
ASC	21.05.2015	0,139	4,9	0,109	0,15	46,92	21,95
ASC	05.06.2015	0,060	4,4	0,052	0,14	x	x
ASC	18.06.2015	0,038	7,7	0,027	0,11	55,40	34,88
ASC	05.07.2015	0,031	6,8	0,052	0,07	83,56	22,82
ASC	16.07.2015	0,047	9,3	0,044	0,13	58,58	35,84

Tabelle 36: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
ATR	09.04.2015	0,031	8,0	0,043	0	26,80	17,00
ATR	24.04.2015	0,032	4,6	0,033	0	46,74	32,07
ATR	07.05.2015	0,037	3,9	0,066	0,09	40,16	33,19
ATR	21.05.2015	0,160	10,8	0,109	0,17	38,71	22,97
ATR	05.06.2015	0,044	3,0	0,035	0,07	x	x
ATR	18.06.2015	0,038	3,4	0,027	0,09	42,86	23,55
ATR	05.07.2015	0,040	6,5	0,036	0,15	41,55	25,15
ATR	16.07.2015	0,047	11,9	0,038	0,16	35,52	26,29

Tabelle 37: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Triesting/Achau

120

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
MMÖ	09.04.2015	0,031	12,7	0,078	0	26,60	36,00
MMÖ	24.04.2015	0,058	9,8	0,119	0,13	28,53	74,28
MMÖ	07.05.2015	0,178	8	0,179	0,33	48,73	45,30
MMÖ	21.05.2015	0,123	5,0	0,153	0,19	75,76	39,13
MMÖ	05.06.2015	0,042	7,9	0,053	0,15	x	x
MMÖ	18.06.2015	0,037	6,3	0,033	0,14	119,73	63,80
MMÖ	05.07.2015	0,039	4,5	0,067	0,16	110,72	47,80
MMÖ	16.07.2015	0,075	11,2	0,085	0,32	61,30	42,88

Tabelle 38: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
MSC	09.04.2015	0,035	8,8	0,074	0	34,00	43,00
MSC	24.04.2015	0,071	5,4	0,064	0,21	29,08	84,13
MSC	07.05.2015	0,114	11,1	0,243	0,22	71,15	53,24
MSC	21.05.2015	0,481	4,5	0,234	0,41	56,67	38,57
MSC	05.06.2015	0,065	5,0	0,097	0,34	x	x
MSC	18.06.2015	0,076	2,3	0,084	0,20	60,80	42,14
MSC	05.07.2015	0,039	6,8	0,076	0,31	60,81	54,46
MSC	16.07.2015	0,072	9,1	0,101	0,09	103,46	58,55

Tabelle 39: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
BMF	09.04.2015	0,017	8,7	0,025	0	71,30	100,00
BMF	24.04.2015	0,020	7,1	0,032	0	62,16	103,26
BMF	07.05.2015	0,035	15,1	0,057	0,09	92,99	87,21
BMF	21.05.2015	0,037	10	0,042	0,06	93,78	83,05
BMF	05.06.2015	0,055	7,2	0,049	0	x	x
BMF	18.06.2015	0,039	7,9	0,036	0,07	123,69	96,14
BMF	05.07.2015	0,003	10,9	0,055	0,04	126,74	95,83
BMF	16.07.2015	0,033	22,1	0,071	0,10	128,39	99,09

Tabelle 40: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
16MÖ	09.04.2015	0,035	10,9	0,088	0,32	94,35	145,00
16MÖ	24.04.2015	0,055	5,1	0,078	0,34	92,75	128,01
16MÖ	07.05.2015	0,127	13,2	0,152	0,78	127,38	114,02
16MÖ	21.05.2015	0,196	5,9	0,191	0,70	99,60	93,76
16MÖ	05.06.2015	0,074	1,5	0,085	0,63	x	x
16MÖ	18.06.2015	0,076	2,3	0,122	0,40	110,30	113,55
16MÖ	05.07.2015	0,035	4,2	0,078	0,52	104,63	101,56
16MÖ	16.07.2015	0,084	22	0,039	0,38	113,72	103,39

