

MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Physikalisch-chemische Charakterisierung der Leitha –
Frühjahrsaspekt

verfasst von | submitted by

Maximilian Matthias Weiss BEd

angestrebter akademischer Grad | in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Education (MEd)

Wien | Vienna, 2024

Studienkennzahl lt. Studienblatt | Degree
programme code as it appears on the
student record sheet:

UA 199 504 520 02

Studienrichtung lt. Studienblatt | Degree
programme as it appears on the student
record sheet:

Masterstudium Lehramt Sek (AB) Unterrichtsfach
Chemie Unterrichtsfach Mathematik

Betreut von | Supervisor:

Mag. Dr. Franz Jirsa Privatdoz.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich auf dem Weg durch das Studium bis hin zu dieser Masterarbeit unterstützt und begleitet haben.

Zunächst gilt mein herzlicher Dank Herrn Mag. Dr. Franz Jirsa, der mich während meiner letzten Jahre des Studiums und insbesondere bei dieser Arbeit mit seinem umfangreichen Wissen und seiner wohlwollenden Unterstützung begleitet hat. Seine Expertise und Anregungen sind für den Erfolg dieser Arbeit von unschätzbarem Wert gewesen.

Ebenso möchte ich meinen Betreuern Andreas Gradwohl und Jakob Windisch danken, die mir stets mit Rat und Tat zur Seite gestanden sind. Die Zusammenarbeit mit ihnen ist nicht nur fachlich bereichernd, sondern auch persönlich sehr angenehm gewesen. Das wertschätzende Arbeitsklima und die produktiven Diskussionen haben diese Zeit zu einer besonderen Erfahrung gemacht.

Mein tiefster Dank gilt meiner Familie. Meiner Mutter, die mich tatkräftig bei der Probenahme unterstützt hat, und meinem Vater, der mir beim Korrekturlesen stets eine große Hilfe gewesen ist. Auch meinem Bruder, meinen Omas und meinem Opa möchte ich danken. Eure Unterstützung hat mir nicht nur in dieser Phase, sondern während meines gesamten Studiums viel Kraft gegeben.

Ein besonderer Dank geht an meinen Freund Felix Ensbacher, der mit viel Liebe und Geduld wunderschöne Landkarten für diese Arbeit erstellt hat. Deine Kreativität hat der Arbeit eine besondere Note verliehen.

Zu guter Letzt möchte ich meiner Freundin Lisa danken. Du hast mich nicht nur tatkräftig bei der Probenahme unterstützt, sondern bist auch während des gesamten Studiums und beim Einstieg in mein Berufsleben eine unersetzliche Stütze gewesen. Dein mentaler Beistand und dein offenes Ohr für all meine Anliegen haben mir in schwierigen Momenten sehr geholfen.

Diese Arbeit wäre ohne die Unterstützung, den Rückhalt und die Ermutigung all dieser wunderbaren Menschen nicht möglich gewesen. Dafür bin ich zutiefst dankbar.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Wasserrecht in Österreich	1
1.1.1	Wasserrechtsgesetz 1959	1
1.1.2	EU-WRRL – Einfluss der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie.....	2
1.1.3	GZÜV – Gewässerzustandsüberwachungsverordnung	3
1.1.4	QZV – Qualitätszielverordnung Chemie und Ökologie.....	5
1.1.5	NGP – Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan	6
1.1.6	Wassergüte Jahresbericht	6
1.1.7	LIFE IRIS Austria	6
1.2	Wasserparameter	8
1.2.1	Temperatur	8
1.2.2	Sauerstoffgehalt	9
1.2.3	pH-Wert.....	9
1.2.4	Säurebindungsvermögen (SBV).....	10
1.2.5	Leitfähigkeit und gelöste Ionen	11
1.2.6	Stickstoffverbindungen	14
1.2.7	Organischer Kohlenstoff.....	16
1.2.8	Metalle im Sediment	17
1.3	Gewässerzustandsüberwachung an der Leitha	19
1.3.1	GZÜV.....	19
1.3.2	LIFE IRIS	19
1.3.3	Wassergüte Jahresbericht 2016-2018.....	20
1.4	Zielsetzung und Fragestellung	22
2	Material und Methoden	23
2.1	Die Leitha	23

2.1.1	Allgemeines	23
2.1.2	Die Quellflüsse.....	25
2.1.3	Geschichtliches.....	26
2.2	Die Probenahmestellen.....	29
2.2.1	St. 1 – Nickelsdorf.....	31
2.2.2	St. 2 – Gattendorf.....	32
2.2.3	St. 3 – Hollern	33
2.2.4	St. 4 – Bruckneudorf.....	34
2.3	Probenahme.....	35
2.4	Analysenmethoden und Geräte.....	36
2.4.1	pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Wasserstand	36
2.4.2	Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat.....	36
2.4.3	Chlorid und Sulfat.....	38
2.4.4	Säurebindungsvermögen (SBV) (= Summe der Carbonate)	39
2.4.5	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und gelöster gebundener Stickstoff (DNb)	40
2.4.6	Atomabsorptionsspektroskopie	41
2.4.7	Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium.....	43
2.4.8	Sedimente	45
2.5	Statistische Auswertung.....	53
2.6	Ionenbilanz.....	53
3	Ergebnisse	54
3.1	Allgemeine Parameter	54
3.2	Nährstoffe	60
3.2.1	Stickstoffspezies (Ammonium, Nitrit, Nitrat)	60
3.3	Anionen (Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat)	64
3.4	Kationen (Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium).....	67

3.5	Ionenbilanz.....	70
3.6	Sedimentanalyse.....	71
3.6.1	Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen und Blei	71
3.6.2	Silber und Cadmium	75
3.6.3	Quecksilber.....	76
3.7	24-Stunden-Messung.....	77
4	Diskussion	78
4.1	Wasserproben.....	78
4.1.1	Allgemeine Wasserparameter.....	78
4.1.2	Nährstoffe	79
4.1.3	Anionen	82
4.1.4	Kationen	83
4.2	Sedimentproben	85
5	Conclusio.....	90
6	Literaturverzeichnis	92
6.1	Angaben zum Copyright der verwendeten Grafiken	96
7	Anhang.....	97
7.1	Zusammenfassung	97
7.2	Abstract.....	98
7.3	Kalibrationskurven der Flammen-AAS	99
7.4	Kalibrationskurven der Graphitrohr-AAS.....	100
7.5	Kalibrationskurve der Kaltdampf-AAS.....	101
7.6	Messergebnisse – Wasserparameter.....	102
7.7	Messergebnisse – Sediment	110
7.8	Messergebnisse – 24-Stunden-Messung	114

1 Einleitung

Die physikalisch-chemische Charakterisierung von Flüssen ist von großer Bedeutung, um nicht nur das aktuelle ökologische Gleichgewicht zu bewerten, sondern auch um die Auswirkungen von Umweltveränderungen und menschlichen Eingriffen besser zu verstehen (Chen & Li, 2018). Eine umfassende Analyse der Wasserqualität, der hydrologischen Eigenschaften und der chemischen Zusammensetzung von Oberflächengewässern ist daher von wissenschaftlichem und praktischem Interesse.

1.1 Wasserrecht in Österreich

Das Wasserrecht in Österreich ist ein äußerst wichtiges und vielschichtiges Rechtsgebiet, das die Bewirtschaftung, den Schutz und die Nutzung von Wasserressourcen in diesem alpinen Land regelt. Es basiert auf einer Kombination aus nationalen Gesetzen, europäischen Richtlinien und internationalen Abkommen, die gemeinsam sicherstellen sollen, dass die Wasserressourcen nachhaltig und umweltgerecht genutzt werden. Österreich, mit seinen zahlreichen Flüssen, Seen und Bergbächen, ist reich an Wasserressourcen, die von entscheidender Bedeutung für die Landwirtschaft, die Energieerzeugung, die Trinkwasserversorgung und die Umwelterhaltung sind. Das österreichische Wasserrechtssystem ist geprägt von einer langen Geschichte und einer sorgfältigen Balance zwischen wirtschaftlichen Interessen und ökologischer Nachhaltigkeit.

1.1.1 Wasserrechtsgesetz 1959

Das Wasserrechtsgesetz (WRG) von 1959 ist in Österreich ein zentrales Gesetz, das die Bewirtschaftung und den Schutz der Wasserressourcen im Land regelt. Es wird in 14 Abschnitte unterteilt, darunter die Bestimmungen zur Vergabe von Wasserrechten, zur Bewirtschaftung von Flüssen und Gewässern, zur Regelung der Wasserqualität und zur Prävention von Wasserverschmutzung. Dieses Gesetz legt die rechtlichen Grundlagen für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Wasserressourcen in Österreich fest. Aufgrund des Wandels der Zeit und des damit einhergehenden wasserwirtschaftlichen und technischen Fortschritts wurde das Gesetz bereits mehrere Male novelliert, um weiterhin das öffentliche Interesse und den

sorgsamem Umgang mit der Umwelt zu wahren. Eine der wichtigsten Novellen war die Anpassung des WRG im Jahr 2003 an die Europäische Wasserrahmenrichtlinie, die bereits drei Jahre zuvor (2000) ins Leben gerufen worden war.

1.1.2 EU-WRRL – Einfluss der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Die EU-WRRL (2000/60/EG) ist eine zentrale Verordnung der Europäischen Union, die am 23. Oktober 2000 verabschiedet worden und am 22. Dezember 2002 in Kraft getreten ist. Sie stellt einen umfassenden rechtlichen Rahmen für die Wasserpolitik in der EU dar und hat das Ziel, die Gewässerqualität in Europa zu verbessern und zu erhalten. Zusätzlich zu den rechtlichen Vorgaben werden auch konkrete Ziele formuliert und Maßnahmen für das Erreichen dieser Ziele vorgegeben. Allgemeine Ziele werden im Artikel 1 behandelt. Eines der Hauptziele ist, dass alle Mitgliedstaaten der EU ihre Gewässer in einen „guten ökologischen“ und „guten chemischen Zustand“ bringen. Dafür gibt es zusätzliche untergeordnete Ziele wie z.B. das Verbesserungsgebot und das Verschlechterungsverbot. Im Artikel 4 werden weitere spezielle Umweltziele behandelt, welche in Oberflächengewässer, Grundwasser und Schutzgebiete unterteilt werden. Dabei wird auch immer wieder der Zeitrahmen für die Umsetzung genannt, nämlich 15 Jahre, also bis 2015 (EU-WRRL, 2000). Eine Verlängerung bis 2027 oder 2030 ist unter bestimmten Bedingungen möglich. Alle EU-Mitgliedstaaten haben die WRRL in nationales Recht umgesetzt, aber die Umsetzung und Erreichung der Ziele ist unterschiedlich weit fortgeschritten. Die allgemeine Begriffsbestimmung für die Zustände der Gewässer wird im Anhang V genauer erläutert. In der nachstehenden Tabelle werden die einzelnen Zustände kurz beschrieben. Vorweg sei erklärt, dass man unter Biozönose eine Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten in einem abgegrenzten Lebensraum versteht (Deutsch & Wagner, 2017).

Tabelle 1: Begriffsbestimmung für den Zustand (2000/60/EG, Anhang 5)

Bewertung	Allgemeine Beschreibung
Sehr guter Zustand	Qualitätskomponenten entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an.
Guter Zustand	Qualitätskomponenten zeigen geringe Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die bei Abwesenheit störender Einflüsse einhergehen die Norm sind.
Mäßiger Zustand	Qualitätskomponenten weichen mäßig von den Werten ab , die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen und weisen signifikant stärkere Störungen auf , als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.
Unbefriedigender Zustand	Qualitätskomponenten weisen starke Veränderungen auf und die Biozönosen weichen erheblich von jenen ab , die bei Abwesenheit störender Einflüsse einhergehen normal sind.
Schlechter Zustand	Qualitätskomponenten weisen erhebliche Veränderungen auf und große Teile der Biozönosen , die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse gegeben sind, fehlen .

Im Jahr 2006 wurden die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) einer Überwachung des Zustands der Gewässer in Österreich durch die Einführung der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) in die Praxis umgesetzt. Hierdurch wurden die bereits bestehenden österreichischen Überwachungsprogramme angepasst. Die Qualitätsstandards zur Bewertung des chemischen und ökologischen Zustands von Oberflächengewässern sind in den entsprechenden Qualitätszielverordnungen festgelegt (QZV Chemie, QZV Ökologie) (BMLRT, 2019). Diese Verordnungen werden in den folgenden Abschnitten näher erläutert.

1.1.3 GZÜV – Gewässerzustandsüberwachungsverordnung

Die GZÜV wurde 2006 ins Leben gerufen und dient der Umsetzung der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in nationales Recht. Sie ist eine österreichische Verordnung, die spezifische Regelungen zur Überwachung und Bewertung des Zustands von Gewässern festlegt. Durch sie werden Vorgaben zur Errichtung von Messstellen, zu Parameterauswahl, Beobachtungsumfang und Beobachtungsfrequenz geregelt (BMLRT, 2022). Weiters definiert sie

die Methoden zur Probenahme und zur anschließenden Analyse. Die daraus resultierenden Messdaten bilden die Grundlage für die Zustandsbewertung der Gewässer (GZÜV, 2006). Die Bewertung erfolgt nach dem „Worst-Case-Prinzip“, bei dem der schlechteste Zustand, der durch ein Qualitätselement angezeigt wird, maßgeblich ist. Das Überwachungsprogramm differenziert vier Typen von Messstellen hinsichtlich ihrer Funktion, des Parameterumfangs und der Messfrequenz: Überblicksmessstellen, operative Messstellen, investigative Messstellen und Trendmessstellen. Zudem spezifiziert die GZÜV die Kriterien zur Auswahl der Standorte der Messstellen (Deutsch & Wagner, 2017). Überblicksmessstellen sind permanente Einrichtungen, die eine umfassende Überwachung des allgemeinen Zustands gewährleisten sollen. Diese werden weiter in Ü1, Ü2 und Ü3 kategorisiert, wobei Ü1 die höchste Ordnung darstellt und alle gemäß der EU-WRRL relevanten Parameter abdeckt.

Der Beobachtungszyklus beträgt 6 Jahre und wurde durch die EU-WRRL vorgegeben. In **Abbildung 1** werden die drei Schritte, welche sich zeitlich überlappen, dargestellt.

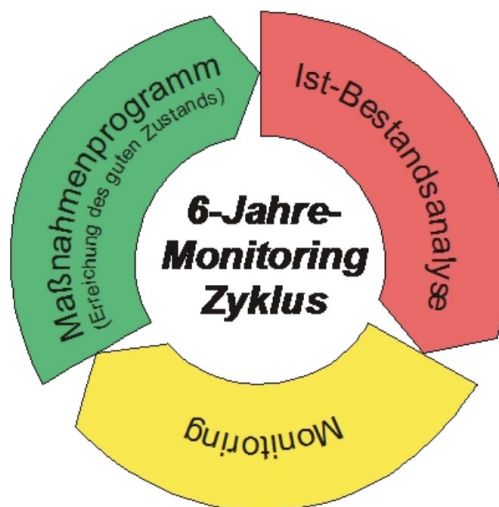


Abbildung 1: Schematische Darstellung des sechsjährigen WRRL-Zyklus (Deutsch & Wagner, 2017, S. 14)

Durch die Ist-Bestandsanalyse soll eingeschätzt werden, inwieweit jeder Wasserkörper die Umweltziele nicht erreicht hat. Als Wasserkörper werden jene Fließgewässer bezeichnet, die ein Einzugsgebiet von mehr als 10 km² umfassen oder Seen mit einer Fläche von mindestens 50 ha. Die Ergebnisse dieser Ist-Bestandsanalyse bilden die Grundlage für das Monitoring

(Überwachungsprogramm). Wird im Laufe der Untersuchungen ein Risiko in den Gewässern bestätigt (eine Bewertung mit einem schlechteren Zustand als gut), so werden Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands veranlasst (Deutsch & Wagner, 2017).

1.1.4 QZV – Qualitätszielverordnung Chemie und Ökologie

Wie bereits erwähnt, wurde die QZV in Österreich als Unterstützung der EU-WRRL eingeführt. Durch sie werden einzelne Kriterien für die Zustandsbewertung der Wasserkörper geregelt (BMLRT, 2022). Als Ziel ist in § 1 ein „sehr guter“ oder ein „guter Zustand“ der Qualitätskomponenten festgelegt. Diese werden in biologische, hydromorphologische und allgemein physikalisch-chemische Qualitätskomponenten unterteilt. Diese Qualitätskomponenten werden in § 4 Abs. 2 bis 4 QZV Ökologie OG 2010 wie in **Tabelle 2** unterteilt.

Tabelle 2: Qualitätskomponenten für Fließgewässer (QZV Ökologie OG, 2010)

Biologische Qualitätskomponenten	Hydromorphologische Qualitätskomponenten	Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten
Makrophyten	Wasserhaushalt	Temperaturverhältnisse
Phytoplankton	Durchgängigkeit des Flusses	Sauerstoffhaushalt
Benthische wirbellose Fauna	Morphologie	Versauerungszustand
Makrozoobenthos	_____	Nährstoffverhältnisse
Fischfauna	_____	Salzgehalt

Gemäß dem Anhang C zum WRG 1959 gehören auch spezifische synthetische und spezifische nicht synthetische Schadstoffe zu den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Zu den nicht synthetischen Schadstoffen zählen jene, die größtenteils über natürlichen Eintrag ins Oberflächenwasser kommen. Synthetische Schadstoffe hingegen werden hauptsächlich durch anthropogene Einflüsse in die Gewässer eingetragen.

Zusätzlich soll für eine einheitliche Bewertung die Beurteilung der Qualität von Oberflächengewässern auf der Grundlage festgelegter Werte stattfinden. Die Zielzustände gemäß § 30a Abs. 1 WRG 1959 und das Verschlechterungsverbot wurden für diese „Zielwerte“

berücksichtigt. Für die Beurteilung werden die fünf Zustandsklassen der EU-WRRL aus **Tabelle 1** herangezogen.

1.1.5 NGP – Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan

Der NGP wurde ebenfalls im Rahmen der EU-WRRL ins Leben gerufen und wird im WGR 1959 unter § 55c geregelt. Wie durch die EU-WRRL vorgegeben, wird er in einem sechsjährigen Zyklus umgesetzt. Im Jahr 2009 wurde mit dem ersten Zyklus begonnen und im Jahr 2021 startete bereits der dritte Zyklus. Der NGP stellt ein umfassendes Instrument zur Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung und Erhaltung des Zustands der Gewässer in Österreich dar. Durch die Integration ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte trägt der NGP wesentlich zur nachhaltigen Wasserbewirtschaftung und zum Schutz der Wasserressourcen in den Flussgebietseinheiten Donau, Elbe und Rhein bei (BMLFRW, 2021).

1.1.6 Wassergüte Jahresbericht

Anhand dieser regelmäßigen Berichte wird eine Zusammenfassung der bundesweiten Gewässerzustände von Oberflächen- und Grundwasser veröffentlicht. Der Wassergüte Jahresbericht ist ein wesentliches Instrument zur Überwachung, Bewertung und Kommunikation des chemischen und ökologischen Zustands der Gewässer. Er trägt zur Transparenz bei, indem er die Öffentlichkeit und Entscheidungsträger über die Zustände der Gewässer informiert. Außerdem können durch die erhaltenen Messergebnisse frühzeitig Risiken erkannt werden. Dadurch werden die Planung und Umsetzung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen und der Schutz der Gewässer unterstützt. Der Jahresbericht der Wassergüte bildet somit auch ein wesentliches Fundament für die Erstellung der NGPs (BMLRT, 2022).

1.1.7 LIFE IRIS Austria

Das LIFE-Programm der EU ist das einzige Förderprogramm, das ausschließlich den Umweltschutz unterstützt. LIFE steht für „L’Instrument Financier pour l’Environnement“ und bedeutet so viel wie „Finanzierungsinstrument für die Umwelt“. Mit dem IRIS-Projekt (Integrated River Solutions) soll das Programm nicht nur finanziert, sondern auch in die Tat umgesetzt werden. Das Projekt

LIFE IRIS Austria zielt darauf ab, integrative Planungsansätze für die ökologische Verbesserung unserer Gewässer und die Verbesserung des Hochwasserschutzes zu entwickeln. Speziell in Österreich liegt der Fokus auf sieben großräumigen GE-RM(Gewässerentwicklung und Risikomanagement)-Planungen, welche zur Umsetzung der Hochwasserrichtlinien und der Wasserrahmenrichtlinien beitragen sollen. Für eine erfolgreiche Kontrolle kleinräumiger Maßnahmen wurden einheitliche Standards und ein neues Bewertungssystem entwickelt. Dabei soll auch die Öffentlichkeit aktiv in die Planung der Gewässerentwicklung miteinbezogen werden. Zwischen 2015 und 2019 wurden die GE-RM-Konzepte entwickelt. Das LIFE-IRIS-Projekt startete 2019 und läuft bis 2027, wo auch das Ziel der WRRL erreicht werden sollte. Die zwischenzeitlichen Ergebnisse fließen in die Entwicklung der neuen Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanungen (NGP) ein (LIFE IRIS, 2021).

1.2 Wasserparameter

Wie aus den vorangegangenen gesetzlichen Bestimmungen hervorgeht, werden zur Beurteilung des Gewässerzustands physikalisch-chemische Qualitätskomponenten verwendet. Dazu zählen gemäß der QZV-Ökologie die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, der Versauerungsgrad, die Nährstoffverhältnisse sowie der Salzgehalt. Diese Parameter, die zur Charakterisierung der genannten Qualitätskomponenten notwendig sind, werden im Folgenden ausführlich erläutert. Darüber hinaus wird die Rolle von Metallen im Sediment näher betrachtet.

1.2.1 Temperatur

Die Wasserqualität steht in direktem Zusammenhang mit der Temperatur, da sie viele chemische und biologische Prozesse in Gewässern beeinflusst. Die van't Hoff'sche Reaktionsgeschwindigkeits-Temperatur-Regel besagt, dass eine Temperaturerhöhung von 10 °C die Reaktionsgeschwindigkeit um das 2- bis 4-Fache erhöht (Hildebrandt, Bleckmann, & Homberg, 2021, S. 84). Diese Regel lässt sich nicht nur auf chemische Reaktionen anwenden. Sie gilt auch für eine Vielzahl an biologischen Vorgängen in einem Temperaturbereich von 0 °C bis 40 °C. Zusätzlich wirkt sich die Wassertemperatur auch auf die Löslichkeit von Gasen und Ionen aus. Erhöhte Wassertemperaturen verringern die Löslichkeit von Gasen und können somit auch den Sauerstoffgehalt verringern. Dies führt zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen für aquatische Organismen, insbesondere für solche, die auf hohe Sauerstoffkonzentrationen angewiesen sind. Im Gegensatz dazu erhöht sich mit zunehmenden Wassertemperaturen die Löslichkeit von Ionen und somit auch die Leitfähigkeit.

Die eintretende Kombination bei hohen Wassertemperaturen aus erhöhten Reaktionsgeschwindigkeiten und geringeren Sauerstoffgehalten kann folgenschwere Auswirkungen auf die Wasserlebewesen haben. Schlimmstenfalls kann das Gewässer kippen und alle aeroben Makro- und Mikroorganismen sterben ab (Pohling, 2015, S. 291 ff.).

Eine Eigenschaft von Wasser, welche extremen Temperaturschwankungen entgegenwirkt, ist die hohe spezifische Wärmekapazität von 4187 J/kg/K (Horvath, 1990, S. 288-289). Dadurch werden Extremtemperaturen sehr gut abgepuffert.

1.2.2 Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt im Wasser ist ein entscheidender Faktor für die Wasserqualität, da er direkt die Lebensfähigkeit und Gesundheit aquatischer Ökosysteme beeinflusst. Eine Mindestkonzentration an Sauerstoff ist essenziell für die meisten aquatischen Organismen, einschließlich Fische, Insekten und Mikroorganismen (Diaz & Rosenberg, 2008). Sauerstoff gelangt durch Diffusion aus der Atmosphäre und durch die Photosynthese von Wasserpflanzen und Algen ins Wasser (Pohling, 2015, S. 291-292). Die Diffusion wird sowohl von der Wasseroberfläche als auch vom Luftdruck beeinflusst und kann durch die Bewegung des Wassers begünstigt werden.

Ein niedriger Sauerstoffgehalt, auch Hypoxie genannt, kann durch verschiedene Faktoren verursacht werden, wie z.B. erhöhte Temperaturen, übermäßige Nährstoffzufuhr (Eutrophierung) und organische Verschmutzung (Conley et al., 2009). Diese Bedingungen fördern das Wachstum von Algen und Bakterien, die beim Abbau organischer Verschmutzungen Sauerstoff verbrauchen. Dies führt zu einem Sauerstoffdefizit, das für viele Organismen tödlich sein kann und zur Bildung von sogenannten „Todeszonen“ führt, in denen nur anaerobe Organismen überleben können (Vaquer-Sunyer & Duarte, 2008).

Der Sauerstoffgehalt im Wasser hat auch Einfluss auf die chemischen Prozesse im Gewässer. Niedrige Sauerstoffwerte können die Löslichkeit und Mobilität von Nährstoffen und Schadstoffen wie Ammoniak, Nitriten und Metallen verändern, was die Wasserqualität weiter beeinträchtigen kann (Conley et al., 2009). Darüber hinaus beeinflusst der Sauerstoffgehalt die mikrobiellen Prozesse, wie die Nitrifikation und Denitrifikation, die für den Stickstoffkreislauf in aquatischen Systemen wichtig sind (Diaz & Rosenberg, 2008).

1.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert ist ein entscheidender Indikator für die Wasserqualität, da er maßgeblich die chemischen und biologischen Prozesse in einem Gewässer beeinflusst. Er zählt zu den am häufigsten gemessenen Parametern in der Wasserchemie und wird vor allem durch die Komponenten des anorganischen Kohlenstoffkomplexes ($\text{CO}_2 - \text{H}_2\text{O} - \text{H}_2\text{CO}_3 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$) bestimmt. In natürlichen Gewässern liegt der optimale Wert zwischen 6 und 9. Bereits geringe

Schwankungen können schwerwiegende Folgen haben, weshalb die Pufferkapazität der Gewässer für die aquatischen Lebensräume eine entscheidende Rolle spielt. Beispielsweise können saure Bedingungen (pH-Werte unter 6) die Aufnahme von Sauerstoff und Nährstoffen bei Fischen und anderen aquatischen Lebewesen beeinträchtigen. Bei pH-Werten unter 5,5 kommen sogar alle bakteriellen Aktivitäten zum Erliegen (Pohling, 2015, S. 257). Zudem werden Metalle wie Aluminium bei niedrigen pH-Werten mobiler und toxischer, was die Wasserqualität weiter verschlechtert (Horne & Goldman, 1994). Bei höheren pH-Werten lösen sich diese Schwermetalle als anionische Komplexe (z.B. Aluminate, Plumbate, Zinkate), welche sich meist als Hydroxide im Sediment absetzen (Pohling, 2015, S. 258). Außerdem können hohe pH-Werte die Deprotonierung von Ammonium und somit die Konzentration von Ammoniak erhöhen, was ebenfalls toxisch für aquatische Organismen ist (Emerson et al., 1975).

1.2.4 Säurebindungsvermögen (SBV)

Unter dem Säurebindungsvermögen oder der Alkalität versteht man die Fähigkeit von natürlichen Gesteinen, Böden oder Gewässern, Säuren zu neutralisieren. Es gibt an, wie gut ein Gewässer gegen pH-Änderungen gepuffert ist, und ist somit ein wichtiger Indikator für die chemische Stabilität des Wassers. Die Einheit des SBV ist Milliäquivalent pro Liter (meq/l) und üblicherweise bewegt es sich zwischen 2 meq/l und 8 meq/l. Das SBV wird hauptsächlich durch die Konzentrationen von Hydrogencarbonaten (HCO_3^-), Carbonaten (CO_3^{2-}) und, in geringerem Maße, Hydroxiden (OH^-) bestimmt (Stumm & Morgan, 1996). Bis zu einem pH-Wert von 4,3 können die Bicarbonate den pH-Wert abpuffern, darunter ist die Pufferkapazität verbraucht. Andere Ionen wie Phosphate, Huminsäuren, deprotonierte Kieselsäuren, Borate oder Ammoniumionen tragen zu einem weitaus geringeren Anteil zur Alkalität bei. Beim überwiegenden Teil der Gewässer handelt es sich um carbonatgepufferte Wässer. Man spricht auch von der Carbonatalkalität. Das gelöste CO_2 , welches hier auch als Kohlensäure bezeichnet wird (obwohl nur 0,1-1 % Kohlensäure gebildet wird), dissoziiert zu Hydrogencarbonationen (HCO_3^-) und Carbonationen (CO_3^{2-}). Das Gleichgewicht dieser drei Spezies ist von entscheidender Bedeutung. Wie in **Abbildung 2** zu sehen ist, liegt die Kohlensäure über einem pH-Wert von 12 vollständig dissoziiert als Carbonation vor. Um den pH-Wert 8,2 finden sich hauptsächlich Hydrogencarbonationen. Unter einem pH-Wert von 4,3 gibt es nur mehr Kohlensäure (Wisotzky, Cremer & Stephan, 2018, S. 83). Die pH-Bereiche

um 6,3 und 10,4 sind sehr gut gepuffert, weil hier protonierte und deprotonierte Form in gleichen Mengen auftreten. Durch den Verbrauch an zugegebener Säure lassen sich somit auch Rückschlüsse auf die Konzentrationen der Carbonspezies ziehen.

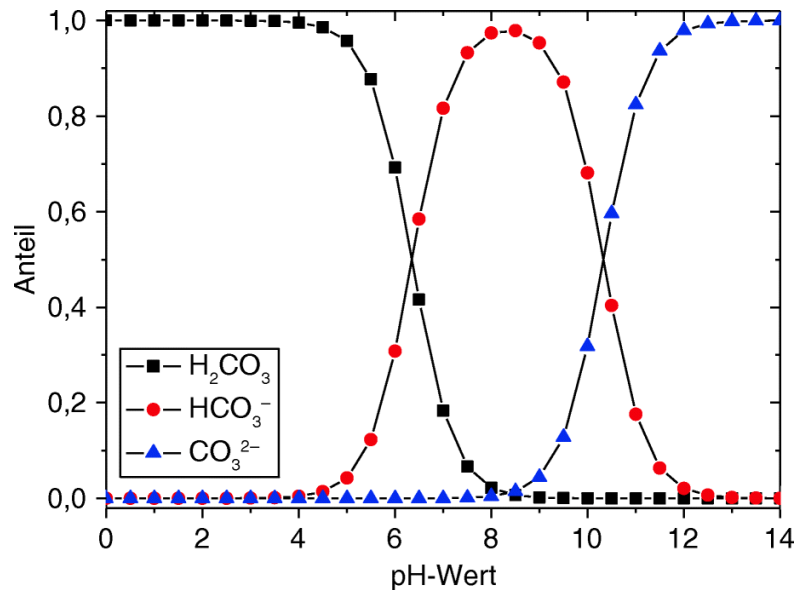


Abbildung 2: Kohlensäure-Bicarbonat-Carbonat-Gleichgewicht (Wisotzky, Cremer & Stephan, 2018, S. 85)

1.2.5 Leitfähigkeit und gelöste Ionen

Die Leitfähigkeit ist ein wichtiger Parameter zur Beurteilung der Wasserqualität, da sie die Fähigkeit des Wassers misst, elektrischen Strom zu leiten. Diese Fähigkeit hängt direkt von der Konzentration gelöster Ionen im Wasser ab, wie z.B. Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid, Sulfat sowie Hydrogencarbonat und Carbonat (Hem, 1985). Je höher der Salzgehalt bzw. die Konzentration der gelösten Ionen, desto höher ist die Leitfähigkeit des Wassers. Gemessen wird die Leitfähigkeit in Mikrosiemens pro Zentimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Üblicherweise bewegen sich die Werte bei Süßwasser zwischen 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Gujer, 1999, S. 50). Ein weiterer Parameter, von dem die Leitfähigkeit abhängt, ist die Temperatur. Grundsätzlich nimmt sie mit steigender Temperatur zu, da sich die Beweglichkeit der Ionen im Wasser bei höheren Temperaturen erhöht (Hayashi, 2004).

- **Natrium:** Als einwertiges Ion kommt Natrium in fast allen natürlichen Gewässern vor. Ein Anstieg der Konzentration in Oberflächengewässern ist meist auf die Einleitung salzhaltiger Abwässer zurückzuführen. Prinzipiell können in Fließgewässern Konzentrationen von 0,1 mg/l bis 1500 mg/l auftreten (Schneider et al., 2003). Auch bei der Nutzung natriumhaltiger Aufbereitungsstoffe (z.B. Natronlauge zur Enthärtung bzw. pH-Werteinstellung) kann die Konzentration erhöht sein. Das Grundwasser kann durch stark salzhaltiges Tiefenwasser erhöhte Werte aufweisen (Fritsch et al., 2014, S. 269).
- **Kalium:** Kalium weist ähnliche Eigenschaften wie Natrium auf. In der Natur kommt es jedoch seltener vor und meist als KCl, welches als Kunstdünger verwendet wird (Fritsch et al., 2014, S. 276). Für alle Lebewesen stellt Kalium einen essenziellen Mineralstoff dar. Nach Schneider et al. (2003) können unbelastete Flüsse einen Mittelwert von 6,5 mg/l aufweisen. Hohe Konzentrationen lassen sich meistens auf Abwassereinleitungen der Kali-Industrie zurückführen. Kalium wird aber auch durch kaliumhaltige Mineralien oder direkt durch die Kaliumdüngung in Gewässer eingetragen. Eine höhere Konzentration als Natrium kann auf eine Verunreinigung durch Fäkalien hinweisen. Kalium wird aber auch in unterschiedlichen Formen (z.B. Kaliumpermanganat KMnO_4 zur Oxidation) genutzt, um Trinkwasser aufzubereiten (Fritsch et al., 2014, S. 276).
- **Magnesium:** Dieses Kation tritt meistens gemeinsam mit Calciumionen auf. Das Verhältnis von Magnesiumionen zu Calciumionen ist üblicherweise 1:5 und beide sind die Hauptursache für die Wasserhärte von Gewässern. Häufig liegen die 90-Perzentilwerte bei Fließgewässerlandschaften unter 15 mg/l (Schneider et al., 2003). Magnesium kann durch gelöste Magnesiumverbindungen, welche mit Kohlendioxid reagieren, in das Wasser gelangen. Anthropogen kann Magnesium durch Abwassereinleitungen oder Düngung mit Magnesiumsalzen in Gewässer eingetragen werden (Fritsch et al., 2014, S. 277).
- **Calcium:** Wie bereits erwähnt, kommt Calcium meistens zusammen mit Magnesium vor und trägt zur Wasserhärte bei. Der Grund für das Verhältnis von Magnesium zu Calcium liegt darin, dass Calciumminerale wesentlich langsamer verwittern (Pohling, 2015, S. 185).

