

REBEN

Reed Belt Neusiedler See/Fertő

Interreg-Projekt AT-HU 2014-20

Angewandte hydrologische und
limnologische Basisuntersuchungen

Bericht 3

Physikalisch-chemische Parameter
und Schadstoffe



Titel: Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20)

Auftraggeber: Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion
Europaplatz 1
7000 Eisenstadt

Ansprechpartner: DI Christian Sailer

Auftragnehmer: ARGE „DWS Hydro-Ökologie - TU Wien“

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47, 1050 Wien
Tel. 01 / 548 23 10, Fax DW 18
Email: office@dws-hydro-oekologie.at

Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
Karlsplatz 13/222, 1040 Wien

Projektleitung: Mag. Dr. Georg Wolfram

Verfasser: Mag. Dr. Georg Wolfram, Mag. Patricia Riedler, Mag. Roland Hainz, Ing. Silvia Hintermaier, Dr. Ottavia Zoboli, DI. Daniela Reif, DI. Arabel Amann, Dr. Ernis Saracevic, E. Streng MSc & Univ.Prof. DI Dr. Matthias Zessner

Mitarbeiter: Mag. Georg Kum MAS, Mag. Elisabeth Sigmund, Ulrich Donabaum MSc (Freiland), Veronica Kasper MSc, Martin Kvarda MSc, Ing. Ruby Pieber, Ing. Bernhard Weidinger (Analytik)

Auftrag: A5/GEW.EUF-10003-11-2017

Seitenanzahl: 161

Interne Berichts-Nr.: 15/078-B03

Zitierweise: Wolfram, G., P. Riedler, R. Hainz, S. Hintermaier, M. Zessner, O. Zoboli, E. Saracevic, D. Reif & A. Amann (2020). Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Zoboli, O., D. Reif, A. Amann, E. Saracevic, E. Streng & M. Zessner (2020). Schadstoffe. Kap. 5 des Teilberichts „Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe“ im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
Executive summary	6
1 Einleitung	10
2 Untersuchungsprogramm und Methoden	12
2.1 Untersuchungskampagnen und -termine	12
2.2 Untersuchungsstandorte	15
2.3 Hydrologische und meteorologische Rahmenbedingungen während der Freilandkampagnen	21
2.4 Parameter und Analysenmethoden	24
2.5 Externe Daten	33
2.6 Berechnungen und statistische Auswertungen	34
3 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter in der Wassersäule	35
3.1 Der Sediment- und Nährstoffeintrag über die Wulka	35
3.2 Die Verhältnisse beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel	41
3.3 Gradienten an den Transekten von Mörbisch und Illmitz	53
3.4 Vergleich mit früheren Untersuchungen	72
3.5 Schlussfolgerungen	75
4 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter im Sediment	79
4.1 Einleitung	79
4.2 Korngrößenanalysen	80
4.3 Hauptchemismus	85
4.4 Wassergehalt und organischer Gehalt	88
4.5 Nährstoffe	91
4.6 Vergleich mit früheren Untersuchungen	101
4.7 Schlussfolgerungen	107
5 Schadstoffe	109
5.1 Schadstoffe in der Wasserphase	109
5.2 Schadstoffe im Sediment	120
5.3 Schlussfolgerungen	126
6 Resümee	131
7 Literatur	134
8 Anhang	138
8.1 Detailgrafiken zu den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern	138
8.2 Methodische Anmerkungen zur Analytik der Phosphor-Bindungsformen	157

ZUSAMMENFASSUNG

Zielsetzung

Im vorliegenden Teilbericht 3 “Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe” werden die Ergebnisse von Analysen allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter sowie von Schadstoffen in der Wassersäule und im Sediment vorgestellt. Die Untersuchungen dienten dazu, die räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster ausgewählter Parameter zu beschreiben, um daraus Schlüsse zu den Austausch- und Umsetzungsprozessen ziehen zu können. Eine Bewertung des ökologischen und chemischen Zustands des Neusiedler See war nicht Aufgabe und Ziele der Arbeiten, auch wenn die Ergebnisse dazu wesentliche Grundlagendaten lieferten.

Untersuchungsprogramm und -gebiet

Die Untersuchungen fanden im Rahmen von fünf Hauptkampagnen statt, jeweils mit 3 Terminen in etwa im Wochenabstand (letzte Kampagne: 1 Termin). Ergänzende Probenahmen erfolgten an zusätzlichen Terminen zur Besammlung von Sediment für die Analyse spezifischer Parameter bzw. für die Laborversuche.

Die Aufnahmen konzentrierten sich auf drei Testbereiche: im Nordwesten des Sees den Mündungsbereich der Wulka in den Schilfgürtel Höhe Schützen/Geb. und Purbach, im Westen den Schilfgürtel Höhe Mörbisch und im Osten den Schilfgürtel Höhe Illmitz. Damit wurden unterschiedliche und für den See charakteristische Uferbereiche erfasst, aus deren Untersuchung Rückschlüsse für den gesamten See gezogen werden können. Die Standorte umfassten den offenen See unmittelbar am Schilfrand, Schilfkanäle sowie offene Blänken im inneren Bereich des Schilfgürtels, welche sich hinsichtlich der Anbindung an den offenen See unterscheiden. Insgesamt wurden 18 Haupt-Untersuchungsstellen regelmäßig erfasst, weitere wurden sporadisch und für spezifische Untersuchungen beprobt.

Die untersuchten Parameter umfassten

- unter den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in der Wassersäule die Standardparameter zur Charakterisierung von Oberflächengewässern und entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Grundchemismus, Nährstoffe, Sauerstoff etc.),
- im Sediment unter anderem Korngrößenverteilung, Wassergehalt, Glühverlust, Grundchemismus und Phosphor-Bindungsformen

- unter den Schadstoffen ausgewählte organische Verbindungen (u.a. Arzneimittel, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, poly- und perfluorierte Chemikalien und Vertreter der Herbizide und Fungizide) und Schwermetalle

Die Analysen wurden in den Laboratorien der DWS Hydro-Ökologie, der MAPAG und der TU Wien sowie in von Seiten der TU beauftragten akkreditierten Labors durchgeführt. Externe Daten aus der Wulka und dem offenen See wurden vom Amt der Bgld. Landesregierung Abt. 5 sowie der Biologischen Station Illmitz zur Verfügung gestellt.

Sediment- und Nährstoffeintrag über die Wulka

Die Auswertungen der Stofffrachten der Wulka über die letzten Jahrzehnte verdeutlichen, dass die Nährstoffeinträge in den letzten 30–40 Jahren deutlich zurückgegangen sind. Nach einer mittleren Gesamtposphor-Jahresfracht von $54,3 \text{ t a}^{-1}$ über den Zeitraum Juli 1982 bis Juni 1984 lag die Phosphorfracht 1992 unter 40 t a^{-1} und betrug auch danach – abgesehen vom hochwasserbedingten Ausnahmejahr 1996 – stets deutlich weniger als 20 t a^{-1} . In den letzten drei Jahren (2016–2018) wurden über die Wulka auf Höhe der Messstation Schützen/Geb. jährlich zwischen 5,8 und 7,3 t Gesamtposphor in Richtung Neusiedler See transportiert; der Median der Jahresfrachten seit 2000 beträgt $6,9 \text{ t a}^{-1}$.

Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel

Derzeit fließt die Wulka überwiegend durch Kanäle in Richtung des offenen Sees, ein Teil nur strömt diffus durch die dichten Schilfbestände. Die Untersuchungen konnten deutlich die unterschiedlichen Umsetzungsprozesse bei einer diffusen (langsamen) Durchströmung des Schilfgürtels gegenüber einem rascheren Durchfließen über Kanäle aufzeigen. Die Gesamtposphor-Konzentrationen erfuhren zwischen der Wulka vor dem Eintritt in den Schilfgürtel und der eigentlichen Mündung in den offenen See am äußeren Rand des Schilfgürtels keine signifikante Änderung. Es kommt allerdings zu einer Sedimentation von partikulärem Phosphor und – v.a. bei diffuser Durchströmung – zu einer leichten Aufhöhung von Orthophosphat. Die PO_4 -Konzentrationen liegen aber um eine Zehnerpotenz unter den Vergleichswerten aus den 1980er Jahren.

Gradienten im Schilfgürtel Höhe Mörbisch und Illmitz

Die Analysen der Proben aus verschiedenen Standorten verdeutlichen die hohe räumliche Variabilität im Chemismus innerhalb des Schilfgürtels, zeigten aber auch zeitlich wiederkehrende Muster auf, welche eine allgemeine Charakterisierung von Standorten unterschiedlicher Anbindung und Struktur erlauben. Auffällig sind die deutlichen Gradienten an partikulären und gelösten Substanzen von der Schilfkante zum offenen See in Richtung Land, die sich mit einer Aufkonzentration infolge von Verdunstung sowie Rücklösungsprozessen in Zusammenhang bringen lassen. Einer der wichtigsten Faktoren, die die chemischen Verhältnisse im Schilfgürtel beeinflussen, ist die Anbindung an den offenen See über Kanäle. Isolierte Standorte in großer Nähe zum offenen See unterscheiden sich deutlich von weiter entfernten, aber gut angebunden Standorten. Eine diffuse Anströmung durch den Schilfgürtel war hier nicht erkennbar, was gegenüber früheren Untersuchungen eine Erhöhung des Sedimentwalls im äußeren Schilfgürtelbereich vermuten lässt.

Sowohl der Bereich bei Mörbisch als auch jener bei Illmitz weist große, offene Wasserflächen im inneren Schilfgürtel auf, wo es zu lokalen, windbedingten Aufwirbelungen des Sediments kommt. Das lässt in diesen Bereichen einen intensivierten Stoffaustausch zwischen Sediment und Wassersäule vermuten. Dieser Aspekt ist nicht zuletzt deshalb von Interesse, da diese offenen Blänkensysteme in den letzten Jahren – möglicherweise als Spätfolgen früherer Schilf-Erntemaßnahmen – deutlich zugenommen haben.

Insgesamt bieten die Untersuchungen einen klaren Hinweis auf einen Netto-Eintrag von partikulärem Material aus dem offenen See in seenahe Bereiche des Schilfgürtels, die bei starken NW-Winden und entsprechend ausgeprägten Seiche-Bewegungen besonders markant sind. Daneben ist aus den Befunden ein Netto-Austrag von gelösten Inhaltsstoffen (gelöster Phosphor, Nitrat) plausibel abzuleiten.

Allgemeine Charakterisierung des Sediments

Die Analysen zur Sedimentstruktur und -zusammensetzung spiegeln die unterschiedliche Herkunft der Sedimente im Neusiedler See (allochthone Einträge, autochthone Neubildung v.a. von Ca-Mg-Karbonaten) wider. Sie lassen aber auch die Veränderungen der absedimentierten Schwebstoffe in Folge mannigfaltiger Umsetzungsprozesse erkennen, so z.B. den unterschiedlich weit vorangeschrittenen Abbau von organischem Material oder die Remobilisierung in den ausgedehnten Offenwasserflächen im inneren Schilfgürtel. Standortunterschiede hinsichtlich der Relation Magnesium : Calcium sowie Calcium : Karbonate im Sediment werfen interessante Fragen zur Sedimentneubildung auf, die von Bedeutung von

die Sedimentationsrate im Schilfgürtel sein könnten. Einen markanten Einfluss auf die chemische Zusammensetzung des Sediments (Korngrößen, Verfügbarkeit von Phosphor) haben der Grad der Anbindung an den offenen See und damit die Sedimentation von Schwebstoffen und partikulär gebundenen Nährstoffen. Interessante Befunde, die aber weiterführender Analysen bedürfen, ergaben die Analysen direkt an der (sehr variablen) Land-Wasser-Grenze. Nur zum Teil konnte die Rolle anderer Nährstoffe neben Phosphor als wachstumslimitierende und damit Wasserqualität bestimmende Elemente (z.B. Stickstoff) dokumentiert werden. Eine offene Frage betrifft auch kurzfristige Auswirkungen von Maßnahmen im Schilfgürtel wie der Ertüchtigung von Kanälen und Baggerungen im Schilf-Offensee-Übergangsbereich auf die Nährstoffremobilisierung.

Schadstoffe

Für Schadstoffe war es Ziel der Untersuchungen, Hinweise auf Vorkommen und Verbleib von Stoffen aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen und mit unterschiedlichen Einsatzbereichen sowie unterschiedlichem Umweltverhalten zu erhalten. Entsprechend wurden auch die Untersuchungsparameter ausgewählt. Eine Überwachung der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer bzw. eine Untersuchung aller dort geregelten Stoffe war dagegen nicht die Aufgabe dieser Untersuchungen. Trotzdem zeigt sich bei den untersuchten Parametern, dass neben den bekannten Problemen mit Quecksilber und PBDE in Biota die Belastung mit PFOS, Fluoranthen, Benzo(a)pyren und anderen PAK mit hohem Molekulargewicht als kritisch in Hinblick auf eine mögliche Verfehlung der Qualitätsziele zu betrachten ist. Eine eindeutige Prüfung von Überschreitungen in der Wasserphase müsste über ein geeignetes Messprogramm mit 12 Messungen im Jahr und ausreichend genauer Analytik erfolgen.

Für die untersuchten Stoffe kann bereits aufgrund der im Zufluss zum See aus Wulka und Wulkamündungsbereich sowie im See und in den Bereichen des Schilfgürtels bei Illmitz und Mörbisch durchgeführten Konzentrationsmessungen eine erste Einschätzung erfolgen, welches Umweltverhalten in See und Schilfgürtel diese Stoffe aufweisen. Stoffnamen in Klammer deuten auf einen uneindeutigen Befund und eine erhöhte Unsicherheit der Zuordnung hin.

Stoffe, die einem deutlichen Ab- bzw. Umbauprozess unter den Umgebungsbedingungen des Sees unterliegen; Arzneimittelwirkstoffe: Carbamazepin, Diclofenac und Bezafibrat; Komplexbildner: EDTA, NTA und Benzotriazol; Pestizid Metabolite: Chloridazon-Desphenyl; (poly- und perfluorierten Chemikalien: PFOS), (Süßstoff: Acesulfam K).

Stoffe, die in See und Schilfgürtel weitgehend persistent sind, womit es zu einer Aufkonzentrierung in der Wasserphase kommt; Pflanzenschutzmittel-Metabolit, N,N-Dimethylsulfamid; poly- und perfluorierten Chemikalien: PFOA, PFPeS, PFHpA, (PFNA und PFHxA); (Süßstoff: Acesulfam K).

Stoffe, die im Schilfgürtel vor allem im Wulkamündungsbereichs über Sedimentation von Schwebstoffen deutlich zurückgehalten werden; höhermolekulare PAK: z.B. Benzo(a)pyren, Fluoranthen; Metalle: z.B. Blei, Kupfer, Nickel, Zink.

Stoffe, die eine Adsorption im Sediment des Schilfgürtels aufweisen, welche zu einer Reduktion in den gelösten Seekonzentrationen gegenüber der Wulka oder der gelösten Konzentrationen im Schilfwasser gegenüber dem See führt; (poly- und perfluorierten Chemikalien: PFOS); (Metalle: Cadmium, Blei, Kupfer, Zink, Nickel).

Stoffe, für die bei den Felduntersuchungen Tendenzen für eine Mobilisierung aus den Sedimenten gefunden wurden, die zu einer Sekundärbelastung des Sees führen können; (PAK: z.B. Benzo(a)pyren, Fluoranthen).

EXECUTIVE SUMMARY

Objectives

The report No. 3 "Physico-chemical parameters and pollutants" presents the results of analyses of general physico-chemical parameters and of pollutants in the water column and in the sediment. The investigations aimed at describing the spatio-temporal distribution patterns of selected parameters in order to draw conclusions about the transport and exchange processes. A classification of the ecological and chemical status of Lake Neusiedl was not the task and objective of the work, even though the results provided important data for the status classification.

Investigation programme and area

The investigations were carried out during five main campaigns, each with 3 sampling dates at approximately weekly intervals (last campaign: 1 sampling date). Additional sampling at different dates was carried out for the collection of sediment for the analysis of specific parameters and for laboratory tests.

The sampling concentrated on three test areas: in the northwest of the lake the mouth of the river Wulka into the reed belt near Schützen/Geb. and Purbach, in the west the reed belt near Mörbisch and in the east the reed belt near Illmitz. With this approach it was possible to cover different and representative littoral areas, from which conclusions for the entire lake can be drawn. The sites included the open lake directly at the reed edge, reed channels as well as open pools in the inner area of the reed belt, which differ in their connection to the open lake. Altogether 18 sampling sites were regularly surveyed, others were sampled sporadically and for specific investigations.

The investigated parameters included

- among the general physico-chemical parameters in the water column: the standard parameters for the characterisation of surface waters in accordance with the requirements of the EU Water Framework Directive (basic chemistry, nutrients, oxygen, etc.)
- in the sediment: particle size distribution, water content, loss on ignition, basic chemistry, and phosphorus binding forms
- among the pollutants selected organic compounds (including pharmaceuticals, polycyclic aromatic hydrocarbons, poly- and perfluorinated chemicals and representatives of herbicides and fungicides) and heavy metals

The analyses were carried out in the laboratories of DWS Hydro-Ökologie, MAPAG and the TU Wien as well as from accredited laboratories assigned by TU Wien. External data from the Wulka and the open lake were provided by the Amt der Bgld. Landesregierung Abt. 5 and the Biological Station Illmitz.

Sediment and nutrient input via the river Wulka

The analyses of the matter loads of the river Wulka over the last decades show that nutrient inputs have decreased significantly over the last 30-40 years. After an average total annual phosphorus load of 54.3 t a^{-1} over the period from July 1982 to June 1984, the phosphorus load was below 40 t a^{-1} in 1992 and further decreased – apart from the exceptional flood year 1996 – to less than 20 t a^{-1} . In the last three years (2016–2018), between 5.8 and 7.3 t total phosphorus per year were transported via the Wulka near the monitoring station of Schützen/Geb. towards Lake Neusiedl; the median of the annual loads since 2000 is 6.9 t a^{-1} .

Passage of the river Wulka through the reed belt

Currently, the river Wulka flows mainly through channels towards the open lake, a part only flows diffusely through the dense reed beds. The investigations could clearly show the different exchange processes when the flow through the reed belt is diffuse (slow) compared to a faster flow through channels. The total phosphorus concentrations did not change significantly between the Wulka before entering the reed belt and the actual mouth into the lake at the outer edge of the reed belt. However, there is a sedimentation of particulate phosphorus and – especially with diffuse flow – a slight increase of orthophosphate. The PO_4 concentrations are, however, an order of magnitude lower than the comparative values from the 1980s.

Gradients in the reed belt of Mörbisch and Illmitz

The analysis of the samples from different sites illustrate the high spatial variability in chemistry within the reed belt, but also showed temporally recurring patterns, which allow a general characterization of sites with different connectivity and structure. There are remarkably clear gradients of particulate and dissolved substances from the reed edge at the open lake towards the land, which can be related to concentration due to evaporation and re-

mobilisation processes. One of the most important factors influencing the chemical conditions in the reed belt is the connection to the open lake via channels. Isolated sites in close proximity to the open lake differ significantly from more distant but well-connected sites. A diffuse flow through the reed belt could not be detected here, which suggests an elevation of the sedimentary barrier in the outer reed belt area compared to previous investigations.

Both the area of Mörbisch and of Illmitz have large open water areas in the inner reed belt, where local wind-induced turbulence of the sediment occurs. This suggests an intensified exchange of substances between the sediment and the water column in these areas. This aspect is of interest not least because these open reed-bed systems have increased significantly in recent years – possibly as late effects of earlier reed harvesting measures.

Overall, the investigations provide clear evidence of a net influx of particulate material from the open lake into proximate areas of the reed belt, which are particularly prominent during strong NW winds and correspondingly pronounced seiche movements. In addition, a net efflux of dissolved substances (dissolved phosphorus, nitrate) can be plausibly deduced from the findings.

General characterization of the sediments

The analyses of the sediment structure and composition reflect the different origin of the sediments in Lake Neusiedl (allochthonous inputs, autochthonous formation of Ca-Mg carbonates). They also show the changes in the suspended sediments as a result of various transformation processes, e.g. the varying degrees of decomposition of organic material or the remobilization in the extended open water areas in the inner reed belt. Differences in the sediment's magnesium : calcium and calcium : carbonate ratios raise interesting questions about sediment formation, which could have an impact on the sedimentation rate in the reed belt.

The chemical composition of the sediment (grain size, forms of phosphorus availability) is significantly influenced by the degree of connection to the open lake and thus the sedimentation of suspended matter and particulate nutrients. Interesting findings, which however require further analysis, were obtained directly at the (very variable) land-water boundary. The role of other nutrients besides phosphorus as growth-limiting and thus water quality-determining elements (e.g. nitrogen) could only partially be revealed. An open question also concerns the short-term effects of measures in the reed belt such as the restoration of channels and dredging in the reed/open lake transition area on nutrient remobilization.

Micropollutants

The aim of this study was to get a first insight into occurrence and fate of different groups of micropollutants with different sources and different environmental behavior. This was the basis for selection of the investigated parameters. Systematic control of any exceedance for environmental quality standards (EQS) was not in the focus of this investigations. Anyway, it was detected that besides the well-known problems with mercury and PBDE in biota, concentrations of PFOS, Fluoranthene, Benzo(a)pyrene and other PAHs with high molecular weight are critical in respect to a potential exceedance of EQS. A clear control of actual exceedances would have to be performed based on 12 measurements a year and sufficient limits of detection.