Tabelle 41: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)

122

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
16KA	09.04.2015	0,019	6,9	0,035	0,19	55,00	70,00
16KA	24.04.2015	0,045	4,5	0,063	0,26	76,43	69,22
16KA	07.05.2015	0,110	8,8	0,162	0,34	50,55	59,69
16KA	21.05.2015	0,164	7,2	0,183	0,30	54,47	43,73
16KA	05.06.2015	0,073	2,6	0,126	0,46	x	x
16KA	18.06.2015	0,062	2,4	0,110	0,23	56,07	51,15
16KA	05.07.2015	0,020	2,9	0,111	0,35	56,36	57,25
16KA	16.07.2015	0,094	5,1	0,127	0,26	72,91	33,24

Tabelle 42: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)

	Datum	NH ₄ ⁺ [mg/L]	NO ₃ ⁻ [mg/L]	NO ₂ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]
16SC	09.04.2015	0,069	7,9	0,101	0,08	48,00	60,00
16SC	24.04.2015	0,241	9,1	0,096	0,21	77,74	90,50
16SC	07.05.2015	0,242	11,4	0,138	0,27	71,86	67,00
16SC	21.05.2015	0,550	12,6	0,395	0,58	72,99	51,33
16SC	05.06.2015	0,131	7,6	0,186	0,47	x	x
16SC	18.06.2015	0,122	0,7	0,143	0,19	62,39	32,62
16SC	05.07.2015	0,067	3,9	0,165	0,27	66,69	62,19
16SC	16.07.2015	0,093	16,1	0,059	0,70	82,00	72,47

Tabelle 43: NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ der Wasserproben an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)

Sediment - Schwermetalle Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn, Pb; organischer Anteil

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
TRU	09.04.2015	0,5082	0,81	20	0,037	22,12	23,71	15,15	0,16	87,76	8,13
TRU	24.04.2015	0,5034	14,18	20	0,085	39,78	25,98	19,14	0,28	120,78	9,92
TRU	24.04.2015	0,49921	6,99	20	0,137	54,97	36,94	26,12	0,23	169,47	13,76
TRU	07.05.2015	0,5161	0,77	20	0,012	18,18	19,80	11,89	0,13	59,68	4,37
TRU	07.05.2015	0,5034	1,49	20	0,033	28,48	25,68	15,24	0,19	87,80	9,20
TRU	21.05.2015	0,4999	1,52	20	0,043	29,50	19,54	13,90	0,19	90,42	4,97
TRU	21.05.2015	0,5066	3,83	20	0,025	19,30	17,51	11,15	0,15	65,93	0,00
TRU	05.06.2015	0,50163	1,22	20	0,024	19,82	24,29	10,49	0,23	57,81	8,52
TRU	05.06.2015	0,50718	1,57	20	0,029	25,42	23,73	10,70	0,15	68,22	5,81
TRU	18.06.2015	0,5555	1,56	20	0,866	17,39	18,48	9,08	0,16	80,29	5,17
TRU	18.06.2015	0,5049	1,68	20	0,029	19,39	21,32	10,70	0,15	66,15	8,24
TRU	05.07.2015	0,5016	1,67	20	0,032	22,52	20,31	13,89	0,18	65,79	5,82
TRU	05.07.2015	0,49989	2,20	20	0,071	31,57	19,97	13,60	0,18	65,21	5,90
TRU	16.07.2015	0,5123	1,54	20	0,022	16,56	19,27	17,83	0,11	89,79	4,41
TRU	16.07.2015	0,5227	2,48	20	0,051	28,56	18,73	15,50	0,14	83,41	6,94