Calcium ist das dritthäufigste Element der Erdkruste und es kommt in einer Vielzahl von Gesteinen vor, wie z.B. Kalk, Marmor, Flussspat, Gips, Anhydrit, Apatit oder Dolomit. Je nach Fließgewässerlandschaft können die Konzentrationen zwischen 5 mg/l und 100 mg/l liegen (Schneider et al., 2003). Hauptsächlich wird es durch Carbonate in Gewässer eingetragen. Durch das gelöste Kohlendioxid entsteht Calciumhydrogencarbonat, welches in Lösung geht. Neben dem Kohlendioxid ist die Löslichkeit auch stark von der Temperatur abhängig. Durch Erhitzen und Belüften (Austreiben von Kohlendioxid) fällt das Calcium als Calciumcarbonat wieder aus. Im Gegensatz dazu ist Calciumsulfat sehr gut wasserlöslich. Ursachen für nicht geogene Konzentrationserhöhungen können sein: Abwässer, Düngung mit Calciumsalzen, Verunreinigung durch Fäkalien, erhöhte Kohlendioxidkonzentrationen im Sickerwasser von Müllablagerungen oder planktonreiche Oberflächengewässer. Eine erhöhte Konzentration an Calcium muss nicht mit einer Verunreinigung zusammenhängen (Fritsch et al., 2014, S. 276).

- **Chlorid:** Chlorid kommt in natürlichen Gewässern häufig vor. Der salzige Geschmack hängt stark von der Chloridkonzentration und der chemischen Zusammensetzung des Wassers ab. Die Gründe für erhöhte Chloridkonzentrationen können salzhaltige Abwässer, Streusalz oder auch die Nähe zu Meerwasser sein (Pohling, 2015, S. 94).
- **Sulfat:** Sulfat ist als Gips, Natrium- und Magnesiumsalz und Anhydrit weit verbreitet. Je nach umweltbedingten und geologischen Formationen schwanken die Konzentrationen sehr stark (wenige Milligramm bis 1000 mg pro Liter). Verunreinigungen kommen häufig in Begleitung von Chlorid, Nitrat und Phosphat vor. Ursachen für diese Verunreinigungen können Haushalts- und Industrieabwässer sowie Abwässer aus Eisenhütten sein (Pohling, 2015, S. 325).
- **Carbonat:** Bereits in Kapitel 1.2.4 zum SBV wird deutlich, wie wichtig der Hydrogencarbonat- und Carbonatgehalt für die Pufferkapazität der Gewässer gegenüber pH-Wert-Schwankungen ist. Die Carbonatkonzentration wird durch den Eintrag von CO₂, durch Verwitterung von Gesteinen oder durch die Atmosphäre erhöht. Gelöstes CO₂ wird

zur Kohlensäure, welche auf Grund des Dissoziationsgleichgewichts vorwiegend als HCO_3^- und CO_3^{2-} vorliegt (Gujer, 1999, S. 83-85).

- **Phosphat:** Phosphor kommt in Gewässern nur in Verbindungen vor, meist als Orthophosphat (PO_4^{3-}) und seltener als Polyphosphat oder in organischen Verbindungen. Speziell für Pflanzen stellt Phosphor einen essenziellen Nährstoff dar, welcher oft ein limitierender Faktor in Hinblick auf das Wachstum ist. Zu hohe Konzentrationen können zur Eutrophierung, somit zum Sauerstoffmangel und schlussendlich zum Fischsterben führen. Allgemein bewegt sich der Phosphatgehalt im niedrigen Bereich zwischen 0,1 mg/l und 1,0 mg/l (in Moorwässern). Speziell durch die Beschränkung des Phosphorgehaltes in Waschmitteln und die erhöhte Phosphoreliminierung in Kläranlagen konnte der Eintrag in die Gewässer deutlich verringert werden (Fritsch et al., 2014, S. 277).

1.2.6 Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen sind entscheidende Parameter zur Beurteilung der Wasserqualität, da sie stark die chemischen und biologischen Prozesse in Gewässern beeinflussen. In der Natur kommt Stickstoff sowohl in organischen als auch in anorganischen Verbindungen vor. Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen im Wasser sind Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-). Auch Luftstickstoff zählt zu den anorganischen Verbindungen. Da dieser aber nur sehr schlecht wasserlöslich und weitgehend inert ist, spielt er eine untergeordnete Rolle. Diese Verbindungen durchlaufen verschiedene Transformationen im Stickstoffkreislauf (siehe **Abbildung 3**) und haben jeweils unterschiedliche Auswirkungen auf die Wasserqualität. Einige Organismen produzieren diese Verbindungen als Abbauprodukte. Andere wiederum benötigen sie als Makronährstoffe (Pohling, 2015, S. 137). So kann z.B. Ammonium durch bakterielle Aktivität zunächst zu Nitrit und anschließend zu Nitrat oxidiert werden, ein Prozess, der als Nitrifikation bekannt ist. In sauerstoffarmen Bedingungen findet die Denitrifikation statt, bei der Nitrat durch anaerobe Bakterien zu elementarem Stickstoff reduziert wird, der dann in die Atmosphäre entweicht (Gujer, 1999, S. 40). Stickstoffverbindungen dienen als wesentliche Nährstoffe für aquatische Systeme. Hohe Konzentrationen können jedoch das Algenwachstum übermäßig fördern, was zu Sauerstoffmangel und schlechteren Lebensbedingungen für

Wasserorganismen führt. Daher ist es unerlässlich, die Einleitung von Abwässern in natürliche Gewässer streng zu kontrollieren, um die Gesundheit der aquatischen Lebensräume zu erhalten (Pohling, 2015, S. 137).

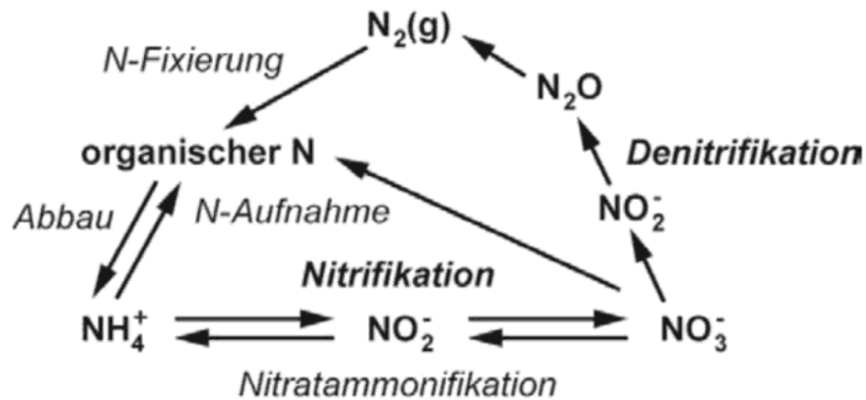


Abbildung 3: Wichtigste Stickstoffumwandlungsprozesse (Sigg & Stumm, 2016, S. 420)

- **Ammonium (NH₄⁺):** Ammoniak (NH₃) und Ammonium (NH₄⁺) gelangen hauptsächlich durch den bakteriellen Abbau organischer Materie (siehe **Abbildung 3**), aber auch als Abfallprodukt aus Landwirtschaft und Industrie sowie durch kommunale Abwässer und Sickerwasser von Müllhalden ins Wasser. Hohe Konzentrationen von Ammonium können für aquatische Organismen giftig sein, insbesondere bei höheren pH-Werten, da Ammonium in giftiges Ammoniak umgewandelt wird ($\text{NH}_4^+ + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}_3\text{O}^+$). Der Anteil an undissoziiertem Ammoniak ist temperatur- und pH-abhängig und steigt mit diesen an (Pohling, 2015, S. 7-8). Ammoniak ist besonders für Fische bereits in niedrigen Konzentrationen toxisch.
- **Nitrit (NO₂⁻):** Nitrit ist im Wasser ein Zwischenprodukt im Nitrifikationsprozess, bei dem Ammonium zu Nitrat oxidiert wird (siehe **Abbildung 3**). Normalerweise kommt diese Verbindung mit einem dreiwertigen Stickstoff nur in Spuren (0,001 mg/l) vor (Pohling, 2015, S. 217-218). In höheren Konzentrationen kann Nitrit ebenfalls giftig für Wasserorganismen sein, da es die Sauerstofftransportkapazität des Blutes beeinträchtigen kann, was als Methämoglobinämie bekannt ist (Camargo & Alonso, 2006). Nitrit wird normalerweise schnell zu Nitrat umgewandelt, außer unter sauerstoffarmen

Bedingungen, wo dieser Prozess verlangsamt oder gestoppt wird. Aufgrund des Dissoziationsgleichgewichts kann die ungeladene salpetrige Säure entstehen. Der Gehalt nimmt im Gegensatz zum Ammoniak mit steigender Temperatur und zunehmendem pH-Wert ab. Nach der Qualitätszielverordnung (QZV) Chemie Oberflächenwasser gelten je nach Chloridkonzentration und biozönotischer Fischregion unterschiedliche Grenzwerte. Die Grenzwerte für die Nitratstickstoffkonzentration ($\text{NO}_2\text{-N}$) reichen dadurch von 10 $\mu\text{g/l}$ bis 300 $\mu\text{g/l}$ (QZV Chemie OG, 2024).

- **Nitrat (NO_3^-):** Nitrat ist die stabile Endform der Nitrifikation mit der höchsten Oxidationsstufe (V) und kommt in Gewässern am häufigsten von den Stickstoffverbindungen vor. Obwohl Nitrat im Vergleich zu Ammonium und Nitrit weniger toxisch ist, kann eine hohe Nitratkonzentration zur Eutrophierung führen. Durch Düngemittelauswaschungen kann die Konzentration deutlich ansteigen, da es im Boden kaum zurückgehalten wird (Pohling, 2015, S. 205). Auch biologisch behandelte Abwässer enthalten häufig erhebliche Nitratkonzentrationen.

1.2.7 Organischer Kohlenstoff

Die natürlichen organischen Kohlenstoffspezies bilden mit den anorganischen Spezies einen Kreislauf. Einerseits wird organisches Material aufgebaut, z.B. durch die Photosynthese. Andererseits wird organisches Material abgebaut. Während dieses Abbaus, der physikalisch-chemisch und vor allem mikrobiell abläuft, entstehen viele verschiedene Zwischenprodukte. Diese werden unter dem Begriff Huminstoffe zusammengefasst und können nach der Größe eingeteilt werden. Die organischen Kohlenstoffspezies werden aufgeteilt in die gelöste Fraktion und die partikuläre Fraktion. Der gelöste organische Kohlenstoff, kurz DOC (= dissolved organic carbon), passiert einen 0,45- μm -Filter. Er besteht hauptsächlich aus Humin- und Fulvosäuren (50 bis 70 %). Der Rest beinhaltet kleinere Moleküle wie Kohlenhydrate, Carbonsäuren, Aminosäuren oder Kohlenwasserstoffe. In europäischen Flüssen liegt der DOC-Gehalt üblicherweise bei 1 bis 10 mg/l (Sigg & Stumm, 2016, S. 409-413).

1.2.8 Metalle im Sediment

Der Begriff „Schwermetall“ wird in der Literatur unterschiedlich definiert, jedoch nicht standardisiert. Die am häufigsten verwendete Definition definiert ein Metall mit einer Dichte von über 5 g/cm³ als Schwermetall, wie beispielsweise Blei, Cadmium, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Silber, Zink und Zinn (Hilberg, 2022, S. 24). Aufgrund ihrer Umweltrelevanz werden häufig auch andere Elemente wie Aluminium, Arsen oder Selen zur Gruppe der Schwermetalle gezählt. Prinzipiell muss bei Metallen zwischen essenziellen und nicht essenziellen unterschieden werden. Zu den essenziellen zählen z.B. Eisen, Kupfer und Zink. Eine zu hohe Konzentration eines essenziellen Spurenelements im Körper kann allerdings sehr wohl auch eine toxische Wirkung haben. Im Gegensatz dazu sind die nicht essenziellen Spurenelemente bereits in kleinen Mengen giftig. Dazu zählen z.B. Blei, Cadmium und Quecksilber (Hilberg, 2022, S. 24). Jedoch hängt die Toxizität nicht nur von der Konzentration ab, sondern häufig auch von der chemischen Form. Organische Schwermetallverbindungen sind, sofern sie vorkommen, meist besser bioverfügbar und somit toxischer als anorganische Schwermetallverbindungen.

Schwermetalle gelangen in hohen Mengen durch die Metallgewinnung, beim Rösten und Reduzieren der Erze, oder durch das Verbrennen von Steinkohle oder Erdöl in die Umwelt. Zum Großteil werden die freigesetzten Schwermetalle adsorptiv an Aerosolpartikel gebunden und so über weite Distanzen verteilt. Durch Niederschläge gelangen sie dann in den Boden und die Gewässer. Aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit reichern sie sich vor allem in den Sedimenten an und sind nur in geringen Konzentrationen im Wasser zu finden (Hilberg, 2022, S. 24). Die folgende **Tabelle 3** gibt Auskunft über die Grenzwerte und eine Einschätzung zur Belastung durch die in dieser Arbeit untersuchten Schwermetalle in Österreich.

Tabelle 3: Klassengrenzen für den Geoakkumulationsindex im Sediment nach Müller (BMLFUW, 2004, S. 151) und Belastungsverdacht nach ÖNORM L1075 (Spiegel & Baumgarten, 2017)

Element in mg/kg	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Cd	Hg
österreichweiter Background	39	36	40	124	12	36	0,5	0,22
praktisch unbelastet	53	48	53	165	16	48	0,75	0,29
unbelastet bis mäßig belastet	106	96	106	330	32	96	1,5	0,58
mäßig belastet	212	192	212	660	64	192	3	1,2
mäßig bis stark belastet	424	384	424	1320	128	384	6	2,3
stark belastet	848	768	848	2640	256	668	12	4,6
stark bis übermäßig belastet	1696	1536	1696	5280	512	1336	24	9,3
übermäßig belastet	>1696	>1536	>1696	>5280	>512	>1336	>24	>9,3
Belastungsverdacht nach ÖNORM L1075 (2017)	100	60	60	150	20	100	0,5	0,5

1.3 Gewässerzustandsüberwachung an der Leitha

1.3.1 GZÜV

Die Leitha wird regelmäßig gemäß der WRG-Novelle 2003 an unterschiedlichen Standorten überwacht. Das Monitoring umfasst die Überprüfung der Wasserqualität, die Messung physikalisch-chemischer Parameter, die biologische Bewertung sowie die Kontrolle der Einhaltung von Umweltstandards. In der nachfolgenden **Tabelle 4** sind die Messstellen gemäß der Gewässerschutzverordnung (GZÜV) zu sehen. Dabei wird unterschieden zwischen einer überblicksweisen Überwachung, bei der alle Parameter der WRRL gemessen werden, und einer operativen Überwachung, bei der aufgrund bekannter Probleme gezielte Untersuchungen stattfinden. Beide Überwachungen werden durch das BMLFUW geregelt.

Tabelle 4: Messstellen an der Leitha gemäß GZÜV (BMLFUW, 2017)

GZÜV-Nr.	Messstelle	Fluss	Art der Messstelle
FW10000077	Nickelsdorf	Leitha	Überblick 1
FW31200037	Gattendorf	Leitha	chemisch operativ
FW31200097	Seibersdorf bei Wampersdorf	Leitha	chemisch operativ
FW31200137	Furt bei Sarasdorf	Leitha	chemisch operativ
FW31200247	Bruck an der Leitha	Leithakanal	chemisch operativ

1.3.2 LIFE IRIS

Auch das Bundesland Niederösterreich hat im Rahmen des Projekts LIFE IRIS Austria eine Ausarbeitung eines Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepts (GE-RM) in Auftrag gegeben. Das Projektgebiet erstreckt sich über die gesamten 102,87 km bis zur österreich-ungarischen Staatsgrenze und wird in acht Detailwasserkörper (DWK) unterteilt. Bewertet wurden unterschiedliche Parameter wie z.B. Hochwasserrisiko, chemischer Zustand oder ökologischer Zustand (LIFE IRIS, 2021). Für die Bewertung der Leitha wurden teilweise auch

Ergebnisse der GZÜV-Stellen herangezogen. Der physikalisch-chemische Zustand der Leitha war nach diesem Bericht (2021), der die letzten 20 Jahre gesammelt betrachtet, „sehr gut“ bis „gut“. Eine geringe Nährstoffbelastung konnte 2013 bei Sarasdorf durch Nitrat festgestellt werden. Im Jahr 2020 wurde bei Nickelsdorf und Gattendorf eine geringe Nährstoffbelastung durch gelösten reaktiven Phosphor gemessen. Ein Jahr zuvor erreichte die Wassertemperatur den Grenzwert zum schlechteren Zustand als „gut“ (LIFE IRIS, 2021, S. 207-2010).

Tabelle 5: Gemessene Parameter und Auswertung Seibersdorf bei Wampersdorf (FW31200097) (LIFE IRIS, 2021, S. 207)

Parameter	Einheit	Wert	Bewertung WRRL
Wassertemperatur	°C	13,1	sehr gut
pH-Wert	-log (H ⁺)	8,1	UQN eingehalten
Sauerstoffkonzentration	mg/l	10,0	–
Sauerstoffsättigung	%	97	UQN eingehalten
Leitfähigkeit (25 °C)	µS/cm	352	–
Chlorid	mg/l	12	UQN eingehalten
Phosphat-P Phosphat	mg/l	0,023 0,071	sehr gut
Nitrit-N Nitrit	mg/l	0,017 0,056	UQN eingehalten
Nitrat-N Nitrat	mg/l	1,5 6,6	sehr gut
Ammonium-N Ammonium	mg/l	0,046 0,059	UQN eingehalten
Gesamtwertung			sehr gut

Unter UQN versteht man die Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und weitere Stoffe des chemischen Zustands. Diese Normen werden für jede Gewässerart gesondert betrachtet. Sie werden durch die EU geregelt und sind in der Richtlinie 2013/39/EU vom 12. August 2013 zu finden.

1.3.3 Wassergüte Jahresbericht 2016-2018

Die Werte der folgenden **Tabelle 6** wurden in Nickelsdorf an der Stelle mit der GZÜV-Nr. FW10000077 gemessen. Sie beinhaltet die Jahresmittel und 90. Perzentile der gemessenen Konzentrationen unterschiedlicher physikalisch-chemischer Parameter und entstammt dem

„Wassergüte Jahresbericht 2016-2018“ des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Region und Tourismus.

***Tabelle 6:** Jährliche Mittelwerte und Perzentile der Konzentration physikalisch-chemischer Parameter der Leitha – Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) (BMLRT, 2022)*

Parameter	Nickelsdorf FW10000077
Sauerstoffsättigung [%] – 90. Perzentil	99
DOC [mg/l] – 90. Perzentil	2,7
Ammonium-N Ammonium [mg/l] – Mittelwert	0,072 0,093
Nitrat-N Nitrat [mg/l] – 90. Perzentil	3,0 13,3
Nitrit-N Nitrit [mg/l] – Mittelwert	0,033 0,108
Phosphat-P Phosphat [mg/l] – 90. Perzentil	0,062 0,190
Temperatur [°C] – 98. Perzentil	22,0
Chlorid [mg/l] – Mittelwert	31,5
Sulfat [mg/l] – Mittelwert	59,7
SBV [mmol/l] – Mittelwert	4,0
pH-Wert – 90. Perzentil	8,3
Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C) [µS/cm] – Mittelwert	592
Kalium [mg/l] – Mittelwert	3,3
Calcium [mg/l] – Mittelwert	72,1
Natrium [mg/l] – Mittelwert	21,8
Magnesium [mg/l] – Mittelwert	18,6

1.4 Zielsetzung und Fragestellung

In dieser Masterarbeit liegt der Fokus auf der umfassenden physikalisch-chemischen Charakterisierung der Leitha, die verschiedene Abschnitte des Flusses umfasst. Dabei werden moderne Analysemethoden angewandt, um die Wasserqualität zu bestimmen, hydrologische Eigenschaften zu erfassen und die chemische Zusammensetzung des Flusses zu untersuchen. Diese Arbeit zielt darauf ab, einen Beitrag zur wissenschaftlichen Kenntnis über die Leitha und ihre Umweltauswirkungen zu leisten. Zwar gibt es bereits die oben erwähnten Untersuchungen, jedoch wurden diese nur einmalig oder monatlich durchgeführt. Die Analyse mit einer wöchentlichen Probenfrequenz über 13 Wochen soll helfen etwaige Schwankungen oder Schwallemmissionen aufzudecken. Zusätzlich werden noch Metallkonzentrationen im Sediment gemessen, welche in keinem der oben genannten Projekte erhoben wurden.

In Anbetracht der weltweit zunehmenden Belastung von Flussökosystemen sind Erkenntnisse über die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Leitha von globaler Relevanz. Die Ergebnisse dieser Arbeit werden nicht nur dazu beitragen, das Verständnis für dieses einzigartige Gewässer zu erweitern, sondern auch die Entwicklung von Strategien für den nachhaltigen Schutz und die nachhaltige Nutzung der Leitha fördern (BMLRT, 2022). In diesem Sinne ist diese Arbeit ein Beitrag zur weiteren Erforschung und zum besseren Verständnis der physikalisch-chemischen Eigenschaften der Leitha und trägt zur Entwicklung von Strategien bei, um die Nachhaltigkeit dieses Flusssystems in einer sich wandelnden Welt sicherzustellen.

2 Material und Methoden

2.1 Die Leitha

Quelle: Zusammenfluss von Schwarza und Pitten bei Haderswörth (NÖ)
Mündung: Kleine Donau (Mosoni-Duna) bei Mosonmagyaróvár (Ungarn)
Ökoregion: Ungarische Tiefebene
Typregion: Südöstliches Vorland (Ost)
Bioregion: Östl. Flach- und Hügelländer
Fischregion: Hyporhithral (ersten 30 km nach der „Quelle“), Epipotamal
Flussordnungszahl: 6
Flussverlauf: überwiegend gestreckt, teilweise mäandrierend bis gewunden
Wasserführung: im Mittel 10 m³/s
Große Zuflüsse: Schwarza, Pitten, Warme Fische, Kalte Fische
Höhenbereich: 302 m (Haderswörth), 130 m (Nickelsdorf), 120 m (Mosonmagyaróvár)
Einzugsgebiet: 2131 km² (bis zur österreichisch-ungarischen Grenze)
Talformen: Flachland-Talebenen
Gesamtlänge: 120,87 km (102,44 km in Österreich, 18,43 km in Ungarn)
Messrichtung der Flusskilometer: Mündung nach Quelle

Abbildung 4: Steckbrief Leitha (Wimmer, Wintersberger & Parthl, 2012)

2.1.1 Allgemeines

Die Leitha, ein Fluss von herausragender ökologischer und geografischer Bedeutung, erstreckt sich über die Regionen Österreich und Ungarn und durchzieht eine facettenreiche Landschaft, die von malerischen Wiesen und Auen bis hin zu urbanen Siedlungen und landwirtschaftlichen Gebieten reicht (Smith & Jones, 2020). Ihre geografische Lage und historische Relevanz haben im Laufe der Jahrhunderte zu vielfältigen Interessen an diesem Wasserlauf geführt, von wirtschaftlicher Nutzung und kulturellem Erbe bis hin zu aktuellen ökologischen Herausforderungen.

Mit ihrer Länge von 121 km zählt die Leitha zu den längsten und von Natur aus wasserreichsten Flüssen des südlichen Wiener Beckens. Sie entsteht in Niederösterreich im Gemeindegebiet Haderswörth, wo die beiden Flüsse Schwarza und Pitten zusammenfließen. Anders als die meisten Flüsse des Wiener Beckens, die bereits im südlichen Raum Wiens in die Donau münden,

biegt die Leitha bei Götzendorf nach Osten ab (Tinnhof, 2017). Dort fließt sie weiter Richtung Ungarn und hat nur mehr ein sehr geringes Gefälle. Auf der österreichischen Seite befinden sich ca. 100 km des insgesamt 121 km langen Flusslaufes. In Ungarn mündet die Leitha nach ca. 20 km bei Mosonmagyaróvár in die Kleine Donau (Mosoni-Duna), welche wiederum nach weiteren ca. 120 km bei Győr (Ungarn) in die Donau mündet (siehe **Abbildung 5**). Somit steht die Leitha in direkter Verbindung zu einem der bedeutendsten Flüsse Europas (Müller & Wagner, 2019). Ihre ökologische Gesundheit und Wasserqualität sind daher von entscheidender Bedeutung für das ökologische Gleichgewicht der gesamten Region. Dies wird noch verstärkt durch die Nähe zur österreichischen Hauptstadt Wien, deren Trinkwasserversorgung teilweise von der Leitha abhängt.

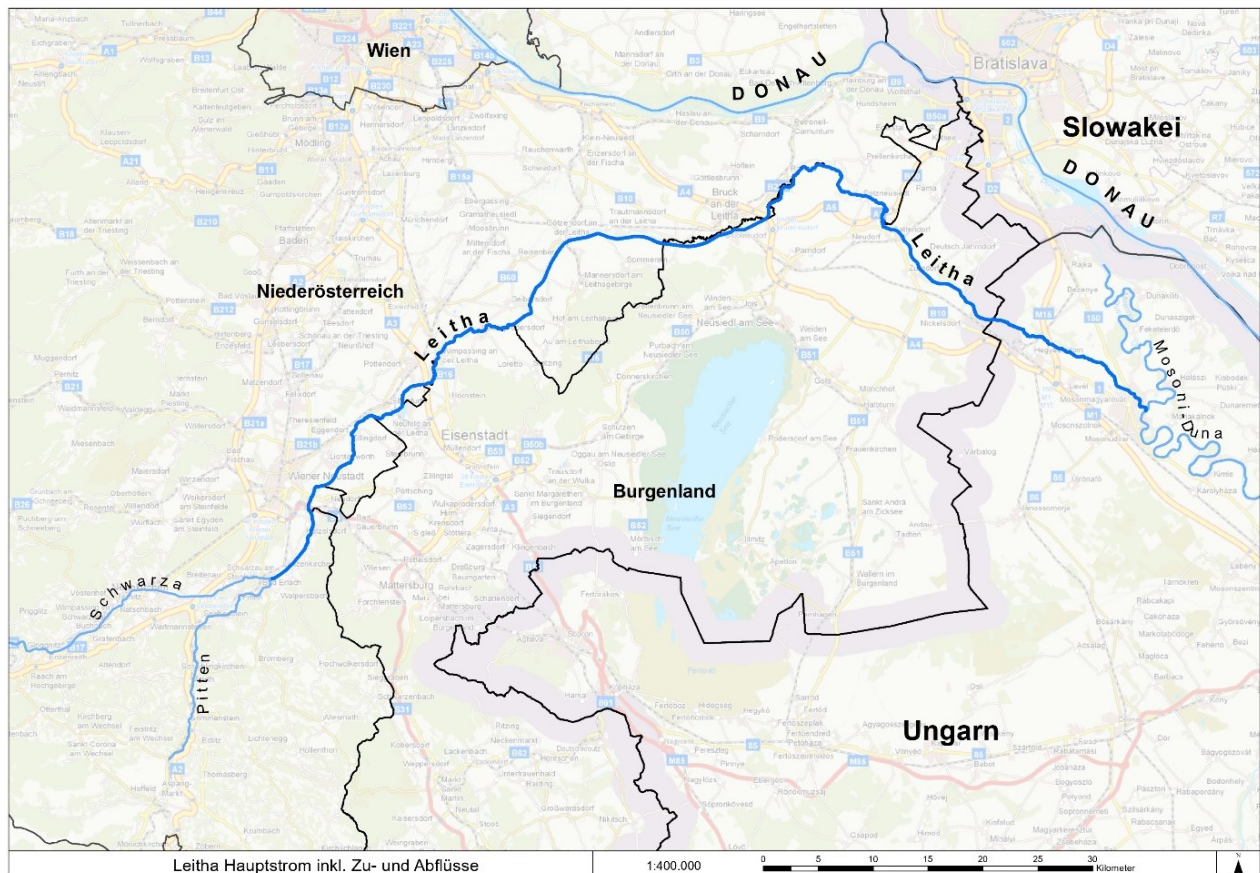


Abbildung 5: Übersicht Leitha

2.1.2 Die Quellflüsse

Die Schwarza entsteht durch die Vereinigung der Grünen Schwarza mit der Dürren in den niederösterreichischen Kalkalpen. Mehrere Flusskilometer vor dem Zusammenfluss mit der Pitten fließt die Schwarza zwischen dem Schneeberg und der Rax durch das Höllental, wo sich Quellfassungen der 1. Wiener Hochquellwasserleitung befinden (Eberstaller, 2009). Nach dem Höllental wird die Schwarza immer wieder in Werkskanäle umgeleitet. In der Nähe von Neukirchen wird der Kehrbach abgeleitet, welcher dann zum eigentlichen Hauptfluss wird (Zwitkovits, 2015). Die Leitha wird somit bei Haderswörth hauptsächlich von der Pitten gespeist. Die Pitten entsteht weiter südlich der Schwarza und ist wesentlich kürzer und durchflussärmer. Sie entsteht durch den Zusammenfluss des Feistritzbaches mit dem Großen Pestingbach im Wechselgebiet und durchfließt das kristalline Bergland der Buckligen Welt.

Dadurch, dass die beiden Quellflüsse bereits etwa 60 bzw. 20 Kilometer zurücklegen, bevor sie zusammenfließen, erstreckt sich das Einzugsgebiet der Leitha von den ostalpinen Kalkalpen mit teilweise Hochgebirgscharakter über das karge Steinfeld bis ins ungarische Tiefland (Zwitkovits, 2015). In der **Abbildung 6** sieht man, dass zwar die Leitha nur durch das östliche Flach- und Hügelland fließt, ihre Quellflüsse aber auch durch andere Bioregionen, wie die Kalkalpen oder die Bergrückenlandschaft, führen.



Abbildung 6: Übersicht Bioregionen (LIFE IRIS, 2021, S. 14)

Das Abflussverhalten der Leitha wird stark durch die jahreszeitlichen Schwankungen der beiden Quellflüsse beeinflusst. Der Wasserhaushalt wird nicht nur durch natürliche, hohe Versickerungsraten in den Grundwasserkörper beeinträchtigt, sondern auch durch häufige anthropogene Eingriffe (Eberstahler, 2009). Durch die Entnahme an der Leitha weist diese in manchen Abschnitten nur eine geringe Restwassermenge von ca. 3 m³/s auf oder liegt sogar trocken. Die erste Entnahmestelle ist bei der Katzelsdorfer Rauwehr, wodurch die Leitha auf einer Länge von 25 Fkm teilweise trocken liegt. Bei Wampersdorf wird das Wasser gemeinsam mit dem Kehrbach über die Warme Fischa wieder eingeleitet. Bei Seibersdorf (Kotzenmühle) wird wieder ein Großteil des Abflusses in den Leithakanal (Trautmannsdorfer Kanal) abgeleitet. Die Leitha ist ab hier für 23 Fkm Restwasserstecke, bis das Wasser bei Bruckneudorf wieder zurückgeleitet wird. Eine wesentlich geringere Menge (1 m³/s) wird bei Gattendorf abgezweigt. Die so entstandene „Kleine Leitha“ wird nach 8 Fkm wieder zurückgeführt. Kurz danach wird ein letztes Mal Wasser aus der Leitha entnommen. Der Komitatskanal dient der Abflussteilung im Bereich Nickelsdorf und mündet erst 4 Fkm vor der Mündung in die Kleine Donau zurück in die Leitha (LIFE IRIS, 2021, S. 11).

2.1.3 Geschichtliches

Der Name Leitha wird bereits im 9. Jahrhundert als „Litaha“ in einer Urkunde von Ludwig dem Deutschen (Enkel von Karl dem Großen) erwähnt (Tinnhof, 2017). Es wird vermutet, dass sich der Name aus dem indogermanischen „loidh“ ableitet, was „schleimig, glitschig“ oder „die Lehmige“ bedeutet. Die Römer wandelten diesen Begriff zu „Laidawa“ um, woraus sich später „Litaha“ und schlussendlich „Leitha“ entwickelte. In Ungarn wurde sie früher als „Sarviz“ oder „Sar“ bezeichnet, was so viel wie „Kotwasser“ bedeutet. Heute wird sie in Ungarn „Lajta“ genannt.