For the selected chemicals, a first assessment can be performed on their environmental behavior in the lake and its reed belt already based on their concentrations in the influent via Wulka as well as in the open lake and in the reed belt. Parameter names in parentheses show conflicting results and a high uncertainty in respect to this assignment.

Substances that show a clear degradation or conversion under the environmental conditions of the lake; pharmaceuticals: carbamazepine, diclofenac und bezafibrate; complexing agents: EDTA, NTA und benzotriazole; pesticide metabolites: chloridazon-desphenyle; (poly- and perfluorinated chemicals: PFOS), (sweetener: acesulfame K).

Substances that are persistent in the lake to an high extent, which leads to an enrichment in the water phase; pesticide metabolites: N,N-dimethylsulfamid; poly- and perfluorinated chemicals: PFOA, PFPeS, PFHpA, (PFNA und PFHxA); (sweetener: acesulfame K).

Substance that are retained in the reed belt mainly from the Wulka estuary via sedimentation of suspended solids to a significant extent; PAHs with higher molecular weight: e.g. benzo(a)pyrene, fluoranthene; metals: e.g. copper, lead, nickel, zinc.

Substances which show adsorption to the sediments in the reed belt, that leads to a reduction of dissolved concentrations in the lake as compared to Wulka or in the reed belt as compared to the lake; (poly- and perfluorinated chemicals: PFOS); (metals: cadmium, copper, lead, nickel, zinc).

Substances which show tendencies for mobilization out of the sediments of reed belts at field investigations, which could lead to legacy pollution from the reed belt to the lake; (PAHs: benzo(a)pyrene, fluoranthene;).

1 EINLEITUNG

INTRODUCTION

Mit der Strategiestudie Neusiedler See formulierten Wolfram *et al.* (2014) für den Neusiedler See wesentliche Ziele aus gewässerökologischer Sicht, darunter

- die Erhaltung des guten ökologischen und des guten chemischen Zustands des Sees
- den Erhalt des natürlichen Chemismus des Sees als Voraussetzung für die ökologische Funktionsfähigkeit und einen guten ökologischen Zustand (Salzgehalt, pH, Nährstoffe)
- den Erhalt der natürlichen räumlichen und zeitlichen Dynamik der physikalisch-chemischen Parameter
- ein niedriges Trophieniveau
- geringe externe und interne Nährstofffrachten

Die Strategiestudie machte auch deutlich, dass die Datengrundlage zur Beurteilung der Erreichung dieser Ziele nur teilweise vorliegt und sich das laufende Monitoring des Amts der Bgld. Landesregierung in den letzten Jahren und Jahrzehnten sehr stark auf den freien See konzentrierte. Die Wasserqualität des offenen Sees hängt jedoch untrennbar mit jener des Schilfgürtel zusammen, welcher allerdings bislang nur ungenügend erfasst wurde und dessen Komplexität in physikalisch-chemischer und allgemein ökologischer Hinsicht wir erst langsam zu verstehen beginnen.

Im Teilbericht 3 “Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe” werden die Ergebnisse von Untersuchungen beschrieben, die einen wesentlichen Pfeiler der ökologischen Gesamtbewertung darstellen. Es war allerdings nicht das Ziel, eine Bewertung des Neusiedler See auf Grundlage der physikalisch-chemischen Parameter und der untersuchten Schadstoffe vorzunehmen. Vielmehr wurde versucht, mit einem umfangreichen Untersuchungsprogramm die räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster ausgewählter Parameter zu beschreiben, um daraus Schlüsse zu den Austausch- und Umsetzungsprozessen ziehen zu können. Die hier vorgestellten Ergebnisse bilden daher gemeinsam mit jenen der anderen Untersuchungspakete (Freiland- und Laborversuche, biologische Erhebungen, Modellierungen) eine essenzielle Grundlage zur Formulierung und Präzisierung von Maßnahmen, die zur Erreichung der oben genannten Ziele erforderlich sind.

Der Bericht 3 ist Teil des Arbeitspakets T1.2 „Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter“. Er gliedert sich in folgende Hauptkapitel:

- allgemeine Beschreibung des Untersuchungsprogramms, der Untersuchungsgebiete und der verwendeten Methoden im Freiland und Labor

- allgemeine physikalisch-chemischer Parameter in der Wassersäule
- allgemeine physikalisch-chemischer Parameter im Sediment
- Schadstoffe in der Wassersäule und im Sediment

Ein Resümee der umfassenden Untersuchungen schließt den Bericht ab. Er ist als Teilbericht zum Arbeitspaket T1.2.1 „Zusammenfassender Bericht über die Ergebnisse der Untersuchungen der physikalisch-chemischen Parameter“ zu verstehen.

2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM UND METHODEN

SAMPLING PROGRAM AND METHODS

2.1 Untersuchungskampagnen und -termine

Sampling campaigns and dates

Die Freilandaufnahmen im Rahmen des Projekts REBEN hatten das Ziel, Veränderungen von physikalisch-chemischen und biologischen Verhältnissen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Abhängigkeit von wind- und seiche-bedingten Strömungen zu dokumentieren.

Wie aus früheren Projekten und wissenschaftlichen Arbeiten bekannt, unterliegen die abiotischen wie auch biologischen Verhältnisse im Schilfgürtel sehr kurzfristigen Schwankungen. Das stellte das Projektteam zu Projektbeginn vor die Herausforderung, die Probenahmen so zu planen, dass diese Veränderungen hinreichend erfasst werden können. Der ursprüngliche Plan, die Freilandarbeiten „auf Abruf“, also sehr kurzfristig in Abhängigkeit von den Wind- und Wetterverhältnissen durchzuführen, war aus logistischen Gründen nicht zu verwirklichen. Das Programm war zu umfangreich und erforderte eine längere Planung für die Freilandarbeiten wie auch für die Analysen im Labor.

Es wurde daher ein alternatives Konzept gewählt: Die Probenahmen fanden im Rahmen von **fünf Hauptkampagnen** statt, **jeweils mit 3 Terminen** in etwa im Wochenabstand. An all diesen Terminen wurden die physikalisch-chemischen Verhältnisse im Wasser erfasst; an einem 1 Termin pro Kampagne fanden zudem Sedimententnahmen statt.

Nach den Erkenntnissen der ersten vier Kampagnen konnte die letzte Kampagne auf 1 Termin reduziert werden. Im Gegenzug wurde im Herbst 2019 ein umfangreiches Detailprogramm umgesetzt, mit dem **anlassbezogen** bei starkem NW-Wind in einem Bereich von Illmitz mit mehreren über den Tag verteilten Probenahmen **kurzfristige Veränderungen** erfassen konnte. Die Ergebnisse zu diesem anlassbezogenen Sonderprogramm werden in Bericht 5 präsentiert.

Weitere Ausfahrten erfolgten zur Besammlung von Sediment für die Analyse spezifischer Parameter bzw. für die Laborversuche. Die Beprobung für die Charakterisierung der Schadstoffbelastung im Wasser und Sediment im offenen See und in den drei Testbereichen wurde mit verschiedenen Schwerpunkten im Rahmen von vier Untersuchungskampagnen durchgeführt. Der daraus resultierende Datensatz wurde mit zusätzlichen Untersuchungen aus ergänzenden Beprobungen erweitert. Zum einen wurden sowohl das Wasser als auch

das Sediment aus der Beprobung für die Adsorptions- und Mobilisierungsversuche auf eine breite Palette von Schadstoffen analysiert und die Ergebnisse auch für die in diesem Bericht dargestellte Charakterisierung genutzt. Zum anderen wurden ausgewählte Metalle und organische Schadstoffe in drei Mischproben der Wasserphase von jeweils drei Messstellen bei der Beprobung des Windereignisses im Schilfbereich von Illmitz analysiert (siehe Bericht 4).

Die Kampagnen und Untersuchungstermine sind in Tabelle 1 bis Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 1. Untersuchungstermine an den fünf Kampagnen zwischen Herbst 2017 und Frühjahr 2019 in den drei Testbereichen Wulka, Mörbisch und Illmitz.

Table 1. Sampling dates during the five campaigns between autumn 2017 and spring 2019 at the three test areas Wulka, Mörbisch and Illmitz.

	Termin date	Kampagne 1 campaign 1	Kampagne 2 campaign 2	Kampagne 3 campaign 3	Kampagne 4 campaign 4	Kampagne 5 campaign 5
Wulka	1	04.10.2017	28.03.2018	09.07.2018	17.10.2018	10.04.2019
	2	10.10.2017	05.04.2018	16.07.2018	23.10.2018	–
	3	18.10.2017	11.04.2018	23.07.2018	29.10.2018	–
Mörbisch	1	04.10.2017	28.03.2018	09.07.2018	17.10.2018	10.04.2019
	2	10.10.2017	05.04.2018	16.07.2018	23.10.2018	–
	3	18.10.2017	11.04.2018	23.07.2018	29.10.2019	–
Illmitz	1	02.10.2017	26.03.2018	11.07.2018	15.10.2018	08.04.2019
	2	09.10.2017	03.04.2018	18.07.2018	22.10.2018	–
	3	16.10.2017	09.04.2018	25.07.2018	30.10.2019	–

Tabelle 2. Termine für die Sedimentprobenahme zwischen Herbst 2017 und Frühjahr 2019 in den drei Testbereichen Wulka, Mörbisch und Illmitz (Erläuterung zu den Parametern siehe Kap. 2.4.2).

Table 2. Dates of sediment-sampling between autumn 2017 to spring 2019 in the three test areas Wulka, Mörbisch and Illmitz (explanation to the parameters see chapter 2.4.2).

	Wassergehalt, Glühverlust water content, loss of ignition	Korngrößenverteilung (Fa. MAPAG), Hauptchemismus, Kohlenstoff, Stickstoff grain size distribution (Fa. MAPAG), main chemism, carbon, nitrogen	Phosphorbindungsformen phosphorus binding forms
Wulka	06.11.2017	06.11.2017	06.11.2017
	10.04.2018		10.04.2018
	23.04.2018 *		23.04.2018 *
	10.07.2018		
	18.10.2018		
	18.03.2019 **		
	09.04.2019		
Mörbisch	06.11.2017	06.11.2017	06.11.2017

	Wassergehalt, Glühverlust <i>water content, loss of ignition</i>	Korngrößenverteilung (Fa. MAPAG), Hauptchemismus, Kohlenstoff, Stick- stoff <i>grain size distribution (Fa. MAPAG), main chemism, carbon, nitrogen</i>	Phosphorbindungsformen <i>phosphorus binding forms</i>
	10.04.2018		10.04.2018
	10.07.2018		
	18.10.2018		
	18.03.2019 **		
	09.04.2019		
Illmitz	13.11.2017	13.11.2017	13.11.2017
	16.04.2018		16.04.2018
	17.07.2018		
	12.11.2018		
	18.03.2019 **		
	16.04.2019		

* Sonderprobenahme an 1 Stelle vor dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel und an 5 Stellen in der Fertörakos-Bucht und im ungarischen Teil des Schilfgürtels / *special sampling occasion at 1 site upstream of the Wulka before its entrance into the reed belt and 5 sampling points in the Fertörakos Bay and the Hungarian part of the reed belt*

** Transekte im Übergangsbereich Land-Wasser („trocken-feucht“) nördlich und südlich von Illmitz und im Schilfgürtel von Mörbisch / *Transects in the land-water transitional zone (dry to wet) North and South of Illmitz and in the area of Mörbisch*

Tabelle 3. Beprobungstermine für die Charakterisierung der Schadstoffbelastung in der Wassersäule und im Sediment bzw. für die Laborversuche zur Adsorption und Mobilisierung von Schadstoffen im Sediment (Bericht 6).

Table 3. Sampling dates for the characterisation of the micropollutants contamination in the water column and in the sediment as well as for laboratory experiments on the adsorption and desorption of micropollutants in the sediment (Report 6).

	Termin <i>date</i>	Charakterisierung <i>Characterisation</i>	Versuche <i>Experiments</i>	Windereignis <i>Wind event</i>
Wulka und Wulka Fluss <i>Wulka and river Wulka</i>	1	08.11.2017	14.11.2018	
	2	17.04.2018	25.-26.06.2019	
	3	09.04.2019		
	4	24.09.2019		
Mörbisch	1	08.11.2017	01.10.2018	
	2	17.04.2018	18.03.2019	
	3	09.04.2019		
	4	24.09.2019		
Illmitz und offener See <i>Illmitz and open lake</i>	1	09.11.2017	03.09.2018	30.09.2019
	2	16.04.2018	29.04.2019	01.10.2019
	3	08.04.2019		
	4	24.09.2019		

2.2 Untersuchungsstandorte

Sampling sites

Um der unterschiedlichen Charakteristik des Schilfgürtels am Ost- und Westufer gerecht zu werden, wurden zwei Teilbereiche Höhe **Illmitz (IL)** und **Mörbisch (MO)** als Schwerpunktgebiete der Untersuchungen ausgewählt. Weiters fanden Probenahmen und Untersuchungen im Mündungsgebiet der **Wulka (WU)** als des wichtigsten Zubringers des Neusiedler Sees statt.

In jedem der drei Bereiche wurden an allen Kampagnen und Terminen die gleichen Untersuchungsstandorte beprobt. Sie wurden so ausgewählt, dass unterschiedlich stark an den offenen See angebundene bzw. isolierte Bereiche erfasst werden konnten. Die Standorte wurden in den Bereichen Illmitz und Mörbisch entlang von Transekten vom offenen See bis in hintere, landwärts gelegene Standorte angeordnet. Die Nummerierung der Standorte folgt weitgehend diesen Transekten vom See in Richtung Land; die Abfolge wurde auch in den grafischen Darstellungen beibehalten. Im Falle der Wulka sind die Standorte ebenfalls vom See in Richtung Land durchnummeriert, allerdings erfolgt Anordnung in den grafischen Darstellungen entlang der Strömungsrichtung von Wulka/Seehof Richtung offener See.

Die Lage der drei Bereiche sowie die Koordinaten und Grundcharakteristik der Untersuchungsstellen ist in Abb. 1 bis Abb. 4 dargestellt und in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4. Untersuchungsstellen im Monitoring (Wasserproben an den fünf Kampagnen) und zusätzliche Messstellen zur Sediment-Charakterisierung im Land-Wasser-Übergangsbereich.

Table 4. Sampling sites of the standard monitoring (water samples at the five campaigns) and additional sampling sites for sediment characterization at the land-water transitional zone.

Bereich	Gewässer	Mess- stelle	RW M34GK	HW M34GK	Anmerkungen
Wulka	Wulka	WU4	24279	302747	Höhe Seehof
	Schilfgürtel	WU3	28233	304523	Kanal
	Wulka	WU6	25419	303987	Südlich Golfplatz Donnerskirchen
	Schilfgürtel	WU2	28252	304413	Kanal
	See	WU1	29590	303911	Schilfrand
Mörbisch	See	MO1	27323	292369	Schilfrand
	Schilfgürtel	MO2	26905	292382	Kanal
	Schilfgürtel	MO3	26686	292400	Übergang Kanal – Blänken
	Schilfgürtel	MO4	26531	292443	Offenes Blänkensystem
	Schilfgürtel	MO5	26355	292298	Offenes Blänkensystem
	Schilfgürtel	T-MO	26131	292467	Land-Wasser-Übergang
Illmitz	See	IL1	31269	292439	Schilfrand
	Schilfgürtel	IL2	31691	292111	Kleiner Zug (südlich Stationskanal)
	Schilfgürtel	IL3	31484	291918	Kanal zwischen Kl. Zug und sog. Zanderbucht
	Schilfgürtel	IL4	31955	292689	Kanal nördlich Stationskanal landwärts
	Schilfgürtel	IL5	32107	292743	Offenes Blänkensystem nördlich Biol. Station
	Schilfgürtel	IL6	31667	292426	Kleine Blänke nahe Dammweg zur Biol. Station
	Schilfgürtel	IL7	31768	293064	Kanal im Übergang zum Ruster Poschn
	Schilfgürtel	IL8	31586	293267	(Blind-)Kanal vom Ruster Poschn Richtung See
	Schilfgürtel	IL9	31177	290523	Offenes Blänkensystem südl. Seebad Illmitz
	Schilfgürtel	T-IL-N	32348	293057	Land-Wasser-Übergang Nord
	Schilfgürtel	T-IL-S	32297	292104	Land-Wasser-Übergang Süd

RW, HW = Rechtswert und Hochwert gemäß Österreichischem Bundesmeldenetz

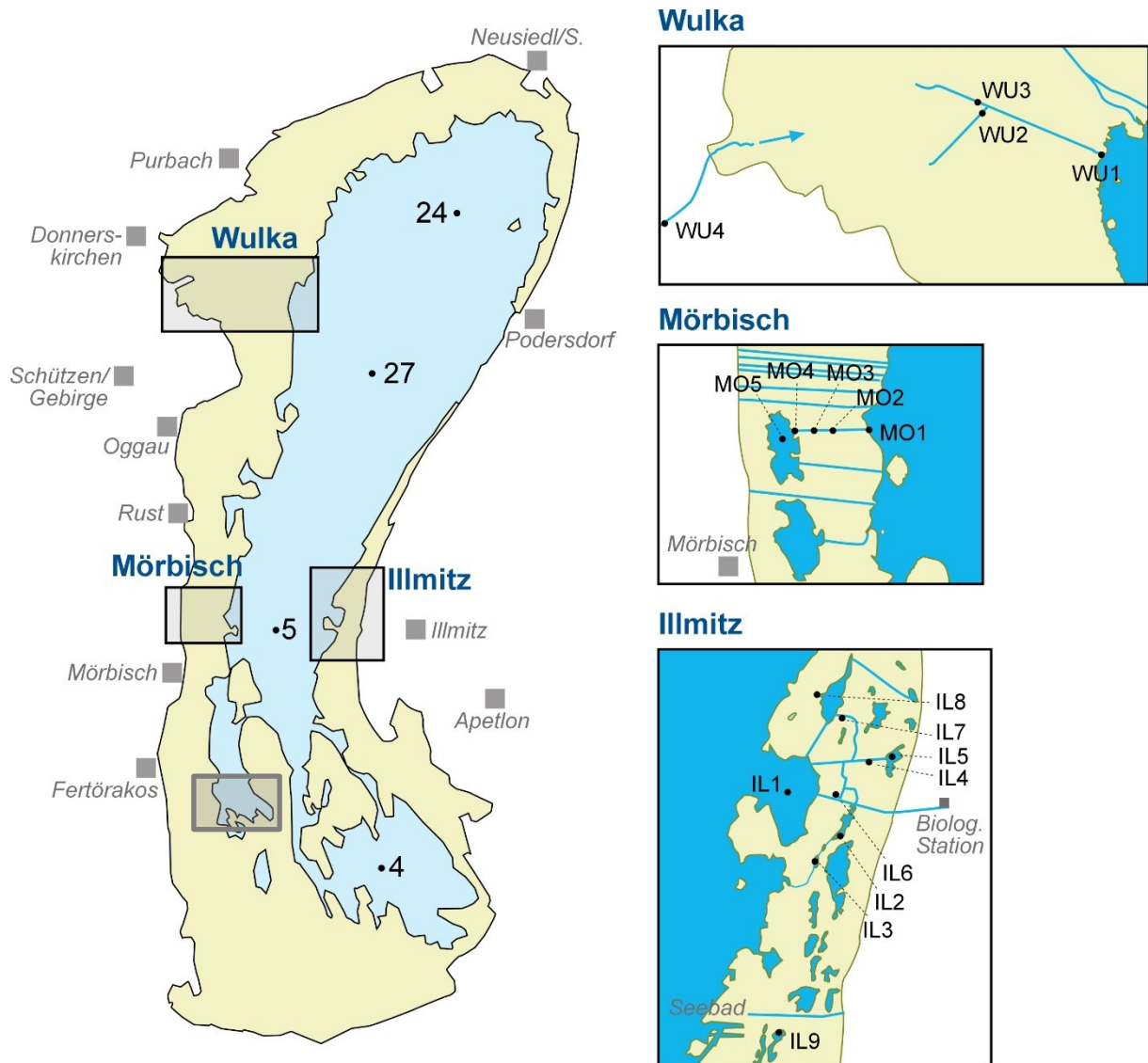


Abb. 1. Übersicht über die drei österreichischen Untersuchungsbereiche Wulka, Mörbisch und Illmitz (Detailkarte siehe Abb. 2 bis Abb. 4, geografische Koordinaten der Standorte siehe Tabelle 4) sowie die Standorte des limnologischen Monitorings der Biologischen Station Illmitz im offenen See (4, 5, 24, 27). Der Bereich Höhe Fertörakos entspricht dem Ausschnitt in Abb. 5.

Figure 1. Overview of the three Austrian sampling areas Wulka, Mörbisch und Illmitz (detail map see Figure 2 to Figure 4, geographical coordinates see Table 4) as well as the sampling sites of the limnological monitoring of the Biological Station Illmitz in the open lake (4, 5, 24, 27). The area at Fertörakos corresponds to the frame in Figure 5.