Tabelle 44: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Triesting/Trumau

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
ASC	09.04.2015	0,5030	1,29	20	0,026	6,12	24,60	11,27	0,10	32,52	5,69
ASC	24.04.2015	0,52614	1,70	20	0,037	7,50	25,98	11,93	0,09	41,43	8,15
ASC	24.04.2015	0,5156	3,90	20	0,020	5,49	22,76	10,78	0,09	32,47	4,53
ASC	07.05.2015	0,5111	1,43	20	0,019	5,39	25,43	10,22	0,11	27,78	4,33
ASC	07.05.2015	0,5134	1,72	20	0,021	5,79	26,17	11,02	0,08	39,74	6,30
ASC	21.05.2015	0,52300	1,52	20	0,017	5,22	20,41	9,94	0,09	41,30	0,00
ASC	21.05.2015	0,50409	2,04	20	0,026	6,66	22,96	10,70	0,08	49,20	3,29
ASC	05.06.2015	0,51580	1,40	20	0,016	4,13	26,80	7,76	0,11	28,96	4,21
ASC	05.06.2015	0,5029	1,82	20	0,025	17,57	29,93	9,08	0,10	34,64	6,19
ASC	18.06.2015	0,50475	1,27	20	0,014	3,16	18,53	6,28	0,10	25,36	2,66
ASC	18.06.2015	0,5144	3,82	20	0,046	12,56	28,61	12,45	0,11	53,27	10,65
ASC	05.07.2015	0,4960	1,67	20	0,039	9,21	20,06	10,44	0,10	33,31	3,31
ASC	05.07.2015	0,5086	2,36	20	0,031	7,34	21,81	13,77	0,12	43,26	9,96
ASC	16.07.2015	0,5164	2,34	20	0,032	9,68	20,53	12,62	0,09	51,12	4,73
ASC	16.07.2015	0,5116	5,61	20	0,073	20,33	29,14	18,85	0,12	69,19	8,78

Tabelle 45: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
ATR	09.04.2015	0,51993	4,44	20	0,165	19,27	56,34	36,24	0,18	98,47	17,33
ATR	24.04.2015	0,5033	12,11	20	0,188	77,23	43,66	33,48	0,23	160,54	23,90
ATR	24.04.2015	0,50188	4,59	20	0,106	33,49	40,91	23,83	0,22	77,71	11,69
ATR	07.05.2015	0,49868	9,82	20	0,188	82,70	46,57	36,02	0,25	153,61	25,32
ATR	07.05.2015	0,50060	5,23	20	0,135	50,39	59,72	37,31	0,18	104,27	19,79
ATR	21.05.2015	0,5247	8,84	20	0,177	58,89	37,14	25,57	0,20	128,84	17,38
ATR	21.05.2015	0,5190	6,45	20	0,135	44,02	60,09	37,05	0,16	94,80	15,45
ATR	05.06.2015	0,50459	11,54	20	0,221	102,22	61,80	28,71	0,36	192,24	30,51
ATR	05.06.2015	0,5002	10,34	20	0,260	99,99	65,32	29,35	0,27	168,33	19,51
ATR	18.06.2015	0,5206	5,89	20	0,110	41,85	66,30	26,88	0,18	91,82	12,89
ATR	18.06.2015	0,4937	7,26	20	0,189	61,79	58,35	26,98	0,22	120,72	18,20
ATR	05.07.2015	0,50523	7,36	20	0,124	42,15	81,72	51,25	0,23	91,84	14,80
ATR	05.07.2015	0,50327	7,23	20	0,163	50,12	57,91	38,30	0,24	104,12	14,04
ATR	16.07.2015	0,5169	7,21	20	0,153	58,07	49,39	31,31	0,22	133,88	16,56
ATR	16.07.2015	0,5962	7,26	20	0,279	55,05	46,58	23,58	0,24	132,17	17,41