Das Flussbild der Leitha war über die Jahrhunderte hinweg immer wieder von Austrocknungen bis hin zu Überflutungen geprägt (Steinhauser, 1964). Im Laufe der Zeit diente die Leitha immer wieder als Grenzfluss. Die Magyaren (Ungarn) siedelten sich bereits im 9. Jhdt. in der pannonischen Tiefebene und somit um das Gebiet der Leitha an. Im 10. Jhdt. wurden die Ungarn von den Römern bis zur Leitha zurückgedrängt. Die Ungarn errichteten daraufhin einen breiten, schlecht durchdringbaren Grenzstreifen an der Leitha. Im 12. Jhdt. unter der Herrschaft der

Babenberger in Österreich entstanden entlang der Leitha die ersten Befestigungen und damit Städte wie Wiener Neustadt, Bruck an der Leitha oder Hainburg. Im Laufe der Jahre kam es immer wieder zu Schlachten zwischen Österreich und Ungarn entlang der Leitha (Steinhauser, 1964). Zwischen 1867 und 1918 wurde der westliche bzw. der östliche Teil der Doppelmonarchie Österreich-Ungarn inoffiziell als Cisleithanien bzw. Transleithanien bezeichnet (siehe **Abbildung 7**). Nach dem Ersten Weltkrieg war die Leitha bis zum Anschluss des Burgenlands an Österreich 1921 die Staatsgrenze zwischen Österreich und Ungarn. Heute bildet sie einen Teil der Grenze zwischen Niederösterreich und dem Burgenland (Zwittkovits, 2015).



Abbildung 7: Cis- und Transleithanien (<https://www.mediathek.at/der-erste-weltkrieg/der-erste-weltkrieg-ausgabe-1/oesterreich-ungarn-1914/politik-und-verwaltung/>; [letzter Zugriff 10.05.2024])

Industriell spielt die Leitha im Vergleich zu anderen Flüssen in Österreich eine untergeordnete Rolle. Bis ins 19. Jhd. war die Wasserkrafterzeugung bei der Schwarza lokal orientiert. Zu Beginn des 20. Jhd. siedelten sich mehrere Papierfabriken an, wodurch viele Werkskanäle geschaffen wurden (Eberstaller, 2009). Heutzutage sind an der Leitha weiterhin nur Kleinwasserkraftwerke angesiedelt, welche eine Leistung von weniger als 10 MW erzeugen. In Trautmannsdorf wird z.B. seit 2021 wieder Energie mit Hilfe von Wasser gewonnen. Das Kraftwerk hat eine Leistung von 79 kW und produziert zirka 500.000 kWh/Jahr, was zirka 125 Haushalte abdeckt (Energiepark,

2023). Dafür wird ein großer Teil des Abflusses bei der Kotzenmühle bei Seibersdorf in den Trautmannsdorfer Kanal abgeleitet und bei Bruckneudorf wieder zurückgeführt. Wasser bekommt die Leitha in diesem Bereich durch Grundwasserzutritte und durch die neu errichtete Wehranlage mit dazugehöriger Fischaufstiegshilfe an der Kotzenmühle (LIFE IRIS, 2021, S. 10).

2.2 Die Probenahmestellen

Für die Probenahme wurden vier Standorte zwischen Bruck an der Leitha in Niederösterreich und Nickelsdorf im Burgenland ausgewählt. Die Auswahl der Stellen erfolgte einerseits anhand der Zugänglichkeit, da das Ufer der Leitha an gewissen Teilen stark bewachsen und steil ist. Andererseits wurde versucht interessante Stellen zu finden, bei denen man mögliche Umwelteinflüsse oder anthropogene Einflüsse beobachten kann. Auf die Besonderheiten der einzelnen Probenahmestellen wird in den darauffolgenden Unterpunkten eingegangen. Anfang April (04.04.2023) wurde mit der Probenahme begonnen. Über 13 Wochen hinweg wurden jeden Dienstagvormittag die Proben an den vier Standorten genommen. Begonnen wurde immer an der Stelle 1. Am 12.06.2023 wurde zusätzlich eine 24-Stunden-Messung durchgeführt. Die letzte Probenahme fand Ende Juni, am 27.06.2023, statt. Insgesamt wurden so von jedem Standort 13 Proben gesammelt.



Abbildung 8: Probenahmestellen 1 bis 4 – Leitha

***Tabelle 7:** Daten der Probenahmestellen (GPS-Daten ermittelt mit Google Maps)*

Gebietsbezeichnung	Abkürzung	Flusskilometer	Koordinaten (WGS84)
Nickelsdorf	St. 1	18,9	47.945056, 17.095833
Gattendorf	St. 2	30,7	48.012861, 16.993917
Hollern	St. 3	44,0	48.073083, 16.893139
Bruckneudorf	St. 4	57,5	48.014667, 16.767111

2.2.1 St. 1 – Nickelsdorf

Die erste Probenahmestelle befindet sich bei Flusskilometer 18,9 in der Nähe der ungarischen Grenze bei der Ortschaft Nickelsdorf. Nur 500 m weiter flussabwärts fließt die Leitha über die Staatsgrenze nach Ungarn weiter. Folgt man der Leitha 500 m in die andere Richtung flussaufwärts, kommt man zur Kläranlage von Nickelsdorf, welche auch das Abwasser der Nachbarortschaft Zurndorf aufbereitet. Zwischen Nickelsdorf und Zurndorf fließt die „Kleine Leitha“, welche sich vor Gattendorf abzweigt, wieder zurück in die Leitha. Unmittelbar nach dieser Rückführung zweigt der Komitatskanal ab, welcher mehrere Kilometer parallel zur Leitha verläuft und in Ungarn, kurz vor der Mündung in die Kleine Donau, wieder in die Leitha mündet. In der **Abbildung 9** kann man auf der linken Seite den begrünten Hochwasserschutzdamm erkennen, welcher sich auf beiden Seiten befindet. Das Ufer ist an dieser Stelle sehr flach und nur mit Gräsern bewachsen.



Abbildung 9: Probenahmestelle St. 1 (Nickelsdorf) – Blickrichtung flussaufwärts

2.2.2 St. 2 – Gattendorf

Bei Flusskilometer 30,7, in der Ortschaft Gattendorf, befindet sich die zweite Probenahmestelle. Auch hier gibt es wieder begrünte Hochwasserschutzdämme, wie in der **Abbildung 10** zu sehen ist. Außerdem kann man erkennen, dass der Fluss hier etwas unruhiger fließt als noch an der vorherigen Stelle. Das Ufer ist hier immer noch flach und gut zugänglich. Neben Gräsern wachsen hier auch schon mehrere größere Sträucher und Bäume. Etwa 500 m flussaufwärts dieser Probenahmestelle zweigt sich die „Kleine Leitha“ ab, welche nach 8 Fkm wieder in die Leitha zurückgeführt wird. Vor Gattendorf fließt die Leitha abwechselnd durch Niederösterreich und das Burgenland und an deren Grenze entlang. Ab Gattendorf verläuft der Fluss die letzten Kilometer durch das Burgenland, bis er die Staatsgrenze erreicht.



Abbildung 10: Probenahmestelle St. 2 (Gattendorf) – Blickrichtung flussaufwärts

2.2.3 St. 3 – Hollern

In der Nähe der Ortschaft Hollern, bei Flusskilometer 44,0, befindet sich die dritte Probenahmestelle. Ab Gattendorf wird das Ufer der Leitha zunehmend bewachsener und die typische Leitha-Au bildet sich aus. Wie man in **Abbildung 11** erkennen kann, ist das Ufer hier wesentlich steiler und dichter bewachsen als noch bei den ersten beiden Probenahmestellen. Die Schlammflächen an diesem Ufer erschwerten die Probenahme zusätzlich. Ähnlich wie an der ersten Stelle fließt der Fluss hier sehr ruhig. Besonders auffällig war hier die große Anzahl an Insekten, welche perfekte Bedingungen, wie ausreichend Feuchtigkeit und Windschutz, vorfanden. Etwa 9 Fkm flussaufwärts vor dieser Probenahmestelle befindet sich die Kläranlage des Wasserverbands Großraum Bruck/Leitha – Neusiedl/See und die Biogasanlage Bruck/Leitha. Diese Kläranlage bereitet das Abwasser von insgesamt 22 Gemeinden auf. Weiter 2 km weiter flussaufwärts fließt der Leithakanal, auch Trautmannsdorfer Kanal genannt, zurück in die Leitha.



Abbildung 11: Probenahmestelle St. 3 (Hollern) – Blickrichtung flussaufwärts

2.2.4 St. 4 – Bruckneudorf

Die vierte Probenahmestelle befindet sich in Bruckneudorf nahe Bruck an der Leitha bei Flusskilometer 57,5. Ca. 500 m flussaufwärts mündet der Steinbach in die Leitha. Geht man 2 km flussabwärts, wird der Leithakanal (Trautmannsdorfer Kanal) in die Leitha zurückgeführt. Bereits wenige Meter nach der vierten Probenahmestelle verbindet ein kleiner Seitenarm die beiden Flüsse miteinander. Dieser Seitenarm kann mit Hilfe einer Schleuse geöffnet oder geschlossen werden. Der Truppenübungsplatz Bruckneudorf befindet sich etwa 1 km östlich dieser Stelle. Ähnlich wie die Stelle 3 ist hier das Ufer sehr stark bewachsen, jedoch weniger steil. Durch den angelegten Steinhafen ist der Fluss hier unruhiger als an den anderen Stellen. Direkt nach den großen Steinen befindet sich eine Schotterbank, wodurch diese Stelle eher seicht (30 cm bis 50 cm tief) und sehr klar ist.



Abbildung 12: Probenahmestelle St. 4 (Bruckneudorf) – Blickrichtung flussaufwärts

2.3 Probenahme

Für die Probenahme wurden an jeder der vier Stellen mit Hilfe eines 300-ml-Kunststoffbechers (Polyethylen) etwa 250 ml Wasser aus der Leitha entnommen. Der Becher wurde an jeder Probenahmestelle mehrmals mit dem Flusswasser gespült. Direkt vor Ort wurden zirka 200 ml Wasser mittels eines 0,45-µm-Membranfilters aus einem Celluloseester-Gemisch (ADVANTEC®) in eine 250-ml-Laborflasche (Borosilikat der Firma DURAN®) filtriert. Rund 40 ml der filtrierten Probe wurden in ein 50-ml-Polypropylenröhrchen überführt und anschließend mit 0,5 ml konzentrierter Salpetersäure (69 % TraceSELECT® von Fulka™) angesäuert, um die Metalle zu stabilisieren. Der restliche Teil des gefilterten Wassers blieb unbehandelt in der Laborflasche. Neben den Wasserproben wurde pro Standort auch eine Sedimentprobe entnommen, wobei feinkörniges Sediment bevorzugt wurde, da es eine höhere Sorptionskapazität besitzt (Humer, Stadler & Umweltbundesamt, 2015). Die Sedimentproben wurden, wie auch die Wasserproben, in der Nähe des Uferbereichs entnommen. An jedem Standort wurden während der Probenahme Nitrilhandschuhe getragen, um eine Verunreinigung zu vermeiden. Die Sedimentproben wurden direkt mithilfe eines 50-ml-Einwegröhrchens entnommen. Dabei wurde darauf geachtet, dass das Röhrchen über die Hälfte mit Sediment gefüllt ist und sich so wenig wie möglich Wasser darin befindet. Insgesamt wurden für jede Probenahmestelle im Verlauf der Untersuchung 10 angesäuerte und 10 nicht angesäuerte Wasserproben sowie 10 Sedimentproben gewonnen. An der Stelle 1 wurden zusätzlich 5 angesäuerte Wasserproben und 5 Sedimentproben für die 24-Stunden-Messung genommen. Die Sedimentproben und die angesäuerten Wasserproben wurden gesammelt und alle drei Wochen nach Wien in das Labor transportiert. Dort wurden die Sedimentproben gefriergetrocknet und für die späteren Analysen aufbewahrt. Die Konzentration der kritischen Parameter Ammonium, Nitrat, Nitrit und Phosphat sowie das Säurebindungsvermögen wurden aus den nicht angesäuerten Proben noch am Tag der Entnahme in einem provisorischen Labor in Gols im Bezirk Neusiedl am See analysiert.

2.4 Analysenmethoden und Geräte

2.4.1 pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Wasserstand

Direkt am jeweiligen Probenahmestandort wurden die allgemeinen Wasserparameter mit Hilfe von portablen Messgeräten erhoben. Zu diesem Zweck wurde das unfiltrierte Wasser im Kunststoffbecher verwendet. Die Temperatur und die Leitfähigkeit wurden mit dem Gerät FiveGo™ Cond meter und der dazugehörigen LE Cond Electrode LE703-IP67 von Mettler Toledo™ festgestellt. Der pH-Wert wurde mit dem Gerät PH-100ATC von Voltcraft® gemessen. Der Sauerstoffgehalt (in mg/l) und die Sauerstoffsättigung (in %) wurden direkt im Fluss mit dem Gerät WTW® Oxi 330 und dem Sensor WTW® CelloX® 320 ermittelt.



Abbildung 13: Portable Analysengeräte (von links nach rechts): Leitfähigkeitsmessgerät, pH-Meter, Sauerstoffmessgerät

Der Wasserstand wurde nachträglich im Wasserportal Burgenland abgelesen. Dieses Portal misst stündlich den Wasserstand der Leitha in Nickelsdorf, zirka 300 m vor der Probenahmestelle 1. Durch Einbeziehen der Portalwerte sollen die Wasserstände und starke Regenfälle während bzw. vor den jeweiligen Probenahmetagen zusammengefasst werden, um so Rückschlüsse auf mögliche Konzentrationsschwankungen zu erhalten.

2.4.2 Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat

Die Konzentration dieser vier Ionen wurde mit Hilfe des Geräts MERCK SQ 118 photometrisch bestimmt. Dafür wurden die jeweiligen Test-Kits von Merk Spektroquant® verwendet. Dabei handelt es sich um ein Spektralphotometer. Das polychromatische Licht der Lampe wandert

durch einen Monochromator und wird dort spektral in die einzelnen Wellenlängen zerlegt. Die eingestellte Wellenlänge trifft dann auf die Probe, welche je nach Konzentration des gesuchten Ions das Licht absorbiert (Gey, 2015, S. 277). Je nach Anleitung wurden die nicht angesäuerten, filtrierten Proben mit den Reagenzien-Sets versetzt. Zusätzlich wurde für jedes Ion eine Blindprobe mit MilliQ®-Wasser angefertigt und diese vor den Proben gemessen, um Untergrundabsorptionen durch Streuung und Reflexion zu eliminieren. Durch die folgende Farbänderung der Lösungen konnte die Konzentration photometrisch bestimmt werden. Dabei wird die Stärke der Lichtabsorption bei einer konstanten Wellenlänge gemessen und damit die Konzentration in der Probe berechnet. Der Zusammenhang zwischen der Lichtabsorption und der Konzentration wird durch das Lambert-Beer'sche Gesetz beschrieben, welches im Absatz 2.4.6 genauer erläutert wird. In der **Tabelle 8** erkennt man, mit welcher Wellenlänge das jeweilige Ion gemessen wurde.

Tabelle 8: Messeinstellungen und Messbereiche zur photometrischen Bestimmung gelöster Ionen

	Ammonium	Nitrat	Nitrit	Phosphat
Wellenlänge [nm]	690	525	525	880
Spectroquant-Set	1.14752.0001	1.14773.0001	1.14776.0001	1.14848.0001
Küvette [mm]	50	50	50	50
Messbereich [mg/l]	0,01-0,80	1,0-25,0	0,02-0,6	0,06-3,0



Abbildung 14: Photometer MERCK SQ 118

2.4.3 Chlorid und Sulfat

Die Chlorid- und Sulfatkonzentration wurde mittels Ionen-Chromatographie aus den nicht angesäuerten, filtrierten Proben bestimmt. Das Gerät 930 Compact IC Flex und der 919 IC Autosampler plus der Firma Metrohm kamen dafür zum Einsatz. Die Ionen-Chromatographie wird vorrangig zur Trennung von anorganischen Anionen und Kationen eingesetzt. Sie beruht auf der Trennmethode der Ionenaustauschchromatographie. Diese ist eine vielseitige Methode, die durch die Auswahl geeigneter Ionenaustauschmaterialien und Pufferbedingungen an eine Vielzahl von analytischen und präparativen Herausforderungen angepasst werden kann. Es werden stationäre Phasen verwendet, deren Oberflächen elektrische Ladungen tragen. Dabei handelt es sich um anionische und kationische Gruppen, welche an das Ionenaustauscherharz kovalent oder elektrostatisch gebunden sind (Gey, 2015, S. 147). Die mobile Phase wandert mit der Probe durch die Säule. Je nachdem, wie stark bzw. schwach die Ionen in der Probe mit der stationären Phase wechselwirken, bleiben sie länger bzw. kürzer in der Säule. Mit steigender Ionenstärke oder Änderung des pH-Werts nimmt die Bindungsstärke der Ionen zur stationären Phase zu. Ionen mit schwächerer Ionenstärke werden verdrängt und eluiert. Die Chlorid-Ionen haben eine längere Retentionszeit beim Anionenaustausch als die Sulfat-Ionen (Gey, 2015, S. 150). Die eluierenden Ionen werden von einem Detektor (UV-VIS-Detektor oder Leitfähigkeitsdetektor) erfasst.



Abbildung 15: 930 Compact IC Flex und 919 IC Autosampler

2.4.4 Säurebindungsvermögen (SBV) (= Summe der Carbonate)

Für die Bestimmung des Säurebindungsvermögens wurden 100 ml der filtrierten Probe mit einer 0,1 M HCl titriert. Die 100 ml der Probe wurden in einem 150-ml-Becherglas vorgelegt und mit einem Magnetrührer ständig in Bewegung gehalten. Der pH-Wert wurde während der gesamten Titration mit einem pH-Meter (Lab 850 von SI Analytics™) gemessen. Bevor die Titration startete, wurde immer ein bis zwei Minuten gewartet, bis sich der pH-Wert einstellte. Die erste Zugabe an 0,1 M HCl erfolgte immer mit 0,5 ml. Danach wurde wieder gewartet, bis sich der pH-Wert einstellte, und die Titration so lange in 0,1-ml-Schritten fortgesetzt, bis ein pH-Wert knapp unter 3 erreicht wurde. Die erhaltenen Werte wurden laufend notiert und nach der Titration wurden die erhaltenen pH-Werte gegen die verbrauchte Menge an 0,1 M HCl aufgetragen. Die dadurch erhaltene Titrationskurve ist in **Abbildung 16** ersichtlich (blaue Kurve). Zur Bestimmung des Säurebindungsvermögens musste der Verbrauch an HCl beim Äquivalenzpunkt, welcher bei einem ungefähren pH-Wert von 4,3 liegt, bestimmt werden.

Dieser Verbrauch wurde mit Hilfe der Gran-Methode bestimmt. Die Methode beruht auf der Annahme, dass in der Nähe des Äquivalenzpunktes eine lineare Beziehung zwischen dem pH-Wert und dem Volumen der zugesetzten Titrationslösung besteht. Die Granfunktion wird definiert als $(V_{Probe} + V) \cdot 10^{-pH}$.

Die erhaltenen Werte werden gegen das verbrauchte Volumen an HCl aufgetragen. Durch die so ermittelten Punkte wird eine Ausgleichsgerade gelegt, welche gegen Null extrapoliert wird. Der Schnittpunkt dieser Geraden mit der x-Achse liefert den extrapolierten Verbrauch in ml Säure (V_{ext}). Mit diesem Wert lässt sich durch die folgende Formel das SBV in meq/l bestimmen.

$$SBV[meq/l] = \frac{100}{V_{Probe}} \cdot V_{ext}$$

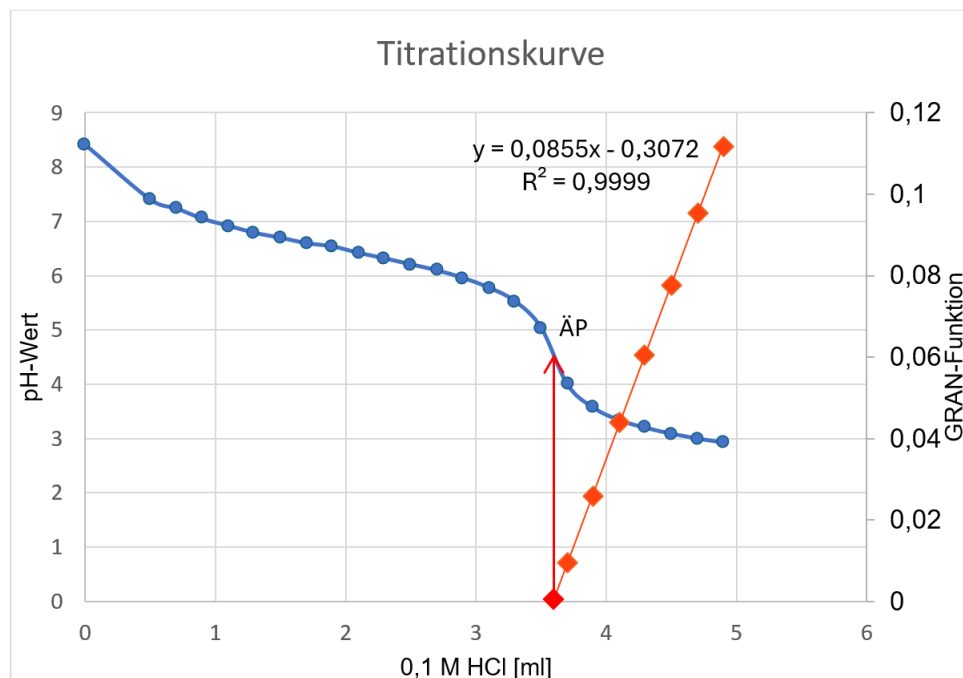


Abbildung 16: Titrationskurve mit Granfunktion der St. 1 am 04.04.2023

Tabelle 9: Berechnung des SBV der St. 1 am 04.04.2023

Ergebnisse
$Granfunktion = (V_{Probe} - V) \cdot 10^{-pH}$
$V_{ext} = d : k = 0,3072 : 0,0855 = 3,59 \text{ ml}$
$SBV [meq/l] = (100 : V_{Probe}) \cdot V_{ext} = (100/100) \cdot 3,55 = 3,59 \text{ meq/l}$

2.4.5 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und gelöster gebundener Stickstoff (DNb)

Für die Bestimmung der DOC- und DNb-Gehalte wurden die nicht angesäuerten und filtrierten Proben herangezogen. Die Proben wurden vollautomatisch mit dem TOC-V-Analyzer der Firma Shimadzu analysiert. Das Gerät säuert die Proben mit HCl an ($pH \leq 2$) und bläst sie mit Trägergas aus. Dadurch wird der vorhandene anorganische Kohlenstoff zu CO_2 umgesetzt und ausgetrieben. Die Probe wird nun in einer beheizten Säule, die mit Al_2O_3 -Kügelchen und einem Platinnetz als Katalysator bestückt ist, bei $680^\circ C$ verbrannt. Der gesamte organische Kohlenstoff wird somit zu CO_2 umgesetzt. Diese wird mittels eines Trägergasstromes in einen NDIR-Detektor (nicht dispersives Infrarot) überführt und dort quantitativ gemessen. Die Stickstoffkomponenten

werden bei 720 °C zu NO umgesetzt, welches wiederum mit Ozon zu NO₂* wird. Das entstandene NO₂* sendet Lichtquanten aus, die von einem Detektor quantitativ erfasst werden.

Für die Kalibrationen nutzt das Gerät einerseits eine Verdünnungsreihe einer Kaliumphthalat-Lösung für den DOC und andererseits eine Verdünnungsreihe einer KNO₃-Lösung für den DNB.



Abbildung 17: TOC-Analysegerät der Firma Shimadzu

2.4.6 Atomabsorptionsspektroskopie

Hierbei handelt es sich um eine physikalische Methode der analytischen Chemie, die auf den Wechselwirkungen von elektromagnetischer Strahlung mit der zu analysierenden Probe beruht. Die Methode kann sowohl für die quantitative Bestimmung als auch für den qualitativen Nachweis von Elementen genutzt werden. Die freien Atome im Gaszustand, welche durch Atomisierung in einer Flamme oder in einem Plasma entstehen, werden durch eine Lichtquelle im UV/VIS-Bereich angeregt. Dabei werden die Valenzelektronen durch die Energie des Lichts vom Grundzustand in ein höheres Energieniveau befördert, wodurch die Intensität des Lichts abgeschwächt wird. Ein Atom absorbiert dabei nur Strahlung einer eindeutig bestimmten Wellenlänge bzw. Frequenz. Die Schwächung der Intensität des Lichts bei einer bestimmten Wellenlänge λ steht in Zusammenhang mit der Konzentration der Atome eines Elements in der Probe. Diesen Zusammenhang nutzt man für die quantitative Analyse der Probe und er wird durch das Lambert-Beer'sche Gesetz beschrieben (Gey, 2015, S. 245; Ritgen 2019, S. 260-261).

$$E = \lg \frac{I_0}{I} = \varepsilon_\lambda \cdot c \cdot d$$

E ... Extinktion

I_0 ... Intensität des eingestrahnten Lichts [W/m²]

I ... Intensität des Lichts nach dem Verlassen der Probe [W/m²]

c ... Konzentration der Probe [mol/L]

ε_λ ... molarer dekadischer Extinktionskoeffizient [L/mol·cm]

d ... Schichtdicke des durchstrahlten Körpers [cm]

Das Gerät für diese Messung besteht, wie in **Abbildung 18** ersichtlich, aus einer Lichtquelle, wofür meistens eine Hohlkathodenlampe oder eine elektrodenlose Entladungslampe (EDL) verwendet wird. Weiters wird ein Atomisator benötigt, um die Atome in den gasförmigen Aggregatzustand überzuführen. Der Analyt einer Probe wird dabei verdampft und in freie Atome dissoziiert. Üblicherweise werden dafür Flammen (F-AAS) und Graphitrohröfen (GF-AAS) verwendet. Der Monochromator kann sowohl vor als auch nach dem Atomisator verbaut sein und dient dazu, andere Emissionslinien der Lichtquelle sowie Streulicht auszublenden. Letztendlich wird noch ein Detektor benötigt, um die Abschwächung des Lichts zu messen und in ein elektrisches Signal umzuwandeln. Dies geschieht meistens mithilfe eines sogenannten Sekundärelektronenvervielfachers (Gey, 2015, S. 250-255).

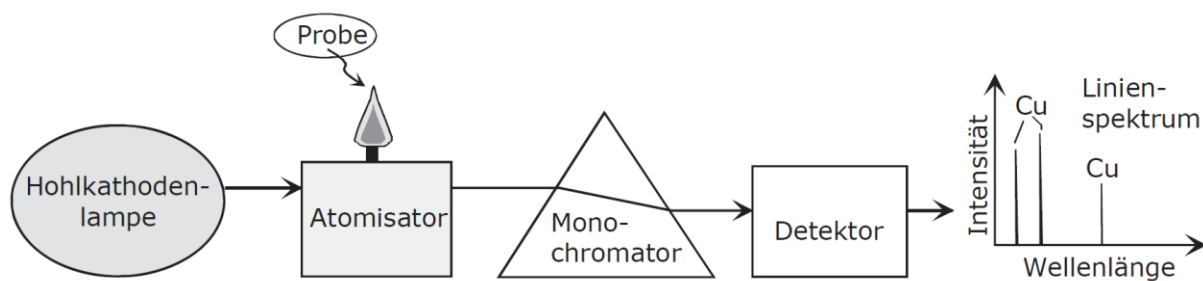


Abbildung 18: Allgemeiner Aufbau eines AAS-Gerätes (Gey, 2015, S. 250)

2.4.7 Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium

Die Konzentrationen an gelösten Kationen (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) wurden mittels Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie (Flammen-AAS) ermittelt. Dies ist eine der häufigsten und einfachsten Methoden, um eine Atomabsorptionsspektroskopie durchzuführen. Wie in **Abbildung 19** ersichtlich, wird die Probe gemeinsam mit einem Gasgemisch (Acetylen/Luft) mithilfe einer Flamme verbrannt (Gey, 2015, S. 247). Für die im Folgenden erwähnten Messungen wurde das Flammen-Atom-Absorptions-Spektrometer AAnalyst 200 der Firma PerkinElmer® verwendet (**Abbildung 20**). Analysiert wurden die Metallkationen Natrium und Calcium, da diese üblicherweise in höheren Konzentrationen auftreten. Vor der Messung mussten Standard-Konzentrationsreihen erstellt werden, um daraus eine Kalibrierfunktion (4-Punkt-Kalibrierung) zu erstellen. Diese Funktion sollte für eine optimale Messung einen Korrelationskoeffizienten kleiner als 0,9995 aufweisen. Somit konnte das Gerät die Konzentration der Probe mit den gemessenen Absorptionswerten errechnen. Als Blank diente eine 2%ige HNO_3 (hergestellt aus 69 % HNO_3 TraceSELECT® der Firma Fulka™ und MilliQ®-Wasser), welche bereits für die Verdünnungsreihen verwendet worden war.

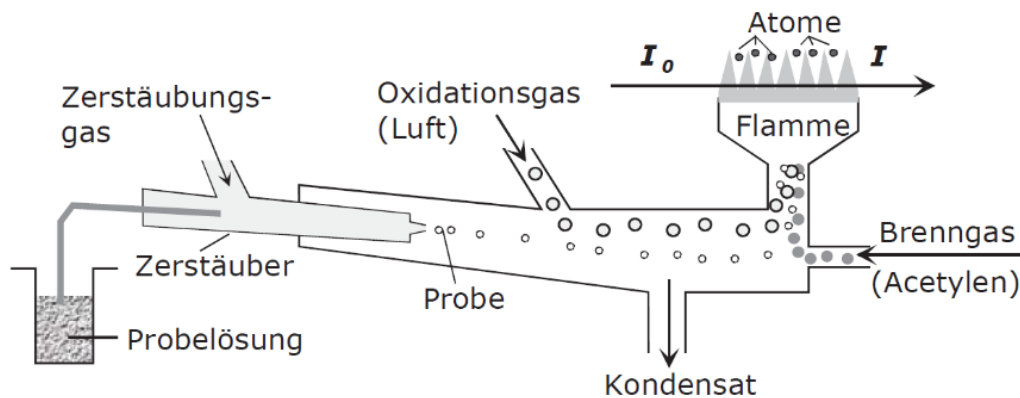


Abbildung 19: Aufbau des Atomisators der Flammen-AAS (Gey, 2015, S. 252)



Abbildung 20: AAnalyst 200 der Firma PerkinElmer

Für die Analyse des Kaliums wurde eine Verdünnungsreihe mit den Konzentrationen 2 mg/l, 1 mg/l, 0,5 mg/l und 0,25 mg/l hergestellt. Die 2-mg/l-Verdünnung wurde aus einem 10-mg/l-Elementstandard hergestellt, indem 2 ml des Standards mit 8 ml 2%iger HNO_3 gemischt wurden. Alle weiteren Kalibrationslösungen wurden durch das 1:2-Verdünnen der jeweiligen vorherigen Verdünnungen hergestellt. Beispielsweise wurden für die 1-mg/l-Verdünnung 5 ml der 2-mg/l-Verdünnung mit 5 ml 2%iger Salpetersäure gemischt. Der Korrelationskoeffizient lag bei dieser Funktion bei 0,999946. Die Absorption wurde bei einer Wellenlänge von 766,5 nm gemessen.

Für die Analyse des Natriums wurde eine Verdünnungsreihe mit den gleichen Konzentrationen hergestellt. Mit diesen Verdünnungen wurde die Kalibrierfunktion mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,999946 erstellt. Gemessen wurde bei einer Wellenlänge von 589,0 nm.

Für die Analyse des Calciums wurde eine Verdünnungsreihe mit den Konzentrationen 10 mg/l, 5 mg/l, 2,5 mg/l und 1,25 mg/l hergestellt. Die 10-mg/l-Verdünnung wurde hier aus einem 50-mg/l-Elementstandard erstellt (2 ml Standard + 8 ml HNO_3). Alle weiteren Verdünnungen wurden, wie oben bereits erklärt, mit 1:2-Verdünnungen hergestellt. Die erstellte Kalibrierfunktion wies einen Korrelationskoeffizienten von 0,999886 auf. Bei Calcium wurde bei einer Wellenlänge von 422,7 nm gemessen.

Für die Magnesium-Analyse wurden Verdünnungen mit den Konzentrationen 0,5 mg/l, 0,25 mg/l, 0,125 mg/l und 0,0625 mg/l hergestellt. Hier war die Ausgangslösung erneut ein 10-mg/l-Elementstandard (0,5 ml Standard + 9,5 ml HNO₃). Der Korrelationskoeffizient war bei dieser Kalibrierfunktion 0,999999. Bei einer Wellenlänge von 285,2 nm wurde Magnesium gemessen. Die Kalibrierfunktionen von allen Kationen sind im Anhang zu finden.

2.4.8 Sedimente

Aufschluss

Die bereits gefriergetrockneten Sedimentproben wurden vorsichtig in einem Mörser zerrieben. Zuvor wurde grobes organisches Material aus dem getrockneten Sediment entfernt. Nach dem Zerreiben wurde die Sedimentprobe durch ein 1-mm-Analysesieb auf ein sauberes Blatt Papier gesiebt und in ein 15-ml-Proberöhrchen gefüllt. Zum sogenannten Leaching wurden ca. 0,5 g getrocknetes und gesiebtes Sediment in ein Glasaufschlussrohr eingewogen und die genaue Masse notiert. Anschließend wurde es in dieser Reihenfolge mit 4,5 ml MilliQ®-Wasser, 4,5 ml konzentrierter HNO₃ (69 % TraceSELECT® der Firma Fulka™) und 1 ml H₂O₂ (30% TraceSELECT® der Firma Fulka™) versetzt und dazwischen jeweils kurz geschwenkt. Den Glasröhren wurde jeweils ein Luftkühler aufgesetzt und danach wurden sie in einen Heizblock der Firma Liebisch® gestellt (siehe **Abbildung 21**). Nach einer Stunde bei 130 °C war der Aufschluss beendet und die Aufschlussröhren wurden vorsichtig zum Abkühlen aus dem Heizblock entfernt. Nach dem Abkühlen wurde der Inhalt behutsam in einen 15-ml-Messkolben transferiert und zweimal mit wenig MilliQ®-Wasser nachgespült. Anschließend wurde der Messkolben mit MilliQ®-Wasser auf 15 ml aufgefüllt. Etwa 12 ml der Lösung wurden durch einen 0,22-µm-PTFE-Spritzenvorsatzfilter der Firma VWR™ in ein PP-Röhrchen filtriert und zur Messung aufbewahrt.