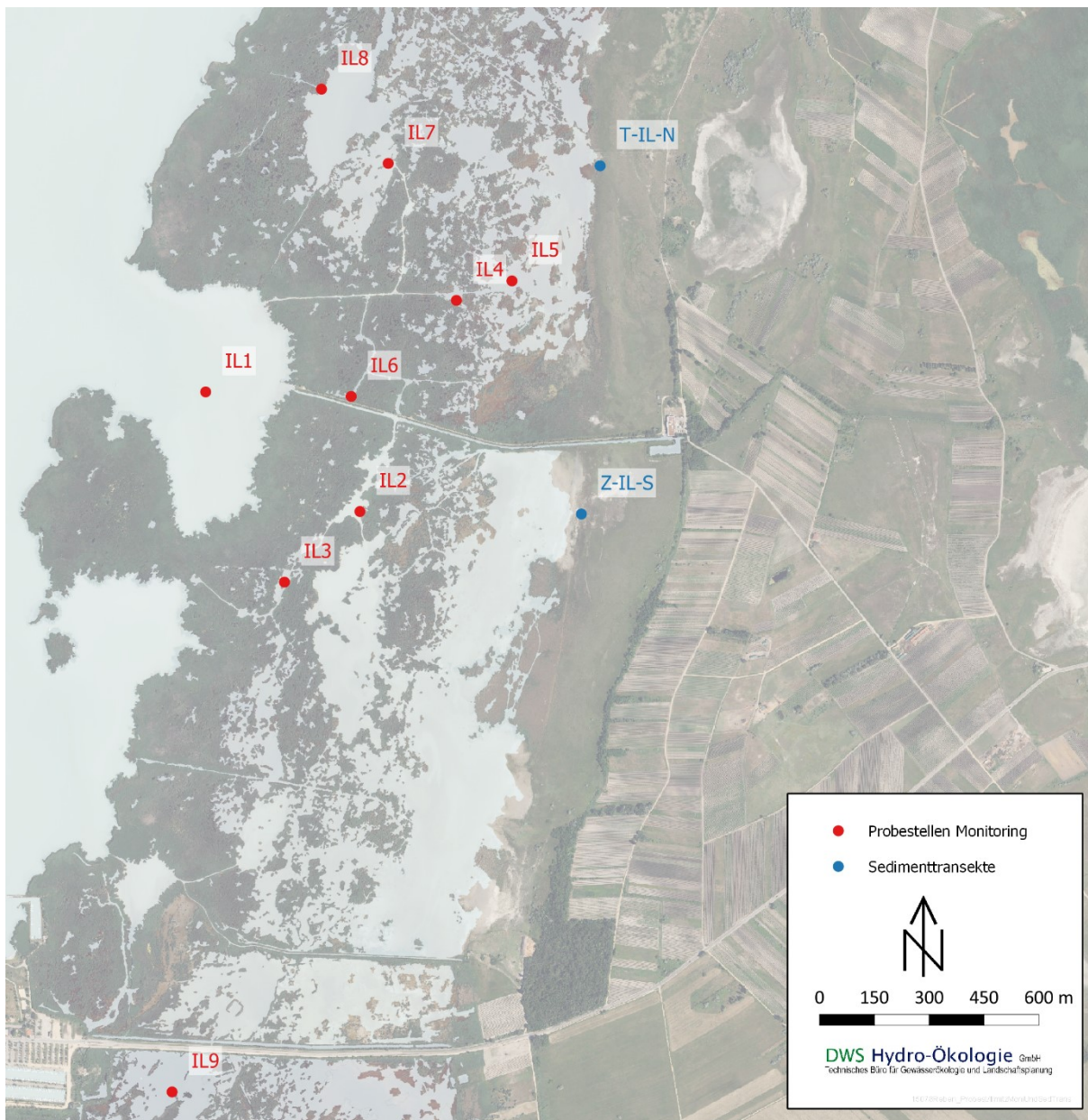


Abb. 2. Standard-Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz (Wasserproben an den fünf Kampagnen) und Zusatz-Messstellen (2 Sedimenttransekte mit je 4 Einzelpunkten) für die Sedimentcharakterisierung im Land-Wasser-Übergangsbereich. © Normalfarben-northofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 2. Standard sampling sites in the test area of Illmitz (water samples at the five sampling campaigns) and additional sampling sites (2 sediment transects with 4 single sampling points each) for the sediment characterization of the land-water transitional zone. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

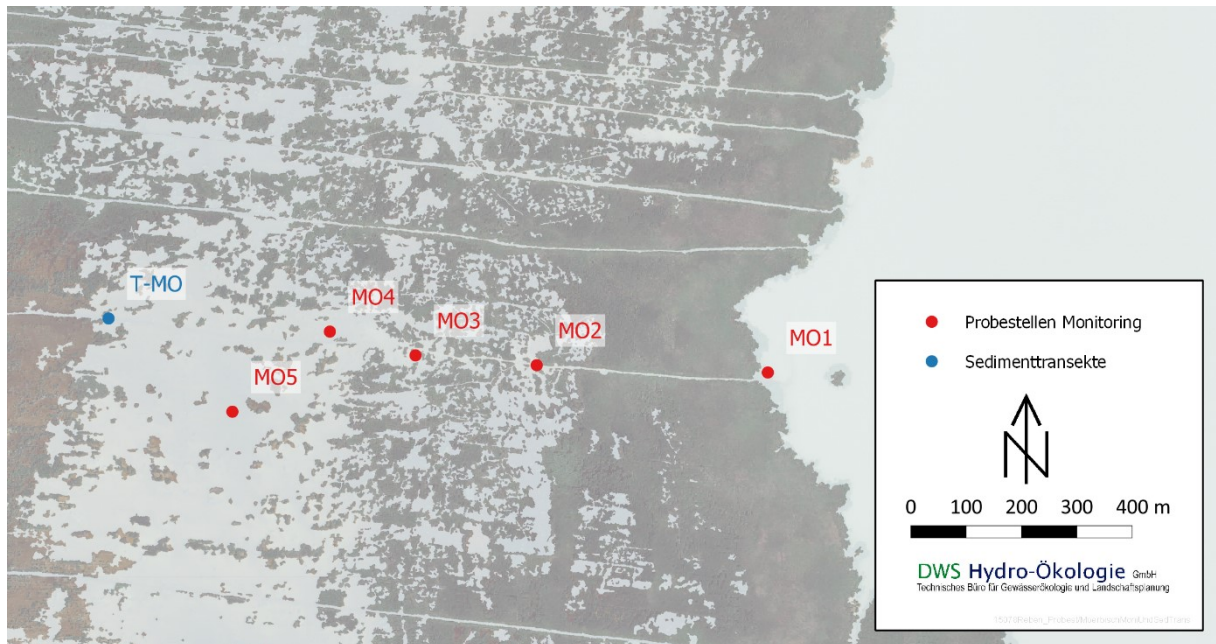


Abb. 3. Standard-Untersuchungsstellen im Bereich Mörbisch (Wasserproben an den fünf Kampagnen) und Zusatz-Messstelle (Sedimenttransekt aus 4 Einzelpunkten) für die Sedimentcharakterisierung im Land-Wasser-Übergangsbereich. © Normalfarbennorthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 3. Standard sampling sites in the test area of Mörbisch (water samples at the five sampling campaigns) and additional sampling site (sediment transect with 4 single sampling points) for the sediment characterization of the land-water transitional zone. © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

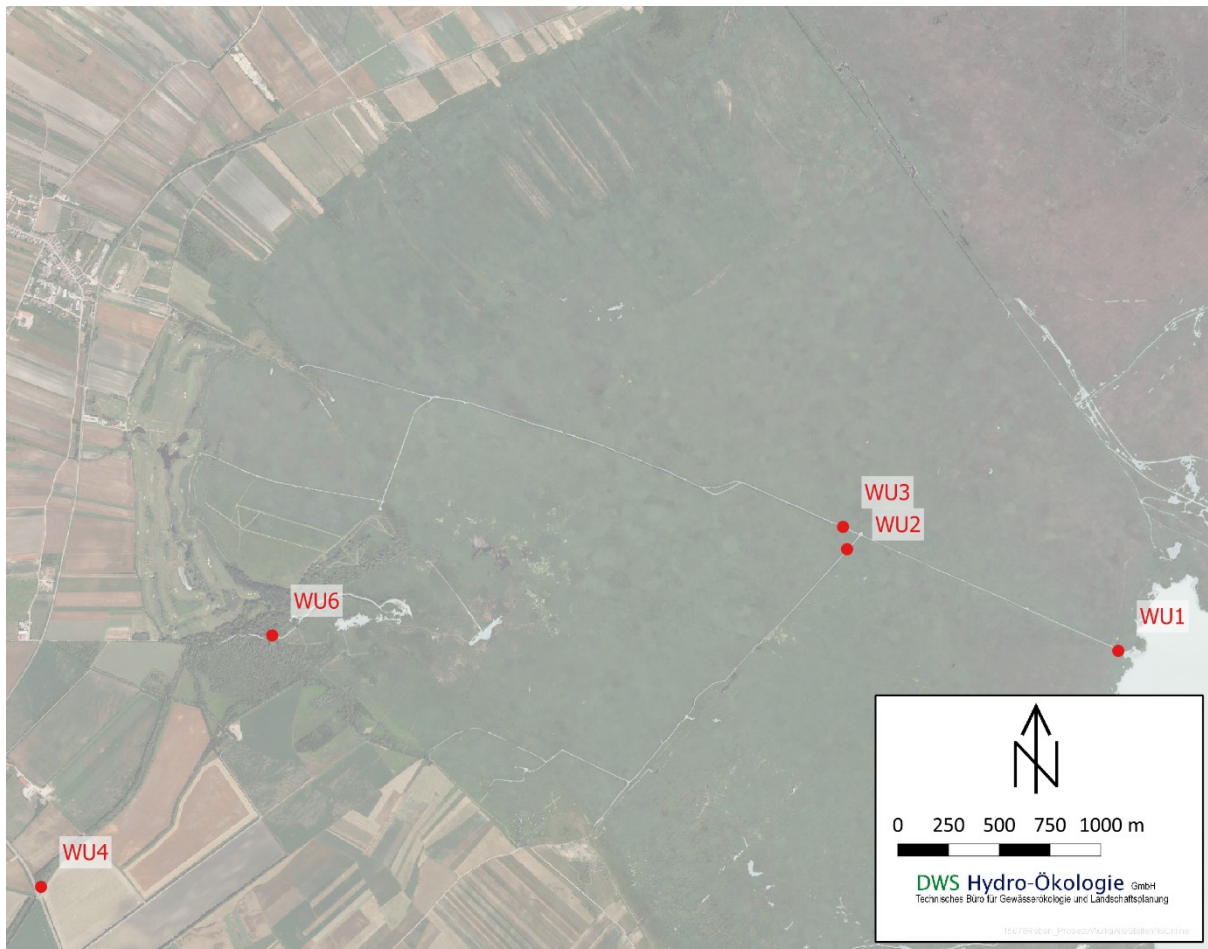


Abb. 4. Standard-Untersuchungsstellen im Bereich Wulka (Wasserproben an den fünf Kampagnen). © Normalfarbennorthofoto GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

Figure 4. Standard sampling sites in the test area of Wulka (water samples at the five sampling campaigns). © ortho image GeoDaten Burgenland (<https://geodaten.bgld.gv.at>)

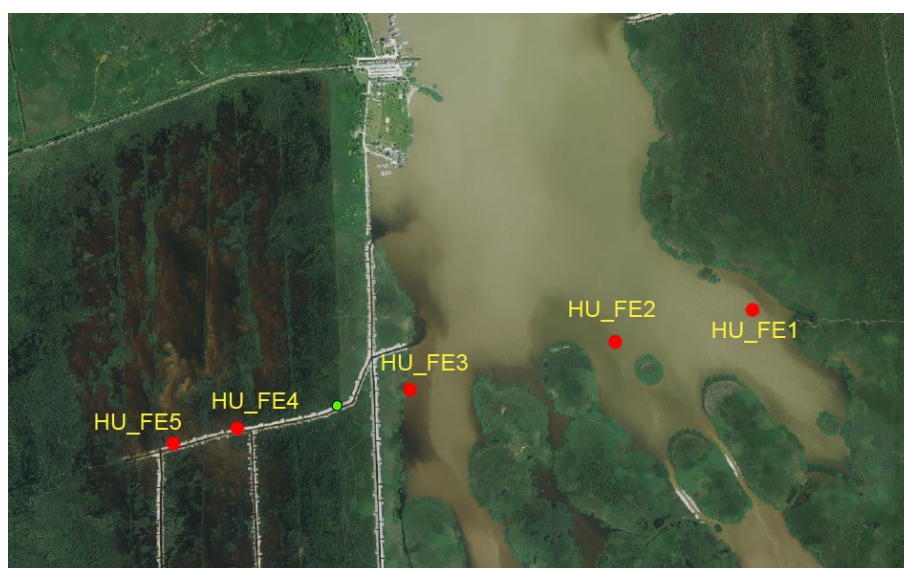


Abb. 5. Untersuchungsstellen in Ungarn zur Analyse der Phosphorbindungsformen im Sediment.

Figure 5. Sampling sites in Hungary for the analysis of phosphorus binding forms in the sediment.

2.3 Hydrologische und meteorologische Rahmenbedingungen während der Freilandkampagnen

Hydrological and meteorological conditions during the field campaigns

Die nachfolgenden Tabellen und Abbildungen veranschaulichen die meteorologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen während der Freilandkampagnen. Demnach waren die Wind- und Wetterverhältnisse zu den Probenahmen recht unterschiedlich und deckten damit entsprechend unterschiedliche Strömungsverhältnisse ab.

Die gesamte Bandbreite des mittleren Wasserstands im See betrug etwa 30 cm (rund 115,3–115,6 m ü.A., Abb. 6). An einzelnen Termin kam es zu ausgeprägten Seiche-Bewegungen, welche ebenfalls im Bereich von 30–40 cm lagen (Abb. 7). Besonders deutlich waren die seeinternen Pegeldifferenzen zwischen dem zweiten und dritten Probenahmetermin der vierten Kampagne. Sie lassen sich auf einen Wechsel der Windrichtung von SO auf NW zurückführen (Abb. 7 vierte Grafik, Tabelle 5: 23.10. -> 29.10.2018).

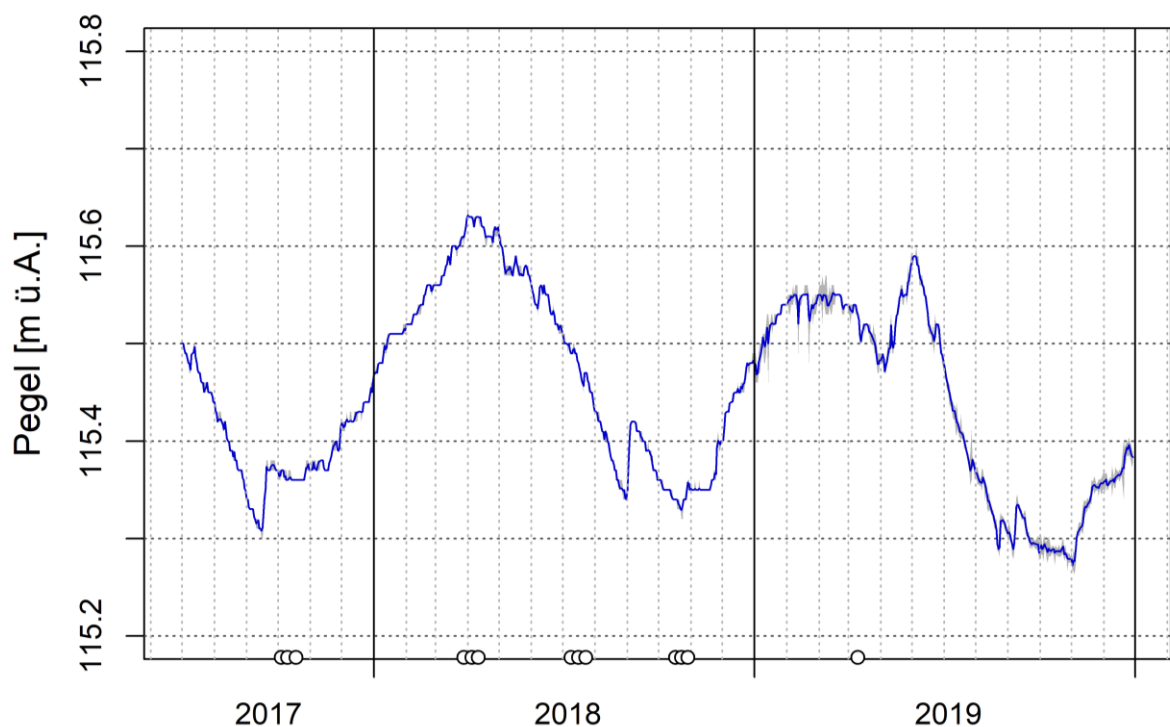


Abb. 6. Verlauf des mittleren Wasserstands des Neusiedler Sees im Projektzeitraum 2017–2019 (blaue Linie = Tagesmittelwerte, graue Linie = tägliche Bandbreite). Die weißen Kreise zeigen die Termine der Freilandkampagnen an.

Figure 6. Water level of Lake Neusiedl during the project 2017–2019 (blue line = daily mean, grey line = daily range). The white circles indicate the sampling campaigns.

Tabelle 5. Meteorologische Verhältnisse während der Probenahmen. NS = Niederschlag (von 0 = kein bis 3 = stark), LT = Lufttemperatur, Wind = Windstärke (von 0 = kein bis 4 = sehr stark), WR = Windrichtung, LDr = Luftdruck.

Table 5. Meteorological conditions during sampling. NS = precipitation (from 0 = zero to 3 = strong), LT = air temperature, Wind = wind strength (from 0 = zero to 4 = very strong), WR = wind direction, LDr = atmospheric pressure.

Datum Date	Bereich Sampling area	NS [0–3]	LT [°C]	Wind [0–4]	WR	LDr [hPa]
02.10.2017	Illmitz	0	8–15	1	SO	1011
04.10.2017	Mörbisch/Wulka	0	12–16	0–1	NW	1012
09.10.2017	Illmitz	0	11–14	1–2	NW	1006
10.10.2017	Mörbisch/Wulka	0	11–14	0–1	NW	1005
16.10.2017	Illmitz	0	10–12	0–1	NW	1015
18.10.2017	Mörbisch/Wulka	0	12–16	0–1	SO	1004
26.03.2018	Illmitz	0	5–8	0–1	NO	999
28.03.2018	Mörbisch/Wulka	0	4–10	0–1	NO	997
03.04.2018	Illmitz	0	11–18	1	SW	997
05.04.2018	Mörbisch/Wulka	0	15–18	0–2	NW	997
09.04.2018	Illmitz	0	16–25	2	SO	996
11.04.2018	Mörbisch/Wulka	0	15–17	1–2	S	995
09.07.2018	Mörbisch/Wulka	0	23–27	2–3	NW	1002
11.07.2018	Illmitz	0–1	19–22	1	NW	1001
16.07.2018	Mörbisch/Wulka	0	21–32	1	NO/NW	999
18.07.2018	Illmitz	0	25–28	3	NW	997
23.07.2018	Mörbisch/Wulka	0–2	18–20	2	NW	999
25.07.2018	Illmitz	0	25–31	2	NW	999
15.10.2018	Illmitz	0	11–19	0–1	–/S	1009
17.10.2018	Mörbisch/Wulka	0	15–20	1–2	O/SO	1007
22.10.2018	Illmitz	0	10–12	1–2	W	1013
23.10.2018	Mörbisch/Wulka	0	11–15	0–2	NW	1009
29.10.2018	Mörbisch/Wulka	0	18–19	2	SO	991
30.10.2018	Illmitz	0	17–20	2–3	SO	991
08.04.2019	Illmitz	0	14–22	1	NW	993
10.04.2019	Mörbisch/Wulka	0–1	10–13	1–2	NW	996

Für die Standorte im Bereich der Wulka-Mündung ist der Abfluss der Wulka maßgebend. Im gesamten Projektzeitraum lag die Wasserführung der Wulka größtenteils unter Mittelwasser (Abb. 8, Abb. 9). Ein leichtes Hochwasser der Wulka war im Monat vor der ersten Kampagne im Herbst 2017 mit rund 5 m³/s zu verzeichnen. Während der zweiten und vierten Kampagne im März/April und Oktober 2018 hatte die Wulka eine erhöhte Wasserführung mit >2 m³/s. Innerhalb des eigentlichen Probenahmezeitraums zwischen Herbst 2017 und Frühjahr 2019 erreichte die Wulka jedoch niemals auch nur ein HQ1 (9,9 m³/s).

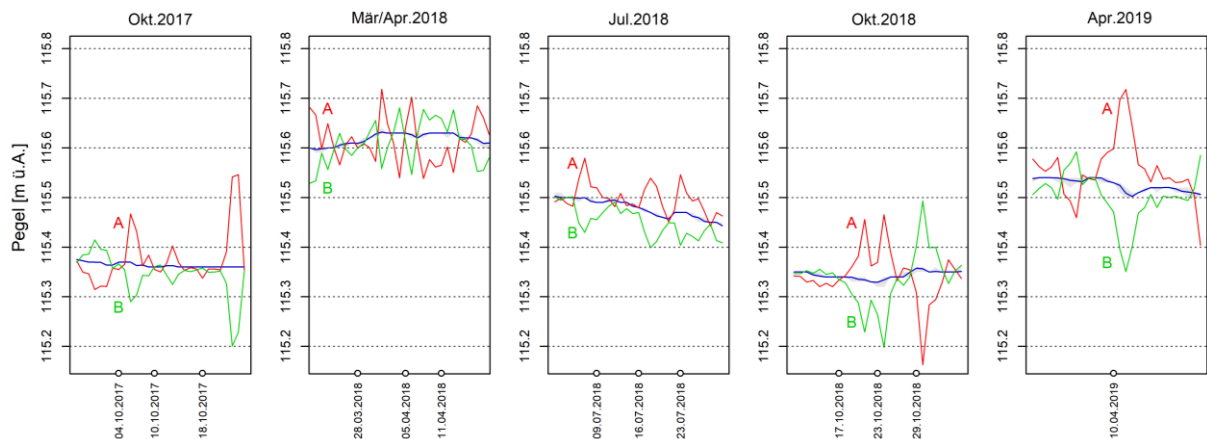


Abb. 7. Wasserstand des Neusiedler Sees an den fünf Freilandkampagnen (weiße Kreise, Termine für die Probenahmen in Mörbisch) zwischen Oktober 2017 und April 2019. Blaue Linie = mittlerer Wasserstand, rote Linie (A) = Pegel Apetlon (HZB-Nr. 122804), grüne Linie (B) = Pegel Breitenbrunn (HZB-Nr. 210138).