Tabelle 46: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Triesting/Achau

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
MMÖ	09.04.2015	0,5038	1,33	20	0,039	12,34	21,88	11,85	0,14	56,77	52,45
MMÖ	24.04.2015	0,49015	1,69	20	0,027	10,22	18,50	9,73	0,13	44,88	7,82
MMÖ	24.04.2015	0,51539	2,77	20	0,041	13,21	23,80	11,98	0,14	60,54	10,09
MMÖ	07.05.2015	0,53058	3,73	20	0,157	40,74	45,19	21,93	0,19	141,73	45,37
MMÖ	07.05.2015	0,5141	10,28	20	0,524	97,46	74,97	39,83	0,13	406,15	73,26
MMÖ	21.05.2015	0,51091	4,49	20	0,275	60,31	51,69	23,63	0,47	174,98	49,29
MMÖ	21.05.2015	0,50260	4,06	20	0,168	42,39	47,79	20,97	0,29	165,14	24,92
MMÖ	05.06.2015	0,5124	1,59	20	0,032	11,76	24,35	8,93	0,12	55,04	6,61
MMÖ	05.06.2015	0,5090	2,14	20	0,058	18,80	31,26	14,86	0,17	83,69	11,23
MMÖ	18.06.2015	0,50821	1,49	20	0,018	6,82	13,44	6,80	0,10	49,59	2,90
MMÖ	18.06.2015	0,5032	1,46	20	0,018	7,21	14,87	6,71	0,11	34,18	28,58
MMÖ	05.07.2015	0,50790	4,15	20	0,132	20,93	31,53	18,75	0,21	114,98	26,52
MMÖ	05.07.2015	0,5475	1,68	20	0,035	8,72	19,99	14,66	0,15	52,97	6,26
MMÖ	16.07.2015	0,4967	5,15	20	0,246	41,18	64,13	21,43	0,36	197,30	28,23
MMÖ	16.07.2015	0,5067	5,75	20	0,294	48,24	64,95	23,63	0,43	234,46	34,19

Tabelle 47: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Maria Lanzendorf

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
MSC	16.07.2015	0,5782	2,21	20	0,016	11,74	17,33	11,24	0,17	71,60	12,22
MSC	07.05.2015	0,5063	1,30	20	0,022	8,36	19,14	8,77	0,17	45,82	4,69
MSC	07.05.2015	0,50830	1,13	20	0,024	9,85	20,28	9,73	0,12	53,91	7,22
MSC	21.05.2015	0,5043	1,47	20	0,027	9,78	18,41	9,36	0,11	50,37	20,28
MSC	16.07.2015	0,5305	2,08	20	0,039	12,56	18,19	10,57	0,15	72,76	8,43
MSC	21.05.2015	0,50938	2,53	20	0,048	15,00	20,64	11,89	0,12	72,64	15,53
MSC	05.07.2015	0,57180	2,72	20	0,132	23,99	28,93	17,01	0,26	126,62	22,62
MSC	18.06.2015	0,5561	3,72	20	0,142	31,53	35,67	15,27	0,28	170,47	25,31
MSC	24.04.2015	0,5232	3,98	20	0,166	39,45	43,93	20,70	0,35	157,49	31,88
MSC	05.06.2015	0,5007	4,66	20	0,220	36,21	57,12	15,13	0,35	194,53	24,93
MSC	05.07.2015	0,4902	4,91	20	0,284	50,48	43,38	26,30	0,39	227,66	33,31
MSC	09.04.2015	0,51577	5,25	20	0,343	48,24	56,43	27,97	0,41	245,85	42,70
MSC	05.06.2015	0,48839	8,88	20	0,395	78,62	95,72	24,77	0,63	342,35	49,40
MSC	24.04.2015	0,5148	5,78	20	0,427	84,15	80,93	32,22	0,64	330,61	70,49
MSC	18.06.2015	0,50138	10,33	20	0,434	80,41	48,22	27,14	0,68	378,95	51,22