Abbildung 21: Heizblock der Firma Liebisch® mit Aufschlussröhren und Luftkühler

Hg-Messung

Die quantitative Analyse der Quecksilberkonzentrationen wurde mittels eines Kaltdampf-Atomabsorptionsspektrometers durchgeführt. Im Gegensatz zur Flammen- und Graphitrohr-AAS wird die Probe kaum oder gar nicht erhitzt. Grund dafür ist der hohe Dampfdruck des Quecksilbers, wodurch es möglich ist, das Element in seiner metallischen Form zu bestimmen (Gey, 2015, S. 254). Als Gerät stand für die Hg-Messung das FIMS 400 Flow Injektion Mercury System der Firma PerkinElmer® zur Verfügung (siehe **Abbildung 22**). Für die Kalibrierung wurden ein 10- $\mu\text{g/l}$ -, ein 7- $\mu\text{g/l}$ -, ein 5- $\mu\text{g/l}$ -, ein 2- $\mu\text{g/l}$ - und ein 1- $\mu\text{g/l}$ -Standard verwendet. Diese wurden aus einem 100- $\mu\text{g/l}$ -Standard hergestellt, deren Ausgangslösung ein 10-mg/l-Elementstandard gewesen war. Als Verdünnung und als Blank diente eine 2%ige Salpetersäure (hergestellt aus 69 % HNO_3 TraceSELECT® der Firma Fluka™ und MilliQ®-Wasser). Die Verdünnungen wurden zusätzlich mit einer KMnO_4 -Lösung versetzt, um das Quecksilber zu stabilisieren. Bei der Kalibrierung wurde aufgrund der Genauigkeit der 10- $\mu\text{g/l}$ -Standard verworfen. So ergab sich ein Korrelationskoeffizient von 0,999323. Die Kalibrierfunktion ist im Anhang zu finden. Eine 0,2%ige Natriumborhydridlösung in 0,05%iger Natronlauge kam als Reduktionsmittel für die Hg^{2+} -Ionen

zum Einsatz. Als Carrierlösung diente eine 3%ige Salzsäure, welche in der Reaktionszelle versetzt wurde.



Abbildung 22: FIMS 400 Flow Injektion Mercury System der Firma PerkinElmer®

Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie

Wie bereits erwähnt, ist das Graphitrohr eine weitere Möglichkeit, um die Probe zu atomisieren. Hierbei werden Graphitrohrküvetten verwendet, welche ca. 4 cm lang sind, einen Durchmesser von ca. 1 cm haben und drei Öffnungen besitzen (**Abbildung 23**). Zwei seitliche Öffnungen sind für den Lichtstrahl, welcher durch die atomisierte Probe geht, und die dritte obere Öffnung ist für das Einbringen der Probe. Mittels einer Mikropipette, die meistens automatisiert ist, wird die Probe in diese Öffnung pipettiert. Durch eine Kamera im Inneren des Graphitrohrs muss man vor allem bei den ersten Proben darauf achten, ob die Mikropipette richtig eingestellt ist, sodass ein gleichmäßiger Tropfen zu sehen ist. Aufgeheizt wird das Graphitrohr aufgrund des elektrischen Widerstandes von Graphit und durch das Anlegen einer elektrischen Spannung.

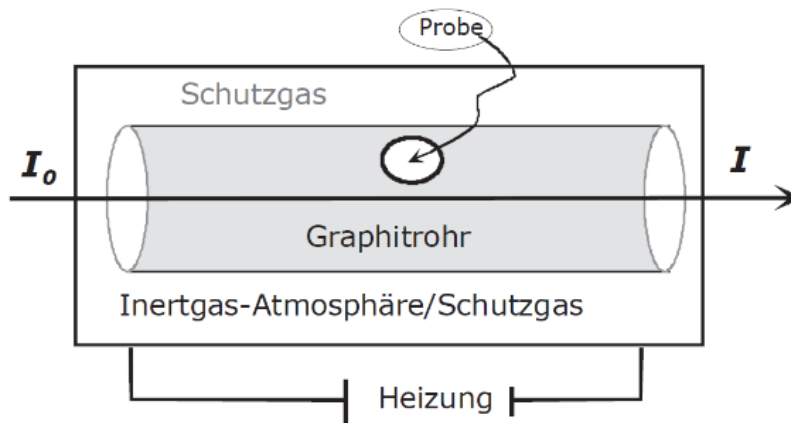


Abbildung 23: Beispielhafter Aufbau eines Graphitrohrs (Gey, 2015, S. 253)

Der Aufheizvorgang erfolgt über ein Temperaturprogramm in mehreren Schritten. Als Erstes wird die flüssige Probe bei einer Temperatur von ca. 450 K innerhalb einer Schutzgashülle (z.B. Argon) getrocknet. Danach werden die organischen Bestandteile der Probe bei ca. 600 K bis 700 K entfernt (Pyrolyse). Für die Atomisierung wird das Graphitrohr innerhalb weniger Sekunden auf entsprechend hohe Temperaturen gebracht (2000-3000 K) (Gey, 2015, S. 253). Schlussendlich wird es noch einmal aufgeheizt, um vorhandene Probenreste zu entfernen. In der **Abbildung 24** sind nochmals die einzelnen Schritte in einer Graphik dargestellt. Deren Temperaturen können je nach zu analysierendem Element abweichen und lassen sich über ein Programm einstellen. Zusätzlich kann man noch verschiedene Matrix-Modifizier verwenden, um die Messung des Analyten nicht durch die Probenmatrix zu beeinflussen. Dadurch, dass beim Graphitrohr die gesamte Probe atomisiert wird, ist die elementarabhängige Nachweisgrenze im niedrigen $\mu\text{g/l}$ -Bereich.

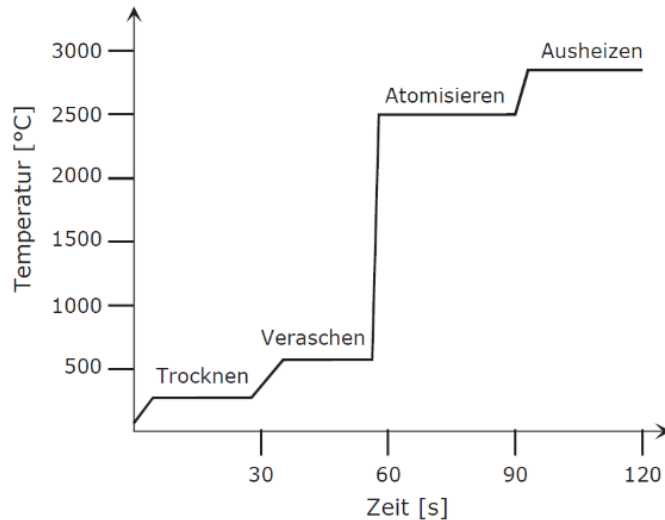


Abbildung 24: Aufheizvorgang des Graphitrohrs (Gey, 2015, S. 253)

Mit der Graphitrohr-AAS wurden die Kationen Cadmium und Silber gemessen, da sie in den Proben in zu geringen Konzentrationen auftraten, um sie mit der Totalreflexions-Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie quantitativ zu bestimmen. Die Analysen wurden mit dem Gerät PinAAcle™ 900Z der Firma PerkinElmer® in Kombination mit dem Furnace Autosampler AS900 der gleichen Firma durchgeführt (**Abbildung 25**). Wie auch bei der Flammen-AAS wurde für die Messung eine Kalibrierfunktion benötigt, um die Absorption der Probe mit der Konzentration in Verbindung zu setzen. Die Methoden für die einzelnen Elemente waren bereits auf dem Gerät vorgefertigt und gespeichert. Für Cadmium wurden 5-µg/l- und 1-µg/l-Verdünnungen aus einem 10-mg/l-Elementstandard durch Verdünnen mit HNO₃ (2 %; hergestellt aus 69 % HNO₃ TraceSELECT® der Firma Fluka™ und MilliQ®-Wasser) hergestellt. Die Herstellung der 2,5-µg/l- und 0,5-µg/l-Verdünnungen erfolgten durch das Gerät selbst. Der Korrelationskoeffizient betrug 0,999999 und es wurde bei einer Wellenlänge von 228,8 nm gemessen. Die einzelnen Proben wurden für die Messung vom Gerät 1:1 verdünnt. Die erhaltenen Werte wurden danach mit dem Faktor 2 multipliziert, um die korrekte Konzentration zu erhalten. Für die Kalibrierung bei der Silbermessung wurden Verdünnungen von 10 µg/l und 1 µg/l hergestellt. Die 5-µg/l- und 0,5-µg/l-Verdünnungen stellte sich das Gerät wieder selbst her. Hier ergab sich ein Korrelationskoeffizient von 0,99864 und gemessen wurde bei einer Wellenlänge von 328,07 nm. Die genauen Kalibrierfunktionen sind im Anhang zu finden. Das Gerät analysierte jede Probe dreimal und berechnete eigenständig den Mittelwert. Nach jeweils 13 Proben wurde

sowohl bei der Cadmium- als auch bei der Silberbestimmung der 5er-Standard gemessen. Da dieser bei der Silberanalyse bereits bei der ersten Kontrollmessung einen erhöhten Wert von 7,6 $\mu\text{g/l}$ aufwies und bei den darauffolgenden immer 8,0 $\mu\text{g/l}$ betrug, wurden alle Messwerte durch 1,5 dividiert. Bei der Cadmiumanalyse blieben die gemessenen Konzentrationen des 5er-Standards immer konstant bei zirka 5 $\mu\text{g/l}$. Somit musste hier keine Umrechnung stattfinden.



Abbildung 25: Gerät PinAAcle™ 900Z und Furnace Autosampler AS900 der Firma PerkinElmer®

Totalreflexions-Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie (TXRF)

Die Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie beruht, wie der Name schon sagt, auf der Emittierung von Fluoreszenzstrahlung durch die angeregten Atome. Im Gegensatz zu den oben beschriebenen Methoden der Atomabsorptionsspektroskopie werden nicht die Valenzelektronen, sondern die kernnahen Elektronen angeregt. Dies geschieht mit energiereichen kurzwelligen Röntgenstrahlen. Durch die Anregung kernnaher Elektronen entsteht eine Lücke in der inneren Elektronenhülle. Dieser instabile Zustand wird durch die Umlagerung der Elektronen stabilisiert. Ein Elektron der äußeren Elektronenhülle wandert in die Lücke der inneren Elektronenhülle. Die dabei freiwerdende Energie wird in Form von Fluoreszenzstrahlung abgegeben. Diese Strahlung ist elementspezifisch und kann, zumeist mit einem Halbleiterdetektor, spektral aufgelöst und registriert werden. Mit dieser Methode kann man mehrere Elemente, sowohl qualitativ als auch quantitativ, gleichzeitig messen. Zusätzlich ist sie vergleichsweise rasch, ermöglicht eine zerstörungsfreie Messung und die Probenvorbereitung ist relativ einfach oder oft nicht

notwendig. Je nach Einsatzbedingungen und Wahl der Instrumentierung kann der Gehalt der Elemente mit den Ordnungszahlen 13 (Aluminium) bis 92 (Uran) gemessen werden. Diese Einschränkung ist bedingt durch die spektrale Auflösung und die Überlappung der Peaks der anderen Elemente (Ostermann, 2015, S. 560, 567).

Der Unterschied zur herkömmlichen Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie ist, dass die Röntgenstrahlen bei der TXRF in einem Winkel von unter $0,1^\circ$ auf die Probenfläche treffen. Durch diesen flachen Einstrahlwinkel dringt die Röntgenstrahlung nur wenige Nanometer in das Probenmaterial ein und es kommt zu einer Totalreflexion der Strahlung. Dadurch wird das Probenmaterial geschont, der spektrale Hintergrund minimiert und somit die Analyse im Vergleich zur herkömmlichen Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie um bis zu fünf Zehnerpotenzen empfindlicher (Klockenkämpfer, 2015, S. 11-15).



Abbildung 26: S2 PICOFOX der Firma Bruker

Zur Elementanalyse von Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen und Blei wurden das in **Abbildung 26** ersichtliche Gerät S2 PICOFOX und die Software Spectra 7 der Firma Bruker verwendet. Das Gerät wurde ca. 60 Minuten vor der Messung eingeschaltet, um die Mo-Röntgenröhre ausreichend aufzuwärmen. Als Probenträger wurden Quarzscheiben verwendet, welche zuvor im Bereich der Probenfläche mit einer Silikonschicht beschichtet worden waren. Diese Quarzscheiben wurden dann in eine spezielle Halterung mit 25 Plätzen gegeben. Vor dem Aufbringen der Proben wurden die Quarzscheiben mit dem TXRF blind gemessen, um verunreinigte Scheiben zu erkennen und auszusortieren. Diese und bereits verwendete Scheiben mussten in mehreren Schritten mit

Aceton, einer speziellen Lösung (5%ige RBS™-50-Lösung) und 10%iger HNO₃ gereinigt werden. Für die Analyse wurden die Proben wie folgt vorbereitet. Von jeder Probe wurden 500 µl mit 500 µl Platinstandard und 100 µl Polyvinylalkohol-Lösung (0,3 g/L PVA, aus Alfa Aesar 86-89 %) gemischt. Der Platinstandard hatte eine Konzentration von 5 mg/l in 2%iger HCl. Danach wurde jede dieser Proben-Lösungen gevortext. Für die Messung wurden 5 µl jeder Proben-Lösung mittig auf eine Quarzscheibe pipettiert. Danach mussten die Probentropfen unter einer Infrarot-Lampe etwa 45 Minuten trocknen, da die Säurerückstände das Berylliumglas des TXRF-Gerätes beschädigen könnten. Diese beiden Schritte sind in **Abbildung 27** ersichtlich. Auf dem ersten Platz der Halterung war zur Gain-Korrektur immer ein Quarzscheibe mit einem aufgetragenen As-Standard. Die genaue Analysenmethode wurde in die Software eingetragen und die Messdauer für eine Probe wurde auf 400 Sekunden eingestellt.

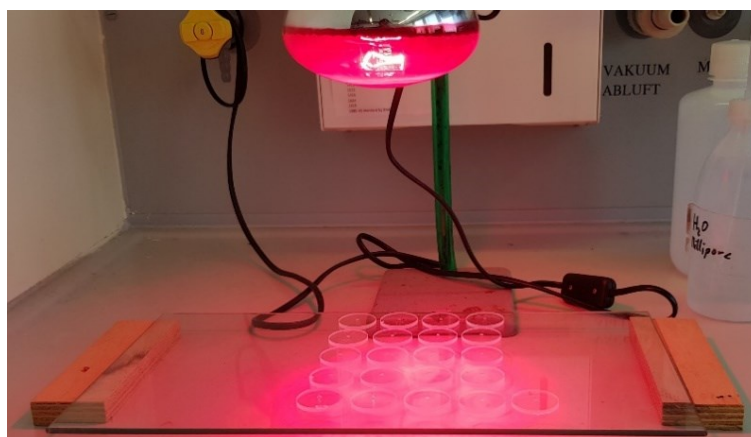


Abbildung 27: Probenvorbereitung für die TXRF

2.5 Statistische Auswertung

Alle Rohdaten wurden mit Hilfe von Excel 2021 ausgewertet. Für Werte unter der Nachweisgrenze wurde ein zufälliger Wert zwischen 0 und der Nachweisgrenze festgelegt. Die Messergebnisse wurden auf Normalverteilung mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests überprüft. Alle Werte erwiesen sich als normalverteilt. Somit konnte der beidseitige Student-T-Test zur Überprüfung auf signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmestellen herangezogen werden. Sowohl der Kolmogorov-Smirnov-Test als auch der Student-T-Test wurde mit einem Signifikanzniveau α von 0,05 in Excel 2021 durchgeführt. Die Punktdiagramme und Boxplots wurden ebenfalls mit Excel 2021 erstellt und sollen helfen, die Messwerte besser zu veranschaulichen.

2.6 Ionenbilanz

Die Ionenbilanz dient der Plausibilitätskontrolle der wasserchemischen Analyse (Schwendner, 2003). Die Formel, die zur Berechnung der Ionenbilanz verwendet wurde, basiert auf der Summe der Moläquivalente der Kationen und Anionen in der Wasserprobe. Die Ionenbilanz wird in Prozent ausgedrückt und zeigt die Abweichung zwischen den positiven und negativen Ladungen, welche sich aus den Einzelionenladungen ergeben, in der Wasserprobe. Eine Ionenbilanz von 0 % würde darauf hindeuten, dass die Anzahl der positiven Ladungen genau der Anzahl der negativen Ladungen entspricht und somit eine elektrisch neutrale Lösung vorliegt. Die Abweichungstoleranz von weniger als 5 % stellt sicher, dass die Ionenbilanz akzeptabel und die Analyse genau ist (Wisotzky, Cremer & Stephan, 2018, S. 14-16). Mittels der Moläquivalente der Kationen und der Anionen werden die positiven und negativen Ladungen berechnet und miteinander verglichen. Für die Kationen wurden die Konzentrationen von Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium herangezogen. Bei den Anionen handelt es sich um Hydrogencarbonat, Chlorid, Sulfat und Nitrat. Folgende Formel wurde dafür angewendet (Wisotzky, Cremer & Stephan, 2018, S. 14):

$$\frac{|\Sigma_{Kationen} - \Sigma_{Anionen}|}{\Sigma_{Kationen} + \Sigma_{Anionen}} \cdot 100 \frac{1}{2} = \text{Abweichung in \%}$$

3 Ergebnisse

3.1 Allgemeine Parameter

Bevor die Werte der allgemeinen Wasserparameter dargestellt werden, wird der Wasserstand der Leitha im Zeitraum der Probenahme veranschaulicht. In der **Abbildung 28** erkennt man, dass der Höchstwert am 23.05.2023 mit 163 cm gemessen wurde. Vier Tage zuvor, am 19.05.2023, wurde der höchste Wasserstand mit 189 cm gemessen. Da es sich hierbei aber um keinen Probenahmetag handelte, ist dieser Wert nicht im Diagramm zu finden. Allgemein war der Wasserstand Mitte bis Ende Mai und Mitte Juni deutlich höher als der mittlere Wasserstand der letzten 46 Jahre (Wasserportal Burgenland, [letzter Zugriff 25.07.2023]).

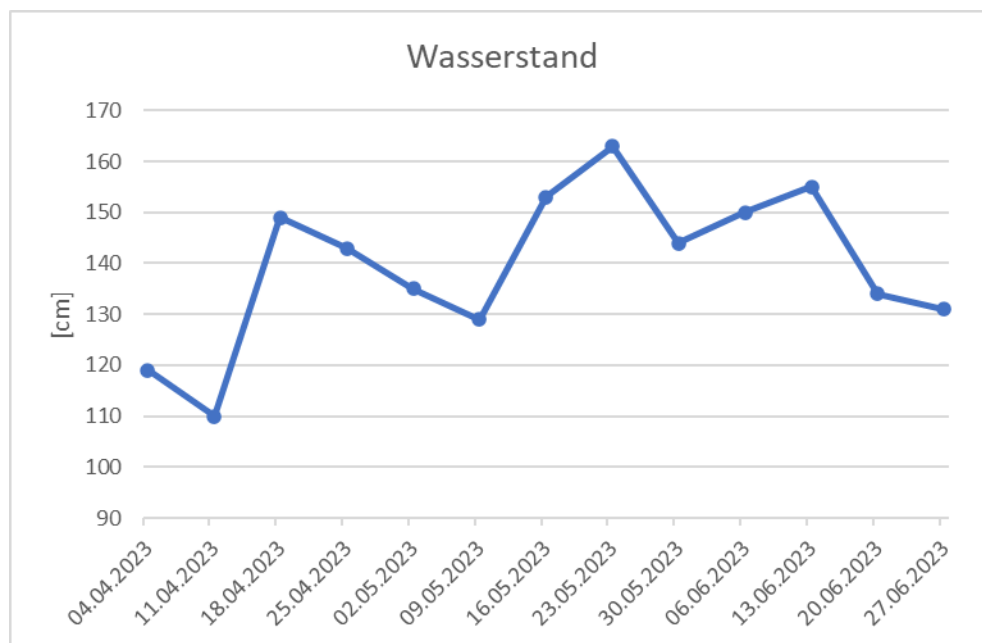


Abbildung 28: Punktdiagramm des Wasserstands in Nickelsdorf (St. 1) in cm

Die allgemeinen Wasserparameter wie Temperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert und DOC werden im folgenden Abschnitt präsentiert. Die Werte in der **Tabelle 10** sind die Mittelwerte mit den dazugehörigen Standardabweichungen. Die Daten für diese Werte wurden über die 13 Wochen gemittelt und nach Probenahmestelle geordnet.

Tabelle 10: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Wasserparameter

Standort	Temperatur	pH-Wert	Leitfähigkeit	Sauerstoff		DOC	SBV
	[°C]		[μ S/cm]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[meq/l]
St. 1	16,2 $\pm$ 4,1	7,8 $\pm$ 0,2	521 $\pm$ 54	9,8 $\pm$ 1,0	98,6 $\pm$ 10,8	3,20 $\pm$ 0,44	3,52 $\pm$ 0,20
St. 2	16,4 $\pm$ 3,8	7,7 $\pm$ 0,2	509 $\pm$ 48	9,7 $\pm$ 0,9	96,5 $\pm$ 10,9	3,12 $\pm$ 0,44	3,49 $\pm$ 0,32
St. 3	15,3 $\pm$ 4,2	7,7 $\pm$ 0,1	496 $\pm$ 46	9,3 $\pm$ 0,9	93,5 $\pm$ 9,9	3,10 $\pm$ 0,49	3,38 $\pm$ 0,33
St. 4	15,6 $\pm$ 4,7	7,8 $\pm$ 0,2	552 $\pm$ 58	10,1 $\pm$ 1,1	99,9 $\pm$ 10,5	2,97 $\pm$ 0,49	3,79 $\pm$ 0,29

In der **Abbildung 29** sind die gemessenen Wassertemperaturen an der vier Probenahmestellen über die 13 Wochen zu sehen. Die höchste Temperatur wurde am 20.06.2023 an der Stelle 3 mit 23,7 °C gemessen. Auch an den anderen drei Stellen wurde am 20.06.2023 die höchste Temperatur gemessen. Am ersten Probenahmetag, dem 04.04.2023, wurden an allen vier Stellen die niedrigsten Temperaturen gemessen. Dabei wies die Stelle 4 mit 6,9 °C den niedrigsten Wert auf.

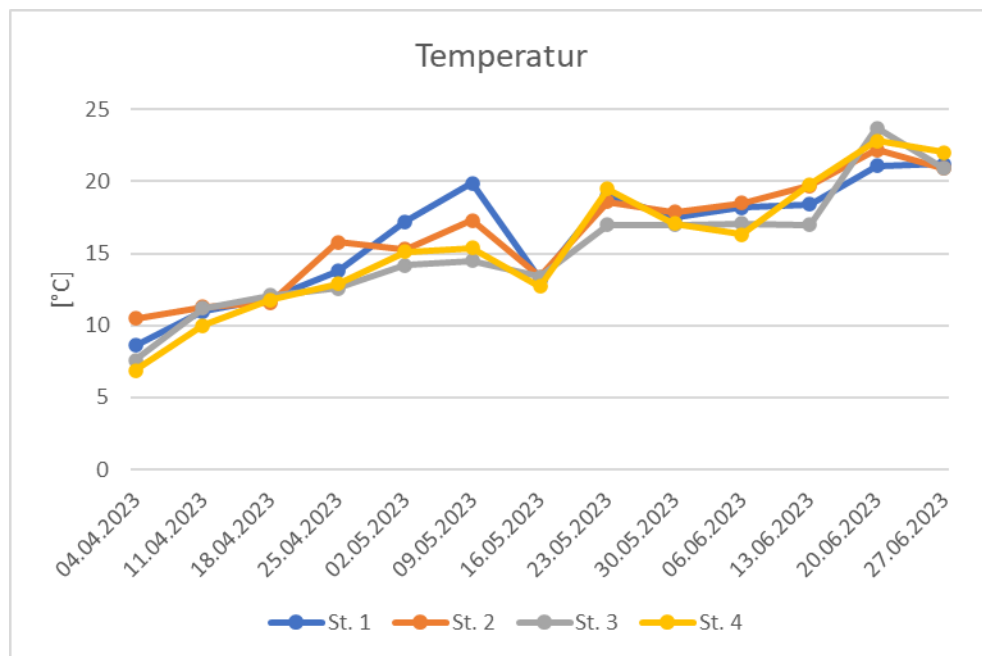


Abbildung 29: Wassertemperatur in °C an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Der folgende Boxplot verdeutlicht, dass sich die Probenahmestellen hinsichtlich der Wassertemperatur nicht signifikant unterscheiden.

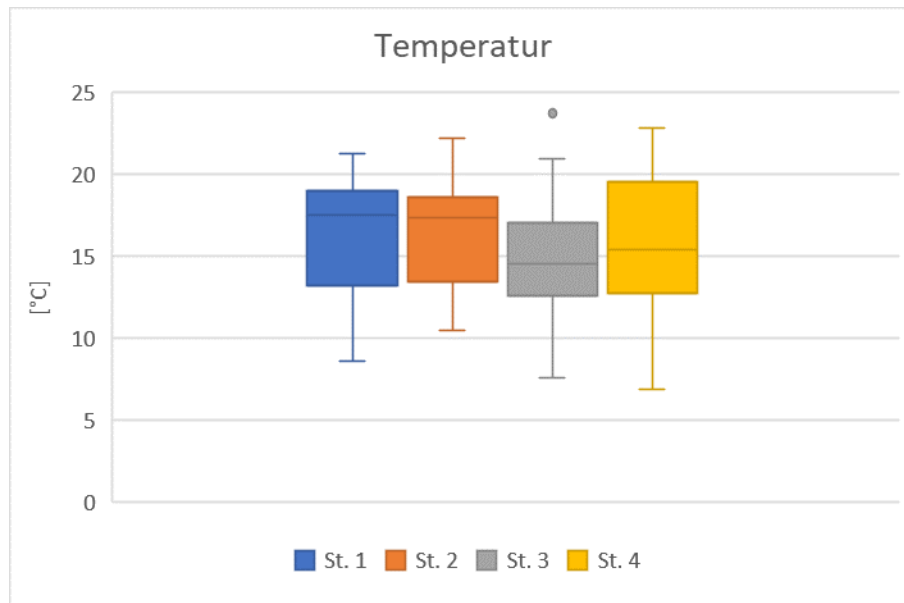


Abbildung 30: Boxplot der Wassertemperatur an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die statistische Auswertung ergab, dass sich bezüglich des pH-Werts die Stellen 1 und 3 signifikant unterscheiden. Der niedrigste pH-Wert betrug 7,5 und wurde an allen vier Stellen des Öfteren gemessen. Im Gegensatz dazu wurde der höchste pH-Wert mit 8,1 nur an der Stelle 4 am 20.06.2023 gemessen.

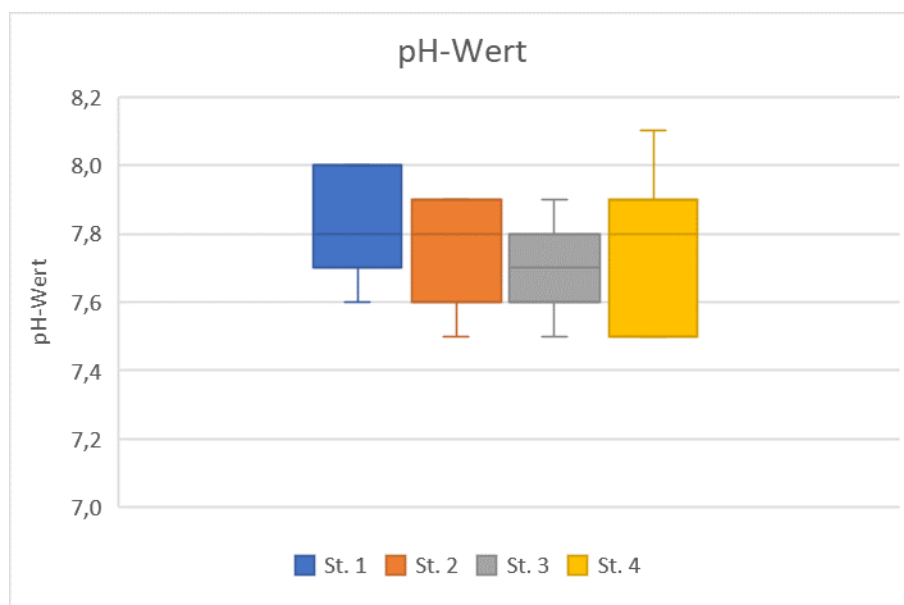


Abbildung 31: Boxplot des pH-Werts an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Stelle 4 unterscheidet sich hinsichtlich der Leitfähigkeit signifikant von den Stellen 2 und 3. An der Stelle 1 (20.06.2023) lag ein Wert mit 654,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über dem 1,5-fachen Interquartilsabstand. Er wurde somit als Ausreißer markiert. Dies war auch der höchste gemessene Wert. Der niedrigste Wert beträgt 409,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (St. 3; 16.05.2023).

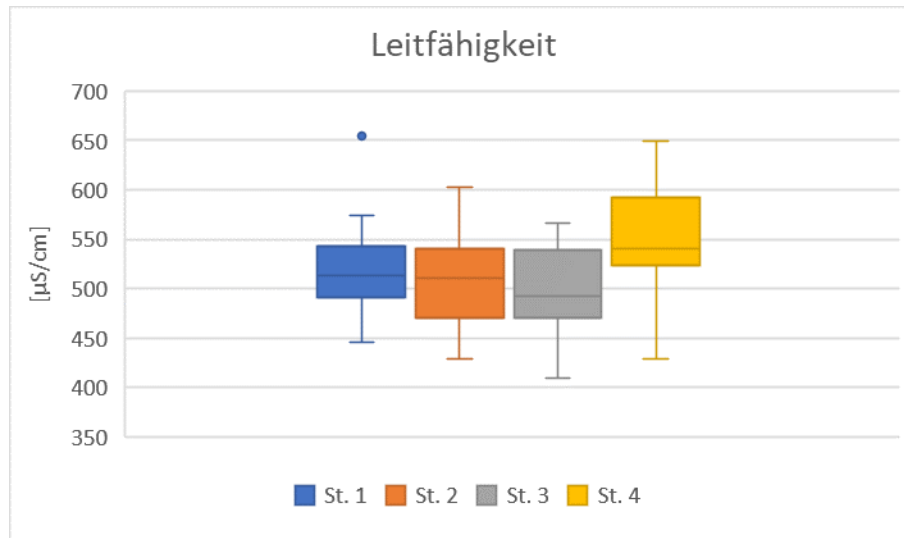


Abbildung 32: Boxplot der Leitfähigkeit an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Bezüglich der Sauerstoffkonzentration gab es keine signifikanten Unterschiede. Die Werte lagen zwischen 8,2 mg/l (St. 3; 23.05.2023) und 12,5 mg/l (St. 4; 04.04.2023). Letzterer ist als Ausreißer in **Abbildung 33** markiert. Wie auch bei den anderen bislang thematisierten Parametern gibt es keinen signifikanten Unterschied zwischen den vier Stellen.

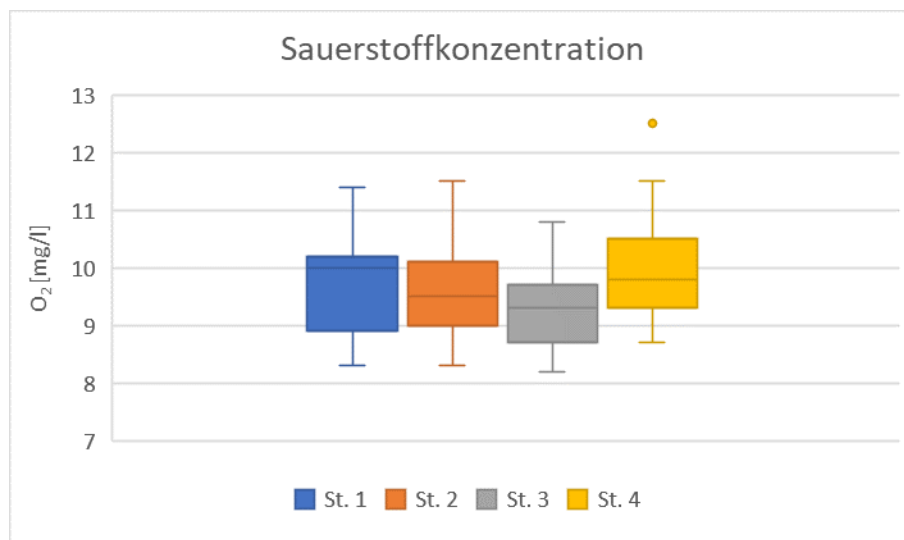


Abbildung 33: Boxplot der Sauerstoffkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Auch hinsichtlich der Sauerstoffsättigung wurde der niedrigste Wert mit 82,0 % an der Stelle 3 gemessen, nämlich am 02.05.2023. Der höchste Wert wurde diesmal an der Stelle 2 am 30.05.2023 gemessen und betrug 120,5 %.