Figure 7. Water level of Lake Neusiedl during the five sampling campaigns (white circles, dates for the sampling in Mörbisch) between October 2017 and April 2019. Blue line = mean water level, red line = water gauge of Apetlon (HZB-Nr. 122804), green line = water gauge of Breitenbrunn (HZB-Nr. 210138).

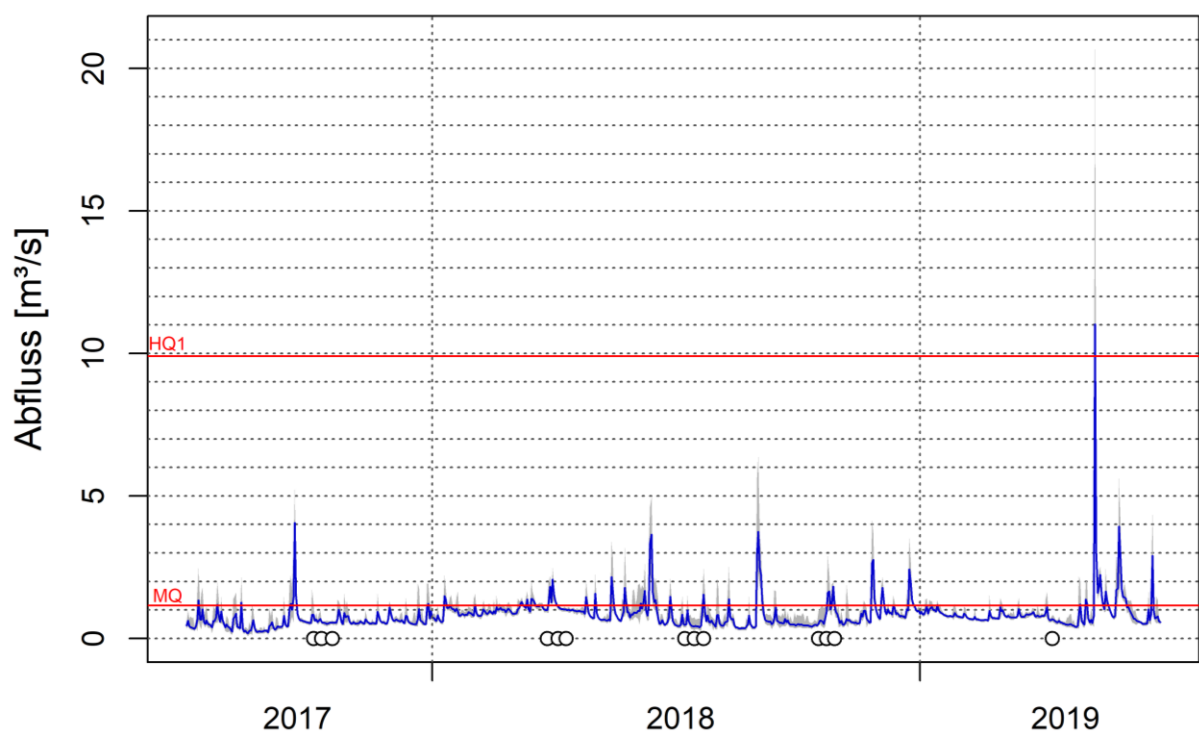


Abb. 8. Abfluss der Wulka am Pegel Schützen/Geb. (HZB 210096) im Projektzeitraum 2017–2019 (blaue Linie = Tagesmittelwerte, graue Linie = tägliche Bandbreite). Die weißen Kreise zeigen die Termine der Freilandkampagnen an. MQ = Mittelwasserabfluss, HQ₁ = einjähriges Hochwasser.

Figure 8. Discharge of the river Wulka at the water gauge Schützen/Geb. (HZB 210096) during the project 2017–2019 (blue line = daily mean, grey line = daily range). The white circles indicate the sampling campaigns. MQ = annual mean discharge.

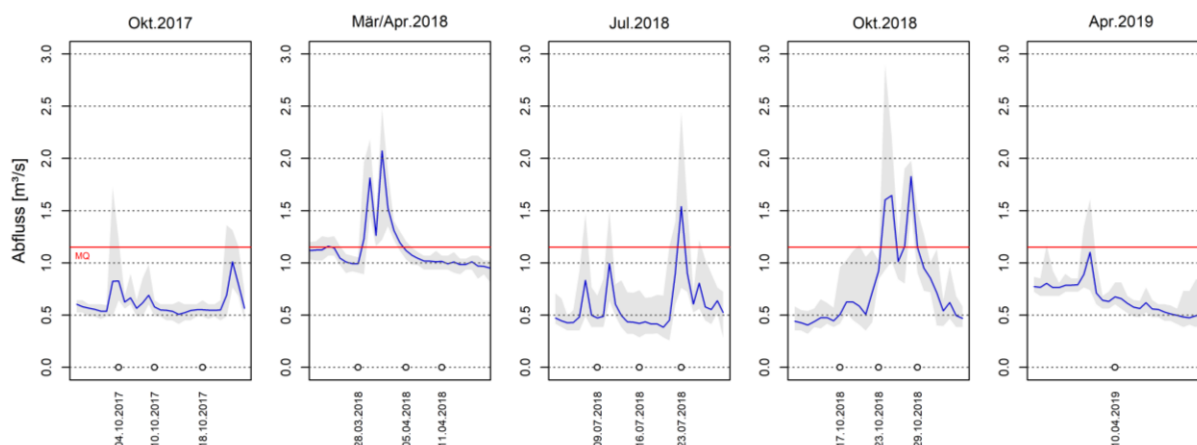


Abb. 9. Abfluss der Wulka am Pegel Schützen/Geb. (HZN 210096) an den fünf Freilandkampagnen (weiße Kreise) zwischen Oktober 2017 und April 2019. Die graue Fläche gibt die Tagesbandbreite, die blaue Linie das Tagesmittel an. MQ = Mittelwasserabfluss.

Figure 9. Discharge of the river Wulka at the water gauge Schützen/Geb. (HZN 210096) during the five sampling campaigns (white circles) between October 2017 and April 2019. The shaded area shows the daily range, the blue line the daily mean. MQ = annual mean discharge.

2.4 Parameter und Analysemethoden

Parameters and analytical methods

2.4.1 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter in der Wassersäule

General physico-chemical parameters in the water

2.4.1.1 Probenahme und Ortsbefund

Sampling and field survey

Probenahme: Die Entnahmen für die hydrochemischen Proben bzw. die Messungen der physikalisch-chemischen Feldparameter fanden vom Boot aus statt (in Abstimmung mit der Biologischen Station Illmitz). Sowohl die Probenahme auch die Analysen erfolgten im Rahmen der Akkreditierung des Labors der DWS Hydro-Ökologie. Die Wasserproben wurden gekühlt ins Labor gebracht, am selben Tag filtriert und den weiteren Analysen zugeführt.

Organoleptischer Befund: Aussehen (Farbe) und Geruch des Wassers wurde gemäß DEV B1/2 (DIN 38402) ermittelt. Für die Färbung wurde ein 3-stelliger Code zur Charakterisierung der Intensität, der Haupt- und der Nebenfärbung angegeben (Intensität: 0 = keine, 1 = leicht, 2 = mäßig, 3 = stark; Farbe: 0 = farblos, 1 = weiß, 2 = grau, 3 = schwarz, 4 = gelb, 5 = orange, 6 = rot, 7 = grün, 8 = braun, 9 = blau). Die Aufnahme des Geruchs erfolgt anhand folgender Codes: 0 = geruchlos, 1 = erdig/modrig, 2 = fischig, 3 = fäkalartig, 4 = Öl/Benzin, 5 = H₂S. Ergänzend wurde die Trübung erfasst (0 = keine, 1 = leicht, 2 = mäßig, 3 = stark).

Sichttiefe: Die Sichttiefe wurde mittels Secchi-Scheibe ($\varnothing = 30 \text{ cm}$) gemessen. War die Sicht bis zum Sediment gegeben, wurde dies gesondert notiert.

2.4.1.2 Freiland

Field work

Die Messung der physikalisch-chemischen Parameter (Leitfähigkeit in $\mu\text{S cm}^{-1}$ (bei 25°C), Sauerstoff in mg L^{-1} und relative Sättigung in %, Wassertemperatur in $^\circ\text{C}$ und pH-Wert ($-\log [\text{H}^+]$) erfolgte mit Handmessgeräten der Fa. WTW und der Fa. Hach.

2.4.1.3 Labor

Laboratory work

Phosphor: Die spektralphotometrische Analyse (ÖNORM EN ISO 6878) der gelösten Phosphorfractionen (SRP = „soluble reactive phosphorus“ als Orthophosphat-P, DP) erfolgte jeweils aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen $0,45 \mu\text{m}$ Membranfilter). Die Gesamtfraction (TP) wurde aus der Rohprobe analysiert. Die Bestimmung von Gesamtphosphor (TP) und gelöstem Phosphor (DP) erforderte den Aufschluss der Rohprobe beziehungsweise der filtrierten Probe mit Kaliumperoxodisulfat. Nach dem Aufschluss lagen die Fraktionen als Orthophosphat-Ionen vor. Diese reagieren in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimon-Ionen zu einem Antimon-Phosphormolybdat-Komplex. Durch Reduktion mit Ascorbinsäure wandelt sich dieser Komplex in einen stark-gefärbten Molybdänblau-Komplex um, dessen Analyse am Spektralphotometer bei $\lambda = 880 \text{ nm}$ erfolgt. Der partikuläre Phosphor (PP) ergibt sich aus der Differenz zwischen TP und DP. Durch Subtraktion des SRP vom gesamten gelösten Phosphor erhält man zusätzlich eine Fraktion (SUP = „soluble unreactive phosphorus“ = kondensierte Phosphate, Polyphosphate, organische Phosphorverbindungen), welche für Algen einen zumindest potenziell (mittels Enzymspaltung) verwertbaren Phosphorpool darstellen.

Stickstoff: Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) wurde aus dem Probenfiltrat (Filtration über $0,45 \mu\text{m}$ Membranfilter) nach ÖNORM ISO 7150-1 (modifiziert) analysiert. Im alkalischen Milieu reagieren NH_4^+ -Ionen mit Hypochlorit-Ionen und Salicylat-Ionen in Gegenwart eines Katalysators (Natriumpentacyanonitrosylferrat) zu einem blauen Indolphenol-Farbkomplex. Die spektralphotometrische Analyse erfolgte bei $\lambda = 655 \text{ nm}$. Die Ermittlung von Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) erfolgte mittels Ionenchromatographie (siehe unten). Nitrit wurde als $\text{NO}_2\text{-N}$ spektralphotometrisch mit Hilfe von Sulfanilamid und N-(1-Naphtyl)-ethylen-diamin-dihydrochlorid bestimmt ($\lambda = 540 \text{ nm}$; nach ÖNORM EN 26777, modifiziert).

Gesamtstickstoff bzw. gelöster (organischer) Stickstoff wurden mittels synthetischer Luft (kohlenwasserstofffrei) über einem Platinkatalysator im Verbrennungsrohr zu NO umgesetzt und mithilfe eines Chemolumineszenzdetektors gemessen (Rahmennorm: EN 12260).

Silicat: Silicat wurde aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter) analysiert (Legler 1988). Im sauren Milieu reagiert Silicat mit Molybdat zu Molybdatokieselsäure unter Ausbildung eines gelben Farbkomplexes. Die spektralphotometrische Bestimmung erfolgte bei $\lambda = 434 \text{ nm}$.

Gesamter und gelöster organischer Kohlenstoff TOC, DOC: Analysiert als nichtflüchtiger organischer Kohlenstoff NPOC („non purgeable organic carbon“). Die Analyse des Summenparameters NPOC (ÖNORM EN 1484, Analysengerät: Shimadzu TOC-V CPH) erfolgte aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter). Nach Ansäuerung und anschließendem Austreiben der anorganischen Kohlenstofffraktionen (DIC = „dissolved inorganic carbon“) werden die organischen Kohlenstoffverbindungen unter Sauerstoffzufuhr zu Kohlenstoffdioxid bei 720 °C oxidiert. Die Konzentration des gebildeten CO₂ wurde mittels non-dispersiver Infrarottechnologie bestimmt.

Alkalinität (= Säurebindungsvermögen): Die Bestimmung der Alkalinität erfolgte durch Titration (Titrino GP 736, Firma Inula) mittels 0,025 M HCl bis zum Äquivalenzpunkt pH = 4,3 (= +m-Wert). Bei den gegebenen pH-Werten, die meist unter 8,3 lagen, entspricht die Alkalinität weitgehend der Konzentration von Hydrogenkarbonat HCO₃⁻. Die Konzentrationen von H⁺, OH⁻ und CO₃²⁻ sind in diesem pH-Bereich vernachlässigbar klein. In den wenigen Fällen, bei denen pH-Werte >8,3 gemessen wurden, ist mit einem höheren Karbonat-Anteil zu rechnen.

Chlorid, Sulfat, Nitrat: Die Analyse der Anionen nach ÖNORM EN ISO 10304-1 erfolgte aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter) mittels flüssigkeitschromatischem Austauschverfahren und anschließender elektrochemischer Detektion (Leitfähigkeitsmessung mit Suppression). (Analysengerät: Firma Dionex, Serie DX120, Anionen Säule AS14, Eluens: Gemisch Natriumcarbonat und Natriumhydrogencarbonat).

Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium Die Analyse der Kationen erfolgte mittels flüssigkeitschromatografischen Ionenaustauschverfahren mit anschließender elektrochemischer Detektion ohne Suppression nach ÖNORM EN ISO 14911, modifiziert (Anlage: Firma Methrom, Serie 761 Compact IC).

Chlorophyll-a: Ein definiertes Volumen der Rohprobe wurde über einen Glasfasermikrofilter abfiltriert. Durch Einfrieren des Filters mit anschließender mechanischer Homogenisierung wurden die Zellen lysiert und der Zelleninhalt freigesetzt. Die Extraktion der Photopigmente erfolgte über Nacht auf 4 °C in 10 mL 90%-igem Aceton. Das Extrakt wurde am Spektralphotometer bei $\lambda = 663 \text{ nm}$ gemessen. Nach Ansäuerung des Extrakts mit Salzsäure erfolgte die Bestimmung der Phaeopigmente, die zur Berechnung der Chlorophyll-a Konzentration herangezogen werden (Lorenzen (1967); DIN 38 412 – L 16 modifiziert). Die Bestimmung der prozentuellen Anteile definierter Algenklassen erfolgte mittels den für die

jeweilige Algenklasse spezifischen Indikatorpigmenten über ein flüssigkeitschromatographisches Trennverfahren mittels HPLC (High-Performance Liquid Chromatography).

Schwebstoffe: Die Bestimmung des Trockengewichts- (T.S.) und Aschegewichts (A.S.) der partikulären Fraktion erfolgte durch Filtration über vorgemuffelte und vorgewogene Glasfaserfilter (Whatman GF/B). T.S. = Differenzwägung nach 24 h bei 105 °C im Trockenschrank. A.S. = Differenzwägung nach 1 ½ h bei 500 °C im Muffelofen. T.S. abzüglich A.S. = Glühverlust (entspricht etwa dem organischen Anteil der Schwebstoffe, O.S.). Waage: Sartorius CPA 225D.

Alle spektralphotometrischen Bestimmungen wurden an einem Hitachi U2000 Spektralphotometer abhängig vom Konzentrationsbereich mit einer 5 cm bzw. 1 cm-Durchflussküvette durchgeführt. Bei allen chemischen Parametern, deren Bestimmung eine Filtration erfordert, wurden 0,45 µm Membranfilter zum Filtrieren verwendet, für die Bestimmung von Chl-a wurden Whatman GF/C-Filter eingesetzt.

Ringversuchsergebnisse des Labors der DWS Hydro-Ökologie GmbH für die Jahre 2017–2019 können unter http://www.imatest.at/deutsch/auswert_archiv.html eingesehen werden. Alle Ringversuch-Analysen fanden als Eigenkontrolle im Rahmen des Monitoring gemäß Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II Nr. 479/2006 idgF) statt; Provider war das Analytikzentrum des IFA-Tulln.

Tabelle 6 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die angewandten Analyseverfahren und Normen sowie die laborinternen SOP. Angaben zu erweiterten Messunsicherheiten (MU) nach EURACHEM/CITAC (2004), unteren Arbeitsbereichsgrenzen (UAB) und Bestimmungsgrenzen (BG) können den Prüfberichten entnommen werden. Für alle Berechnungen wurden auch jene (mit höheren Messunsicherheiten behafteten) Messwerte herangezogen, die zwischen Nachweis- und Bestimmungsgrenze lagen.

Tabelle 6. Übersicht über die physikalisch-chemischen und hydrochemischen Analyseverfahren.

Table 6. Overview of analytical methods for physico-chemical parameters.

Parameter <i>Parameter</i>	Abkürzung <i>Abbreviation</i>	Einheit <i>Unit</i>	Norm <i>Standard</i>	SOP <i>SOP</i>
Freiland				
Sichttiefe	–	[m]	EN ISO 7027-2	4.3–4.5
Wassertemperatur	T	[°C]	ÖNORM M 6616 (mod.)	4.3–4.5
Elektrische Leitfähigkeit	Lf ₂₅	[µS cm ⁻¹]	EN 27888 (mod.)	4.3–4.5
pH-Wert	pH	[–log [H ⁺]]	EN ISO 10523 (mod.)	4.3–4.5
Sauerstoffsättigung	O ₂	[%]	ÖNORM EN ISO 5814, ISO 17289	4.3–4.5
Sauerstoffkonzentration	O ₂	[mg L ⁻¹]	ÖNORM EN ISO 5814, ISO 17289	4.3–4.5
Färbung	–	–	–	4.1
Geruch	–	–	DEV B1/2 (mod.)	4.1
Trübe	–	–	–	4.2

Parameter <i>Parameter</i>	Abkürzung <i>Abbreviation</i>	Einheit <i>Unit</i>	Norm <i>Standard</i>	SOP <i>SOP</i>
Labor				
Calcium	Ca ²⁺	[mg L ⁻¹]	EN ISO 14911 (mod.)	6.2
Magnesium	Mg ²⁺	[mg L ⁻¹]	EN ISO 14911 (mod.)	6.2
Natrium	Na ⁺	[mg L ⁻¹]	EN ISO 14911 (mod.)	6.2
Kalium	K ⁺	[mg L ⁻¹]	EN ISO 14911 (mod.)	6.2
Gesamthärte (berechnet)	GH	[mMol L ⁻¹]	DIN 38409-6 (mod.)	6.3
Karbonathärte (berechnet)	KH	[°dH]	ÖNORM EN ISO 9963-1 (mod.)	6.3
Säurekapazität bis pH 4,3	K _{S 4,3}	[mMol L ⁻¹]	EN ISO 9963-1 (mod.)	11.1
Säure-/Basenkap. bis pH 8,2	K _{S 4,3}	[mMol L ⁻¹]	EN ISO 9963-1 (mod.)	11.1
Chlorid	Cl ⁻	[mg L ⁻¹]	EN ISO 10304-1 (mod.)	6.1
Sulfat-Schwefel	SO ₄ -S	[mg L ⁻¹]	EN ISO 10304-1 (mod.)	6.1
Gesamtphosphor	TP	[µg L ⁻¹]	EN ISO 6878 (mod.)	8.3
Gelöster Phosphor	DP	[µg L ⁻¹]	EN ISO 6878 (mod.)	8.3
Gelöster reaktiver Phosphor (entspricht ortho-Phosphat-P)	SRP	[µg L ⁻¹]	EN ISO 6878 (mod.)	8.3
Gel. unreakt. Phosphor (ber.)	SUP	[µg L ⁻¹]	–	8.3
Partikul. Phosphor (ber.)	PP	[µg L ⁻¹]	–	8.3
Nitrit-Stickstoff	NO ₂ -N	[µg L ⁻¹]	EN 26777 (mod.)	8.2
Nitrat-Stickstoff	NO ₃ -N	[µg L ⁻¹]	EN ISO 10304-1 (mod.)	6.1
Ammonium-Stickstoff	NH ₄ -N	[µg L ⁻¹]	ISO 7150-1 (mod.)	8.1
Gesamt-Stickstoff	TN	[µg L ⁻¹]	EN 12260	7.1
Gel. organischer Stickstoff	DON	[µg L ⁻¹]	EN 12260	7.1
Silizium	SiO ₂ -Si	[µg L ⁻¹]	Legler (1988)	8.4
Gelöster org. Kohlenstoff	DOC	[mg L ⁻¹]	EN 1484	7.1
Gesamtschwebstoffe	PM	[mg L ⁻¹]	EN 872 (mod.)	10.1
Org. Schwebstoffe (ber.)	POM	[mg L ⁻¹]	EN 872, DIN 38409-2 Ab. 5.3	10.1
Anorganische Schwebstoffe	PIM	[mg L ⁻¹]	(mod.)	10.1
Chlorophyll-a	Chl-a	[µg L ⁻¹]	DIN 38412-16 (mod.)	8.6
Algenpigmente	–	[%; µg L ⁻¹]	Donabaum (1992)	9.1

2.4.2 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter im Sediment

General physico-chemical parameters in the sediment

2.4.2.1 Probenahme und Ortsbefund

Sampling and field survey

Die Sedimentbeprobungen wurden vom Boot aus durchgeführt, als Besammlungsgerät diente ein modifizierter Kajak-Corer (hergestellt von der Fa. Uwitec, Mondsee). Das Sediment wurde noch vor Ort verarbeitet, um die Störung der Sedimentkerne so gering wie möglich zu halten und insbesondere redoxbedingte Umwandlungsprozesse hintanzuhalten. Das Sediment wurde in Weithalsgebinde übergeführt und bis zum Transport zu den

analysierenden Labors gekühlt aufbewahrt. Alle Analysen erfolgten aus Mischproben von zumindest 3 Cores je Standort und nur aus 1 Sedimenthorizont (keine Vertikalprofile):

- Korngrößen, Hauptchemismus, Stickstoff und Kohlenstoff: 0–20 cm (analysierendes Labor: MAPAG)
- Wassergehalt/Glühverlust und Phosphorbindungsformen: 0–5 cm (analysierendes Labor: DWS Hydro-Ökologie)
- Korngrößen, Phosphorbindungsformen: 0–20 cm (analysierendes Labor: TU, vgl. Kap.2.4.3.1)

2.4.2.2 Freiland

Field work

Organoleptischer Befund: Die Aufnahme von Struktur, Farbe und Geruch des Sediments erfolgte qualitativ im Freiland bzw. ergänzend bei der Aufarbeitung der Proben im Labor.