Tabelle 48: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
BMF	09.04.2015	0,51762	3,07	20	0,122	17,24	38,62	20,66	0,15	95,05	27,76
BMF	24.04.2015	0,5016	1,93	20	0,053	42,17	15,28	6,35	0,14	43,86	12,23
BMF	24.04.2015	0,4902	1,28	20	0,053	8,47	23,21	11,33	0,12	56,30	22,51
BMF	07.05.2015	0,5265	3,73	20	0,101	22,76	34,68	16,07	0,11	124,22	48,93
BMF	07.05.2015	0,50334	7,85	20	0,306	110,43	71,11	23,67	0,40	282,12	43,71
BMF	21.05.2015	0,5119	2,05	20	0,087	17,12	19,93	9,83	0,15	74,23	118,63
BMF	21.05.2015	0,5051	3,12	20	0,091	19,80	27,53	16,06	0,18	108,89	31,71
BMF	05.06.2015	0,4944	2,78	20	0,064	15,15	33,27	9,75	0,17	99,92	32,19
BMF	05.06.2015	0,5514	1,76	20	0,124	7,93	28,08	7,47	0,12	56,95	31,96
BMF	18.06.2015	0,57099	3,80	20	0,092	18,32	26,62	15,18	0,16	101,93	31,33
BMF	18.06.2015	0,5184	1,77	20	0,046	8,32	17,37	8,13	0,12	61,34	13,88
BMF	05.07.2015	0,54714	1,25	20	0,024	4,76	12,30	7,98	0,11	31,91	3,33
BMF	05.07.2015	0,5147	1,93	20	0,045	8,70	15,17	8,34	0,18	70,72	14,32
BMF	16.07.2015	0,5212	3,62	20	0,078	15,76	22,90	13,38	0,20	107,44	22,44
BMF	16.07.2015	0,5306	3,49	20	0,104	19,26	27,32	16,88	0,19	116,47	29,34

Tabelle 49: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
16MÖ	09.04.2015	0,5026	9,57	20	0,463	50,55	64,38	24,04	0,63	535,61	62,17
16MÖ	24.04.2015	0,4972	4,30	20	0,245	39,02	44,90	22,76	0,52	320,60	50,29
16MÖ	24.04.2015	0,51091	9,36	20	0,368	45,05	53,78	29,01	0,72	452,13	47,12
16MÖ	07.05.2015	0,50946	7,29	20	0,427	53,00	66,08	34,59	0,70	406,71	56,06
16MÖ	07.05.2015	0,51598	x	20	0,367	40,54	51,68	26,28	0,52	293,42	45,01
16MÖ	21.05.2015	0,5034	10,80	20	0,393	46,61	57,33	29,40	0,62	360,75	55,77
16MÖ	21.05.2015	0,5304	6,68	20	0,236	25,35	36,46	18,63	0,41	271,12	31,33
16MÖ	05.06.2015	0,5014	7,25	20	0,265	35,49	50,09	15,55	0,58	336,66	33,47
16MÖ	05.06.2015	0,50550	3,32	20	0,163	23,11	34,53	11,32	0,37	228,29	32,88
16MÖ	18.06.2015	0,52450	5,70	20	0,267	29,34	47,51	19,02	0,64	398,86	39,01
16MÖ	18.06.2015	0,51844	7,39	20	0,249	25,76	43,40	18,87	0,55	330,99	38,32
16MÖ	05.07.2015	0,5227	3,03	20	0,147	8,95	25,06	12,08	0,39	184,81	51,27
16MÖ	05.07.2015	0,4859	3,11	20	0,171	14,06	34,34	15,98	0,50	248,20	46,50
16MÖ	16.07.2015	0,5419	4,26	20	0,206	19,62	38,51	17,84	0,53	319,99	37,14
16MÖ	16.07.2015	0,5090	6,37	20	0,325	36,75	39,10	21,88	0,65	378,00	55,49