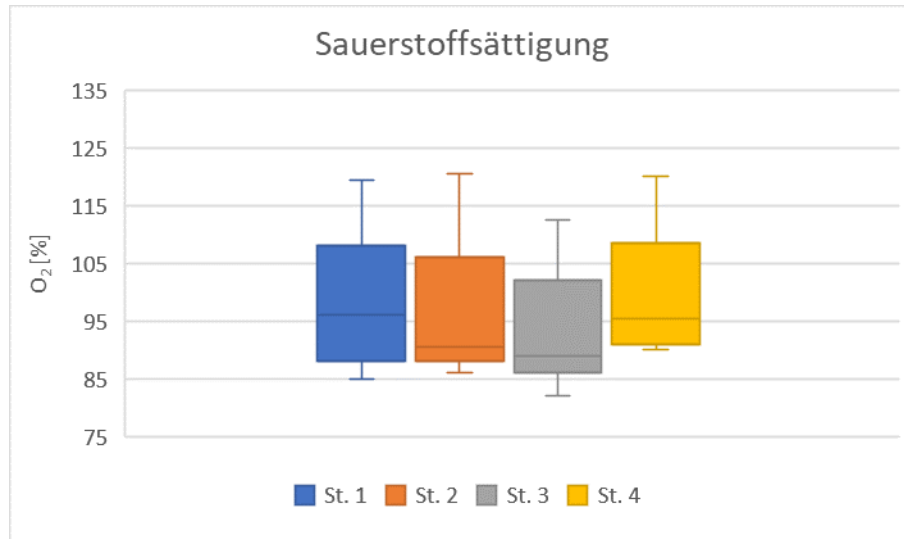


Abbildung 34: Boxplot der Sauerstoffsättigung an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

In der **Abbildung 35** erkennt man bezüglich DOC die zwei Ausreißer an der Stelle 1, wobei der gemessene Wert am 19.04.2023 mit 4,19 mg/l zugleich der Maximalwert ist. Auch an der Stelle 3 ergaben sich zwei Ausreißer. Am 09.05.2023 wurde der niedrigste Wert an der Stelle 4 mit 2,42 mg/l gemessen. Die Werte an den Stellen 2, 3 und 4 waren im Allgemeinen breiter gestreut als an der Stelle 1.

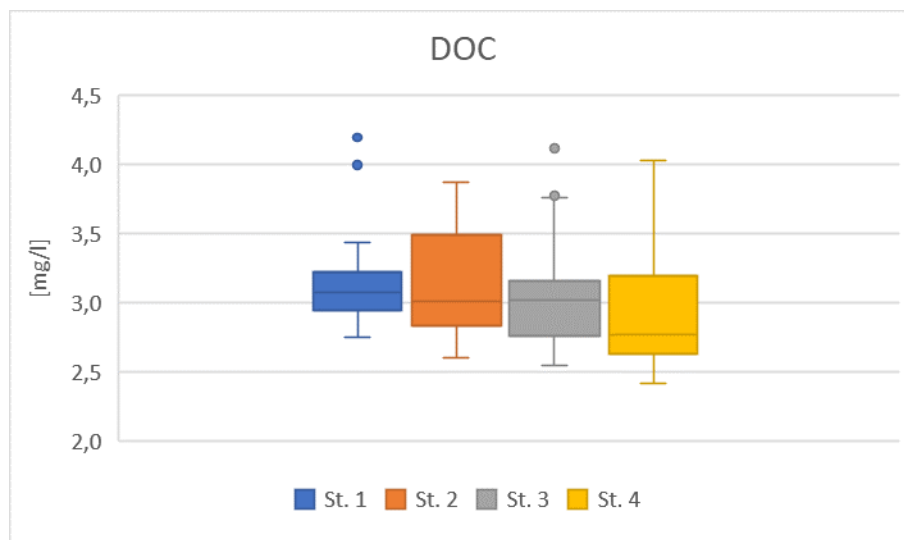


Abbildung 35: Boxplot des DOC an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Das Säurebindungsvermögen bewegte sich zwischen 2,63 meq/l (St. 3; 16.05.2023) und 4,15 meq/l (St. 4; 18.04.2023). Der niedrigste gemessene Wert ist auch der Ausreißer, welcher an der Stelle 3 zu sehen ist. Ein weiterer Ausreißer befindet sich an der Stelle 2 und drei weitere an der Stelle 4. Der Signifikanztest ergab, dass sich die Stelle 4 signifikant von den anderen Stellen unterscheidet.

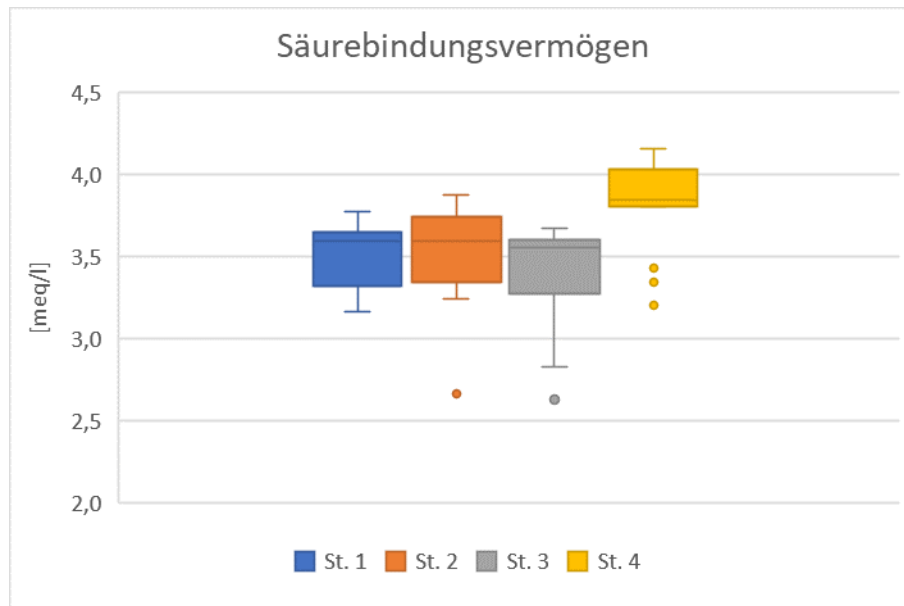


Abbildung 36: Boxplot des SBV an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.2 Nährstoffe

In der **Tabelle 11** sind die Mittelwerte und die Standardabweichungen von Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat und dem gelösten gebundenen Stickstoff (DNb) zu sehen.

Tabelle 11: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Nährstoffe NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , DNb und PO_4^{3-}

Standort	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	DNb	PO_4^{3-}
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
St. 1	$0,116 \pm 0,055$	$0,112 \pm 0,054$	$10,5 \pm 3,0$	$1,71 \pm 0,53$	$0,19 \pm 0,10$
St. 2	$0,111 \pm 0,043$	$0,096 \pm 0,028$	$10,5 \pm 3,5$	$1,65 \pm 0,51$	$0,17 \pm 0,03$
St. 3	$0,118 \pm 0,048$	$0,114 \pm 0,065$	$9,6 \pm 3,2$	$1,58 \pm 0,42$	$0,18 \pm 0,08$
St. 4	$0,081 \pm 0,020$	$0,070 \pm 0,029$	$9,6 \pm 3,7$	$1,57 \pm 0,63$	$0,15 \pm 0,04$

3.2.1 Stickstoffspezies (Ammonium, Nitrit, Nitrat)

Bei der Ammoniumkonzentration gab es zwei Ausreißer, die den Minimal- und Maximalwert bildeten. Das Minimum betrug 0,028 mg/l und wurde am 16.05.2023 an der Stelle 2 gemessen. Am selben Tag wurde eine Probenahmestelle zuvor das Maximum mit 0,275 mg/l gemessen. An der Stelle 3 wurden drei Ausreißer markiert. Einer davon war mit 0,26 mg/l (06.06.2023) vergleichsweise hoch. Die statistische Auswertung ergab, dass die Stelle 4 signifikant niedrigere Werte aufwies als die anderen Stellen.

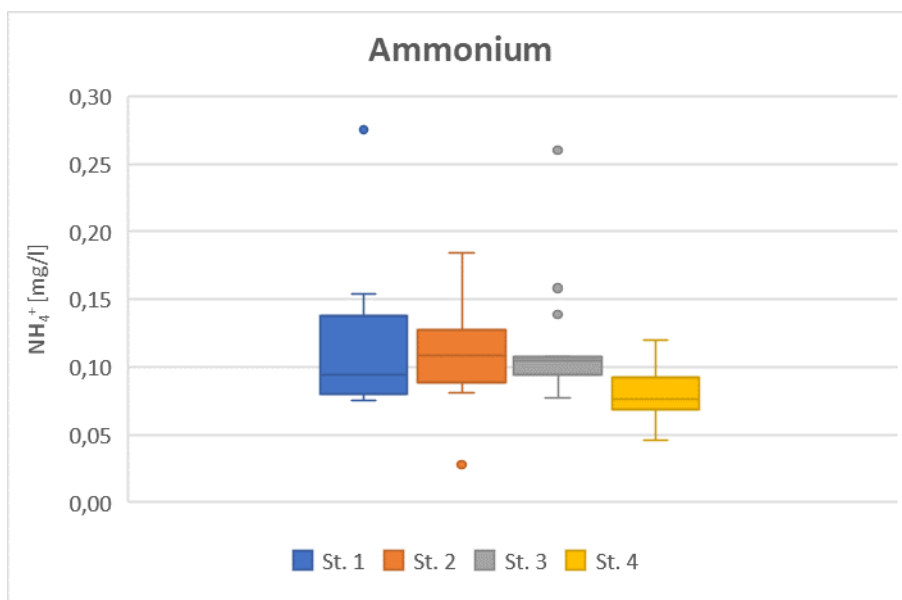


Abbildung 37: Boxplot der Ammoniumkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Ähnlich wie bei der Ammoniumkonzentration waren auch bei der Nitritkonzentration bei den Stellen 1 und 3 Ausreißer zu finden. Der Ausreißer an der Stelle 1 betrug 0,273 mg/l (16.05.2023) und war auch der höchste gemessene Wert. An der Stelle 3 gab es zwei Ausreißer, die in der **Abbildung 38** übereinanderliegen. Diese betrugen 0,249 mg/l (16.05.2023) und 0,244 mg/l (06.06.2023). Der niedrigste Wert lag bei 0,04 mg/l (St. 4; 09.05.2023). Der Signifikanztest ergab hier wieder einen eindeutigen Unterschied der Stelle 4 zu den anderen.

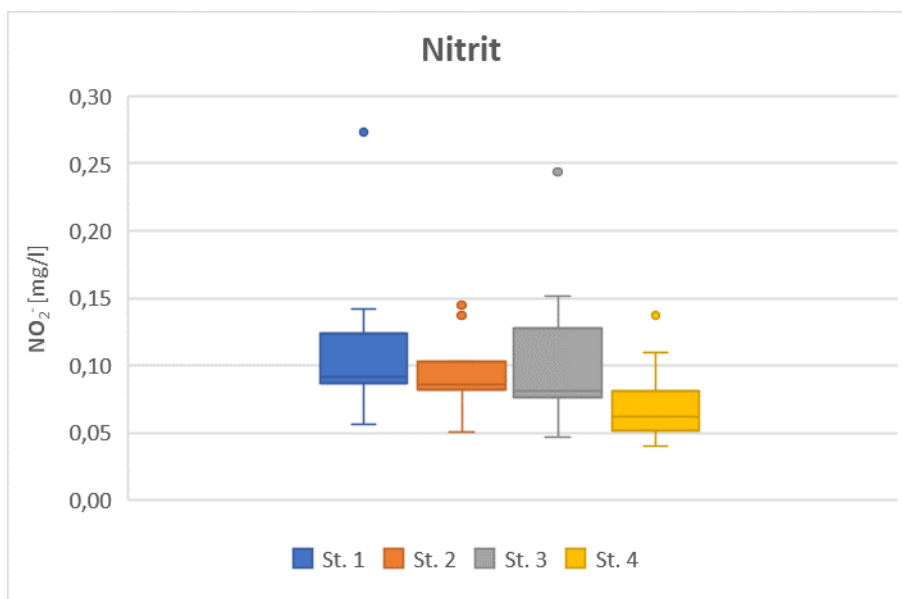


Abbildung 38: Boxplot der Nitritkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Nitratkonzentration wies zwei Ausreißer auf. Einer davon bildet das Maximum der Messung mit 19,2 mg/l (St. 2; 13.06.2023). Die Analyse ergab ein Minimum von 2,8 mg/l (St. 4; 09.05.2023) und der Signifikanztest lieferte keine nennenswerten Unterschiede der Probenahmestellen.

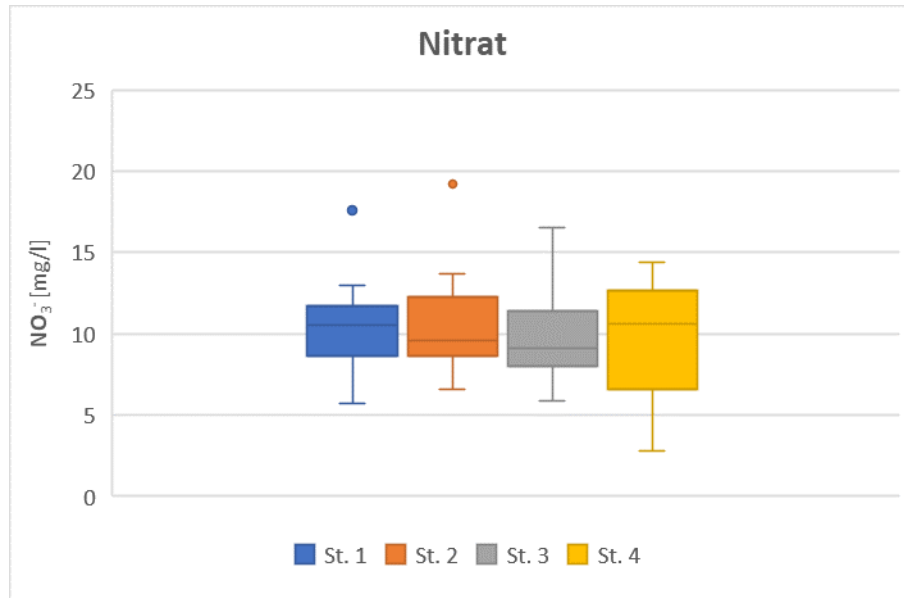


Abbildung 39: Boxplot der Nitratkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Werte des gelösten gebundenen Stickstoffs lagen während der 13-wöchigen Analyse zwischen 0,74 mg/l und 3,05 mg/l. Die höchsten Konzentrationen aller vier Stellen wurden am 13.06.2024 gemessen.

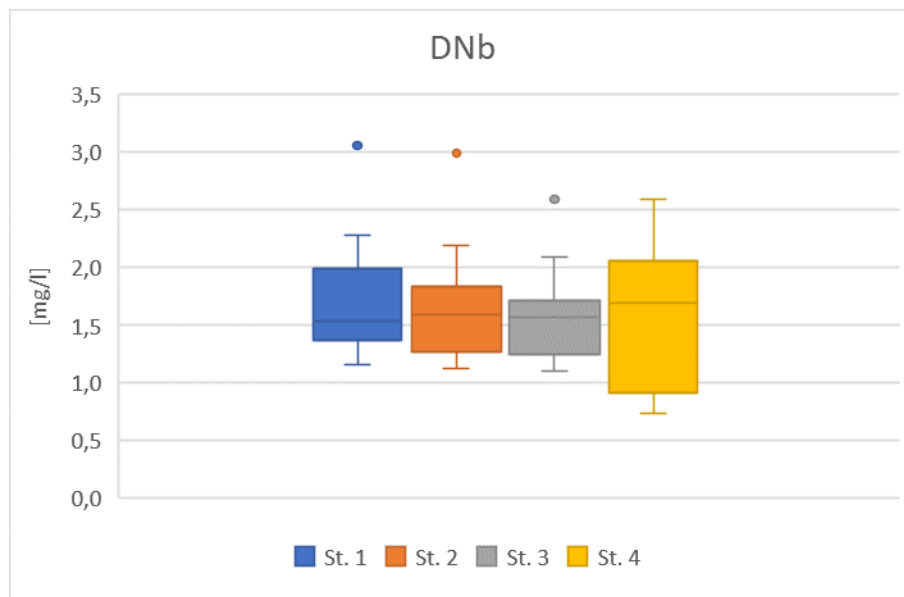


Abbildung 40: Boxplot der DNb-Konzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Beim Phosphatgehalt wurde wie bei Ammonium und Nitrit der höchste Wert an der Stelle 1 am 16.05.2023 gemessen und betrug 0,51 mg/l. Dieser Wert war auch ein Ausreißer. Ein weiterer nennenswerter Ausreißer wurde am gleichen Tag (06.06.2023) an der Stelle 3 mit 0,42 mg/l und an der Stelle 4 mit 0,26 mg/l gemessen. Der Minimalwert lag bei 0,09 mg/l (St. 4; 11.04.2023). Einen signifikanten Unterschied gab es zwischen den Probenahmestellen nicht.

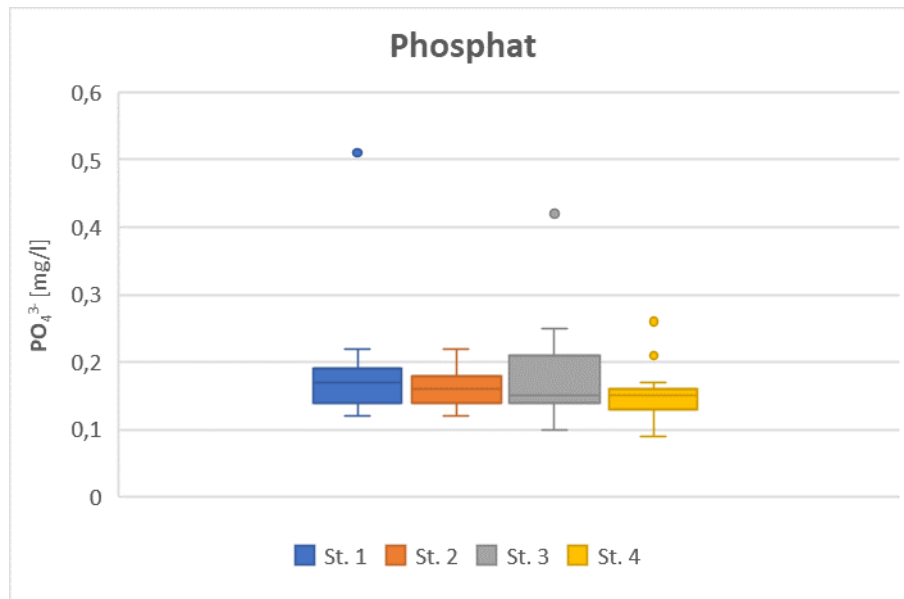


Abbildung 41: Boxplot der Phosphatkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.3 Anionen (Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat)

Die Mittelwerte der Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und Hydrogencarbonat und die dazugehörigen Standardabweichungen an den unterschiedlichen Probenahmestellen sind in der **Tabelle 12** aufgelistet. Die Konzentration des Hydrogencarbonats wurde mit Hilfe des Säurebindungsvermögens und der molaren Masse des Hydrogencarbonats (= 61,0168 g/mol) berechnet.

Tabelle 12: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Anionenkonzentration von Cl^- , SO_4^{2-} und HCO_3^-

Standort	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
St. 1	$31,5 \pm 9,3$	$66,2 \pm 9,6$	$214,7 \pm 12,2$
St. 2	$29,7 \pm 3,9$	$65,2 \pm 12,6$	$213,2 \pm 19,4$
St. 3	$27,2 \pm 3,6$	$60,3 \pm 10,8$	$206,4 \pm 19,9$
St. 4	$26,8 \pm 3,2$	$79,9 \pm 13,6$	$231,4 \pm 17,9$

In der **Abbildung 42** erkennt man deutlich den höchsten gemessenen Wert, welcher auch als Ausreißer an der ersten Probenahmestelle markiert ist und am 20.06.2023 gemessen wurde. Der niedrigste Wert ist ebenfalls ein Ausreißer und wurde in der Probe vom 23.05.2023 an der Stelle 4 analysiert. Die vier Probenahmestellen unterschieden sich nicht signifikant voneinander.

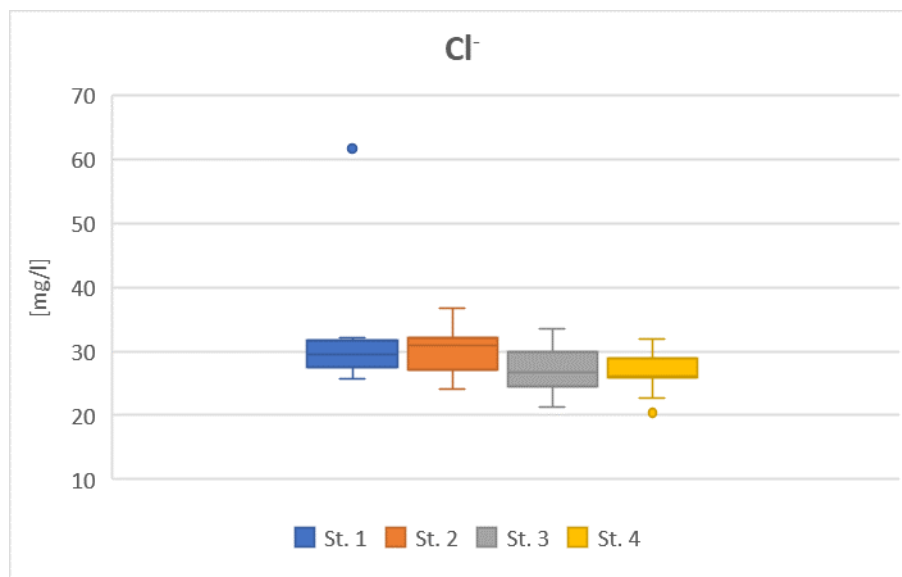


Abbildung 42: Boxplot der Chloridkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Konzentrationen der Sulfationen betrugen minimal 47,0 mg/l (St. 3; 06.06.2023) und maximal 107,0 mg/l (St. 4; 18.04.2023). Die Stelle 4 unterschied sich dabei signifikant von den anderen drei Probenahmestellen. An der Stelle 2 wurde am 13.06.2023 ein Ausreißer mit 96,8 mg/l gemessen.

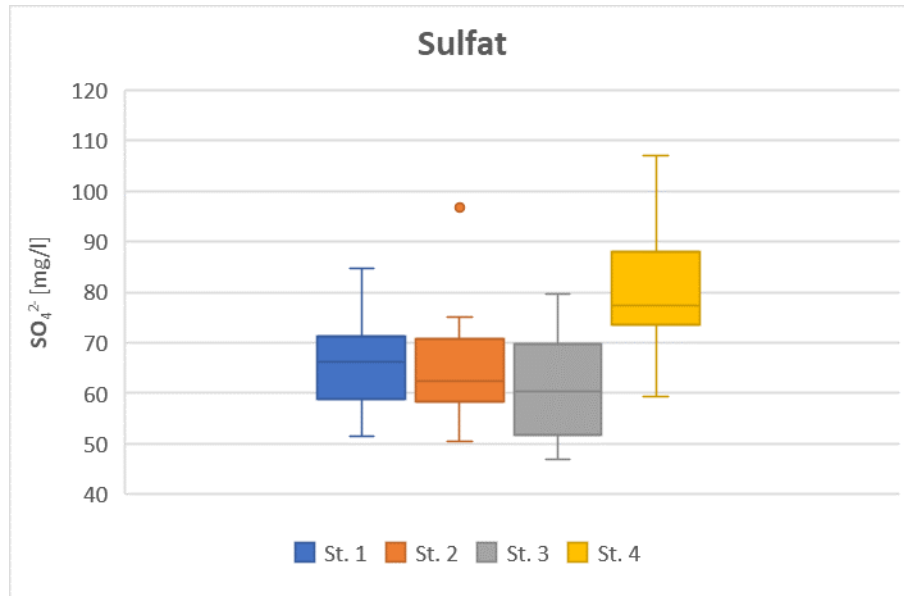


Abbildung 43: Boxplot der Sulfatkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Auch bei der Konzentration des Hydrogencarbonats ergab die statistische Auswertung einen signifikanten Unterschied der Stelle 4 zu allen anderen Stellen. Der niedrigste Wert wurde an der Stelle 3 am 16.05.2023 mit 160,5 mg/l gemessen und bildet auch den in **Abbildung 44** ersichtlichen Ausreißer an dieser Probenahmestelle. Am selben Tag wurde ein ähnlich niedriger Wert an der Stelle 2 mit 162,7 mg/l erhoben. An der Stelle 4 wurde die höchste Konzentration mit 253,5 mg/l am 18.04.2023 gemessen.

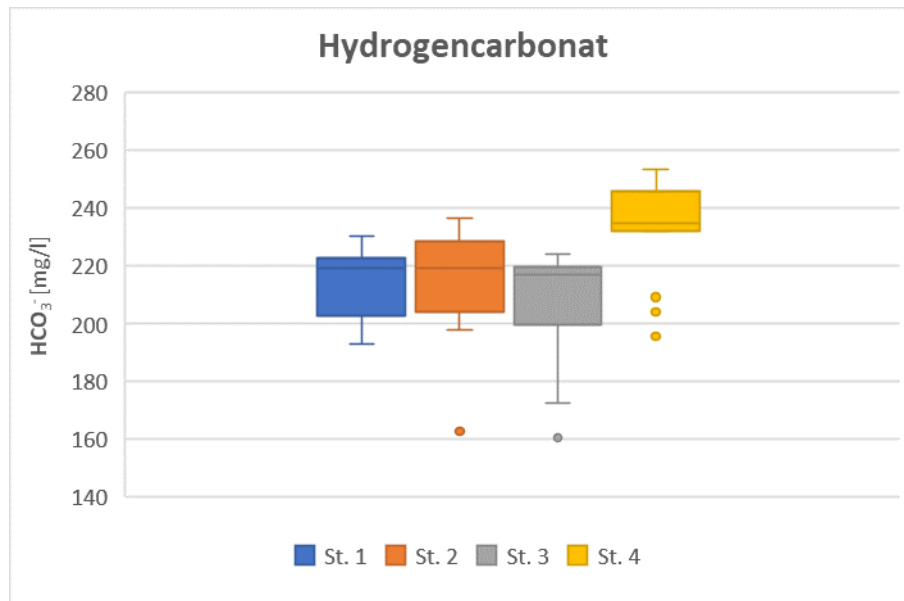


Abbildung 44: Boxplot der Hydrogencarbonatkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.4 Kationen (Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium)

In der **Tabelle 13** sind die Mittelwerte mit den dazugehörigen Standardabweichungen für die Kationenkonzentration an den verschiedenen Probenahmestellen angegeben. Alle vier Kationenkonzentrationen wurden mit Hilfe der Flammen-AAS gemessen und in mg/l umgerechnet.

Tabelle 13: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Kationenkonzentration von Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} und K^+

Standort	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
St. 1	$6,12 \pm 8,54$	$17,2 \pm 1,8$	$61,2 \pm 4,5$	$18,7 \pm 2,4$
St. 2	$3,85 \pm 0,62$	$17,3 \pm 2,6$	$53,3 \pm 5,4$	$19,0 \pm 3,1$
St. 3	$3,60 \pm 0,77$	$15,9 \pm 2,1$	$48,0 \pm 6,4$	$18,7 \pm 2,7$
St. 4	$3,57 \pm 0,38$	$14,5 \pm 1,7$	$60,1 \pm 7,1$	$22,1 \pm 2,9$

Die Natriumkonzentrationen bewegten sich zwischen 10,9 mg/l (St. 4; 23.05.2023) und 22,4 mg/l (St. 2; 13.06.2023). Der niedrigste Wert ist zugleich einer der beiden Ausreißer an der Stelle 4. Der zweite Ausreißer an dieser Stelle betrug 17,9 mg/l und wurde am 11.04.2023 gemessen. Bei diesem Parameter ist die Konzentration an der Stelle 4 signifikant niedriger als an den Stellen 1 und 2.

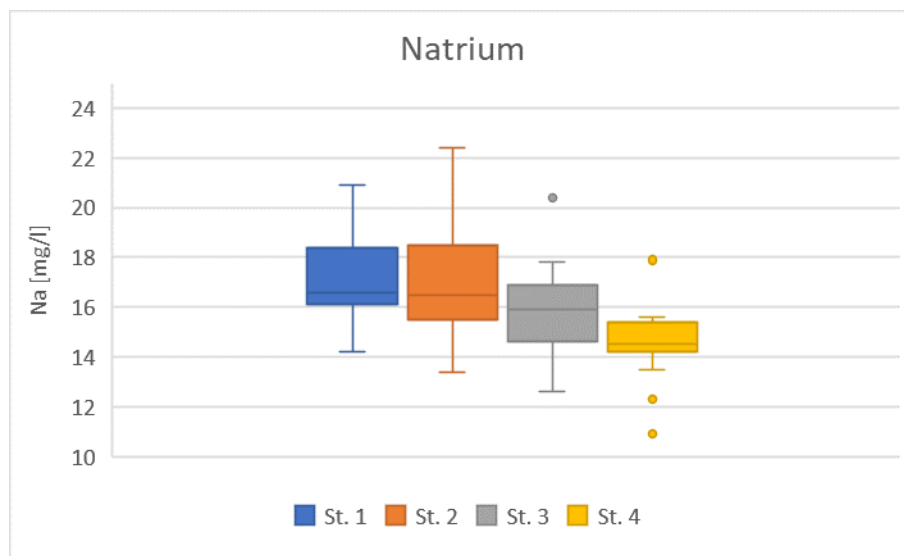


Abbildung 45: Boxplot der Natriumkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmestellen gab es bei der Kaliumkonzentration keine. Die Messwerte bewegten sich im Allgemeinen zwischen 2,78 mg/l (St. 3; 02.05.2023) und 5,25 mg/l (St. 3; 11.04.2023). Erwähnenswert ist hier der Ausreißer an der Stelle 1, welcher am 20.06.2023 gemessen wurde und 34,5 mg/l betrug.

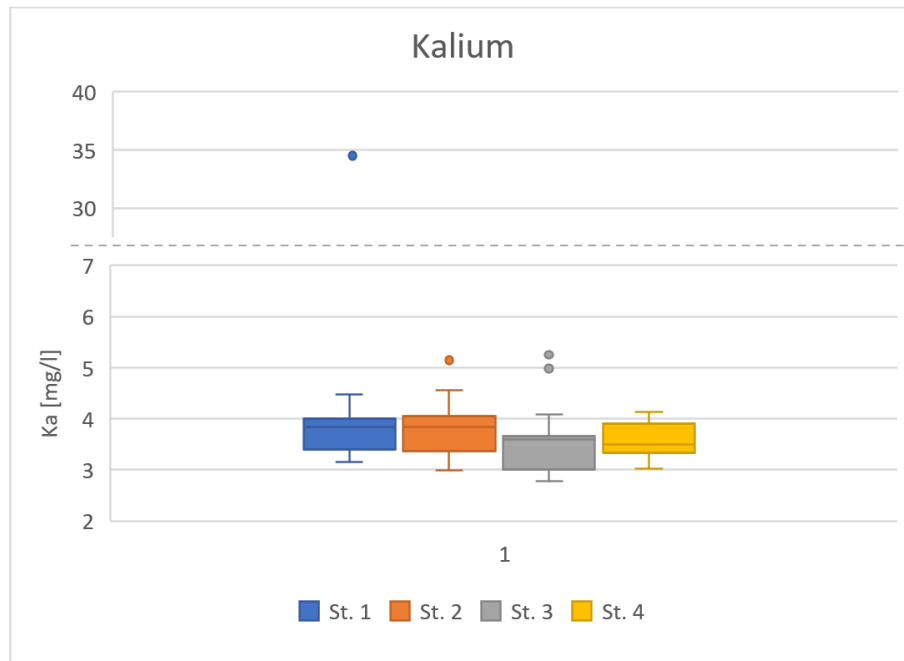


Abbildung 46: Boxplot der Kaliumkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die statistische Auswertung zeigte bei der Magnesiummessung, dass an der Stelle 4 signifikant höhere Werte gemessen wurden als an den anderen Stellen. Der höchste Wert wurde jedoch an der Stelle 2 am 13.06.2023 mit 27,3 mg/l gemessen, welcher auch in der **Abbildung 47** als Ausreißer markiert ist. Ein weiterer Ausreißer ist an der Stelle 1 zu erkennen. Dieser betrug 24,8 mg/l und wurde ebenfalls am 13.06.2023 gemessen. Auch der niedrigste Wert wurde an der Stelle 2 (16.05.2023) mit 14,8 mg/l gemessen.