2.4.2.3 Labor

Laboratory work

Korngrößenanalysen wurden von der Fa. MAPAG sowie von der TU Wien, Inst. Wassergüte und Ressourcenmanagement durchgeführt. Das von der Fa. MAPAG angewandte Verfahren basiert auf einer kombinierten Sieb- und Schlämmanalyse, wobei eine Schlämmanalyse aufgrund des hohen organischen Anteils der Matrix nur bei einer Probe möglich war. Bei den Untersuchungen der TU Wien wurden jeweils 2 Stichproben der homogenisierten Sedimentproben entnommen und die Korngrößenverteilung mittels eines Laserbeugungsanalysator Mastersizer 2000 (Malvern Panalytical, USA) fünffach bestimmt. Auf Basis dieser Messungen, konnten die charakteristischen Durchmesser der Sedimentkörner (d_{10} , d_{50} und d_{90}), sowie die spezifische Oberfläche erhoben werden.

Mit der Analyse des Hauptchemismus wurden die relativen Anteile der wichtigsten chemischen Bestandteile unterschieden (ausgewiesen als Oxide): Silizium (Si), Titan (Ti), Aluminium (Al), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Kalium (K), Phosphor (P), Schwefel (S). Die Analytik der genannten Elemente erfolgte mittels wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA; auf Philips PW2400). Weiters wurde der Glühverlust gravimetrisch nach zweistündigem Glühen bei 1000 °C ($GV_{1000^{\circ}C}$) bestimmt; er umfasst alle flüchtigen Substanzen (z.B. organische Verbindungen, Karbonate), aber auch in geringen Anteilen Kristallwasser der Tonfraktion. Die Messwerte von $GV_{1000^{\circ}C}$ beziehen sich im Bericht nur auf den Karbonatanteil; der organische rein Anteil wurde als $GV_{550^{\circ}C}$ ermittelt und vom $GV_{1000^{\circ}C}$ abgezogen. Die relativen Anteile der Hauptelemente sind als Oxide ausgewiesen und (ebenso wie der Glühverlust) in Massenprozent ausgedrückt. Einige Messwerte lagen unter der Bestimmungsgrenze; die verbleibenden Werte wurden

vom analysierenden Labor auf 100% hochgerechnet (Massen-%, M-%). In der grafischen Darstellung wurden, davon abweichend, für die Elemente mit geringen Anteilen die Werte an der Bestimmungsgrenze angesetzt und grafisch neu auf 100% aufgeteilt, wodurch sich für einzelne Parameter geringfügige Unterschiede zwischen den vom Labor angegebenen Messwerten und den grafischen Darstellungen ergeben können.

Die Bestimmung der Gehalte an Gesamtstickstoff (TN) und Kohlenstoff (TC) im Sediment erfolgte mittels Verbrennungsverfahren und nachfolgender gaschromatographischer Trennung (Elementaranalysator Carlo Erba EA 1108).

Wassergehalt: Zur Erfassung des Wassergehaltes (Trockenverlustes) wurden der feuchte Schlamm (WW) und der bei 95 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknete Schlamm (DW) gewogen. Der Wassergehalt WG [in %] ergibt sich aus:

$$WG = \frac{WW - DW}{DW}$$

Trockensubstanz und Glühverlust: Der getrocknete Schlamm (DW) wurde bei 500 °C gemuffelt und nochmals gewogen, woraus sich die aschefreie Trockensubstanz (AFDW) ergibt. Die Berechnung des Glühverlustes (GV) erfolgte nach Formel:

$$GV = \frac{DW - AFDW}{DW}$$

Die im Bericht angegebenen und grafisch dargestellten Werte für Wassergehalt und Glühverlust stammen, sofern nicht anders ausgewiesen, aus den Analysen der DWS und beziehen sich auf die obersten 5 cm. In den Analysen der MAPAG wurde, wie oben erwähnt, ein größerer Sedimentkern entnommen und analysiert (ca. 20 cm).

Die verschiedenen Bindungsformen des Phosphors im Sediment wurden über eine Serie von Extraktionsschritten ermittelt (nach Psenner et al. (1984), modifiziert):

1. Extraktionsschritt (H₂O): wasserlösliche Phosphate
2. Extraktionsschritt (Dithionit): an Fe- und Mn-Hydroxiden gebundener Phosphor
3. Extraktionsschritt (NaOH kalt): organischer, z.T. an Huminstoffen gebundener Phosphor und anorganischer Phosphor, in Form von Aluminiumphosphaten und adsorbierten Phosphorverbindungen
4. Extraktionsschritt (HCl): Apatit- (Ca- und Mg-) Phosphor
5. Extraktionsschritt (NaOH heiß): refraktärer Phosphor (überwiegend organischer Phosphor)

Analysen erfolgten sowohl durch das Labor der DWS Hydro-Ökologie als auch an der TU Wien, am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement. Spezifische Unterschiede in der angewandten Methode beider Labors sind in Kap. 8.2 gegenübergestellt.

2.4.3 Schadstoffe

Pollutants

2.4.3.1 Probenahme

Sampling

Die Probenahmen fanden, genauso wie für die Charakterisierung der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter, vom Boot aus und in Abstimmung mit der Biologischen Station Illmitz statt. Die Probenahme in der Wassersäule erfolgte mittels verschiedener Flaschen und Behälter für die unterschiedliche Analyten, nämlich Behälter aus Polyethylen (PE) für die Analyse von Metallen, Glasbehälter für Quecksilber und 2L PE-, Glas- bzw. Braunglasflaschen für verschiedene organische Spurenstoffe. Für die Analyse von Metallen und PAK wurden die Proben stabilisiert. Die Sedimentbeprobungen wurden so wie im Kapitel 2.4.2.1 beschrieben durchgeführt. In der ersten Kampagne für die Charakterisierung wurden zwei Sedimentschichten (oberste 5 cm bzw. von 5 bis 25 cm) in getrennten Behältern entnommen und analysiert. In den folgenden Kampagnen für die Charakterisierung wurde ausschließlich die oberste Schicht von 5 cm beprobt. Da für die Durchführung der Versuche eine erhebliche Menge an Sediment (ca. 60 l) notwendig war, wurden aus praktischen Gründen die ersten 20 cm aus den Cores entnommen.

2.4.3.2 Labor

Laboratory work

Bei der Auswahl der untersuchten Schadstoffparameter ging es nicht darum die nach EU Wasserrahmenrichtlinie bzw. in der österreichischen Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer abzuarbeiten, sondern das Ziel war es durch die Stoffauswahl einen Überblick über unterschiedliche Stoffe mit unterschiedlichen Herkunftsbereichen und Umweltverhalten zu erhalten, bei denen aus Voruntersuchungen quantifizierbare Analyseergebnisse (> Bestimmungsgrenze) zu erwarten waren. So wurden in den wässrigen- und Feststoffproben die Konzentration folgender Metalle bestimmt: Quecksilber, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink. Was die organischen Spurenstoffe betrifft, wurden Stoffe aus einer Vielfalt von Gruppen ausgewählt: Arzneimittel (Carbamazepin, Bezafibrat und Diclofenac), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), poly- und perfluorierte Chemikalien (PFC), ein Herbizid (Atrazin), ein Metabolit des Herbizids Chlorizadon (Desphenylchlorizadon), ein Metabolit der Fungizide Dichlofluanid und Tolyfluanid (N,N-

Dimethylsulfamid), Alkylphenole (4-iso-Nonylphenol, Bisphenol A), Komplexbildner (EDTA, NTA), der synthetischer Süßstoff Acesulfam-K und die Industriechemikalie Benzotriazol.

Aus der Gruppe der PAK wurden 16 EPA Einzelstoffe analysiert: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i) perylen, Dibenzo(a,h)anthracen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren.

Die analysierten PFC enthalten folgende 28 Einzelstoffe: Perfluorooctansulfonsäure (PFOS), Perfluorooctansäure (PFOA), Perfluoronansulfonsäure (PFNS), Perfluoronansäure (PFNA), Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS), Perfluorhexadecansäure (PFHxDA), Perfluorhexansäure (PFHxA), Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS), Perfluorheptansäure (PFHpA), Perfluordecansulfonsäure (PFDS), Perfluordodecansäure (PFDoA), Perfluordecansäure (PFDA), Perfluorbutansulfonsäure (PFBS), Perfluorbutansäure (PFBA), 2,3,3,3-Tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)-propansäure (GenX), Kalium-2-[(6-chlor-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6-dodecafluorhexyl)oxy]-1,1,2,2-tetrafluorethansulfonat (F53B), 4,8-Dioxa-3H-perfluoronansäure (ADONA), 8:2 Fluortelomersulfonsäure (8:2FTS), 6:2 Fluortelomersulfonsäure (6:2FTS), 4:2 Fluortelomersulfonsäure (4:2FTS), Perfluorooctansulfonsäureamid (PFOSA), Perfluorpentansäure (PFPeA), Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS), Perfluortetradecansäure (PFTeDA), Perfluortridecansäure (PFTrDA), Perfluorundecansäure (PFUnA), N-Methylperfluorooctansulfonamid (NMeFOSA), N-Ethylperfluorooctansulfonamid (NEtFOSA).

Für die Bestimmung von gelösten Metallen wurden die Wasserproben nach der Probenahme filtriert (0,45 µm). Die Proben wurden für die Bestimmung der anderen Analyten im Wasser nicht filtriert.

Die Sedimentproben wurden im Labor gefriergetrocknet (lyophilisiert). Dabei wurde die Trockenmasse bestimmt. Außerdem wurde eine Reihe von Sedimentproben zentrifugiert und die Schadstoffe wurden im Porenwasser analysiert.

Sämtliche Proben wurden von akkreditierten Labors nach den Methoden und Normen von Tabelle 7 bestimmt.

Tabelle 7. Angewendete Methoden und Labornormen für die Analyse von Metallen und organischen Spurenstoffen.

Table 7. Laboratory methods and standards applied for the analysis of metals and organic micropollutants.

	Wasser	Sediment
Metalle <i>Pb, Cd, Cu, Ni und Zn</i> <i>(gesamt und gelöst im Wasser)</i>	DIN 38406-29-E29	ÖNORM EN ISO 17294-2
Quecksilber <i>(gesamt und gelöst im Wasser)</i>	DIN EN 13506-E35	ÖNORM EN ISO 12846
PAK	DIN 38407-39	ÖNORM L1200
PFC	DIN 38407-F42	Zugabe eines isotopenmarkierten Surrogatmischstandards

		Extraktion im Ultraschallbad Einengung des Lösungsmittels Reinigung des Extrakts mittels EnviCarb-Pulver Filtration Bestimmung mittels Flüssigchromatographie-Tandemmassenspektrometrie (LC-MS/MS) (SOP 318042)
Arzneimittel	PV M 2500/0	Analytik in Anlehnung an Amtliche Sammlung von Untersuchungsverfahren nach § 64 LFGB, L 00.00-115: Multimethode zur Bestimmung von Pflanzenschutzmittelrückständen in pflanzlichen Lebensmitteln mittels LC-MS/MS nach Acetonitril-Extraktion/Verteilung und Aufreinigung mittels dispersiver SPE (QuEChERS)
Atrazin	DIN 38407-36:2014-09	
Acesulfam-K	PV M 3700/0	
Chloridazon-Desphenyl	PV M 3200/0	<i>In Feststoffen nicht analysiert</i>
N,N-Dimethylsulfamid	PV M 3300/0	<i>In Feststoffen nicht analysiert</i>
NTA - EDTA	DIN EN ISO 16588	<i>In Feststoffen nicht analysiert</i>
Bisphenol A 4-iso-Nonylphenol	PV M 1004/0	Zugabe eines deuterierten Surrogatmischstandards Extraktion mittels Soxhlet Einengung des Extraktionsmittels Lösungsmittelwechsel auf Acetonitril Zugabe eines Injektionsstandards Bestimmung mittels Flüssigchromatographie-Tandemmassenspektrometrie (LC-MS/MS)

2.5 Externe Daten

External data

Für die Berechnungen von Frachten aus der Wulka in den Neusiedler See wurden Daten des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5, Gewässeraufsicht, von der Messstelle Schützen am Gebirge aus dem Zeitraum 1992–2018 verwendet.

Die Messstelle Schützen/Geb. an der Wulka entspricht der hydrografischen Pegelstelle mit der HZB-Nummer 210096. In Hinblick auf die Frachtberechnungen ist zu berücksichtigen, dass unterhalb der Messstelle Schützen noch die gereinigten Abwässer der Kläranlage „Neusiedler See Westufer“ einmünden, welche seit dem Jahr 2000 die Abwässer der meisten Ortschaften am Westufer des Sees aufnimmt, und deren Ablaufwerte ebenfalls von der Gewässeraufsicht zur Verfügung gestellt wurden.

Für die Darstellung der Wasserqualität im offenen See wurden Daten von vier Untersuchungsstellen im offenen See herangezogen (vgl. Abb. 1):

- P4 (Südteil Höhe Apetlon)
- P5 (Höhe Illmitz – Mörbisch)
- P24 (Höhe Podersdorf)
- P27 (Höhe Purbach/Oggau)

Die Messstellen-Nummern entstammen dem Monitoring der Biologischen Station Illmitz, das auf wöchentlichen bis monatlichen Probenahmen beruht. Für die vorliegende Arbeit wurden die Daten ab 1983 herangezogen. Der Zeitraum davor ist in der Darstellung der Wasserqualität des offenen Sees mit der Arbeit von Herzig (1990) abgedeckt.

2.6 Berechnungen und statistische Auswertungen

Calculations and statistical analyses

Die Daten aus der Wulka beruhen auf täglichen bis zweitäglichen Probenahmen, allerdings gibt es in mehreren Jahren Datenlücken. Kleinere Datenlücken wurden durch Interpolation der Konzentrationen ermittelt. Längere Datenlücken der Schwebstoffkonzentrationen *PM* wurden über eine lineare Regression mit dem Abfluss *Q* geschlossen, Datenlücken beim Gesamtposphor *TP* über eine multiple Regression mit dem Abfluss und dem Schwebstoffgehalt.

$$PM = 49,508 \cdot Q + 8,279, \quad R^2 = 0,23 \quad (1)$$

$$TP = 0,183887 - 0,011381 \cdot Q + 0,001705 \cdot PM, \quad R^2 = 0,41 \quad (2)$$

Die statistischen Berechnungen und grafischen Darstellungen in Kap. 3 wurden mit der Statistikumgebung R Version 3.6.3 durchgeführt (R Core Team 2020). Für den Vergleich verbundener Stichproben wurde der non-parametrische (rangbasierte) Wilcoxon-Test herangezogen (Sachs 1982).

3 ALLGEMEINE PHYSIKALISCH-CHEMISCHE PARAMETER IN DER WASSERSÄULE

GENERAL PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS IN THE WATER

von Georg WOLFRAM, Patricia RIEDLER, Roland HAINZ, Silvia HINTERMAIER

3.1 Der Sediment- und Nährstoffeintrag über die Wulka

The sediment and nutrient load via the river Wulka

Die Wulka ist der abflussreichste Zubringer in den Neusiedler See und stellt – neben dem atmosphärischen Eintrag und den direkt in den See mündenden Kläranlagen – auch den wichtigsten Eintragspfad für externe Nährstoffe in das Gewässer dar. Dies liegt einerseits an der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebietes, aus dem große Mengen an partikulär gebundenen Nährstoffen in die Wulka abgeschwemmt werden. Andererseits ist das Eisenstädter Becken gegenüber anderen Regionen Österreichs vergleichsweise niederschlagsarm; in Trockenzeiten machen die Ausleitungen der gereinigten Abwässer der Kläranlagen im Einzugsgebiet mehr als 50% des Niederwasserabflusses der Wulka aus.

Aufgrund der Bedeutung der partikulären Fraktion für die Phosphor-Gesamtfracht ist es naheliegend, bei der Betrachtung der Nährstoffeinträge mit den **Schwebstoffen** zu beginnen.

Die erste umfangreichere Darstellung zum Chemismus der Wulka stammt von Ende 1970er / Anfang 1980er Jahre. An der damals neu errichteten Gewässergütemessstation in Schützen/Geb. konnten erstmals kontinuierliche Messungen durchgeführt werden, welche gut abgesicherte Berechnungen der Frachten erlaubten. Die Messungen machten den Unterschied zwischen den Schwebstoffgehalten bei niederen bis mittleren Abflüssen gegenüber Hochwasserabflüssen deutlich. Stalzer *et al.* (1986) geben als Spitzenwert für diesen Zeitraum einen Gehalt an ungelösten Feststoffen von 4 g L^{-1} an. In der Zeitreihe 1992–2018 lag der Spitzenwert bei $1,9 \text{ g L}^{-1}$, der Median bei 28 mg L^{-1} .

Ausgehend von der dichten Messreihe an Schwebstoffgehalten wurde für den Zeitraum Juli 1982 bis Juni 1984 eine Jahresfracht an Feststoffen in der Wulka in der Höhe von $12\,300 \text{ t a}^{-1}$ ermittelt (Stalzer *et al.* 1986), wobei Hochwässer einen ganz erheblichen Anteil

ausmachten. So betrug die Schwebstofffracht eines durchschnittlichen Hochwassers der Wulka Ende 1970er / Anfang 1980er Jahre 5 600 t (Haider 1983; Von der Emde *et al.* 1986).

Im Zeitraum 1992–2018 variierten die Jahresfrachten zwischen rund 740 und 8 560 t a⁻¹ (abgesehen vom Extremjahr 1996 mit 24 230 t a⁻¹), der Median der Jahresfrachten lag bei 2 590 t a⁻¹, der Mittelwert (incl. 1996) bei 3 890 t a⁻¹. Abb. 11 veranschaulicht die hohe Variabilität zwischen den verschiedenen Jahren, die sich im Wesentlichen daraus ergibt, dass die Schwebstofffracht naturgemäß stark mit der Abflussfracht korreliert ist. Dies erschwert Aussagen zu Langzeitveränderungen. Die Korrelation zwischen Abfluss- und Schwebstoff-Jahresfracht lässt jedoch erkennen, dass Letztere im Zeitraum 1992–2004 bei gleichen Abflüssen größer war als im Zeitraum 2006–2018 (Abb. 11). Der einzelne Datenpunkt aus den 1980er Jahren passt insofern ins Bild, als er in dieser Korrelation noch weiter oben liegt. Die Datenreihe deutet somit auf eine leichte Abnahme der Schwebstofffrachten in den letzten paar Jahrzehnten hin.

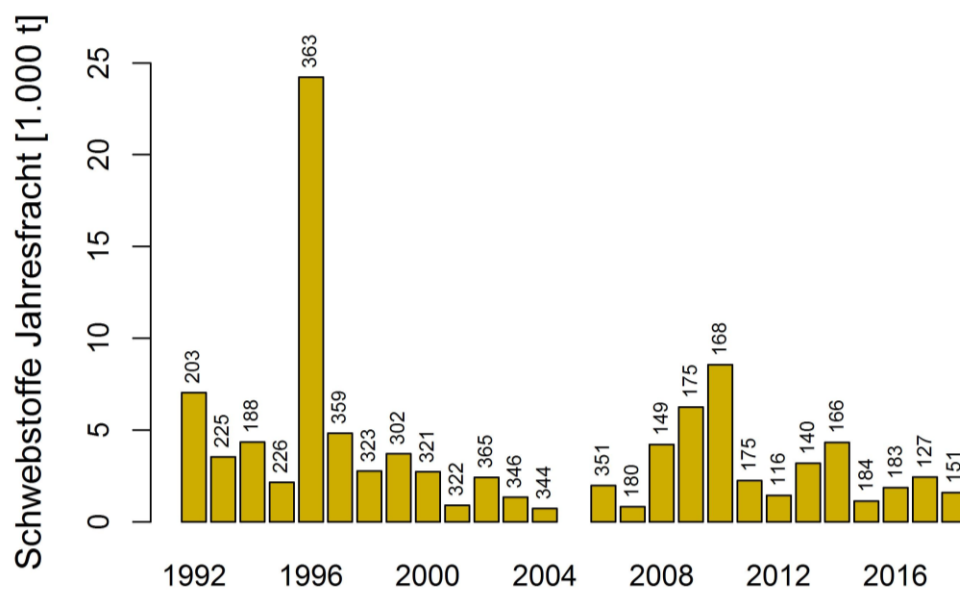


Abb. 10. Jahresschwebstofffrachten in der Wulka Höhe Schützen/Geb. im Zeitraum 1992–2018. Die Zahlen über den Balken geben die Anzahl der Tage an, an denen konkrete Messdaten zur Fracht vorliegen (Lücken wurden hochgerechnet).