Tabelle 50: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
16KA	09.04.2015	0,5050	4,75	20	0,242	20,39	41,83	23,93	0,18	112,08	33,65
16KA	24.04.2015	0,50862	4,03	20	0,159	20,50	39,21	18,41	0,20	106,56	37,99
16KA	24.04.2015	0,5005	4,58	20	0,223	29,24	40,70	24,55	0,26	127,87	39,72
16KA	07.05.2015	0,5107	3,90	20	0,163	21,99	41,66	19,48	0,24	106,91	50,19
16KA	07.05.2015	0,5044	4,73	20	0,019	24,92	41,21	20,08	0,25	133,23	34,10
16KA	21.05.2015	0,4991	7,22	20	0,337	34,54	41,08	24,22	0,37	159,09	45,70
16KA	21.05.2015	0,50588	4,57	20	0,139	17,16	27,78	16,66	0,22	105,56	37,05
16KA	05.06.2015	0,51686	2,29	20	0,064	9,18	29,86	8,33	0,17	66,56	25,55
16KA	05.06.2015	0,5199	5,90	20	0,208	24,91	38,43	15,60	0,23	133,87	42,95
16KA	18.06.2015	0,5281	2,75	20	0,104	53,15	35,88	15,20	0,30	153,38	16,67
16KA	18.06.2015	0,5013	2,14	20	0,115	45,80	34,78	13,68	0,22	136,05	20,96
16KA	05.07.2015	0,5116	4,24	20	0,177	18,85	29,40	18,89	0,23	105,94	35,55
16KA	05.07.2015	0,49946	4,99	20	0,223	25,74	31,24	21,44	0,29	142,15	31,30
16KA	16.07.2015	0,5153	3,55	20	0,129	73,22	27,85	16,45	0,25	112,94	38,86
16KA	16.07.2015	0,5287	4,26	20	0,113	25,92	25,62	16,37	0,21	98,73	27,80

Tabelle 51: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)

		Einwaage TM [g]	org. Anteil [%]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/ g TM]	Ni [µg/ g TM]	Cd [µg/ g TM]	Zn [µg/ g TM]	Pb [µg/ g TM]
16SC	09.04.2015	0,5022	2,94	20	0,179	77,12	53,02	19,85	0,00	190,76	32,87
16SC	24.04.2015	0,50332	15,17	20	0,534	166,92	90,37	34,75	0,64	488,75	61,93
16SC	24.04.2015	0,5216	4,94	20	0,395	79,97	60,41	19,34	0,31	211,27	31,50
16SC	07.05.2015	0,5011	2,17	20	0,018	62,96	27,54	20,10	0,21	148,07	23,32
16SC	07.05.2015	0,5051	2,69	20	0,036	13,32	45,00	12,64	0,15	83,94	45,13
16SC	21.05.2015	0,5085	13,86	20	0,456	118,32	45,38	27,09	0,57	381,51	49,23
16SC	21.05.2015	0,50228	3,90	20	0,141	73,03	83,31	18,32	0,28	190,33	23,49
16SC	05.06.2015	0,5217	2,95	20	0,129	58,77	52,95	12,28	0,23	172,13	20,56
16SC	05.06.2015	0,50774	9,12	20	0,296	107,02	88,16	18,30	0,62	317,09	37,05
16SC	18.06.2015	0,5228	4,55	20	0,159	18,78	30,61	18,03	0,24	105,97	36,64
16SC	18.06.2015	0,50470	3,62	20	0,155	15,52	28,62	16,32	0,20	99,07	26,51
16SC	05.07.2015	0,51578	10,31	20	0,238	75,79	62,61	18,34	0,34	234,98	26,45
16SC	05.07.2015	0,5028	6,57	20	0,486	92,79	83,55	21,81	0,39	258,15	31,18
16SC	16.07.2015	0,5242	7,01	20	0,248	80,91	78,43	19,15	0,41	230,06	28,67
16SC	16.07.2015	0,5279	4,50	20	0,224	69,63	64,69	17,02	0,31	200,80	22,89

Tabelle 52: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Sediment (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)

Biofilm - Schwermetalle Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn, Pb