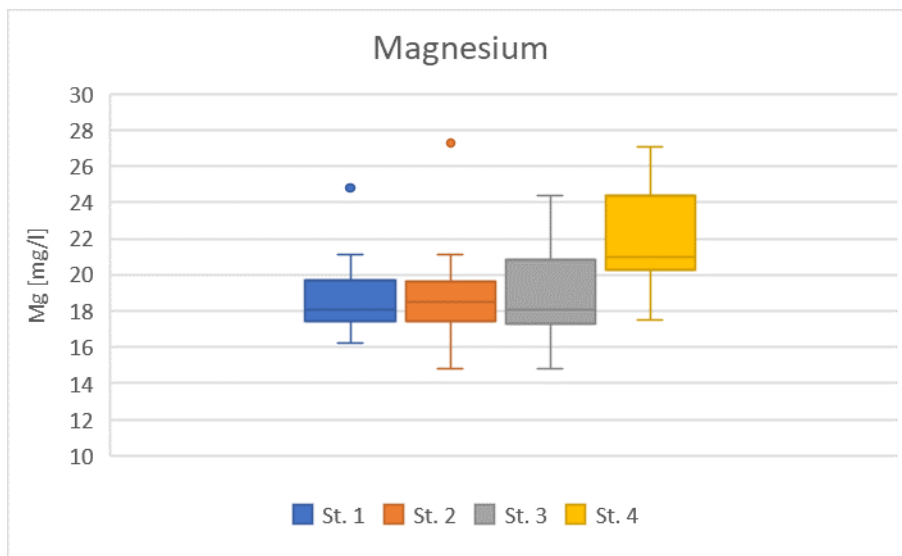


Abbildung 47: Boxplot der Magnesiumkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Bei der Calciumkonzentration unterschieden sich alle Stellen, bis auf Stelle 1 und 4, signifikant voneinander. Die Stellen 2 und 3 wiesen signifikant niedrigere Mittelwerte auf als die Stellen 1 und 4. In der **Abbildung 48** erkennt man einen Ausreißer an der Stelle 1. Dieser betrug 50,5 mg/l und wurde am 27.06.2023 gemessen. Insgesamt reichten die Werte von 35,1 mg/l (St. 3; 06.06.2023) bis 70,6 mg/l (St. 4; 30.05.2023).

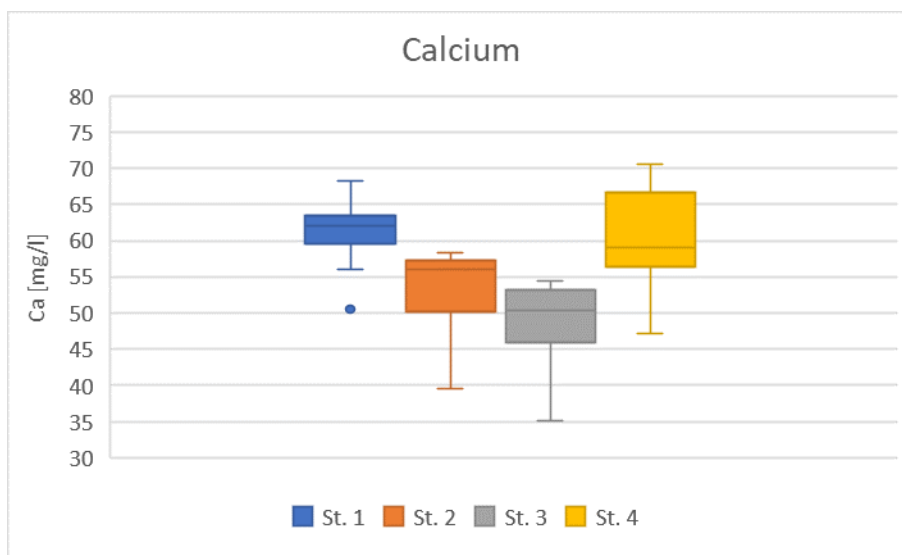


Abbildung 48: Boxplot der Calciumkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.5 Ionenbilanz

Tabelle 14: Ionenbilanzen der vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4) und Gesamtbilanz

Standorte	St. 1		St. 2		St. 3		St. 4		Gesamt	
Konzentration/ Äquivalente	[mg/l] / [meq/l]		[mg/l] / [meq/l]		[mg/l] / [meq/l]		[mg/l] / [meq/l]		[mg/l] / [meq/l]	
(+)										
Na ⁺	17,2	0,75	17,3	0,75	15,9	0,69	14,5	0,63	16,2	0,71
K ⁺	6,12	0,16	3,85	0,10	3,60	0,09	3,57	0,09	4,28	0,11
Mg ²⁺	18,7	1,53	19,0	1,56	18,7	1,54	22,1	1,82	19,6	1,61
Ca ²⁺	61,2	3,05	53,3	2,66	48,0	2,39	60,1	3,00	55,6	2,78
Σ		5,49		5,07		4,71		5,54		5,20
(-)										
Cl ⁻	31,5	0,89	29,7	0,84	27,2	0,77	26,8	0,76	28,8	0,81
NO ₃ ⁻	10,5	0,17	10,5	0,17	9,6	0,16	9,6	0,15	10,1	0,16
HCO ₃ ⁻	214,7	3,52	213,2	3,49	206,4	3,38	231,4	3,79	216,4	3,55
SO ₄ ²⁻	66,2	1,38	65,2	1,36	60,3	1,25	79,9	1,66	67,9	1,41
Σ		5,95		5,86		5,56		6,37		5,94
Abweichung [%]	2,02		3,61		4,13		3,49		3,29	

3.6 Sedimentanalyse

Die jeweiligen Mittelwerte und Standardabweichungen der Schwermetallkonzentration der Sedimentproben sind in der **Tabelle 15** aufgelistet. Die Messwerte wurden in mg/kg Trockenmasse umgerechnet.

Tabelle 15: Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Schwermetallkonzentration von Cr, Ni, Cu, Zn, As, Pb, Cd, Ag und Hg

Standort	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Ag	Cd	Hg
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
St. 1	48,2 $\pm$ 7,4	20,2 $\pm$ 2,9	23,1 $\pm$ 6,3	115,2 $\pm$ 21,3	10,0 $\pm$ 1,6	16,6 $\pm$ 5,2	0,152 $\pm$ 0,033	0,232 $\pm$ 0,047	0,169 $\pm$ 0,050
St. 2	41,9 $\pm$ 12,3	16,9 $\pm$ 6,0	22,9 $\pm$ 10,4	127,6 $\pm$ 41,9	8,1 $\pm$ 2,6	9,9 $\pm$ 7,7	0,123 $\pm$ 0,054	0,177 $\pm$ 0,056	0,112 $\pm$ 0,081
St. 3	62,0 $\pm$ 9,1	24,2 $\pm$ 3,4	42,9 $\pm$ 8,2	192,2 $\pm$ 27,8	14,6 $\pm$ 3,5	23,5 $\pm$ 5,3	0,178 $\pm$ 0,029	0,288 $\pm$ 0,065	0,244 $\pm$ 0,061
St. 4	35,3 $\pm$ 12,0	16,7 $\pm$ 6,1	12,9 $\pm$ 5,1	71,5 $\pm$ 17,8	8,3 $\pm$ 2,6	7,9 $\pm$ 2,3	0,073 $\pm$ 0,018	0,106 $\pm$ 0,026	0,066 $\pm$ 0,027

3.6.1 Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen und Blei

Wenn man die **Abbildung 49** betrachtet, sieht man bezüglich Chrom einen Ausreißer an der Stelle 4 (20.06.2023) mit einem Wert von 68,8 mg/kg. Die Probenahmestellen 3 und 4 unterscheiden sich signifikant von den anderen Stellen. Der Höchstwert wurde an der Stelle 3 am 27.06.2023 mit 74,5 mg/kg gemessen. Die untere Grenze bildet der Messwert an der Stelle 4 (11.04.2023) mit 21,1 mg/kg.

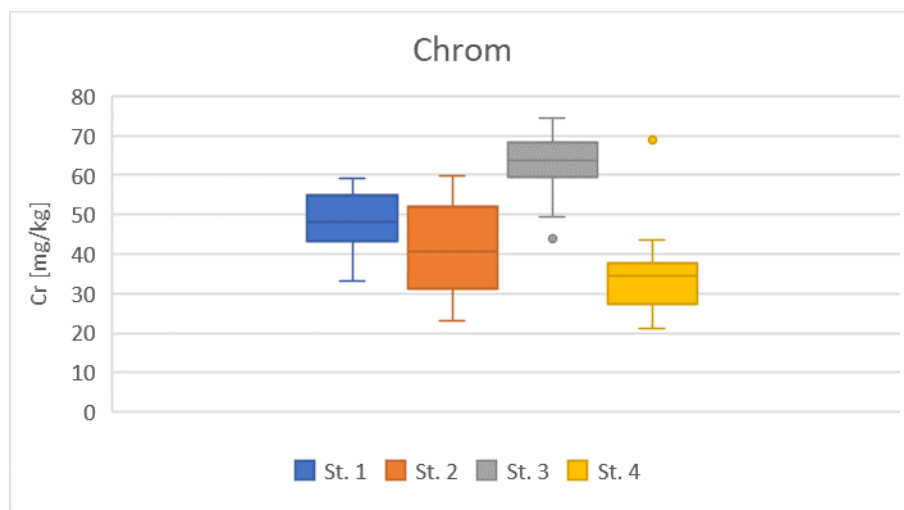


Abbildung 49: Boxplot der Chromkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Genau wie bei der Chromkonzentration wurde auch bei der Nickelkonzentration ein Ausreißer an der Stelle 4 am 20.06.2023 gemessen. Dieser ist in der **Abbildung 50** markiert und macht auch den Höchstwert aus. Das ermittelte Minimum hingegen betrug 9,3 mg/kg (St. 2; 23.05.2023). Signifikant unterschied sich hier nur die Stelle 3 von allen anderen Probenahmestellen.

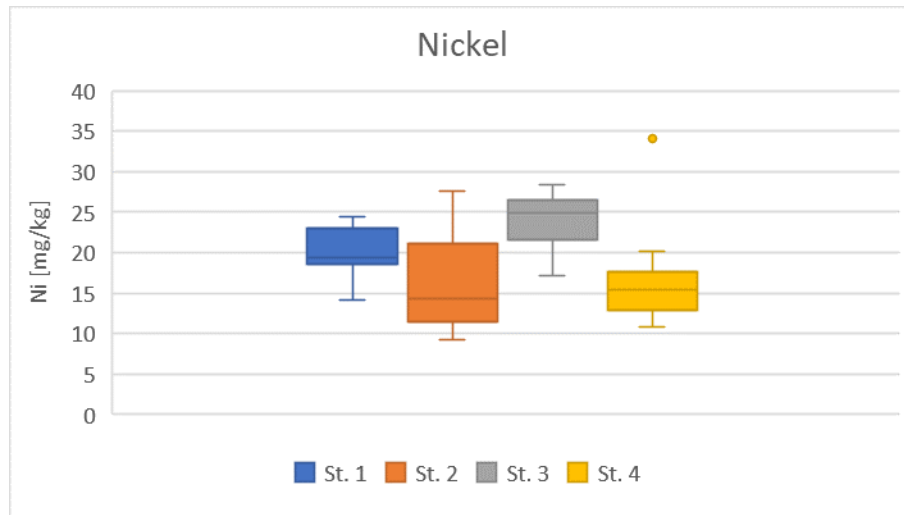


Abbildung 50: Boxplot der Nickelkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Konzentration des Kupfers bewegte sich zwischen 5,8 mg/kg (St. 4; 04.04.2023) und 53,4 mg/kg (St. 3; 11.04.2023). Die statistische Auswertung ergab einen signifikanten Unterschied zwischen allen Stellen. Lediglich die Probenahmestellen 1 und 2 unterschieden sich nicht signifikant voneinander, was auch in der **Abbildung 51** gut zu erkennen ist.

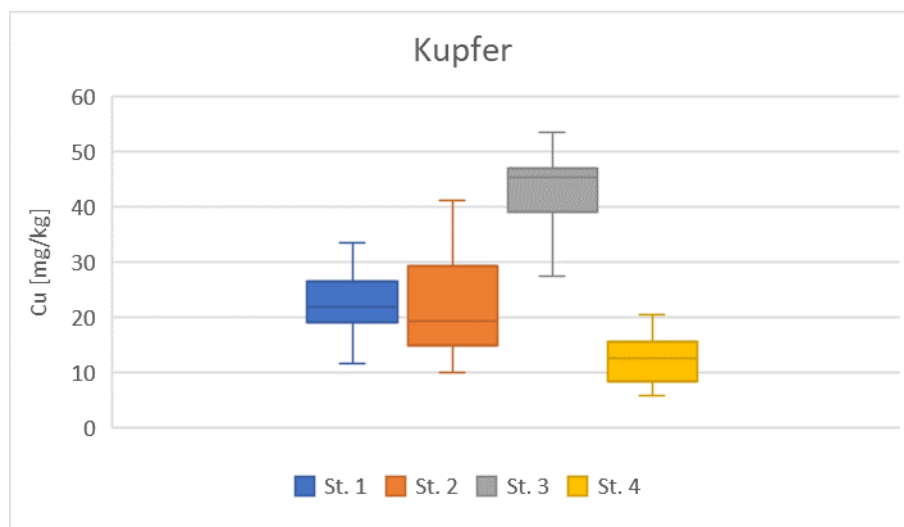


Abbildung 51: Boxplot der Kupferkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die statistische Auswertung liefert bei der Zinkkonzentration ein ähnliches Ergebnis wie bei der zuvor thematisierten Kupferkonzentration. Nur die Stellen 1 und 2 unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Die Untergrenze der Messwerte betrug 42,1 mg/kg (St. 4; 04.04.2023) und die Obergrenze 227,8 mg/kg (St. 3; 11.04.2023).

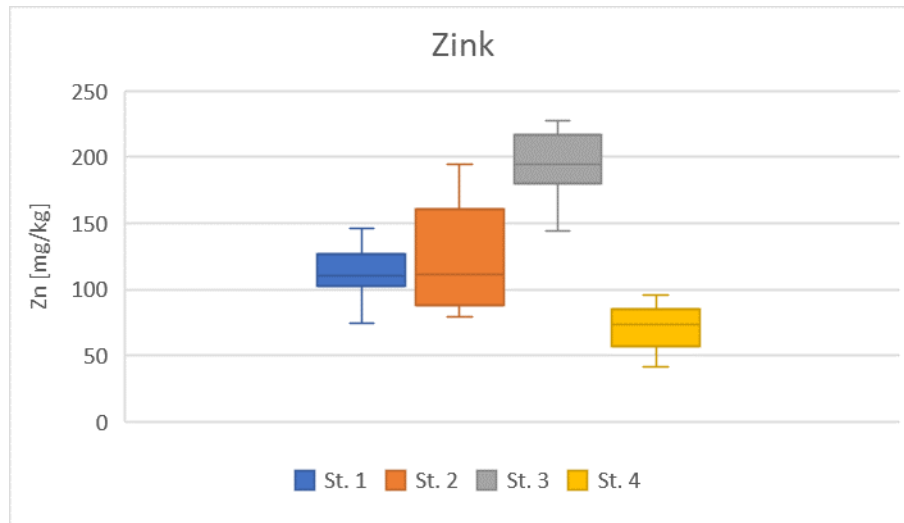


Abbildung 52: Boxplot der Zinkkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Arsenkonzentration betreffend unterscheiden sich die Stellen 1 und 2 signifikant voneinander. Die Probenahmestelle 3 zeigt einen signifikanten Unterschied zu allen anderen Stellen. Hier wurde auch ein Ausreißer mit 6,97 mg/kg (St. 3; 04.04.2023) gemessen. Die Messwerte erreichten ein Minimum von 4,81 mg/kg (St. 4; 04.04.2023) und ein Maximum von 21,19 mg/kg (St. 3; 27.06.2023). Das Maximum ist in **Abbildung 53** als Ausreißer an der Stelle 3 zu erkennen.

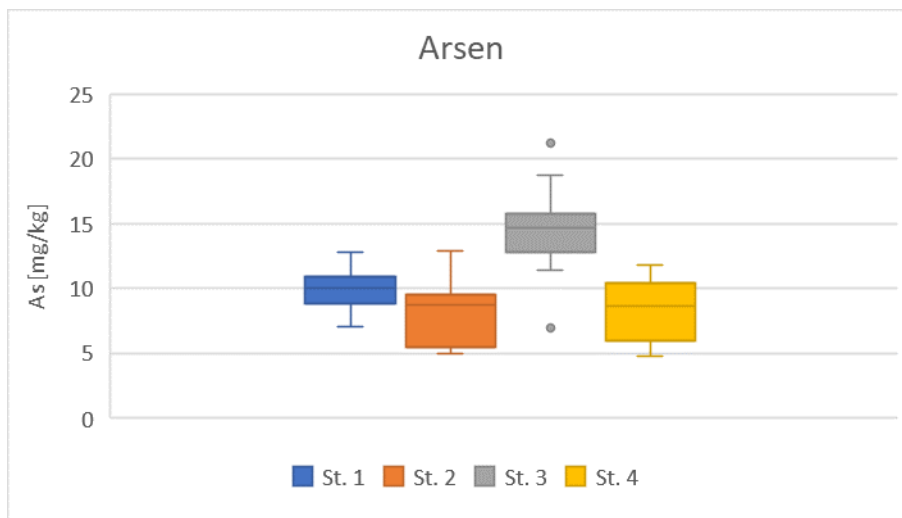


Abbildung 53: Boxplot der Arsenkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Der geringste Messwert betrug bei der Bleikonzentration 0,57 mg/kg (St. 2; 20.06.2023) und der Höchstwert war 29,45 mg/kg (St. 3; 27.06.2023). Zu erwähnen ist hier, dass an der Stelle 4 zwei Werte unter der Nachweisgrenze von 0,24 mg/kg lagen. Dafür wurden die Werte 0,09 mg/kg und 0,22 mg/kg zufällig angenommen. Die statistische Auswertung ergab einen signifikanten Unterschied aller Probenahmestellen, bis auf die Stellen 2 und 4.

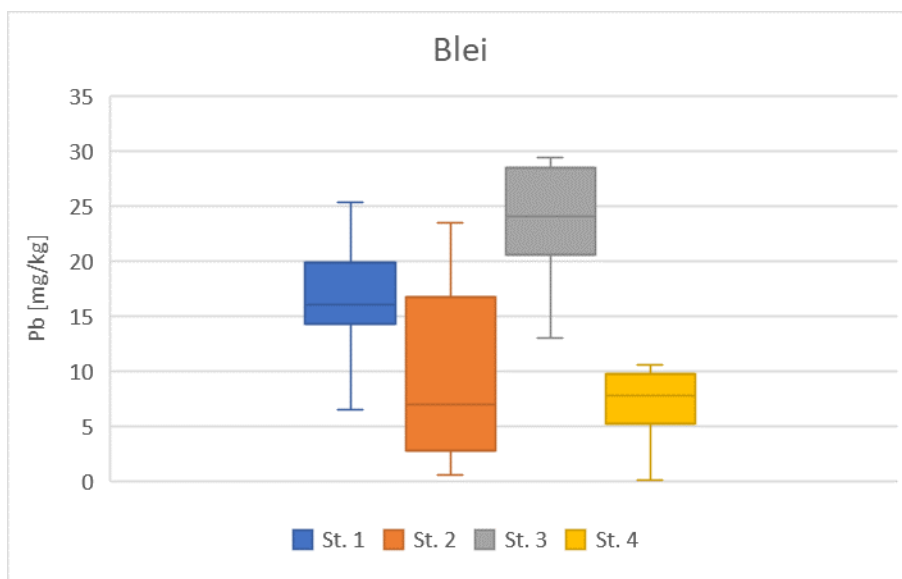


Abbildung 54: Boxplot der Bleikonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.6.2 Silber und Cadmium

Bei der Silberkonzentration konnte zwischen den Stellen 2 und 3 eine signifikante Abweichung festgestellt werden. Die Stelle 4 wiederum unterschied sich von allen Probenahmestellen signifikant. Die Minimalkonzentration lag bei 0,047 mg/kg (St. 4; 23.05.2023) und die Maximalkonzentration bei 0,253 mg/kg (St. 2; 04.04.2023).

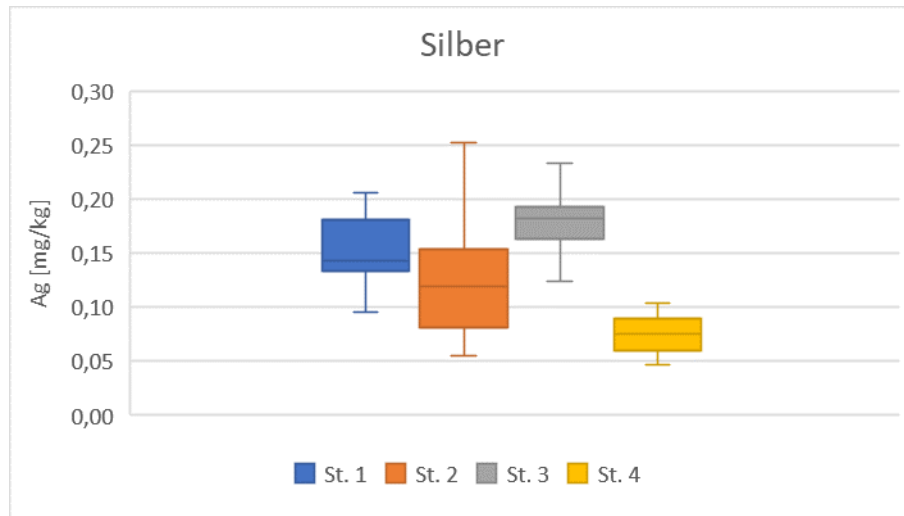


Abbildung 55: Boxplot der Silberkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

Die Messung der Cadmiumkonzentration lieferte Werte zwischen 0,072 mg/kg (St. 4) und 0,448 mg/kg (St. 3). Interessanterweise wurden beide Konzentrationen am 11.04.2023 gemessen. Der Höchstwert ist als Ausreißer in **Abbildung 56** zu sehen. Der beidseitige T-Test zeigte, dass sich alle Probenahmestellen signifikant voneinander unterscheiden.

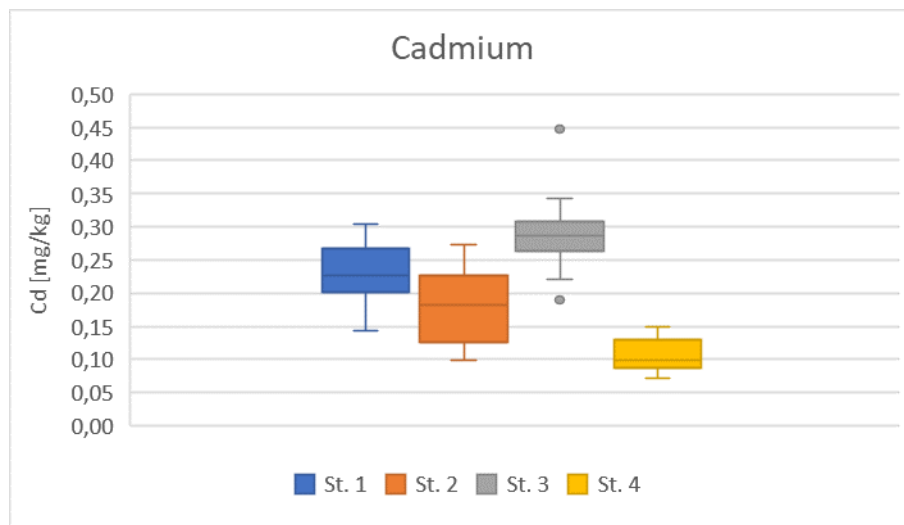


Abbildung 56: Boxplot der Cadmiumkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.6.3 Quecksilber

Der T-Test lieferte hier signifikante Abweichungen aller Probenahmestellen, bis auf die Stellen 2 und 4, die sich nicht signifikant unterschieden. An der Stelle 4 wurde der niedrigste Wert mit 0,028 mg/kg (23.05.2023) und an der Stelle 3 der höchste – als Ausreißer markierte Wert – mit 0,371 mg/kg (02.05.2023) gemessen.

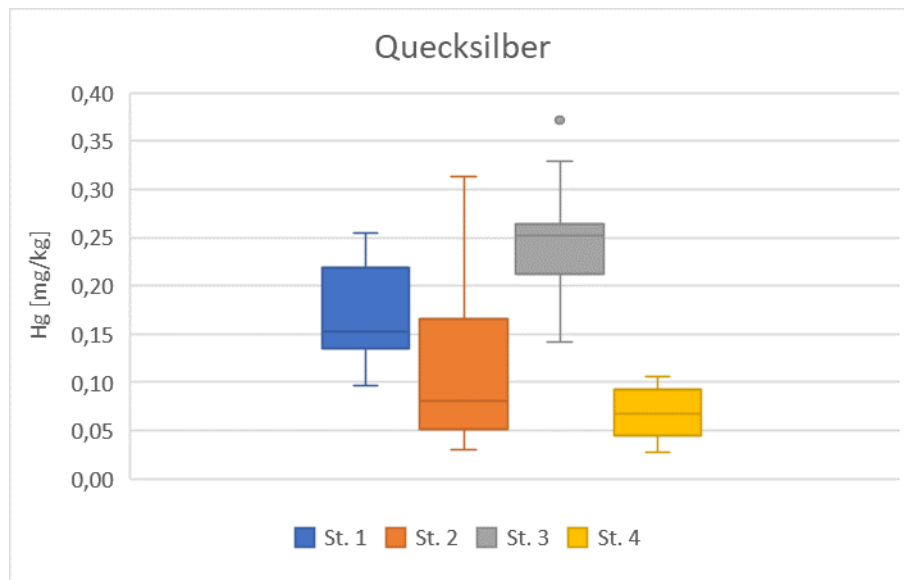


Abbildung 57: Boxplot der Quecksilberkonzentration an den vier Probenahmestellen (St. 1, St. 2, St. 3 und St. 4)

3.7 24-Stunden-Messung

Die Messung begann am 12.06.2023 um 21 Uhr. Es wurde alle vier Stunden eine Probe an der Stelle 1 in Nickelsdorf genommen. Die letzte Probenahme erfolgte somit am 13.06.2023 um 17 Uhr. Besonders hervorzuheben ist der Zusammenhang zwischen der Temperatur und der Sauerstoffsättigung im Verlauf der 24 Stunden. In der **Abbildung 58** erkennt man, dass die beiden Linien ähnlich verlaufen. Bei den anderen physikalisch-chemischen Parametern, welche in der **Tabelle 16** zu finden sind, war kein klarer Trend im Verlauf dieser 24 Stunden zu erkennen.

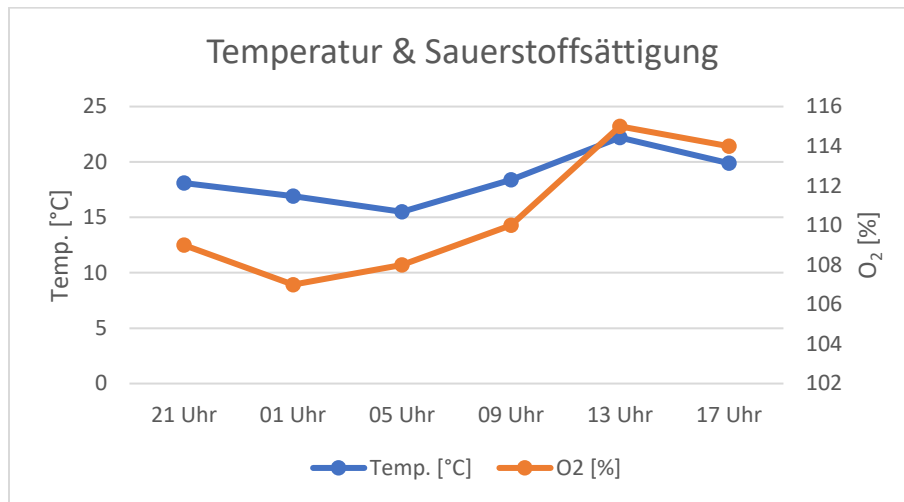


Abbildung 58: Temperatur und Sauerstoffsättigung in 24 Stunden

Tabelle 16: Analyseergebnisse der 24-Stunden-Messung

Parameter	21 Uhr	01 Uhr	05 Uhr	09 Uhr	13 Uhr	17 Uhr
Temperatur [°C]	18,1	16,9	15,5	18,4	22,2	19,9
pH-Wert	8,0	7,9	7,9	8,0	7,9	8,0
Leitfähigkeit [µS/cm]	589,6	589,1	632,9	573,6	569,0	578,2
O ₂ [mg/l]	10,0	10,0	10,1	10,2	10,2	10,1
O ₂ [%]	109,0	107,0	108,0	110,0	115,0	114,0
Ammonium [mg/l]	0,116	0,105	0,106	0,100	0,101	0,090
Nitrat [mg/l]	19,6	18,8	21,1	17,6	17,3	16,3
Nitrit [mg/l]	0,162	0,146	0,156	0,140	0,152	0,146
Phosphat [mg/l]	0,25	0,21	0,21	0,22	0,22	0,22
Natrium [mg/l]	18,4	18,5	21,1	18,8	18,6	18,8
Kalium [mg/l]	7,30	4,11	7,80	3,97	7,95	4,24
Magnesium [mg/l]	24,6	25,0	26,4	24,8	18,5	24,8
Calcium [mg/l]	61,1	59,9	61,6	62,0	60,6	59,9

4 Diskussion

4.1 Wasserproben

4.1.1 Allgemeine Wasserparameter

Im Laufe der Probenahmen von Anfang April bis Ende Juni wurden **Wassertemperaturen** zwischen 6,9 °C und 23,7 °C gemessen. Es ergab sich ein Mittel von $15,9 \pm 4,1$ °C. Im Verlauf der Monate stieg die Temperatur an den einzelnen Stellen an. Lediglich am 16.05.2023 war ein Temperatureinbruch zu erkennen. Grund dafür könnten die Niederschlagsmengen (ca. 50 mm) am Tag zuvor gewesen sein, die zum zweithöchsten Wasserstand im Laufe der Analyse führten. Die Probenahmestellen unterschieden sich hinsichtlich der Wassertemperatur nicht signifikant voneinander, obwohl die Stellen 3 und 4 stark beschattet und die Stellen 1 und 2 der Sonne ausgesetzt waren. Lediglich am 09.05.2023 bemerkte man einen höheren Wert an der Stelle 1. Im Vergleich zum LIFE-IRIS-Bericht (2021, S. 207) (13,1 °C) liegen die mittleren Wassertemperaturen etwas höher. Dazu muss man sagen, dass die Temperatur bei LIFE IRIS wesentlich weiter flussaufwärts (Wampersdorf) gemessen wurde.

Bei den **Sauerstoffkonzentrationen** ergaben sich Werte zwischen 8,2 mg/l und 12,5 mg/l. Im Mittel lagen die Konzentrationen bei $9,7 \pm 1,0$ mg/l. Dieser Wert deckt sich auch gut mit dem Ergebnis des LIFE-IRIS-Projekts. Laut Pohling (2015, S. 62) benötigt ein Großteil der Fische einen Sauerstoffgehalt von 3-4 mg/l, um zu überleben. Somit eignet sich die Leitha hinsichtlich der Sauerstoffkonzentration als Lebensraum für die meisten Fische. Sowohl die Werte der Sauerstoffkonzentration als auch die der Sauerstoffsättigung unterschieden sich bezüglich der beobachteten Stellen nicht signifikant voneinander. Der allgemeine Mittelwert der Sauerstoffsättigung deckte sich mit $97,2 \pm 10,5$ % gut mit dem LIFE-IRIS-Bericht (2021) mit 97 % und dem Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) mit 99 %.

Die **Leitfähigkeit** schwankte zwischen 409,1 µS/cm und 654,2 µS/cm und die Mediane der einzelnen Stellen zwischen 492,0 µS/cm und 540,7 µS/cm. Im Vergleich zur Messung der LIFE-IRIS-Untersuchung (2021), welche 352 µS/cm ergab, unterschieden sich die hinsichtlich der

Leitfähigkeit erhobenen Werte deutlich voneinander. Im Vergleich zum Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) deckt sich das dortige Ergebnis mit jenem dieser Arbeit recht gut. Dort wurde nämlich in Nickelsdorf ein Mittelwert von 592 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Interessant ist, dass die Stelle 4 (Bruckneudorf) signifikant höhere Werte aufwies. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass nach der Stelle 4 der Leithakanal (Trautmannsdorfer Kanal) zurück in die Leitha fließt und somit den Salzgehalt verdünnt.

Bei den **pH-Werten** wurden Werte von 7,5 bis hin zu 8,1 gemessen. Der Median lag bei allen Stellen zwischen 7,7 und 7,8. Hier stimmte nur der einmalige Maximalwert mit dem GE-RM des LIFE-IRIS-Berichts überein. Der Jahresbericht der Wassergüte (2016-2018) liefert sogar einen höheren Wert bzw. ein höheres 90. Perzentil von 8,3. Trotzdem bewegte sich der pH-Wert laut der EU-Fischgewässerrichtlinie (RL 2006/44/EG, 2006) im optimalen Bereich, nämlich zwischen 6 und 9 (90. Perzentil). Auch die QZV Ökologie (2010) gibt denselben Bereich vor.

Der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (**DOC**) reichte von 2,42 mg/l bis zu 4,19 mg/l. Die Mediane bewegten sich um 3,00 mg/l, wobei die Stelle 4 mit 2,77 mg/l einen etwas niedrigeren Wert aufwies. Im Vergleich zum Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) (2,7 mg/l) passen die Werte vor allem in Nickelsdorf sehr gut zusammen. Nach Sigg und Stumm (2016) liegen auch alle Werte innerhalb des Bereiches von 1 mg/l bis 10 mg/l für unbelastete Oberflächengewässer in Mitteleuropa.

Das Säurebindungsvermögen (**SBV**) zeigte nur geringe Schwankungen zwischen 2,63 meq/l und 4,15 meq/l. Die Stelle 4 stach jedoch mit signifikant höheren Werten heraus. Der Median war mit 3,85 meq/l um 0,3-0,26 meq/l höher als bei den anderen Stellen. Im Vergleich dazu liegt der Wert des Wassergüte Jahresberichts (2016-2018) bei 4 meq/l.