Figure 10. Annual loads of suspended matter in the river Wulka near Schützen/Geb. during 1992–2018. The numbers above the bars indicate the number of days per year with analysed load data (gaps were interpolated).

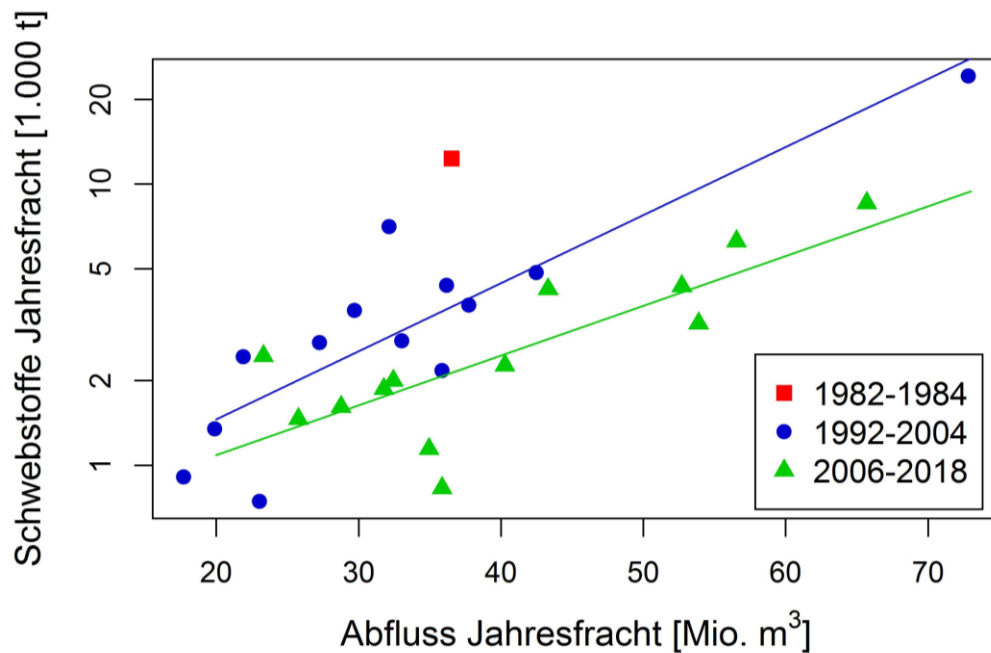


Abb. 11. Korrelation zwischen den Jahresfrachten des Abflusses und der Schwebstoffe in der Wulka Höhe Schützen/Geb. in unterschiedlichen Zeiträumen.

Figure 11. Correlation between the annual loads of discharge and suspended matter in the river Wulka near Schützen/Geb. in different periods.

Die erste Abschätzung der Nährstoffbelastung der Wulka stammt von Stalzer *et al.* (1986). Zwischen 1978 und 1983 konnte von Stalzer *et al.* (1986) eine Verringerung der durchschnittlichen **Orthophosphat-Konzentration** von 0,95 auf 0,38 mg L⁻¹ festgestellt werden, welche die Autoren auf die Reinhaltmaßnahmen im Ober- und Mittellauf der Wulka zurückführten. Für den Zeitraum Juni 1982 bis Juli 1984 geben Stalzer *et al.* (1986) an der Gewässergütemessstation in Schützen/Geb. eine mittlere **Gesamtphosphor-Konzentration** von 0,79 mg L⁻¹ bei Nieder- bis Mittelwasser (bis 1,25 m³ s⁻¹) und von 0,92 mg L⁻¹ bei erhöhtem Mittelwasser (1,25–2,5 m³ s⁻¹) an. Es wurden allerdings bei Hochwasser Maximalwerte der Gesamtphosphor-Konzentration in der Wulka von bis über 16 mg L⁻¹ gemessen (Von der Emde *et al.* 1986).

In den letzten rund 25 Jahren betrug die Gesamtphosphor-Konzentration als Median berechnet 0,21 mg L⁻¹. 50% der Messwerte (25% bis 75%-Perzentil) fallen in den Bereich zwischen 0,15 und 0,28 mg L⁻¹. Weder die durchschnittlichen noch die Extremwerte (mehrere g L⁻¹) erreichten somit die Vergleichswerte von Anfang der 1980er Jahre. Dies verdeutlichen Abb. 12 und Abb. 13, die über die letzten 25 Jahre eine markante Abnahme der Gesamtphosphor-Konzentration der Wulka bis etwa zur Jahrtausendwende erkennen lässt; danach blieben die Werte weitgehend stabil. Nach den erhöhten Konzentrationen Anfang der 1980er Jahre betrug der Median der Messwerte für Gesamtphosphor 1992 nur mehr 0,44 mg L⁻¹ und fiel danach auf rund 0,2 mg L⁻¹.

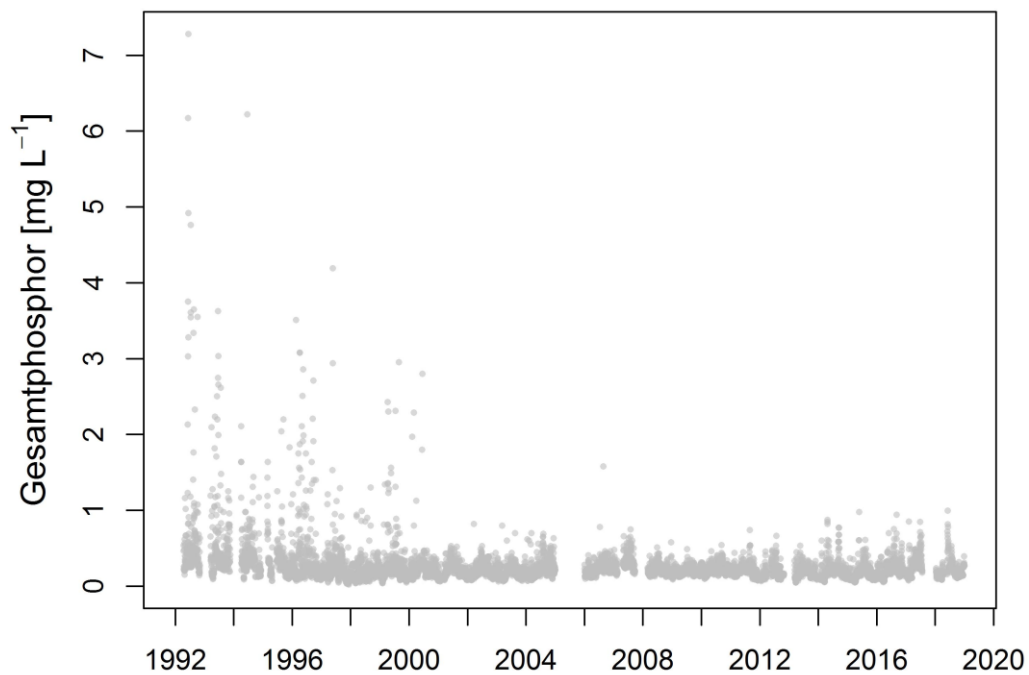


Abb. 12. Gesamtphosphor-Konzentration in der Wulka Höhe Schützen/Geb. im Zeitraum 1992–2018 (Rohdaten, tägliche/zweitägliche Tagesmischproben).

Figure 12. Total phosphorus concentration in the river Wulka near Schützen/Geb. during 1992–2018 (raw data, sampling frequency 1–2 days, daily mixed samples).

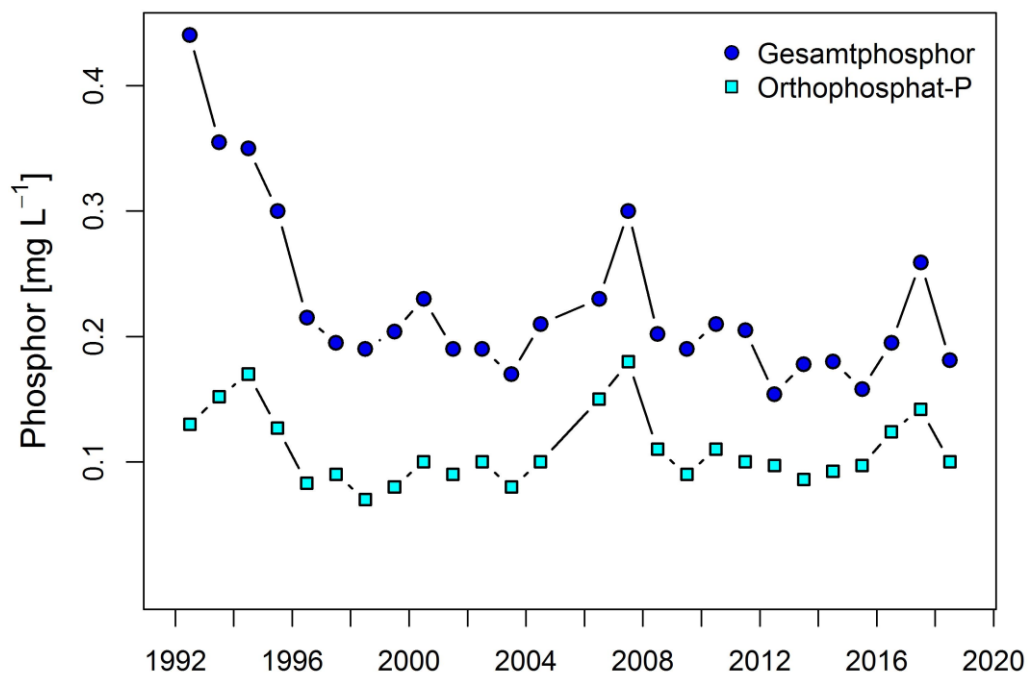


Abb. 13. Verlauf des Jahresmedians der Konzentration von Gesamtphosphor und Orthophosphat-Phosphor in der Wulka Höhe Schützen/Geb. im Zeitraum 1992–2018.

Figure 13. Annual median of the concentration of total phosphorus and orthophosphate-P in the river Wulka near Schützen/Geb. during 1992–2018.

Als **Phosphorfracht** der Wulka geben Stalzer *et al.* (1986) auf Basis von Messungen im Zeitraum Juni 1982 bis Juli 1984 einen Wert von $54,3 \text{ t a}^{-1}$ an. Wie bei den Schwebstoffen transportiert die Wulka die größten Mengen an Phosphor bei Hochwasser. Die Phosphorfracht bei einem durchschnittlichen Hochwasser lag nach Haider (1983) und Von der Emde *et al.* (1986) Anfang der 1980er Jahre bei 11 t und konnte bei starken Hochwässern mehr als die Hälfte der Jahresfracht ausmachen.

Im Zeitraum 1992–2018 variierte die tägliche Phosphorfracht zwischen 2 kg und mehreren t; im Median betrug sie 15 kg d^{-1} mit einer Interquartil-Bandbreite von 10 bis 25 kg d^{-1} . Wie bei den Schwebstoffen und entsprechend der Abnahme der Phosphor-Konzentrationen nahmen die Gesamtposphor-Jahresfrachten der Wulka in den letzten Jahrzehnten ab (Abb. 15). Nach einer mittleren Gesamtposphor-Jahresfracht von $54,3 \text{ t a}^{-1}$ über den Zeitraum Juli 1982 bis Juni 1984 (Stalzer *et al.* 1986) lag die Phosphorfracht 1992 unter 40 t a^{-1} und betrug auch danach – abgesehen vom hochwasserbedingten Ausnahmejahr 1996 – stets deutlich weniger als 20 t a^{-1} . In den letzten drei Jahren (2016–2018) wurden über die Wulka auf Höhe der Messstation Schützen/Geb. jährlich zwischen 5,8 und 7,3 t Gesamtposphor in Richtung Neusiedler See transportiert; der Median der Jahresfrachten seit 2000 beträgt $6,9 \text{ t a}^{-1}$.

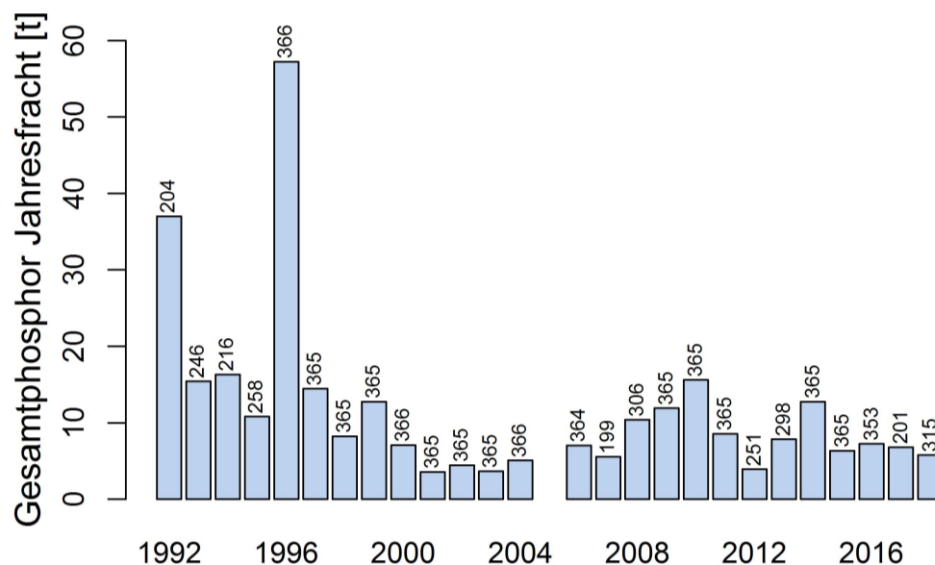


Abb. 14. Jahresphosphorfrachten in der Wulka Höhe Schützen/Geb. im Zeitraum 1992–2018. Die Zahlen über den Balken geben die Anzahl der Tage an, an denen konkrete Messdaten zur Fracht vorliegen (Lücken wurden hochgerechnet).

Figure 14. Annual phosphorus loads in the river Wulka near Schützen/Geb. during 1992–2018. The numbers above the bars indicate the number of days per year with analysed load data (gaps were interpolated).

Wie eingangs erwähnt, ist hier zum einen zu berücksichtigen, dass mit der ARA „Neusiedler See Westufer“ und natürlich über andere Pfade (direkt einmündende Kläranlagen, atmosphärischer Eintrag) weitere Nährstoffe in den See gelangen. Zieht man aber in Betracht, dass auch die Frachten aus den Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen sind (Gabriel *et al.* 2012; Wolfram & Herzig 2013), so steht außer Zweifel, dass die Gesamt-Nährstofffrachten in den Neusiedler See heute nur mehr einen kleinen Teil der Belastung ausmachen, die in den 1980er Jahren gegeben war. Die Beladung der Schwebstoffe mit Phosphor hat sich dabei nur unwesentlich geändert. In der Korrelation der Jahresfrachten (Abb. 15) lässt sich kein zeitlicher Trend herauslesen.

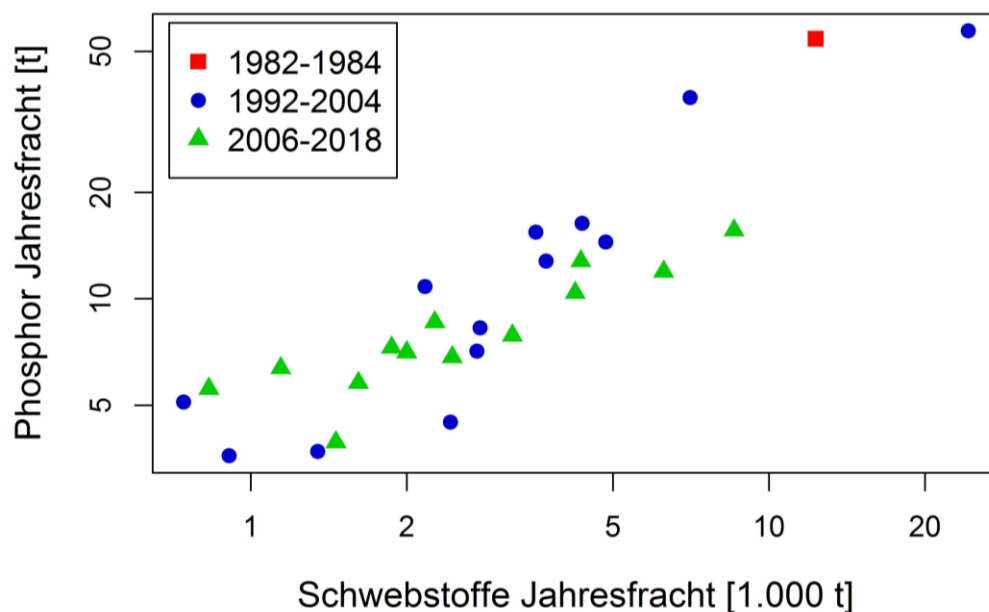


Abb. 15. Korrelation zwischen Schwebstoff- und Gesamtphosphor-Jahresfrachten in der Wulka Höhe Schützen/Geb. in unterschiedlichen Zeiträumen.

Figure 15. Correlation between the annual loads of suspended matter and total phosphorus in the river Wulka near Schützen/Geb. in different periods.

3.2 Die Verhältnisse beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel

The situation during the flow of the river Wulka through the reed belt

3.2.1 Fließwege der Wulka

Pathways of the river Wulka

Bevor die Wulka tatsächlich in den Neusiedler See einmündet, durchströmt sie den mehrere Kilometer breiten Schilfgürtel. Hier kommt es zu mannigfaltigen und komplexen Umsetzungsprozessen. Dass die Erkenntnisse früherer Untersuchungen nicht direkt auf die heutige Situation übertragbar sind, hängt damit zusammen, dass der Weg der Wulka durch den Schilfgürtel im Laufe der letzten Jahrzehnte immer wieder Veränderungen unterworfen war. Der genaue Verlauf der Fließwege ist heute ungenügend bekannt.

Eine erste Regulierung der Wulka durch den gesamten Schilfgürtel wurde in den 1920er Jahren durchgeführt. Spätestens mit dem großen Hochwasser 1965 kam es zu einer Bettverlegung. Neuerliche Verwerfungen folgten Mitte der 1970er Jahre. Nach Von der Emde et al. (1986) wurde die Wulka dadurch zunächst flächig in Richtung des ehemaligen Wulkalaufs gedrängt und sammelte sich bei einem Schilfschneiderkanal. Es dürfte sich dabei aber nur um einen Teilstrom gehandelt haben, daneben gab es einen breiten Wasseraustritt auf 1,5 bis 2 km Breite, bei höheren Wasserständen auch nach Durchströmung einiger Furten über den nördlich gelegenen alten Wulka-Kanal (Von der Emde et al. 1986).

Wie mehrmalige Befahrungen des Gebietes zeigten, besteht die ehemals breitflächige Durchströmung des Schilfgürtels heute nicht mehr in dem gleichen Ausmaß wie früher. Das könnte daran liegen, dass im Zuge der regelmäßigen Ertüchtigung der Kanäle Sedimente entlang der Schilfkanäle aufgehäuft und damit Längsdämme geschaffen wurden, die nur an sehr wenigen Öffnungen dieser Barrieren eine Durchströmung ermöglichen (Abb. 16). Im Detail bestehen aber Unsicherheiten, insbesondere was die Fließwege bei höheren Wasserführungen der Wulka anlangt. Feststehen dürfte jedenfalls, dass heute die lineare gegenüber der diffusen Durchströmung des Schilfgürtels überwiegt.

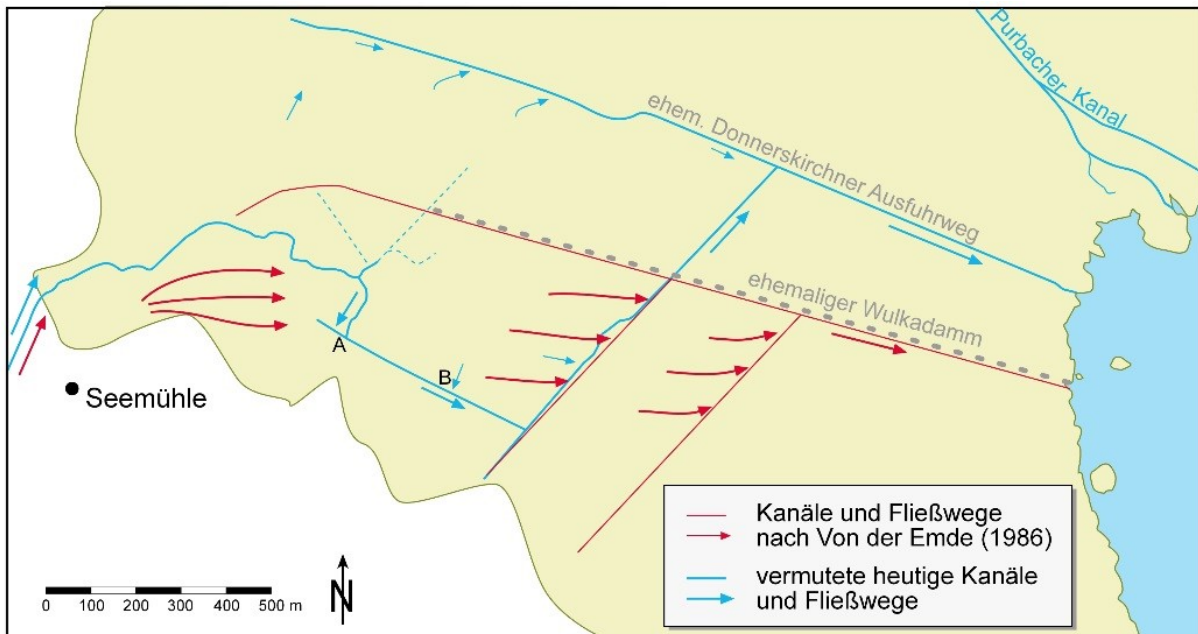


Abb. 16. Fließwege der Wulka durch den Schilfgürtel des Neusiedler Sees in den 1980er Jahren (nach Von der Emde et al. (1986)) und aktuell vermutete Fließwege. A, B ... Fotostandorte von Abb. 17.