133

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
TRU	09.04.2015	0,20200	20	0,118	44,12	22,73	14,46	0,01	158,42	10,58
TRU	24.04.2015	0,09657	20	0,086	25,15	14,99	10,32	0,24	428,70	6,25
TRU	07.05.2015	0,18650	20	0,069	X	19,90	12,67	0,34	224,13	9,01
TRU	21.05.2015	0,19285	20	0,051	10,86	4,91	3,60	0,12	103,71	2,55
TRU	05.06.2015	0,22910	20	0,041	15,58	14,51	5,77	0,12	120,47	3,33
TRU	18.06.2015	0,02410	20	0,093	25,45	10,56	4,53	0,43	278,84	X
TRU	05.07.2015	0,13080	20	0,092	25,53	14,00	8,11	0,40	103,60	6,93

Tabelle 53: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Triesting/Trumau

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
ASC	07.05.2015	0,14440	20	0,118	X	21,01	9,29	0,23	146,81	7,42
ASC	21.05.2015	0,20350	20	0,064	16,22	17,13	9,68	0,18	105,16	6,32
ASC	16.07.2015	0,19380	20	0,120	11,65	6,58	3,44	X	157,31	58,51

Tabelle 54: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
MSC	09.04.2015	0,20141	20	0,268	37,97	0,00	18,83	0,00	281,02	28,36
MSC	07.05.2015	0,04950	20	0,112	8,36	16,14	7,13	0,17	216,97	15,44

Tabelle 55: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Maria Lanzendorf

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
BMF	09.04.2015	0,20316	20	0,088	10,87	11,22	8,87	0,01	151,60	5,38
BMF	24.04.2015	0,20250	20	0,043	10,33	X	6,94	0,07	1113,58	5,53
BMF	07.05.2015	0,06300	20	0,151	63,88	35,97	18,02	1,53	431,75	41,43
BMF	05.07.2015	0,20880	20	X	15,88	21,17	10,28	0,13	97,70	8,80

Tabelle 56: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Biedermannsdorf

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
16MÖ	21.05.2015	0,19180	20	0,177	16,96	19,19	9,76	0,21	277,37	19,02
16MÖ	05.06.2015	0,18529	20	0,129	14,34	18,77	8,56	0,26	267,69	17,93
16MÖ	18.06.2015	0,18040	20	0,085	56,47	12,23	5,61	0,34	303,77	15,81
16MÖ	05.07.2015	0,18090	20	0,079	9,31	9,75	3,65	0,05	184,63	12,51
16MÖ	16.07.2015	0,21370	20	0,145	15,69	15,55	6,07	0,19	306,04	21,01

Tabelle 57: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Mödling/Achau (B16)

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
16KA	24.04.2015	0,08806	20	0,191	6,89	19,20	8,29	X	70,41	70,41
16KA	07.05.2015	0,06300	20	0,136	24,41	21,86	14,54	0,18	147,95	19,60
16KA	21.05.2015	0,21150	20	0,200	17,90	18,96	17,38	0,59	386,76	30,89
16KA	18.06.2015	0,20670	20	0,032	24,01	1,66	1,33	0,06	84,18	5,28
16KA	16.07.2015	0,16340	20	0,116	8,75	11,74	8,02	0,09	83,97	34,07

Tabelle 58: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Triestingkanal/Achau (B16)

135

		Einwaage TM [g]	Vol [mL]	Hg [µg/g TM]	Cu [µg/g TM]	Cr [µg/g TM]	Ni [µg/g TM]	Cd [µg/g TM]	Zn [µg/g TM]	Pb [µg/g TM]
16SC	09.04.2015	0,20050	20	0,383	7,52	0,00	15,35	0,22	308,23	31,11
16SC	24.04.2015	0,08738	20	0,024	0,00	1,94	0,89	X	71,18	71,18
16SC	21.05.2015	0,20544	20	0,029	2,38	4,68	2,04	0,04	165,28	4,34
16SC	05.06.2015	0,21170	20	0,019	1,42	3,13	1,62	0,06	80,02	5,27
16SC	05.07.2015	0,19125	20	0,019	1,56	1,62	1,19	2,73	76,65	5,25

Tabelle 59: Gehalte an Hg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn und Pb im Biofilm (TM) an der Probennahmestelle Schwechat/Achau (B16)