4.1.2 Nährstoffe

Die Auswertung der **Ammoniumkonzentration** lieferte Ergebnisse zwischen 0,028 mg/l und der fast zehnfachen Konzentration von 0,275 mg/l. Hier erwies sich die Stelle 4 als diejenige mit den signifikant niedrigeren Werten. Das wird auch durch die Mediane, welche von 0,076 mg/l bis

0,108 mg/l reichten, verdeutlicht. Ähnliche Werte weist auch der Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) mit einer Konzentration von 0,093 mg/l auf. Der LIFE-IRIS-Bericht nennt sogar nur eine Konzentration von 0,059 mg/l. Die Grenzwerte der Fischwasserrichtlinie wurden sowohl für Salmonidengewässer (0,04 mg/l) als auch für Cyprinidengewässer (0,2 mg/l) mehrmals überschritten. Überhaupt lag nur ein Wert unter 0,04 mg/l und zwei Werte lagen über 0,2 mg/l. Diese zwei Werte waren mit 0,260 mg/l (Stelle 3) und 0,275 mg/l (Stelle 1) auch deutlich höher als die restlichen Werte. Auch im Vergleich zu anderen Flüssen, wie z.B. der Fischa (0,02-0,04 mg/l), sind die Konzentrationen an Ammonium hoch (Czurda, 2017). Grund für diese hohen Werte könnten Auswaschungen von Düngemitteln sein, da es speziell vor dem 16.05.2023 (0,275 mg/l) starke Niederschläge gab. Ein anderer Grund könnten Verunreinigungen durch die Kläranlage in Nickelsdorf oder die Biogasanlage und Kläranlage in Bruck an der Leitha sein.

Bezüglich der **Nitrat**konzentration zeigten sich Werte zwischen 2,8 mg/l und 19,2 mg/l, wobei die Werte der Mediane nicht unter 9,1 mg/l bzw. über 10,6 mg/l lagen. Aufgrund der Bioregion und des Einzugsgebiets der Leitha ergibt sich nach der QZV Ökologie (2010) ein saprobieller Grundzustand von 2,00. Für den Vergleich mit den daraus resultierenden Grenzwerten wurde die 90. Perzentile der gemessenen Nitratkonzentrationen berechnet und in Nitratstickstoffkonzentrationen (NO_3^- -N) umgerechnet. Die Grenzwerte liegen für einen „sehr guten Zustand“ bei unter 4,0 mg/l und für einen „guten Zustand“ bei unter 7,0 mg/l. In der **Tabelle 17** werden die umgerechneten 90. Perzentile der Nitratstickstoffkonzentrationen dargestellt und bewertet.

***Tabelle 17:** Vergleich der gemessenen Nitratkonzentrationen mit den QZV-Grenzwerten (QZV Ökologie, 2010)*

Standort	NO_3^- -N – 90. Perzentile [mg/l]	Bewertung nach QZV Ökologie
St. 1	2,93	sehr gut
St. 2	3,08	sehr gut
St. 3	3,26	sehr gut
St. 4	2,89	sehr gut

Hinsichtlich der Nitratkonzentration ist die Leitha an allen vier Probenahmestellen in einem guten Zustand.

Die **Nitrit**konzentrationen bewegten sich zwischen 0,04 mg/l und 0,273 mg/l. Der höchste Wert wurde, wie auch beim Ammonium, an der Stelle 1 nach den starken Niederschlägen am 16.05.2023 gemessen. Ebenfalls wie bei der Ammoniumkonzentration wurde ein weiterer erhöhter Wert an der Stelle 3 (0,244 mg/l) gemessen. Ansonsten waren die Messergebnisse und die Mediane der vier Stellen nahe beieinander (0,062-0,092 mg/l). Diese Werte ähneln auch denen des Wassergüte Jahresberichts (2016-2018) und des Projekts LIFE IRIS, welche mit 0,108 mg/l und 0,056 mg/l diesmal doch recht unterschiedlich waren. Für die Grenzwertbestimmung nach der QZV Chemie (2024) wurde diesmal die Fischregion der Leitha herangezogen, welche Epipotamal mittel bis groß ist. Diese Region gehört wiederum zu Potamalgewässer. Außerdem muss der Chloridgehalt an den jeweiligen Probenahmestellen miteinbezogen werden. In der **Tabelle 18** werden die Grenzwerte für den Nitritstickstoffgehalt und die gemessenen Werte der einzelnen Stellen angegeben.

Tabelle 18: Vergleich der gemessenen Nitritkonzentrationen mit den QZV-Grenzwerten (QZV Chemie, 2024)

Standort	Grenzwert NO ₂ ⁻ -N [mg/l]	Mittelwert NO ₂ ⁻ -N [mg/l]
St. 1	0,24	0,028
St. 2	0,3	0,026
St. 3	0,24	0,024
St. 4	0,24	0,019

Die mittleren Nitritstickstoffkonzentrationen liegen somit weit unter den Grenzwerten der QZV Chemie (2024).

Bezüglich der **Phosphat**konzentration wurden Werte zwischen 0,09 mg/l und 0,51 mg/l gemessen. Die beiden mit Abstand höchsten Werte (0,42 mg/l und 0,51 mg/l) wurden an denselben Stellen und Tagen wie bei den erhöhten Werten der Ammonium- und

Nitritkonzentration gemessen. Die Mediane reihen sich zwischen den Werten 0,15 mg/l und 17 mg/l ein. Ein ähnliches Bild liefert der Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) mit 0,19 mg/l. Als Grenzwerte ergaben sich nach der QVZ Ökologie (2010) die Konzentrationen > 0,070 mg/l für einen „sehr guten Zustand“ und > 0,200 mg/l für einen „guten Zustand“.

Tabelle 19: Vergleich der gemessenen Phosphatkonzentrationen mit den QVZ-Grenzwerten (QVZ Ökologie, 2010)

Standort	PO ₄ ³⁻ -P – 90. Perzentile [mg/l]	Bewertung nach QVZ Ökologie
St. 1	0,071	gut
St. 2	0,068	sehr gut
St. 3	0,079	gut
St. 4	0,066	sehr gut

Somit ergeben sich an den vier Standorten gute bis sehr gute Zustände bezüglich der Phosphatkonzentration.

4.1.3 Anionen

Die **Chlorid**konzentrationen lagen im Normalfall zwischen 20,4 mg/l und 36,6 mg/l. Jedoch wurde auch ein Wert von 61,6 mg/l am 20.06.2023 an der Stelle 1 gemessen. Die Mediane lagen zwischen 26,1 mg/l und 30,9 mg/l. Der Wassergüte Jahresbericht liefert einen Mittelwert von 31,5 mg/l. Dieser Wert deckt sich auch gut mit den im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Mittelwerten (26,8-31,5 mg/l). Mit 12 mg/l weist der LIFE-IRIS-Bericht einen wesentlich niedrigeren Wert auf. Die erhobenen Werte des Chloridgehalts der Leitha liegen weit unter der von der QVZ Ökologie (2010) vorgegebenen mittleren Höchstkonzentration für einen „sehr guten Zustand“ von 150 mg/l. Nach der LAWA (1998) sind für die Gewässergüteklassen I und I-II Maximalkonzentrationen von 25 mg/l bzw. 50 mg/l erlaubt. Die Mediane der Leitha fallen somit in die Güteklasse I-II. Einige wenige Einzelwerte fallen sogar in die Güteklasse I und der Höchstwert fällt mit 61,6 mg/l in die Güteklasse II (≤ 100 mg/l). Diese punktuell höhere Konzentration könnte auf salzhaltige Abwässer der Kläranlage Nickelsdorf zurückzuführen sein.

Bei der **Sulfat**messung ergaben sich Konzentrationen von 47,0 mg/l bis 107,0 mg/l. Interessanterweise wies die Stelle 4 signifikant höhere Werte auf als alle anderen. Das spiegelte sich auch in den Medianen wider, welche an den Stellen 1 bis 3 von 60,3 mg/l bis 66,3 mg/l reichten. An der Stelle 4 ergab sich ein Median von 77,3 mg/l. Die mittlere Konzentration des Wassergüte Jahresberichts (2016-2018) liegt mit 59,7 mg/l etwas unter den gemessenen Mittelwerten (60,3-79,9 mg/l). Nach LAWA (1998) gelten die gleichen Güteklassen wie beim Chlorid. Jedoch fällt beim Sulfat kein Wert in die Güteklasse I und nur drei Werte in die Güteklasse I-II. Bis auf einen Wert befinden sich die restlichen Werte in der Güteklasse II. Dieser eine Wert befindet sich mit 107,0 mg/l in der Güteklasse II-III (≤ 200 mg/l).

4.1.4 Kationen

Sowohl in der QZV Ökologie (2010) und Chemie (2024) als auch in der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) finden sich keine konkreten Grenzwerte bzw. Güteklassen für die folgenden Anionen.

Beim **Natrium**gehalt betrug die geringste Konzentration 10,9 mg/l und die höchste 22,4 mg/l. Bei den Medianen bildeten die Werte 14,4 mg/l und 16,6 mg/l die Grenzen. Mit einem Mittelwert von 21,8 mg/l weist der Jahresbericht der Wassergüte einen etwas höheren Wert auf als die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Mittelwerte (14,5-17,2 mg/l).

Die **Kalium**konzentration bewegte sich bis auf einen Ausreißer im Bereich von 2,78 mg/l bis 5,25 mg/l und die Mediane lagen zwischen 3,5 mg/l und 3,8 mg/l. Mit einer Konzentration von 3,3 mg/l war auch der Wert des Wassergüte Jahresberichts (2016-2018) in der Nähe. Der Wert des Ausreißers, welcher an der Stelle 1 am 20.06.2023 gemessen wurde, betrug 34,5 mg/l. Da auch die Natriumkonzentration an diesem Tag niedriger war, könnte diese äußerst hohe Konzentration auf Verunreinigungen durch Fäkalien zurückzuführen sein (Pohling, 2015). Nachdem die Kläranlage in Nickelsdorf nur wenige hundert Meter zuvor in die Leitha mündet, könnte diese Annahme durchaus Sinn ergeben. Zudem fand knapp eine Woche vorher das Festival „Nova Rock“ in Nickelsdorf mit ca. 200.000 Besuchern*innen statt.

Die Werte der **Magnesium**konzentration zeigten ein Minimum von 14,8 mg/l und ein Maximum von 27,3 mg/l. Die Mediane befanden sich im Intervall von 18,1 mg/l bis 21,6 mg/l. Mit 18,6 mg/l liegt auch hier der Wert des Wassergüte Jahresberichts (2016-2018) in der Nähe der gemessenen Mittelwerte (18,7-22,1 mg/l).

Die gemessenen **Calcium**konzentrationen lieferten Werte zwischen 35,1 mg/l und 70,6 mg/l. Die berechneten Mediane erstreckten sich von 50,3 mg/l bis 62,0 mg/l. Der Mittelwert des Wassergüte Jahresberichts (2016-2018) liegt mit 72,1 mg/l in der Nähe des ermittelten Maximums.

Allgemein kann man sagen, dass die Kationen in einem durchschnittlichen Bereich liegen. Um eine bessere Einschätzung zu bekommen, werden in der **Tabelle 20** die Mittelwerte (bzw. deren Bereiche) der Kationenkonzentrationen einzelner Flüsse mit denen der Leitha verglichen. Die Werte der Donau und der Ybbs beziehen sich auf den Wassergüte Jahresbericht (2016-2018). Die Werte der Enns wurden von Singer (2021) und die Werte der Fischa von Czurda (2017) erhoben.

Tabelle 20: Vergleich der Kationenkonzentrationen unterschiedlicher Flüsse.

	Leitha	Enns	Fischa	Donau (Hainburg)	Ybbs (Amstetten)
Natrium [mg/l]	14,5 - 17,3	2,6 - 3,0	9,2 - 13,8	15,7	9,5
Kalium [mg/l]	3,6 - 6,1	0,57 - 0,76	1,3 - 2,6	1,7	1,3
Magnesium [mg/l]	18,7 - 22,1	10,8 - 13,3	16,4 - 27,6	12,0	18,9
Calcium [mg/l]	48,0 - 61,2	43,2 - 48,5	52,6 - 98,2	51,5	69,6

4.2 Sedimentproben

Im Sediment wurden die Konzentrationen von Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Blei, Cadmium, Silber und Quecksilber bestimmt. Um eine Beurteilung dieser Werte zu erleichtern, werden sowohl die Konzentrationen aus dem Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) als auch jene der ÖNORM L1075 (Belastungsverdacht) herangezogen. In der nachstehenden **Tabelle 21** werden die vorgegebenen Werte aus den zuvor erwähnten Quellen und die Mediane der jeweiligen Probenahmestellen und Metalle angeführt.

***Tabelle 21:** Schwermetallkonzentrationen im Vergleich zum Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) und zur ÖNORM L1075 (BMLFUW, 2005 & Spiegel & Baumgarten, 2017)*

Element in mg/kg	Index nach Müller (1979)		ÖNORM L1075	Mediane der Probenstandorte			
	Background	praktisch unbelastet		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
Cr	39	53	100	48,1	40,6	63,7	34,5
Ni	36	48	60	19,4	14,2	24,9	15,4
Cu	40	53	60	21,9	19,3	45,2	12,6
Zn	124	165	150	110,1	111,3	194,4	73,2
As	12	16	20	10,0	8,8	14,7	8,7
Pb	36	48	100	16,0	6,9	24,0	7,8
Ag	k. A.	k. A.	k. A.	0,143	0,119	0,182	0,075
Cd	0,5	0,75	0,5	0,226	0,182	0,288	0,100
Hg	0,22	0,29	0,5	0,152	0,081	0,253	0,067

Bei der **Chrom**konzentration lagen nur 17 Werte unter dem österreichischen Background. Von den 52 Werten lagen 18 über 53 mg/kg und somit im Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“. Von diesen 18 Werten wurden allein zehn an der Probenahmestelle 3 gemessen und nur einer an der Stelle 4. An der Stelle 3 wurden allgemein signifikant höhere Werte und an der Stelle 4 signifikant niedrigere Werte gemessen als an den restlichen Stellen. Die Grenze für den

Belastungsverdacht nach ÖNORM L1075 wurde während der gesamten Probenahme nicht überschritten.

Die gemessenen **Nickel**konzentrationen lagen alle sowohl unter dem österreichischen Background als auch unter dem Belastungsverdacht. Den höheren Median an der Stelle 3 spiegelt auch der Signifikanztest wider. Dieser ergab signifikant höhere Werte an der Stelle 3.

Die Stelle 4 wies bei der **Kupfer**konzentration signifikant niedrigere Werte auf. Noch interessanter wird dieses Ergebnis durch die Tatsache, dass die Stelle 3 erneut die signifikant höchsten Konzentrationen aufwies. Es lagen zwar alle Werte unter der Belastungsverdachtsgrenze von 60 mg/kg, jedoch lagen zehn Werte über dem österreichischen Background. Neun dieser Werte sind der Stelle 3 zuzuschreiben. Einer davon ist mit 53,4 mg/l sogar im Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“ einzuordnen. Die restlichen 42 Konzentrationen lagen unter 40 mg/kg.

Bei den Medianen der **Zink**konzentrationen wird ersichtlich, dass der Median der Stelle 3 deutlich über den 150 mg/kg des Belastungsverdachts liegt. Nach dem Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) liegt dieser Median im Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“. Wenn man die einzelnen Werte heranzieht, erkennt man, dass 16 Konzentrationen über 150 mg/kg und 13 Konzentrationen über 165 mg/kg liegen. Elf dieser 16 bzw. zehn der 13 Konzentrationen lassen sich auf die Stelle 3 zurückführen. Die restlichen Werte stammen von der Stelle 2. Auch der Signifikanztest zeigt einen signifikant größeren Unterschied an der Stelle 3 im Vergleich zu allen anderen Stellen. Wie auch beim Kupfer zeigt die Stelle 4, welche weiter flussaufwärts liegt, signifikant niedrigere Werte als alle anderen Probenahmestellen.

Die Auswertung der **Arsen**konzentrationen liefert fast hauptsächlich Werte unter der Belastungsverdachtsgrenze und unter dem österreichischen Background. Ein Wert an der Stelle 3 liegt jedoch mit 21,2 mg/kg über dem Belastungsverdacht. Weitere zwölf Werte liegen nach der ÖNORM L1075 im Bereich „praktisch unbelastet“. Elf dieser Werte stammen wieder von der Stelle 3, die anderen beiden von den Stellen 1 und 2. Die Stelle 3 wies erneut signifikant höhere Werte auf als die restlichen Probenahmestellen.

Bei den **Bleikonzentrationen** gab es keine Überschreitungen des österreichischen Backgrounds und somit auch keine Überschreitungen des Belastungsverdachts. Erwähnenswert ist jedoch, dass wieder die Stelle 3 mit signifikant höheren Werten herausstach. Wiederum wurde an der Stelle 4 die Nachweisgrenze sogar zweimal unterschritten. Die analysierten Konzentrationen bewegten sich zwischen 0,57 mg/kg und 29,45 mg/kg.

Für die **Silberkonzentrationen** liegen sowohl im Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) als auch in der ÖNORM L1075 keine Grenzwerte vor. Allgemein ist die Situation auf Grund der wenigen verfügbaren Daten unbefriedigend. Schneider et. al (2003) berichten jedoch von 0,3 mg/kg als Mittelwert für Auen. Außerdem gilt nach einer Berichterstattung zur EU-Richtlinie 76/464 als Qualitätskriterium ein Wert von unter 2 mg/kg (Schneider et. al, 2003). Die Silberkonzentrationen in der Leitha lagen während des Untersuchungszeitraums zwischen 0,047 mg/kg und 0,253 mg/kg und somit unter den erwähnten Vergleichswerten. An der Stelle 4 wurden erneut die signifikant niedrigsten Konzentrationen gemessen. Die Stelle 3 unterschied sich diesmal nur von den Stellen 2 und 4 mit signifikant höheren Werten.

Die Konzentrationen des **Cadmiums** bewegten sich zwischen 0,072 mg/kg und 0,448 mg/kg und lagen somit alle unter dem österreichischen Background und der Belastungsverdachtsgrenze. Der mit Abstand höchste Wert (0,448 mg/kg) wurde an der Stelle 3 gemessen und lag nur knapp unter diesen Grenzen. Hier unterscheiden sich alle Probenahmestellen signifikant voneinander. Die Stelle 3 fällt wieder mit signifikant höheren Werten auf. Im Gegensatz dazu zeigt die Stelle 4 die signifikant niedrigsten Werte.

Keine der gemessenen **Quecksilberkonzentrationen** überschritt die Belastungsverdachtsgrenze. Bis auf zwölf Werte lagen auch alle Konzentrationen unter dem österreichischen Background. Drei dieser zwölf Werte betrugen sogar mehr als 0,29 mg/kg und lagen somit im Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“. Diese drei Konzentrationen wurden an der Stelle 3 (0,330 mg/kg und 0,371 mg/kg) und der Stelle 2 (0,314 mg/kg) gemessen. Neun Werte waren dem Bereich „praktisch unbelastet“ zuzuordnen. Sechs dieser neun Werte stammten von der Stelle 3 und die restlichen drei von der Stelle 1. Die Stelle 3 stach auch beim Signifikanztest wieder mit signifikant

höheren Werten heraus. Zusätzlich wies die Stelle 4 wieder signifikant niedrigere Werte auf als die Stellen 1 und 3. Als Beispiel für den Unterschied zwischen den Stellen 3 und 4 will ich hier kurz die Konzentrationsänderung vom 11.04.2023 hervorheben. An der Stelle 4 wurde eine Konzentration von 0,034 mg/kg gemessen und an der Stelle 3 stieg die Konzentration auf 0,330 mg/kg an. Im weiteren Verlauf der Leitha sank die Konzentration wieder auf 0,221 mg/kg (Stelle 1).

Betrachtet man die Signifikanztests und die Mediane, zieht sich ein roter Faden durch die Ergebnisse. Die Stelle 3 weist bei allen Schwermetallen die höchsten Mediane auf. Auch die Signifikanztests untermauern dieses Ergebnis. Mögliche Ursachen dafür können anthropogene Einflüsse sein. Einerseits wird der Leithakanal (Trautmannsdorfer Kanal) 2 km nach der Probenahmestelle 4 zurück in die Leitha geführt. Andererseits wird auch das aufbereitete Wasser der Klär- und Biogasanlage Bruck an der Leitha nach dieser Stelle in die Leitha eingeleitet. Auch der zirka 1 km entfernte Truppenübungsplatz des österreichischen Bundesheeres könnte z.B. durch verschossene Munition zu den Konzentrationserhöhungen beigetragen haben. Zudem enthalten verschiedene Munitionen und Zünder oft Schwermetalle wie z.B. Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer oder Quecksilber. So wurden auch bereits in zahlreichen Kriegsgebieten erhöhte Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen.

Die Grenze des Belastungsverdachts nach der ÖNORM L1075 wurde an den Stellen 1 und 4 kein einziges Mal überschritten. An der Probenahmestelle 3 wurde diese Grenze hingegen elfmal bei der Zinkkonzentration und einmal bei der Arsenkonzentration überschritten. Auch fünf Werte der nachfolgenden Stelle 2 überschritten diese Grenze für die Zinkkonzentration.

Dem Geoakkumulationsindex nach Müller (1979) folgend lagen auch einige Werte der Stelle 3 im Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“, zehn davon bei Chrom und bei Zink, einer bei Kupfer, drei bei Arsen und zwei bei Quecksilber. Bei Chrom fallen weitere vier Werte der Stelle 1, drei Werte der Stelle 2 und ein Wert der Stelle 4 in diesen Bereich. Auch bei Zink und Quecksilber fallen drei Werte bzw. ein Wert der Stelle 2 in den „unbelasteten bis mäßig belasteten“ Bereich.

Man kann hier also durchaus von einer geringen Belastung der Leitha vor allem durch die Schwermetalle Chrom und Zink sprechen. Auch die Schwermetalle Kupfer, Arsen und Quecksilber tauchten in Konzentrationen auf, die als gering belastet beschrieben werden können. Diese Schwermetalle waren aber wesentlich seltener in solchen Konzentrationen vorzufinden als Chrom und Zink.

5 Conclusio

Laut dem Wassergüte Jahresbericht (2016-2018) und dem Projekt LIFE IRIS wird der Leitha hinsichtlich der allgemeinen Wasserparameter und des Nährstoffhaushalts ein guter bis sehr guter Zustand zugeschrieben. Dieser Zustand kann aufgrund der physikalisch-chemischen Untersuchungen der Leitha im Zeitraum zwischen 04.04.2023 und 27.06.2023 bestätigt werden. Die gemessenen Werte decken sich gut mit jenen der erwähnten Berichte. Lediglich bei Ammonium, Nitrit und Phosphat gab es am 16.05.2023 und am 06.06.2023 an der Stelle 1 (Nickelsdorf) und 3 (Hollern) geringe Konzentrationserhöhungen. Verursacher dieser Erhöhungen könnten starke Regenfälle sein, die es an beiden Tagen im Vorfeld gegeben hatte. Besonders hervorzuheben ist jedoch der extreme Anstieg (fast um das 10-Fache) an Kalium am 20.06.2023 an der Stelle 1 in Nickelsdorf. Mit hoher Wahrscheinlichkeit lässt sich diese Kontamination auf die Kläranlage in Nickelsdorf zurückführen. Bei den Schwermetallkonzentrationen stach vor allem die Stelle 3 mit signifikant höheren Werten heraus. Die Stelle 4 in Bruckneudorf, welche weiter flussaufwärts liegt, wies im Vergleich zu allen anderen Stellen meist signifikant niedrigere Werte auf. Beim Zinkgehalt überschritten elf der 13 Proben an der Stelle 3 die Belastungsverdachtsgrenze nach ÖNORM L1075. Weiter flussabwärts an der Stelle 2 bei Gattendorf wurden zwar signifikant niedrigere Konzentrationen gemessen, trotzdem überschritten auch hier fünf Werte diese Grenze für Zink. Bei Arsen überschritt hingegen nur ein Wert an der Stelle 3 die Belastungsverdachtsgrenze. Vergleicht man die erhaltenen Werte mit dem Geoakkumulationsindex nach Müller (1979), so stechen wieder die Zinkkonzentrationen, aber diesmal auch die Chromkonzentrationen an der Stelle 3 heraus. Nicht nur, dass die Werte signifikant höher sind, zehn der 13 Werte fallen jeweils auch in den Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“. Infolgedessen kam es auch an den Stellen 1 und 2 zu punktuell erhöhten Werten, welche ebenfalls in diesen Bereich fallen. Aber auch bezüglich Kupfer, Arsen und Quecksilber wurden an der Stelle 3 punktuelle Konzentrationserhöhungen gefunden, welche in den Bereich „unbelastet bis mäßig belastet“ fallen. Die gesamten restlichen Werte bewegten sich unter dem österreichischen Background oder im Bereich „praktisch unbelastet“. Somit kann man an der Stelle 3 (Hollern) von einer geringen Belastung der Leitha hinsichtlich der Schwermetallkonzentrationen sprechen. Die Ursache dafür konnte nicht genau ermittelt werden,

muss aber zwischen den Probenahmestellen 3 und 4 liegen. In diesem Bereich gibt es mehrere potenzielle Kontaminationsquellen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist die Konzentrationserhöhung aber anthropogenen Ursprungs. Um die Ursachen für die geringe Schwermetallbelastung genauer begründen zu können, wäre eine weitere Beobachtung der Leitha in diesem Bereich von hohem Interesse.

6 Literaturverzeichnis

- Amt d. NÖ Landesregierung. (2009). Gr. Wasser – Abt. Wasserwirtschaft und Amt d. Bgld. Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft, Hauptreferat Gewässeraufsicht und Gewässerentwicklung, 2009.
- BMLFUW. (2002): *Hydrographisches Jahrbuch 2002*. Abteilung VII/3 – Wasserhaushalt (Hydrographisches Zentralbüro), Wien.
- BMLFUW. (April 2005). *Wassergüte in Österreich Jahresbericht 2004*. Wien. Abgerufen unter https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/wasser/wg_jahresberichte/wasserguete_jahresbericht_2004.pdf [letzter Zugriff 24.07.2024]
- BMLRT. (November 2018). *Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959)*. Abgerufen unter <https://info.bml.gv.at/themen/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht-national/wasserrechtsgesetz/WRG1959.html> [letzter Zugriff 10.07.2024]
- BMLRT. (2020). *Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 2016-2018*. Wien. Abgerufen unter https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/jahresbericht_2016-2018.html [letzter Zugriff 02.07.2024]
- BMLRT. (2022). *Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 2018-2020*. Wien. Abgerufen unter <https://www.umweltbundesamt.at/wasser/untersuchung-der-wasserqualitaet/jahresbericht> [letzter Zugriff 10.07.2024]
- BMSGPK. (2024). *Bundesrecht konsolidiert: Gesamte Rechtsvorschrift für Trinkwasserverordnung, Fassung vom 10.07.2024*. Abgerufen unter <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20001483%20&ShowPrintPreview=True> [letzter Zugriff 10.07.2024]
- BMLFRW. (2021). *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021 – (GZ. 2022-0.270.788)*. Wien. Abgerufen unter https://info.bml.gv.at/dam/jcr:33fd41a6-2eab-4a17-8551-ce32d131bb68/NGP%202021_Endversion_gbs.pdf [letzter Zugriff 10.04.2024]
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). *Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment*. Environment International, 32(6). Madrid, S. 831-849.
- Chen, L., & Li, W. (2018). *Advances in Hydrochemical Analysis for River Characterization*. Water Research, 40(2), S. 201-217.
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). *Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus*. Science,

323(5917), S. 1014-1015. Abgerufen unter <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1167755> [letzter Zugriff 15.04.2024]

Czurda, F., K. (2017). *Physikalisch-chemische Untersuchungen der Fische, Niederösterreich*. Masterarbeit. Universität Wien, Fakultät für Chemie.

Deutsch, K., & Wagner, F. (2017). *GZÜV–Oberflächengewässer, Umsetzung 2010-2015*. (BMLFUW, Hrsg.) Wien. Abgerufen unter https://info.bml.gv.at/themen/wasser/wasserqualitaet/fluesse_seen/gzuev_ow_umsetzung_2010-2015.html [letzter Zugriff 29.07.2024]

Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). *Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems*. Science, 321(5891). Washington, S. 926-929.

Eberstaller, J. et. al. (Juni 2009). *LEITHA – Referenzzustand und Zielzustand WRRL*. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen und Burgenländischen Landesregierung. Wien.

Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E., & Thurston, R. V. (1975). *Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32(12), S. 2379-2383.

Energiepark (24. August 2023). *Trautmannsdorf a. d. Leitha – Wasserkraft*. Abgerufen unter <https://www.energiepark.at/wasserkraftwerk-trautmannsdorf-a-d-leitha/> [letzter Zugriff 05.02.2024]

Fritsch, P., Hoch, W., Merkl, G., Rautenberg, J., Weiß, M., Wricke, B., & Otillinger, F. (2014). *Mutschmann/Stimmelmayr Taschenbuch der Wasserversorgung*. Wiesbaden.

Gey, M. H. (2015). *Instrumentelle Analytik und Bioanalytik: Biosubstanzen, Trennmethoden, Strukturanalytik, Applikationen* (3. Auflage). Berlin: Springer Verlag.

Gujer, W. (1999). *Siedlungswasserwirtschaft*. Berlin/Heidelberg: Springer Verlag.

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

Hayashi, M. (2004). *Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion*. Environmental Monitoring and Assessment, 96(1-3), S. 119-128.

Hem, J. D. (1985). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.

- Hilberg, S. (2022). *Umweltgeologie – Eine Einführung in Grundlagen und Praxis* (2. Auflage). Berlin/Heidelberg: Springer Spektrum.
- Hildebrandt, J.-P., Bleckmann, H., & Homberg, U. (2021). *Penzlin – Lehrbuch der Tierphysiologie*. Berlin/Heidelberg: Springer Spektrum.
- Horne, A. J., & Goldman, C. R. (1994). *Limnology*. New York: McGraw-Hill.
- Horvath, H. (1990). *Biologische Physik – Ein Physikbuch für Biologen*. Wien: Verlag Hölder – Pichler – Tempsky.
- Humer, F., Stadler, E., & Umweltbundesamt. (2015). *Probennahmehandbuch Chemie Wasser – Grundwasser, Oberflächengewässer, Sediment*. (BMLFUW, Hrsg.) Abgerufen unter https://info.bml.gv.at/dam/jcr:630d6131-109a-4005-ac8e-66b348192cd7/Probennahmehandbuch_Chemie_Wasser.pdf [letzter Zugriff 13.06.2024]
- Klockenkämper, R., Bohlen, A. (2015). *Total-Reflection X-Ray Fluorescence Analysis and Related Methods* (2. Ausgabe). Hoboken, New Jersey: Wiley.
- LAWA (1998). *Beurteilung Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation*. Berlin: Kulturbuchverlag.
- LIFE IRIS (2021). *Action A.1.4 – GE-RM Leitha NÖ und Burgenland – Bestandserhebung*. Abgerufen unter <https://life-iris.at/leitha/ge-rm-leitha/> [letzter Zugriff 11.07.2024]
- Müller, A., & Wagner, B. (2019). *Historical Perspectives on the Leitha River: A Cultural and Environmental Analysis*. *Journal of River Studies*, 45(3), S. 321-335.
- Tinnhof, J. (2017). *Die Leitha, ein Grenzfluss und ihr Umfeld – ein Lebensraum?* Masterarbeit. Universität Wien, Fakultät für Geschichte.
- Ostermann, M., Kühn, A., Bjeoumikhov, A., Wedell, R. (2011). *Einsatz der Röntgenfluoreszenzanalyse in der Prozessanalytik*. In: *tm – Technisches Messen*. 2011 (78) 12: S. 559-568.
- Österreichische Mediathek, Technisches Museum Wien: *Der Erste Weltkrieg*; Ausgabe 1: Vorgeschichte bis Juni 1914; <https://www.mediathek.at/der-erste-weltkrieg/der-erste-weltkrieg-ausgabe-1/oesterreich-ungarn-1914/politik-und-verwaltung/> [letzter Zugriff 10.05.2024]
- Pohling, R. (2015). *Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse*. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag.
- QZV Chemie OG. (2024). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer* (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG). Abgerufen

unter <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20004638> [letzter Zugriff 08.07.2024]

QZV Ökologie OG. (2010). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer* (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG). StF: BGBl. II Nr. 99/2010.

RICHTLINIE 2000/60/EG (2000) DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik.

RICHTLINIE 2006/44/EG (2006) DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.

RICHTLINIE 2013/39/EU (2013) DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

Ritgen, U. (2019). *Analytische Chemie I*. Berlin: Springer Verlag.

Schneider, P., Neitzel, P., Schaffrath, M., & Schlumprecht, M. (2003). Abgerufen unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2244.pdf> [letzter Zugriff 23.05.2024]

Schwendner, A. (2003). *Umfang einer „Chemisch-technischen Wasseranalyse“ für die Bearbeitung grund- und trinkwasserchemischer Belange*. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt. Abgerufen unter https://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil1_grundwasserwirtschaft/doc/nr_151.pdf [letzter Zugriff 25.06.2024]

Sigg, L., & Stumm, W. (2016). *Aquatische Chemie – Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer*. Zürich: vdf.

Smith, J. R., & Jones, P. Q. (2020). *Water Quality Assessment in Fluvial Ecosystems*. Environmental Science Publishing.

Singer, A. (2021). *Physikalisch-chemische Charakterisierung der Enns – Frühjahrsaspekt*. Masterarbeit. Universität Wien, Fakultät für Chemie.