Figure 16. Pathways of the river Wulka through the reed belt of Lake Neusiedl in the 1980s (after Von der Emde et al. (1986)) and currently assumed pathways. A, B ... sites where the photo in Figure 17 were taken.



Abb. 17. Links: Überströmung eines Dammes durch einen Wulkateilstrom (Punkt A in Abb. 16), rechts: Unterwasseraufnahme eines (sehr klaren) Wulkateilstroms beim Durchtritt durch eines der wenigen Dammöffnungen nach diffuser Durchströmung des Schilfgürtels (Punkt B in Abb. 16).

Figure 17. Left: Overflow of a dam by a flow of the river Wulka (site A in Figure 16), right: underwater picture of a (very clear) partial flow of the river Wulka at one of the very few dam cuts after diffuse passage of the reed belt (site B in Figure 16).

3.2.2 Veränderungen des Chemismus bei der Durchströmung des Schilfgürtels

Alterations of the chemistry during the passage through the reed belt

Im Vergleich der vier Standorte des Wulka-Transektivs ist die Sonderstellung der ersten Untersuchungsstelle Höhe Seehof zu berücksichtigen, die zwar nahe der Mündung gelegen ist, aber dennoch als reiner Fließgewässer-Standort anzusehen ist. Die Daten an dieser Messstelle (WU4) zeigen die physikalisch-chemischen Verhältnisse im Unterlauf der Wulka vor Einsetzen der Umsetzungsprozesse beim Durchtritt durch den Schilfgürtel.

Dabei ist die Wulka im Unterlauf freilich keineswegs als unbeeinflusste Referenz anzusehen, sondern spiegelt vielmehr sehr deutlich die diffusen Einträge aus dem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet, aber auch die punktförmigen Einträge aus den Abwasserreinigungsanlagen (ARA) Wulkaprodersdorf, Neusiedler See West und Eisenstadt. In Niederwasserphasen überwiegen die Abflüsse dieser drei ARAs den natürlichen Abfluss der Wulka deutlich.

Der Einfluss der Kläranlagen manifestiert sich unter anderem in der vergleichsweise hohen **Leitfähigkeit** von $649\text{--}1177\ \mu\text{S cm}^{-1}$ (Median = $1040\ \mu\text{S cm}^{-1}$; Abb. 18) in der Wulka bei Seehof. Der **pH-Wert** variierte an den fünf Untersuchungskampagnen zwischen 7,9 und 8,4 und lag damit gewässertypisch im schwach-basischen Bereich.

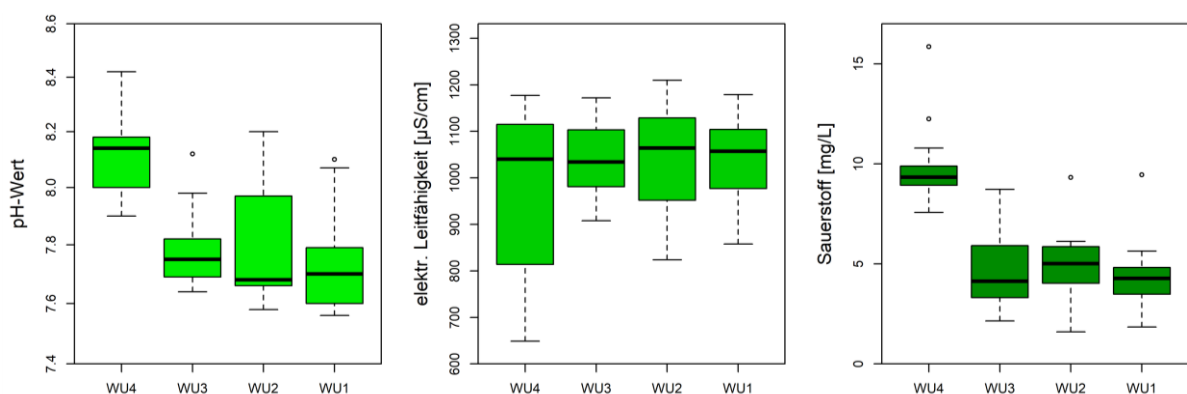


Abb. 18. pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff-Konzentration entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13).

Figure 18. pH value, electric conductivity, and oxygen concentration along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13).

Die Boxplots der Messwerte an den drei anderen Untersuchungsstellen im Bereich Wulka verdeutlichen die chemischen Veränderungen, die das Wulkawasser mit dem Durchtritt

durch den Schilfgürtel erfährt. Bei der Leitfähigkeit liegen die Werte auf den ersten Blick ähnlich wie in der Wulka, wenngleich die Bandbreite an den drei Standorten im Schilfgürtel geringer ist als in der Wulka. Der paarweise Vergleich der Messwerte zeigt jedoch, dass die Messwerte im Schilfgürtel mehrheitlich über den Vergleichswerten der Wulka liegen (Differenzen zu WU4 sind negativ, Abb. 19 Mitte), d.h. die Konzentration der Elektrolyten erhöht sich beim Durchtritt durch den Schilfgürtel.

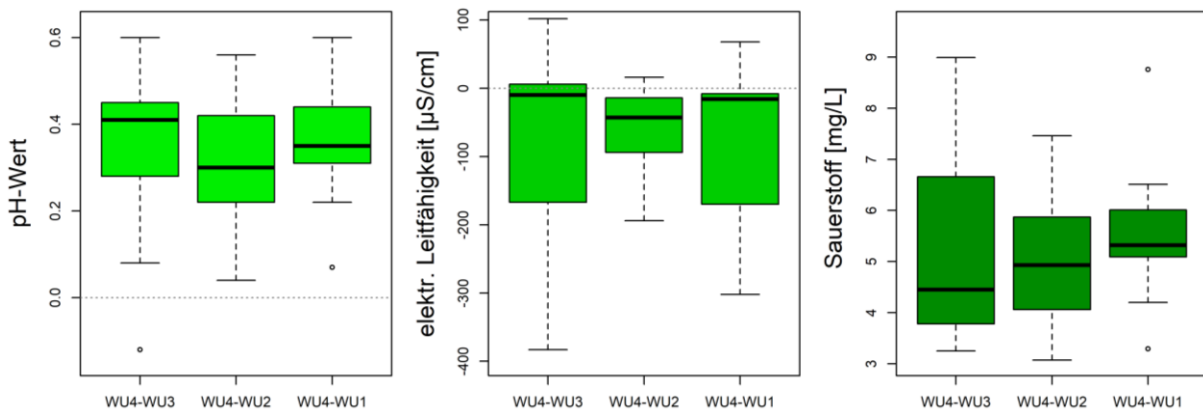


Abb. 19. Differenzen zwischen pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff-Konzentration in der Wulka (WU4) und den Vergleichswerten an den drei anderen Standorten im Wulka-Transekt (WU3, WU2, WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13).

Figure 19. Differences between pH value, electric conductivity and oxygen concentration in the river Wulka (WU4) as compared to the other three sampling sites of the Wulka transect (WU3, WU2, WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13).

Parallel dazu führt der Abbau des eingebrachten oder vor Ort produzierten organischen Materials zu einer verstärkten **Sauerstoffzehrung** (Abb. 18 rechts). Im Median wurden an den Messstellen WU3 bis WU1 rund 4–5 mg L⁻¹ weniger Sauerstoff gemessen als in der Wulka (Abb. 19 rechts). Beim pH-Wert sind die verstärkten dissimilatorischen Prozesse an den geringeren Messwerte erkennbar (Abb. 18 links), im Medium um 0,3–0,4 Einheiten (Abb. 19 links).

Die Zusammensetzung der Hauptionen ist exemplarisch anhand des Parameters **Calcium** veranschaulicht. Die Absolutwerte (Abb. 20 links) wie auch die Differenzen (Abb. 21 links) zeigen ein ähnliches Bild wie die Leitfähigkeit (Abb. 18 und Abb. 19 Mitte), was nicht verwundert, da Calcium an allen vier Wulka-Standorten und über alle 13 Untersuchungstermine rund 42–49% der gesamten Kationen ausmacht (berechnet auf Basis der Äquivalentkonzentration).

In der Calcium-Magnesium-Relation (dargestellt als Anteil von Calcium an der Summe der zweiwertigen Kationen, Abb. 20 Mitte) ist im Schilfgürtel eine leichte Abnahme der Werte

gegenüber jenen in der Wulka zu erkennen, die auf die geringere Löslichkeit von Calcium gegenüber Magnesium-Salzen zurückgeht. Umgekehrt steigt der Anteil der einwertigen Ionen (Natrium, Kalium) im Schilfgürtel an (Abb. 20 rechts); auch dies spiegelt unterschiedlicher Löslichkeitsprodukte wider. Wie auch bei anderen Parametern ist hier zumeist eine größere Ähnlichkeit im Chemismus der Untersuchungsstelle WU2 mit der Fließgewässer-Messstelle WU4 gegeben als dies bei den beiden anderen Stellen (WU3, WU1) der Fall ist. Bei der Calcium-Konzentration ist im paarweisen Vergleich zu WU4 zumindest die Bandbreite an der Stelle WU2 (Differenz WU4-WU2) geringer als an den beiden anderen Standorten (Abb. 21). Das deutet darauf hin, dass der Querkanal zur Messstelle WU2 von der Wulka direkter angeströmt und damit stärker geprägt wird als der landseitig orientierte Kanal zur Messstelle WU3 (vgl. Abb. 1 & Abb. 16). Es dürfte sich hier um den (derzeit) bedeutendsten Fließweg der Wulka durch den Schilfgürtel handeln. Beobachtungen zur Strömung in den beiden Kanälen zu WU2 und WU3 während der Probenahmen bestätigen (vgl. auch Tracer-Versuch in Bericht 5)

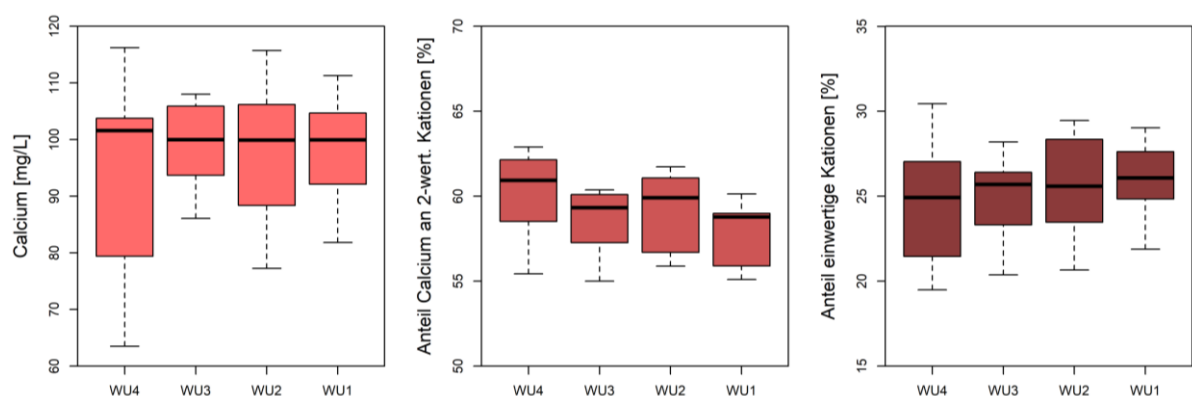


Abb. 20. Calcium-Konzentration, Anteil von Calcium an den 2-wertigen Kationen $[Ca/(Ca+Mg)]$ und Anteil der einwertigen Kationen $[(Na+K)/(Ca+Mg+Na+K)]$, berechnet auf Basis der Äquivalentkonzentration meq/L] entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13).

Figure 20. Calcium concentration, relative proportion of calcium compared to divalent cations $[Ca/(Ca+Mg)]$ and relative proportion of monovalent cations $[(Na+K)/(Ca+Mg+Na+K)]$, calculated on the basis of the equivalent concentration meq/L] along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13).

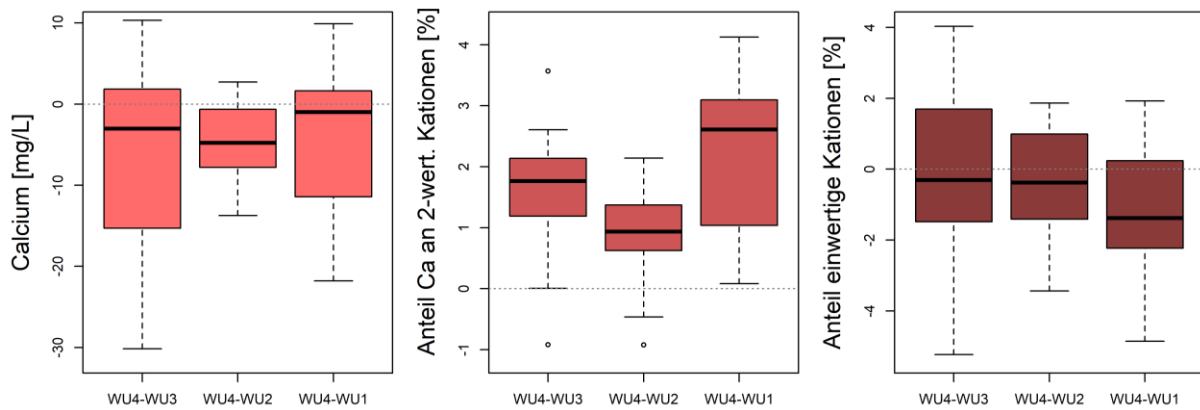


Abb. 21. Differenzen zwischen der Calcium-Konzentration, dem Anteil von Calcium an den 2-wertigen Kationen $[Ca/(Ca+Mg)]$ und dem Anteil der einwertigen Kationen $[(Na+K)/(Ca+Mg+Na+K)]$, berechnet auf Basis der Äquivalentkonzentration meq/L in der Wulka (WU4) und den Vergleichswerten an den drei anderen Standorten im Wulka-Transekt (WU3, WU2, WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13).

Figure 21. Differences between the calcium concentration, the relative proportion of calcium compared to divalent cations $[Ca/(Ca+Mg)]$ and the relative proportion of monovalent cations $[(Na+K)/(Ca+Mg+Na+K)]$, calculated on the basis of the equivalent concentration meq/L in the river Wulka (WU4) as compared to the other three sampling sites of the Wulka transect (WU3, WU2, WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13).

An der Alkalinität und der Chlorid-Konzentration (Abb. 22, Abb. 23) finden wir ähnliche Verhältnisse vor wie bei der Leitfähigkeit und der Calcium-Konzentration. Hinsichtlich der Bandbreite ähnelt wiederum die Messstelle WU2 der Wulka-Stelle WU4. Silizium steigt hingegen im Schilfgürtel im Durchschnitt deutlich an, wobei die Bandbreite generell höher ist als in der Wulka. Abermals zeigt sich die größere Ähnlichkeit der Messstelle WU2 mit der Wulka (Abb. 22 & Abb. 23 jeweils rechts).

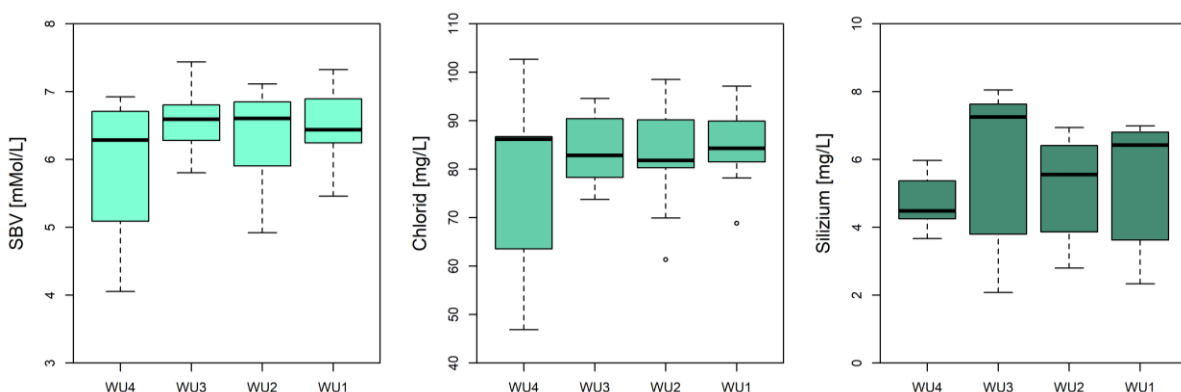


Abb. 22. Alkalinität, Chlorid- und Silizium-Konzentration entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13).

Figure 22. Alkalinity, chloride and silicate concentration along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13).

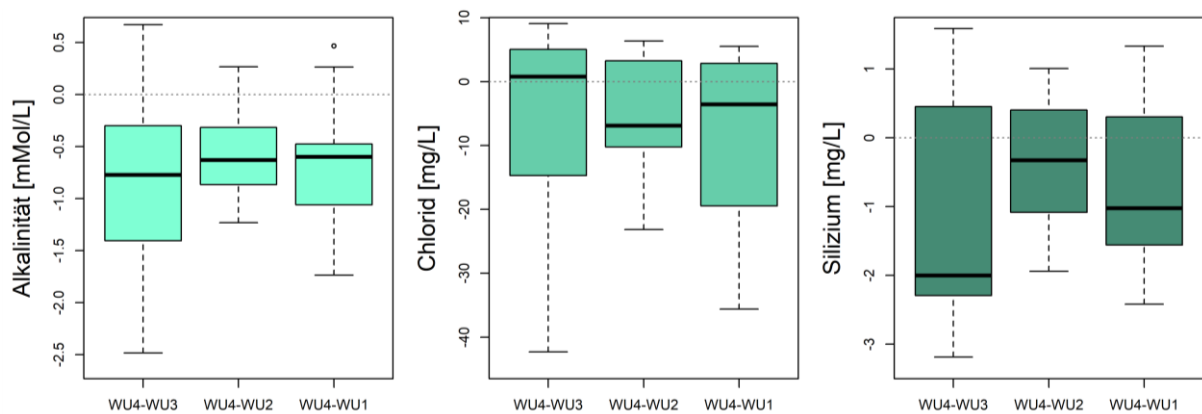


Abb. 23. Differenzen zwischen der Alkalinität, der Chlorid- und Silizium-Konzentration in der Wulka (WU4) und den Vergleichswerten an den drei anderen Standorten im Wulka-Transekt (WU3, WU2, WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13).

Figure 23. Differences between the alkalinity, chloride, and silicate concentration in the river Wulka (WU4) as compared to the other three sampling sites of the Wulka transect (WU3, WU2, WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13).

Von besonderem Interesse ist die Entwicklung der **Schwebstoffkonzentrationen** am Weg der Wulka durch den Schilfgürtel, einerseits in Hinblick auf die Nährstoffverhältnisse, andererseits hinsichtlich der Thematik ‚Verlandung des Schilfgürtels‘. An den 13 Untersuchungsterminen zwischen Herbst 2017 und Frühjahr 2019 wurde in der Wulka eine Gesamtschwebstoff-Konzentration von rund 10 mg L^{-1} im Median gemessen (somit etwas weniger als der Median der deutlich dichteren Langzeitreihe bei Schützen/Geb.).

Die Ablagerung der Schwebstoffe im Schilfgürtel verdeutlicht der Abfall der Konzentrationen bis zur Messstelle WU2, also in jenem Kanal, der als bedeutendster Fließweg durch den Schilfgürtel anzusehen ist (Abb. 24). Wie die Zunahme des Glühverlusts zeigt, ist es vor allem die anorganische Fraktion, die bei der Durchströmung zurückgehalten wird. Es ist allerdings bemerkenswert, dass an der Stelle WU2 mitunter auch eine relativ hohe Trübung vorgefunden wurde. Wie der Austritt des klaren Wulkawassers aus dem dichten Schilfgürtel in die Kanäle nahelegt (Abb. 17 rechts), dürfte es sich dabei nicht um Schwebstoffe handeln, die originär der Wulka zuzuschreiben sind. Die Beobachtungen während der Freilandaufnahmen liegen vielmehr den Schluss nahe, dass es in den Schilfkanälen beim Durchströmen der Wulka infolge der lokalen Primärproduktion planktischer Algen, aber auch durch Aufwirbelung von Feinsedimenten bzw. dem Auftreiben von benthischen Algen zu einer neuerlichen Eintrübung kommt. Auch die regelmäßig durchgeführte Ertüchtigung der Schilfkanäle (Ausbaggern, Ausreißen von Schilfrhizom, das in der Folge an der Oberfläche treibt) mag dazu beitragen.