Spiegel, H., & Baumgarten, A. (2017). *Welche Rolle spielt der Boden für die Aufnahme von Schwermetallen in die Futter-/Nahrungspflanze?* (AGES, Hrsg.) Abgerufen unter

https://www.alva.at/pdf-files/3_Kontaminantentagung_2017/Tagungsband/SpiegelBoden.pdf [letzter Zugriff 09.07.2024]

- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. Wiley-Interscience.
- Vaquer-Sunyer, R., & Duarte, C. M. (2008). *Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(40), S. 15452-15457.
- Steinhauser, W. (1964) *Der Name der Leitha und die Hunnenschlacht am Nedao*. In: *Jahrbuch für Landeskunde von Niederösterreich* NF. 36, Bd. 2, Wien.
- Wasserportal Burgenland. (2023). Abgerufen unter <https://wasser.bglld.gv.at/hydrographie/die-fluesse/nickelsdorf-leitha> [letzter Zugriff 25.07.2023]
- Wimmer, R., Wintersberger, H., & Parthl, G. (2012). *Hydromorphologische Leitbilder Fließgewässertypisierung*. Band 3: Große Flüsse. (BMLFUW, Hrsg.)
- Wisotzky, F., Cremer, N., & Stephan, L. (2018). *Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung*. Bochum: Springer Spektrum.
- Zwittkovits, F. (2015). *Studie Fließ- und Grundwasser im südlichen Wiener Becken, Fischa-Leitha-Region*. Wiener Neustadt.

6.1 Angaben zum Copyright der verwendeten Grafiken

Die Lizenzen für die verwendeten Grafiken aus den jeweiligen Publikationen wurden mir für diese Arbeit vom Springer-Verlag, vom VDF-Verlag vom BLFRW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft) und von LIFE IRIS zur Verfügung gestellt.

7 Anhang

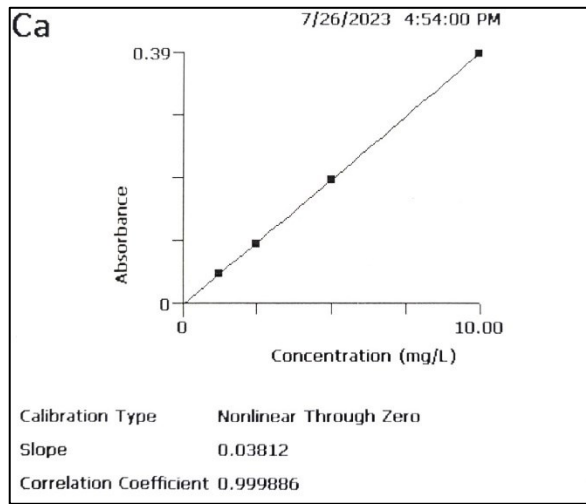
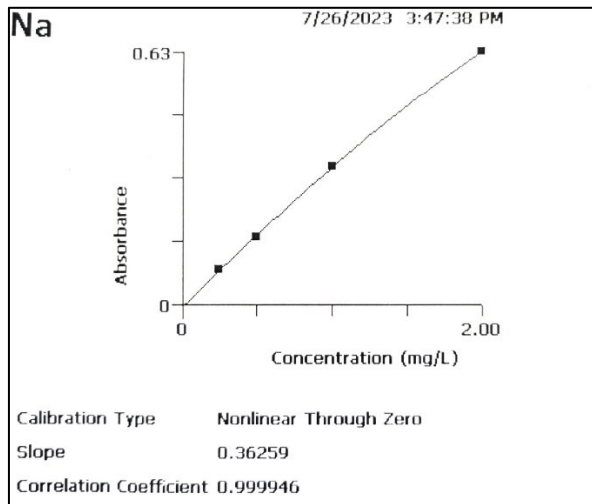
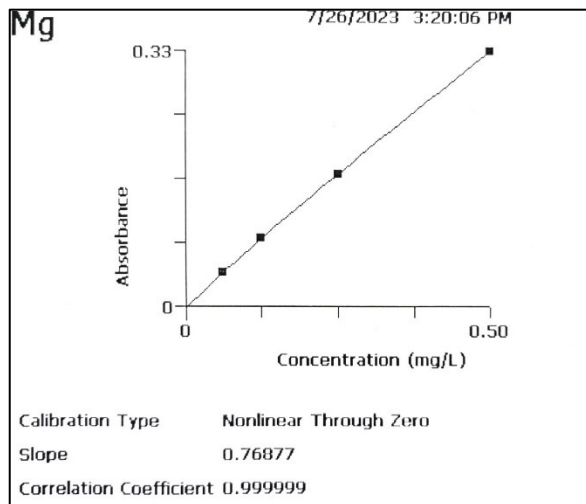
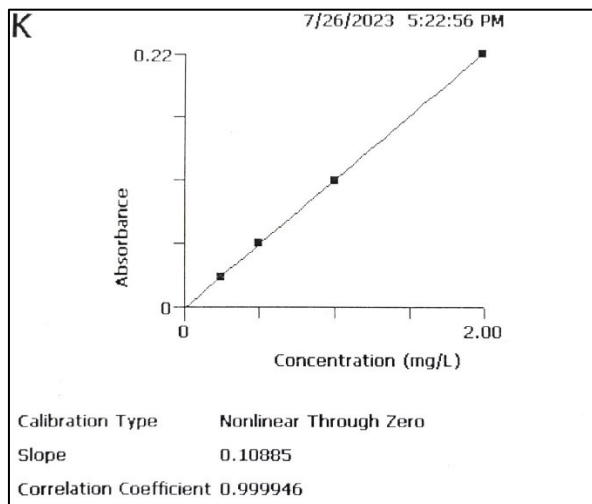
7.1 Zusammenfassung

Im Zuge dieser Arbeit soll durch die physikalisch-chemische Untersuchung ein Einblick in den aktuellen Zustand der Leitha ermöglicht werden. Durch die Auswahl von vier unterschiedlichen Probenahmestellen wurde versucht mögliche Umwelteinflüsse oder anthropogene Einflüsse auf die Wasserqualität festzustellen. Im Zeitraum vom 04.04.2023 bis zum 27.06.2023 wurden wöchentlich am gleichen Wochentag sowohl Wasserproben als auch Sedimentproben entnommen. Somit ergaben sich jeweils 52 gesammelte Proben. Zusätzlich wurde vom 12.06.2023 bis zum 13.06.2023 eine 24-Stunden-Messung durchgeführt, wobei alle vier Stunden eine Wasserprobe gezogen wurde. Sedimentprobe wurde dabei keine genommen. Mittels Photometer, Flammen-AAS, Graphitrohr-AAS, Kaltdampf-AAS und TXRF wurden die Proben analysiert und ausgewertet. Die Analyse der Wasserproben beinhaltete die Gehaltsbestimmung von gelöstem Ammonium, Nitrat, Nitrit, Chlorid, Phosphat, Sulfat, Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium, organischem Kohlenstoff (DOC) und gebundenem Stickstoff (DNb). In den Sedimentproben wurde die Konzentration von Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Blei, Cadmium, Silber und Quecksilber untersucht. Durch die physikalisch-chemische Untersuchung der Leitha konnte der gute bis sehr gute Zustand aus den herangezogenen Quellen bestätigt werden. Hinsichtlich der Schwermetalle im Sediment konnte eine geringe Belastung an der Stelle 3 (Hollern) festgestellt werden, welche signifikant höhere Werte aufwies, die teilweise auch die Belastungsverdachtsgrenze nach Müller (1979) überschritten. Ein anthropogener Ursprung dieser Verunreinigungen ist sehr wahrscheinlich, jedoch konnte die genaue Ursache nicht festgestellt werden.

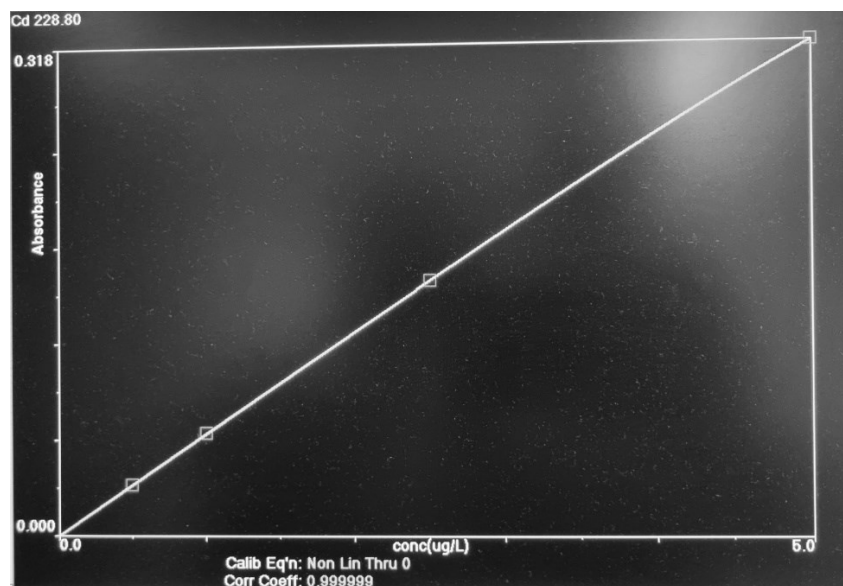
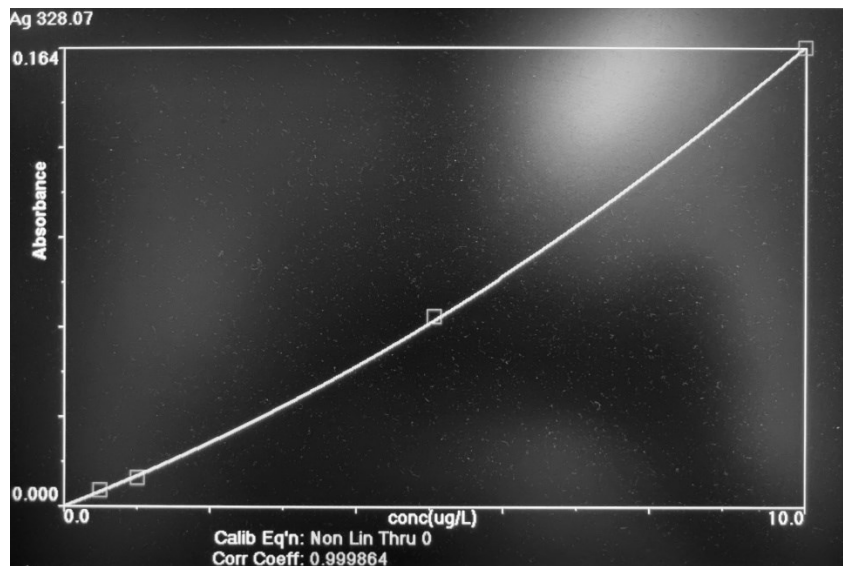
7.2 Abstract

The aim of this study is to provide an insight into the current state of the Leitha River via means of physico-chemical analysis. By selecting four different sampling points, an attempt was made to determine possible environmental or anthropogenic influences on the water quality. In the period from 04.04.2023 to 27.06.2023, both water samples and sediment samples were taken weekly on the same day of the week. This resulted in 52 samples being collected in each case. In addition, a 24-hour measurement was carried out from 12.06.2023 to 13.06.2023, with a water sample being taken every four hours. No sediment samples were taken. The samples were analyzed and evaluated using a photometer, flame AAS, graphite furnace AAS, cold vapor AAS and TXRF. The analysis of the water samples included the determination of the content of dissolved ammonium, nitrate, nitrite, chloride, phosphate, sulphate, calcium, potassium, magnesium, sodium, organic carbon (DOC) and bound nitrogen (DNb). In the sediment samples the concentration of chromium, nickel, copper, zinc, arsenic, lead, cadmium, silver and mercury was analyzed. The physico-chemical analysis of the Leitha confirmed the good to very good status of the sources used. With regard to heavy metals in the sediment, a low level of contamination was found at sampling point 3 (Hollern), which had significantly higher values, some of which exceeded the suspected contamination limit according to Müller (1979). An anthropogenic origin of these contaminations is very likely, but the exact cause could not be determined.

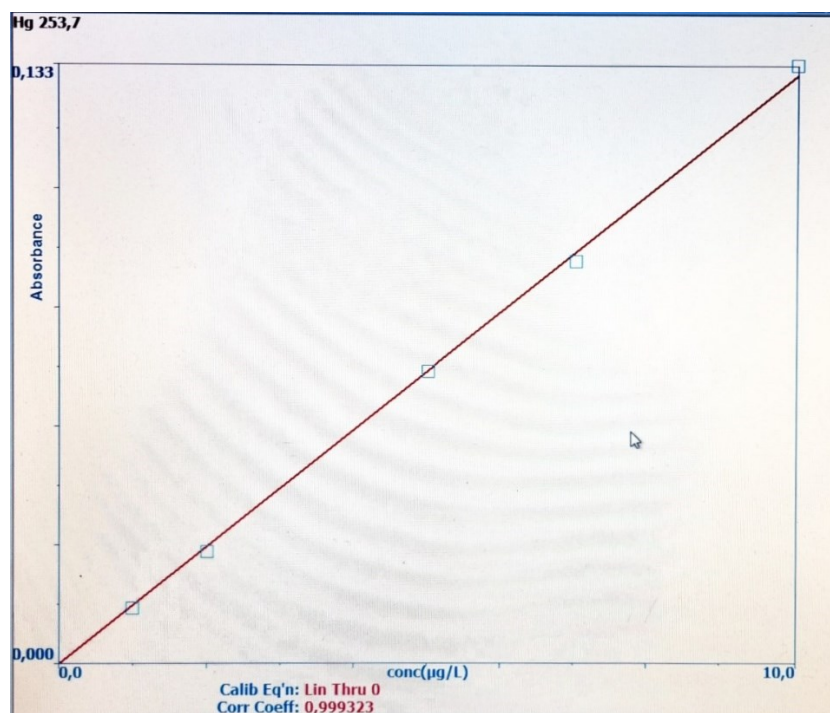
7.3 Kalibrationskurven der Flammen-AAS



7.4 Kalibrationskurven der Graphitrohr-AAS



7.5 Kalibrationskurve der Kaltdampf-AAS



7.6 Messergebnisse – Wasserparameter

St. 1 – Nickelsdorf											
Woche	Datum	Temperatur [C°]	pH- Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	O ₂ -abs. [mg/l]	O ₂ -rel. [%]	SBV [meq/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]
1	04.04.2023	8,6	7,8	491,7	11,2	94,0	3,59	18,2	3,22	16,3	63,0
2	11.04.2023	11,0	7,8	543,2	11,0	96,0	3,68	20,9	4,48	17,4	68,3
3	18.04.2023	11,9	7,6	539,6	10,0	90,5	3,51	16,6	4,04	20,0	63,8
4	25.04.2023	13,8	7,6	508,6	9,2	88,0	3,65	15,9	3,41	18,7	63,4
5	02.05.2023	17,2	7,6	503,4	8,9	88,0	3,56	18,4	3,63	17,7	61,6
6	09.05.2023	19,9	7,7	445,2	10,2	105,0	3,25	16,1	3,15	16,2	56,1
7	16.05.2023	13,2	7,7	521,9	8,7	85,0	3,28	16,6	3,84	18,0	59,6
8	23.05.2023	19,0	8,0	475,8	8,3	88,0	3,32	14,2	3,39	18,2	57,7
9	30.05.2023	17,5	8,0	545,6	11,4	119,5	3,72	17,3	3,96	19,7	63,5
10	06.06.2023	18,2	8,0	513,6	10,2	108,0	3,59	16,5	4,33	18,1	61,0
11	13.06.2023	18,4	8,0	573,6	10,2	110,0	3,65	18,8	3,97	24,8	62,0
12	20.06.2023	21,1	8,0	654,2	9,6	108	3,78	19,1	34,50	21,1	64,6
13	27.06.2023	21,2	7,9	459,5	8,9	102,0	3,16	14,9	3,65	16,3	50,5

St. 2 – Gattendorf											
Woche	Datum	Temperatur [C°]	pH- Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	O ₂ -abs. [mg/l]	O ₂ -rel. [%]	SBV [meq/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]
1	04.04.2023	10,5	7,8	470,5	10,7	90,5	3,59	15,5	2,99	16,6	53,9
2	11.04.2023	11,3	7,7	529,4	10,6	93,0	3,59	18,9	4,05	18,5	57,8
3	18.04.2023	11,6	7,6	542,3	9,9	90,0	3,55	15,5	4,56	21,1	57,4
4	25.04.2023	15,8	7,5	510,4	9,0	87,0	3,74	18,5	3,85	19,6	57,2
5	02.05.2023	15,3	7,5	499,6	9,1	88,0	3,43	16,5	3,26	17,9	52,7
6	09.05.2023	17,3	7,6	452,2	9,0	89,0	3,35	16,4	3,76	16,2	49,9
7	16.05.2023	13,4	7,5	429,1	8,8	86,0	2,67	14,3	3,36	14,8	39,6
8	23.05.2023	18,6	7,9	470,9	8,3	88,0	3,24	13,4	3,19	17,9	50,1
9	30.05.2023	17,9	7,9	538,7	11,5	120,5	3,59	17,0	3,84	20,8	56,5
10	06.06.2023	18,5	7,9	554,4	10,1	106,5	3,75	21,7	4,56	19,6	56,0
11	13.06.2023	19,7	7,9	602,2	10,1	108,5	3,87	22,4	5,15	27,3	58,3
12	20.06.2023	22,2	7,9	540,6	9,5	106	3,79	18,4	3,88	18,7	56,2
13	27.06.2023	20,9	7,9	474,4	9,0	102,0	3,27	16,1	3,58	17,4	47,4

St. 3 – Hollern											
Woche	Datum	Temperatur [C°]	pH- Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	O ₂ -abs. [mg/l]	O ₂ -rel. [%]	SBV [meq/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]
1	04.04.2023	7,6	7,8	500,2	10,8	89,0	3,62	16,7	3,11	17,3	51,0
2	11.04.2023	11,2	7,7	547,5	10,5	92,5	3,66	20,4	5,25	18,8	54,4
3	18.04.2023	12,1	7,6	544,9	9,4	87,0	3,59	15,7	3,63	21,5	53,9
4	25.04.2023	12,6	7,5	492,0	9,0	86,0	3,55	14,6	3,05	18,7	50,3
5	02.05.2023	14,2	7,5	482,4	8,3	82,0	3,40	14,0	2,78	17,7	47,3
6	09.05.2023	14,5	7,6	460,4	8,8	87,0	3,32	15,1	3,02	16,5	45,4
7	16.05.2023	13,4	7,6	409,1	8,5	83,0	2,63	12,6	2,97	14,8	35,7
8	23.05.2023	17,0	7,7	470,8	8,2	86,0	3,26	13,0	3,01	18,1	46,8
9	30.05.2023	17,0	7,8	538,6	10,6	112,5	3,59	16,1	3,60	20,8	53,1
10	06.06.2023	17,1	7,7	438,4	9,7	102,0	2,83	16,9	4,09	15,2	35,1
11	13.06.2023	17,0	7,7	565,8	9,7	103,5	3,60	17,8	4,99	24,4	50,7
12	20.06.2023	23,7	7,9	523,4	9,3	105	3,67	17,8	3,62	21,2	54,2
13	27.06.2023	20,9	7,8	480,1	8,7	100,0	3,27	15,9	3,67	17,6	45,9

St. 4 – Bruckneudorf											
Woche	Datum	Temperatur [C°]	pH- Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	O ₂ -abs. [mg/l]	O ₂ -rel. [%]	SBV [meq/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]
1	04.04.2023	6,9	7,8	529,3	12,5	100,3	3,80	15,4	4,14	18,8	56,4
2	11.04.2023	10,0	7,6	565,5	10,9	95,5	3,87	17,9	3,97	20,2	59,3
3	18.04.2023	11,8	7,5	648,9	9,8	90,0	4,15	15,6	3,91	26,7	70,6
4	25.04.2023	12,9	7,5	593,0	9,6	91,0	4,05	15,3	3,50	24,4	67,2
5	02.05.2023	15,1	7,5	564,4	9,3	91,0	4,03	14,5	3,33	22,1	61,3
6	09.05.2023	15,4	7,6	516,3	9,7	94,0	3,87	14,2	3,21	20,3	57,9
7	16.05.2023	12,7	7,5	515,8	9,3	90,0	3,34	12,3	3,09	20,6	52,1
8	23.05.2023	19,5	7,9	429,0	8,7	90,5	3,21	10,9	3,03	17,5	47,1
9	30.05.2023	17,1	7,9	635,4	11,5	120,0	4,09	15,5	4,09	27,1	70,6
10	06.06.2023	16,3	7,9	540,7	10,5	110,0	3,43	14,2	3,84	21,0	54,6
11	13.06.2023	19,8	8,0	524	10,3	108,5	3,81	13,5	3,36	22,6	58,2
12	20.06.2023	22,8	8,1	592,2	10,1	115	3,81	15,4	3,45	24,7	66,7
13	27.06.2023	22	8,0	524,9	9,1	103,5	3,85	14,2	3,55	20,9	59,1

St. 1 – Nickelsdorf									
Woche	Datum	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	DNb [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	DOC [mg/l]
1	04.04.2023	5,7	0,087	0,106	1,16	0,12	51,4	27,6	3,01
2	11.04.2023	7,1	0,056	0,075	1,23	0,13	70,4	32,1	2,93
3	18.04.2023	13,0	0,124	0,144	2,28	0,13	71,2	32,0	4,19
4	25.04.2023	11,0	0,084	0,138	1,53	0,14	58,4	27,7	3,22
5	02.05.2023	8,6	0,142	0,154	1,45	0,17	61,7	30,3	3,08
6	09.05.2023	10,5	0,078	0,08	1,21	0,18	51,5	26,3	3,13
7	16.05.2023	12,9	0,273	0,275	2,03	0,51	70,7	28,1	3,44
8	23.05.2023	10,9	0,103	0,092	1,99	0,15	66,3	25,8	3,20
9	30.05.2023	11,7	0,089	0,091	1,76	0,16	72,8	31,4	2,94
10	06.06.2023	9,9	0,088	0,094	1,45	0,17	66,0	29,5	2,81
11	13.06.2023	17,6	0,140	0,100	3,05	0,22	84,8	31,6	3,99
12	20.06.2023	8,4	0,092	0,079	1,76	0,19	75,7	61,6	2,75
13	27.06.2023	8,7	0,102	0,080	1,37	0,21	58,9	25,8	2,96

St. 2 – Gattendorf									
Woche	Datum	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	DNb [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	DOC [mg/l]
1	04.04.2023	6,6	0,082	0,127	1,12	0,14	51,1	25,1	2,60
2	11.04.2023	7,0	0,051	0,090	1,25	0,12	69,1	30,9	2,83
3	18.04.2023	13,7	0,139	0,152	2,19	0,13	70,8	32,1	3,87
4	25.04.2023	11,7	0,085	0,184	1,59	0,14	60,5	32,3	3,58
5	02.05.2023	6,7	0,084	0,114	1,31	0,16	58,4	28,2	3,00
6	09.05.2023	13,3	0,078	0,098	1,13	0,16	50,6	27,2	2,88
7	16.05.2023	10,2	0,092	0,028	1,85	0,18	51,4	24,1	3,49
8	23.05.2023	9,3	0,103	0,108	1,83	0,15	62,5	24,8	3,15
9	30.05.2023	12,3	0,086	0,085	1,74	0,21	72,1	31,1	2,60
10	06.06.2023	8,7	0,137	0,181	1,56	0,17	68,8	36,6	3,07
11	13.06.2023	19,2	0,145	0,109	2,99	0,22	96,8	34,6	3,85
12	20.06.2023	9,6	0,073	0,088	1,65	0,17	75,0	31,6	2,82
13	27.06.2023	8,6	0,087	0,081	1,27	0,20	60,8	27,1	2,85

St. 3 – Hollern									
Woche	Datum	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	DNb [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	DOC [mg/l]
1	04.04.2023	5,9	0,087	0,105	1,11	0,13	52,3	26,7	2,74
2	11.04.2023	8,0	0,047	0,089	1,22	0,10	65,8	33,6	3,16
3	18.04.2023	11,4	0,151	0,158	2,09	0,15	70,4	31,1	3,77
4	25.04.2023	9,1	0,078	0,139	1,46	0,13	54,2	25,5	3,12
5	02.05.2023	9,1	0,072	0,107	1,25	0,14	51,7	23,9	3,01
6	09.05.2023	6,3	0,078	0,107	1,14	0,15	48,8	24,5	2,90
7	16.05.2023	8,2	0,249	0,103	1,61	0,21	48,6	21,3	4,11
8	23.05.2023	9,2	0,075	0,100	1,78	0,14	60,3	23,8	2,76
9	30.05.2023	11,5	0,114	0,077	1,71	0,25	69,8	29,2	2,55
10	06.06.2023	15,2	0,244	0,26	1,57	0,42	47,0	26,6	3,76
11	13.06.2023	16,5	0,128	0,105	2,59	0,21	79,6	31,2	3,10
12	20.06.2023	8,1	0,076	0,092	1,64	0,17	73,5	29,9	2,56
13	27.06.2023	6,8	0,081	0,094	1,34	0,17	61,4	26,7	2,81

St. 4 – Bruckneudorf									
Woche	Datum	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	DNb [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	DOC [mg/l]
1	04.04.2023	5,6	0,062	0,076	0,83	0,12	61,5	26,1	2,63
2	11.04.2023	5,1	0,052	0,091	0,85	0,09	73,5	28,9	2,62
3	18.04.2023	14,4	0,110	0,120	2,36	0,15	107,0	32,0	3,72
4	25.04.2023	7,5	0,054	0,106	1,27	0,15	88,2	28,2	3,19
5	02.05.2023	6,6	0,053	0,076	0,92	0,13	80,4	26,1	2,95
6	09.05.2023	2,8	0,04	0,069	0,74	0,13	69,6	25,0	2,42
7	16.05.2023	12,8	0,137	0,074	2,19	0,21	77,3	22,6	4,02
8	23.05.2023	10,7	0,067	0,093	1,70	0,13	59,5	20,4	2,94
9	30.05.2023	12,7	0,065	0,090	2,06	0,16	99,6	31,6	2,77
10	06.06.2023	10,6	0,101	0,092	1,69	0,26	82,8	26,6	3,47
11	13.06.2023	12,4	0,081	0,057	2,59	0,15	77,0	26,1	2,71
12	20.06.2023	12,8	0,042	0,046	1,94	0,12	88,0	29,2	2,50
13	27.06.2023	10,5	0,046	0,061	1,29	0,17	75,0	25,9	2,69

7.7 Messergebnisse – Sediment

St. 1 – Nickelsdorf										
Woche	Datum	Cr [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Ag [mg/kg]	Cd [mg/kg]
1	04.04.2023	59,1	23,0	33,5	146,4	12,79	23,89	0,255	0,198	0,301
2	11.04.2023	54,9	21,1	26,5	127,2	9,98	19,87	0,221	0,181	0,267
3	18.04.2023	48,1	19,1	24,9	123,3	11,69	13,81	0,190	0,174	0,254
4	25.04.2023	33,1	14,1	11,5	74,6	7,05	6,47	0,096	0,096	0,143
5	02.05.2023	43,3	17,5	19,1	103,1	7,97	14,37	0,140	0,139	0,203
6	09.05.2023	55,8	23,3	31,0	140,7	11,35	20,84	0,219	0,206	0,293
7	16.05.2023	56,9	23,5	31,3	145,3	10,27	25,37	0,227	0,187	0,304
8	23.05.2023	41,3	18,0	16,3	92,6	8,42	14,26	0,115	0,119	0,186
9	30.05.2023	43,2	18,6	18,7	100,9	8,87	16,04	0,202	0,133	0,201
10	06.06.2023	46,1	18,9	21,9	110,1	9,95	17,32	0,152	0,143	0,226
11	13.06.2023	52,4	21,5	23,5	119,4	10,96	18,07	0,144	0,143	0,237
12	20.06.2023	43,6	19,4	20,8	104,8	9,38	14,66	0,135	0,142	0,204
13	27.06.2023	49,3	24,4	21,3	109,8	10,68	10,89	0,107	0,116	0,202

St. 2 – Gattendorf										
Woche	Datum	Cr [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Ag [mg/kg]	Cd [mg/kg]
1	04.04.2023	55,1	22,7	33,4	161,0	10,44	19,34	0,203	0,253	0,206
2	11.04.2023	59,8	25,1	38,2	179,2	11,62	23,47	0,184	0,191	0,274
3	18.04.2023	49,5	21,2	29,2	157,1	9,48	17,23	0,314	0,155	0,227
4	25.04.2023	44,7	20,1	23,4	139,7	8,96	11,86	0,099	0,119	0,182
5	02.05.2023	58,4	27,5	41,2	176,0	12,87	14,66	0,131	0,147	0,237
6	09.05.2023	40,6	14,2	19,3	111,3	8,78	6,93	0,081	0,120	0,170
7	16.05.2023	52,1	19,2	29,0	194,5	9,27	16,69	0,165	0,154	0,247
8	23.05.2023	23,2	9,3	9,9	79,1	5,00	1,32	0,030	0,055	0,100
9	30.05.2023	31,3	11,5	16,7	99,2	5,28	5,19	0,055	0,091	0,126
10	06.06.2023	27,7	11,1	12,8	83,1	5,53	2,66	0,043	0,073	0,119
11	13.06.2023	32,2	11,9	14,8	87,9	5,43	2,79	0,051	0,081	0,127
12	20.06.2023	31,2	11,4	11,6	81,8	5,46	0,57	0,034	0,063	0,107
13	27.06.2023	38,3	14,2	18,1	109,0	7,65	6,18	0,063	0,099	0,183

St. 3 – Hollern										
Woche	Datum	Cr [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Ag [mg/kg]	Cd [mg/kg]
1	04.04.2023	43,9	17,1	27,5	144,4	6,97	14,56	0,172	0,124	0,194
2	11.04.2023	67,6	26,5	53,4	227,8	14,97	29,13	0,330	0,214	0,448
3	18.04.2023	60,3	24,6	42,1	187,9	15,65	24,01	0,240	0,182	0,287
4	25.04.2023	59,5	21,6	39,2	186,6	12,82	20,55	0,212	0,169	0,264
5	02.05.2023	67,3	26,8	51,1	225,0	14,41	28,47	0,371	0,233	0,334
6	09.05.2023	63,7	24,9	47,0	216,9	14,69	22,87	0,253	0,192	0,300
7	16.05.2023	70,2	27,3	46,7	202,9	18,79	26,44	0,264	0,187	0,298
8	23.05.2023	61,4	24,9	41,2	180,1	15,80	24,03	0,212	0,159	0,265
9	30.05.2023	49,4	19,8	29,6	148,4	11,42	12,98	0,142	0,127	0,190
10	06.06.2023	68,3	26,0	45,2	194,4	16,65	24,71	0,275	0,180	0,288
11	13.06.2023	51,0	20,1	35,5	161,2	12,24	19,80	0,175	0,164	0,221
12	20.06.2023	69,0	26,1	47,0	205,4	14,38	28,64	0,259	0,196	0,307
13	27.06.2023	74,5	28,5	52,6	217,8	21,19	29,45	0,263	0,186	0,344

St. 4 – Bruckneudorf										
Woche	Datum	Cr [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	As [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Ag [mg/kg]	Cd [mg/kg]
1	04.04.2023	27,0	11,6	5,8	42,1	4,81	<(NWG) 0,24	0,034	0,049	0,073
2	11.04.2023	21,1	10,8	6,5	47,1	5,15	<(NWG) 0,24	0,034	0,047	0,072
3	18.04.2023	27,4	11,7	8,0	57,0	5,97	3,99	0,045	0,060	0,089
4	25.04.2023	35,2	15,4	15,4	77,0	8,80	9,49	0,094	0,083	0,131
5	02.05.2023	37,0	17,5	15,5	85,0	9,51	9,69	0,092	0,089	0,128
6	09.05.2023	30,0	12,8	11,2	70,1	7,76	6,85	0,067	0,075	0,100
7	16.05.2023	29,2	14,1	9,9	62,3	7,01	5,15	0,045	0,060	0,087
8	23.05.2023	26,1	13,9	8,3	55,8	5,31	5,28	0,028	0,047	0,074
9	30.05.2023	37,9	17,2	15,5	78,0	10,46	7,89	0,070	0,078	0,111
10	06.06.2023	41,2	20,1	19,7	91,0	11,58	9,95	0,099	0,093	0,148
11	13.06.2023	34,5	17,7	12,6	73,2	8,66	7,78	0,052	0,068	0,097
12	20.06.2023	68,8	34,1	20,5	95,0	11,82	10,52	0,106	0,103	0,138
13	27.06.2023	43,5	19,8	19,4	96,3	11,52	9,99	0,088	0,092	0,130

7.8 Messergebnisse – 24-Stunden-Messung

St. 1 – Nickelsdorf									
Uhrzeit	Datum	Temperatur [C°]		pH-Wert	Leitfähigkeit [μS/cm]	O ₂ -abs. [mg/l]		O ₂ -rel. [%]	
21:00	12.06.2023	18,1		8,0	589,6	10,0		109,0	
01:00	13.06.2023	16,9		7,9	589,1	10,0		107,0	
05:00	13.06.2023	15,5		7,9	632,9	10,1		108,0	
09:00	13.06.2023	18,4		8,0	573,6	10,2		110,0	
13:00	13.06.2023	22,2		7,9	569,0	10,2		115,0	
17:00	13.06.2023	19,9		8,0	578,2	10,1		114,0	
Uhrzeit	Datum	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]
21:00	12.06.2023	19,6	0,162	0,116	0,25	18,4	7,30	24,6	61,1
01:00	13.06.2023	18,8	0,146	0,105	0,21	18,5	4,11	25,0	59,9
05:00	13.06.2023	21,1	0,156	0,106	0,21	21,1	7,80	26,4	61,6
09:00	13.06.2023	17,6	0,140	0,100	0,22	18,8	3,97	24,8	62,0
13:00	13.06.2023	17,3	0,152	0,101	0,22	18,6	7,95	18,5	60,6
17:00	13.06.2023	16,3	0,146	0,090	0,22	18,8	4,24	24,8	59,9