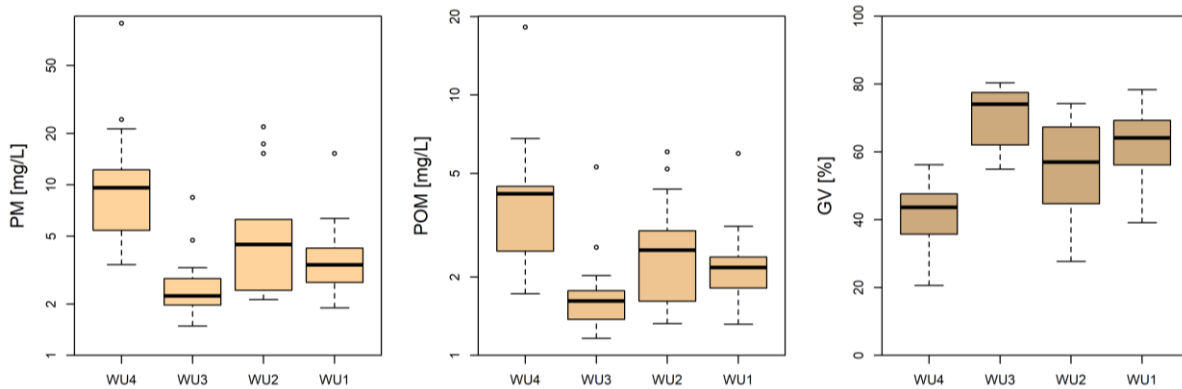


Abb. 24. Schwebstoffkonzentration entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13). PM = *particulate matter* (Gesamtschwebstoff-Konzentration), POM = *particulate organic matter* (Konzentration der organischen Fraktion), GV = Glühverlust (relativer Anteil der organischen Fraktion).

Figure 24. Suspended matter concentration along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13). PM = *particulate matter*, POM = *particulate organic matter*, GV = loss of ignition (relative proportion of the organic fraction).

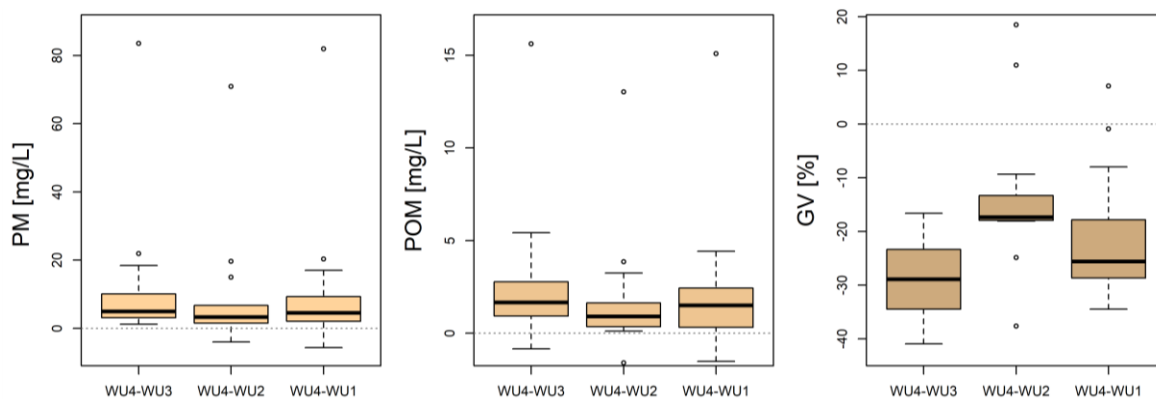


Abb. 25. Differenzen zwischen der Schwebstoffkonzentration in der Wulka (WU4) und jener an den drei anderen Standorten im Wulka-Transect (WU3, WU2, WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13). Abkürzungen wie in Abb. 24.

Figure 25. Differences between the suspended matter concentration in the river Wulka (WU4) as compared to the other three sampling sites of the Wulka transect (WU3, WU2, WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13). Abbreviations as in Figure 24.

Hinsichtlich der Veränderungen der **Stickstoff**-Konzentrationen beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel bestätigen die Befunde aus dem Projekt REBEN frühere Erkenntnisse. Nach den Anfang der 1980er Jahre durchgeführten Untersuchungen ist bekannt, dass das Wasser der Wulka bei der Durchströmung des Schilfgürtels einer starken Zehrung unterworfen ist (Von der Emde et al. 1986). Dies zeigte sich früher zunächst in einem nahezu abrupten Abfall der Nitrat-Konzentration, in der Folge aber auch in einer Halbierung der Sulfat-Konzentration bei gleichzeitig verstärktem Geruch nach H₂S.

Auch nach aktuellen Erhebungen fallen die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium beim diffusen Durchtritt durch den Schilfgürtel signifikant ab (Vergleich WU4 – WU3 in Abb. 26 & Abb. 27 sowie Tabelle 8). Demgegenüber ist die Fließdauer zwischen der Wulka und dem Hauptfließweg im Kanal zur Messstelle WU2 offenbar zu kurz, um eine vollständige Denitrifikation zu ermöglichen. Entsprechend erreichen auch nennenswerte Stickstofffrachten den offenen See.

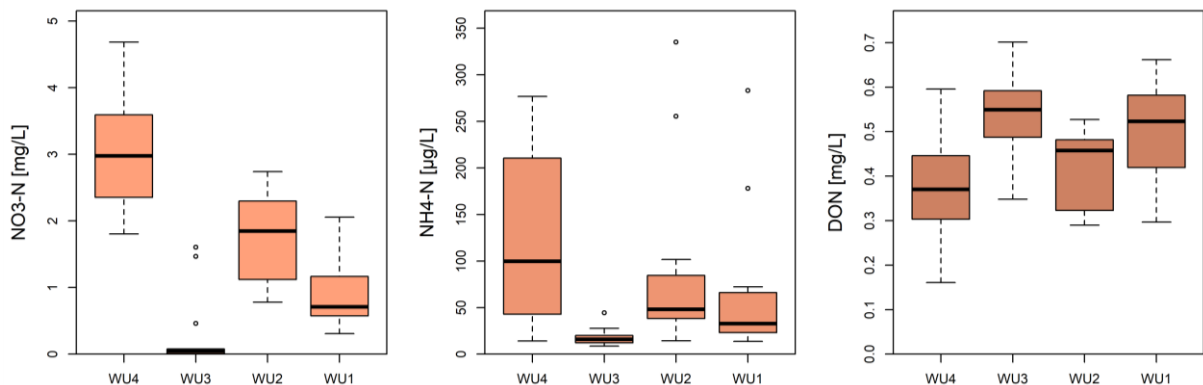


Abb. 26. Stickstoffkonzentration entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13). NO₃-N = Nitrat-Stickstoff, NH₄-N = Ammonium-Stickstoff, DON = gelöster organischer Stickstoff.

Figure 26. Nitrogen concentration along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13). NO₃-N = Nitrate nitrogen, NH₄-N = Ammonium nitrogen, DON = dissolved organic nitrogen.

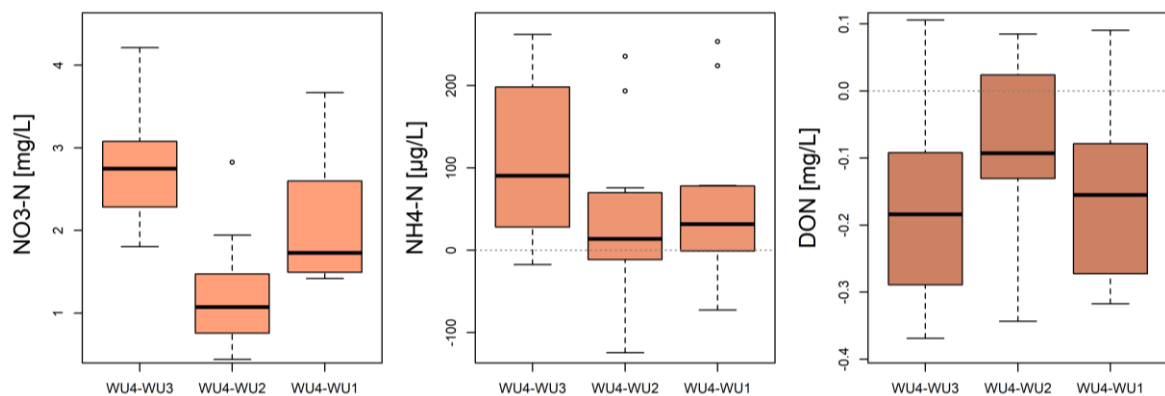


Abb. 27. Differenzen zwischen den Stickstoff-Konzentrationen in der Wulka (WU4) und jener an den drei anderen Standorten im Wulka-Transekt (WU3, WU2, WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13). Abkürzungen wie in Abb. 26.

Figure 27. Differences between the nitrogen concentrations in the river Wulka (WU4) as compared to the other three sampling sites of the Wulka transect (WU3, WU2, WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13). Abbreviations as in Figure 26.

Vergleichsweise unbedeutend ist in der Wulka die Konzentration von gelösten organischen Stickstoffverbindungen (DON in Abb. 26). Sie erfahren beim diffusen Durchtritt durch den Schilfgürtel allerdings eine merkliche Aufhöhung (WU3), die bei der rascheren linearen Durchströmung (WU2) weniger deutlich ausfällt und statistisch nicht signifikant ist (Tabelle 8).

Beim **Phosphor** ließen die (allerdings auf Einzelmessungen beschränkten) Messungen von Anfang der 1980er Jahre eine Erhöhung der Konzentration von gelöstem Phosphor (DP) erkennen. Nach Von der Emde *et al.* (1986) besteht „zumindest in der warmen Jahreszeit [ein] erhöhter Eintrag von Phosphor in den See über die Wulkamündung“.

Die Messungen der letzten zwei bis drei Jahre ergeben ein etwas differenzierteres Bild. Zunächst ist festzustellen, dass die Gesamtposphorkonzentration im Längsverlauf der von der Wulka durchströmten Kanäle und Schilfbereiche nicht merklich zu- oder abnimmt (Abb. 28 links, Tabelle 8). Es führt allerdings die diffuse Durchströmung (Vergleich WU4 – WU3) zu einem markanten Abfall der partikulären Phosphorfraktion (Abb. 28 Mitte). An der Stelle WU2 ist diese Verringerung deutlich schwächer ausgeprägt, womit das Bild dem Verlauf der Schwebstoff-Konzentrationen ähnelt (vgl. Abb. 24 Mitte).

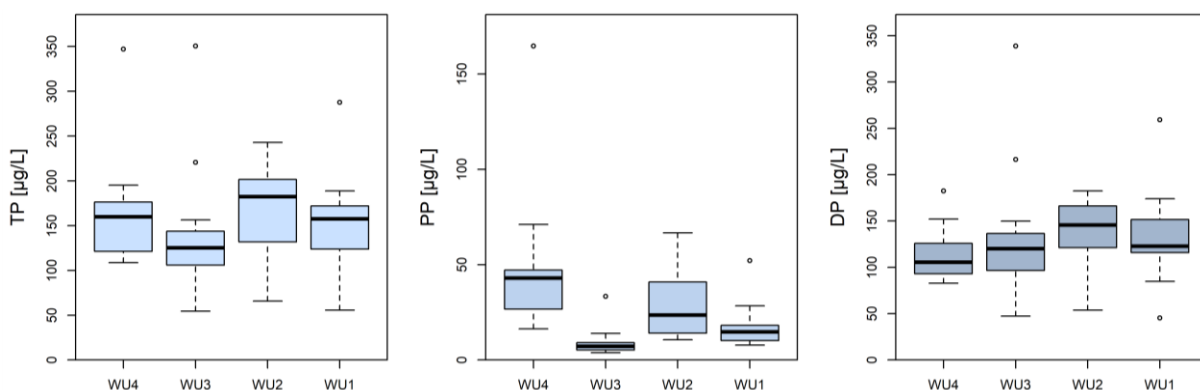


Abb. 28. Phosphorkonzentrationen entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an 13 Untersuchungsterminen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13). TP = Gesamtposphor, PP = partikulärer Phosphor, DP = gelöster Phosphor.

Figure 28. Phosphorus concentration along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13). TP = total phosphorus, PP = particulate phosphorus, DP = dissolved phosphorus.

Im paarweise durchgeführten Vergleich wird deutlich, dass neben der Verringerung der partikulären Phosphorkonzentration im Mittel eine signifikante Zunahme der Konzentration der gelösten Fraktion gegeben ist (Tabelle 8).

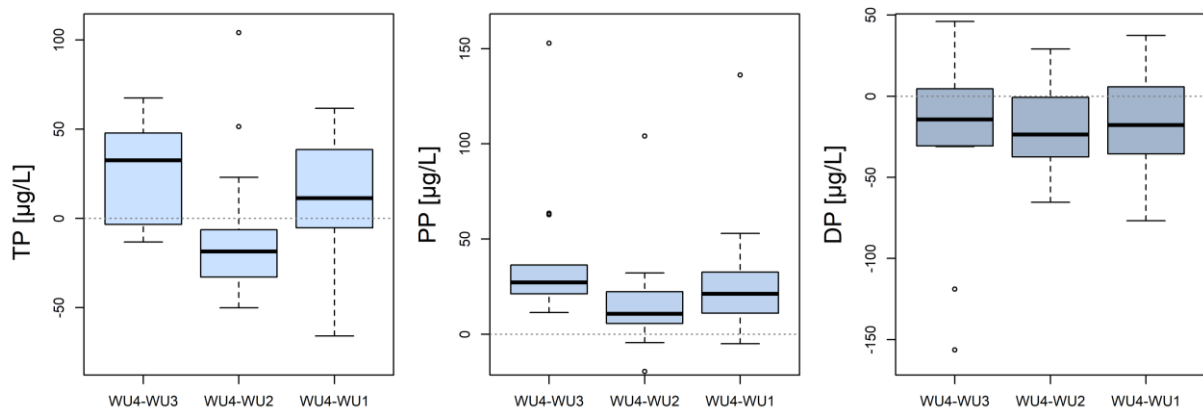


Abb. 29. Differenzen zwischen den Phosphor-Konzentrationen in der Wulka (WU4) und jener an den drei anderen Standorten im Wulka-Transect (WU3, WU2, WU1) an fünf Untersuchungskampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019 (n=13). Abkürzungen wie in Abb. 28.

Figure 29. Differences between the phosphorus concentrations in the river Wulka (WU4) as compared to the other three sampling sites of the Wulka transect (WU3, WU2, WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019 (n=13). Abbreviations as in Figure 28.

Tabelle 8. Wilcoxon-Test auf signifikante Unterschiede zwischen den Konzentrationen und relativen Anteilen ausgewählter Parameter an den Messstellen WU4 (Wulka Seehof) im Vergleich zu drei Messstellen im Schilfgürtel (WU3, WU2) bzw. am Schilfgürtelrand zum offenen See (WU1, vgl. Abb. 1). Eine signifikante Zunahme ist mit +, eine Abnahme mit – gekennzeichnet. Angegeben sind die Signifikanzniveaus (p-Wert) im paarweisen Vergleich mit verbundenen Stichproben.

Table 8. Wilcoxon test on significant differences between the concentrations and relative proportions of selected parameters at the sampling sites WU4 (Wulka Seehof) as compared to three sampling sites in the reed belt (WU3, WU2) and at the edge to the open lake (WU1, cf. Figure 1), respectively. A significant increase is marked with +, a decrease with –. The level of significance (p-value) is given for the pairwise comparison with paired samples.

			WU4 $\Rightarrow$ WU3		WU4 $\Rightarrow$ WU2		WU4 $\Rightarrow$ WU1
Gesamtschwebstoffe	Total suspended matter	–	0,0017 **	–	0,0427 *	–	0,0097 **
Organ. Schwebstoffe	Org. suspended matter	–	0,0033 **	–	0,0119 *	–	0,0119 *
Glühverlust	Loss of ignition	–	0,0017 **	–	0,0253 *	–	0,0253 *
Gesamtphosphor	Total phosphorus		0,0806 n.s.		0,3279 n.s.		0,3279 n.s.
Partikulärer Phosphor	particulate phosphorus	–	0,0017 **	–	0,0119 *	–	0,0119 *
Gelöster Phosphor	Dissolved phosphorus		0,4017 n.s.	+	0,0207 *	+	0,0207 *
Nitrat-Stickstoff	Nitrate nitrogen	–	0,0017 **	–	0,0017 **	–	0,0017 **
Ammonium-Stickstoff	Ammonium nitrogen	–	0,0064 **		0,3636 n.s.		0,3636 n.s.
Gelöster org. Stickstoff	Dissolved org. nitrogen	+	0,0052 **		0,0504 n.s.		0,0504 n.s.

* ... $p = 0.01-0.05$, ** ... $p = 0.001-0.01$, *** ... $p < 0.001$, n.s. = nicht signifikant

Der Verlauf der gelösten Phosphorfraction deutet demnach auf eine leichte Erhöhung der Konzentrationen beim Durchtritt durch den Schilfgürtel hin. Das Bild ist jedoch in der detaillierten Betrachtung der einzelnen Probenahme-Kampagnen keineswegs konsistent. So liegen zwar die SRP-Konzentrationen (entspricht weitgehend dem Orthophosphat-P) an der Mehrzahl der Untersuchungstermine an der Messstelle WU2 über jenen der Wulka

(WU4), an einigen Terminen ist das Verhältnis jedoch umgekehrt und generell sind die Unterschiede nicht sehr groß (Abb. 30). Einzelne Aufhöhungen an der Stelle WU3 verdeutlichen jedoch das Potenzial zur Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment, das auch durch die Analysen der Phosphorbindungsformen im Sediment bestätigt wird (siehe Kap. 4).

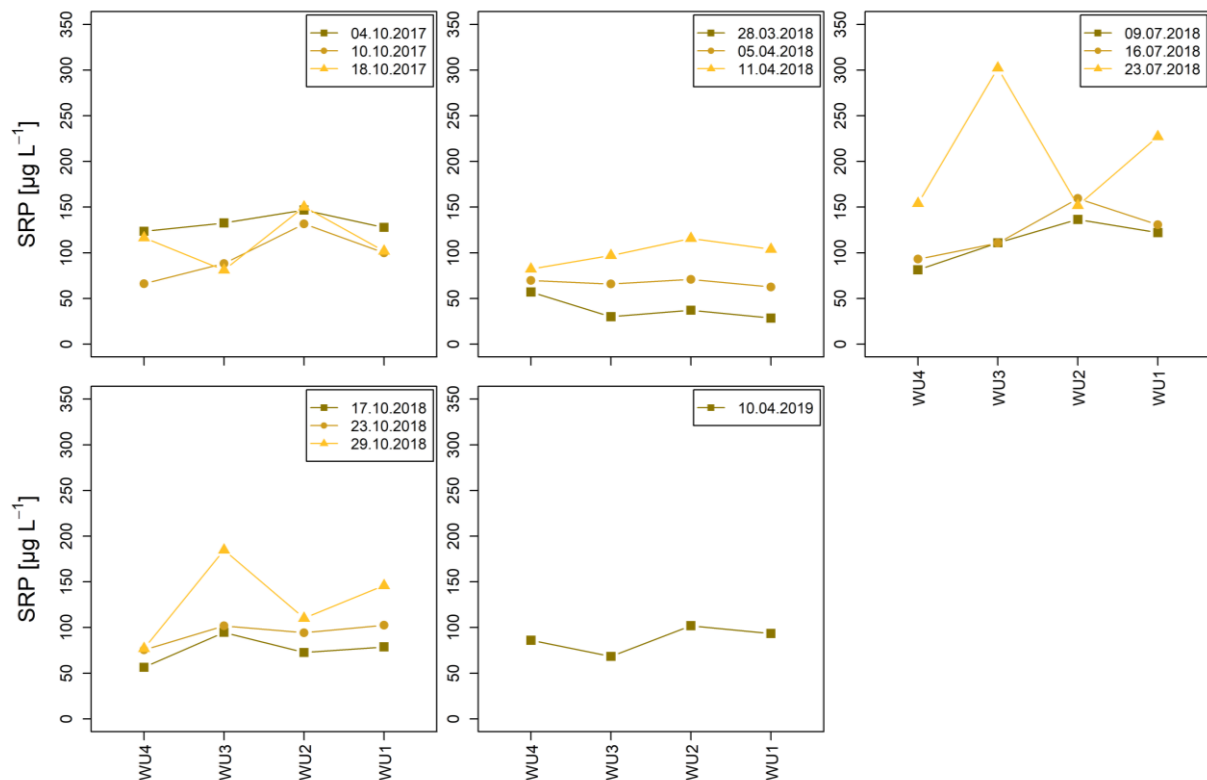


Abb. 30. Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor (entspricht weitgehend dem Orthophosphat-Phosphor) entlang eines Transekts von der Wulka (WU4) über zwei Schilfkanäle (WU3, WU2) bis zur Mündung in den See (WU1) an fünf Untersuchungskampagnen bzw. 13 Terminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 30. Concentration of soluble reactive phosphorus (corresponds to orthophosphate-P) along a transect from the river Wulka (WU4) over two reed channels (WU3, WU2) until the mouth into the lake (WU1) at five sampling campaigns between October 2017 and April 2019.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die jüngeren Untersuchungen grundsätzlich die Bedeutung der Umsetzungsprozesse im Schilfgürtel bestätigen. Der Vergleich der beiden Messstellen WU2 und WU3 verdeutlicht den Unterschied einer diffusen und langsamen Durchströmung des Schilfgürtels (WU3) gegenüber einem rascheren Durchfließen über Kanäle (WU2, vgl. Abb. 1 und Abb. 16). Insgesamt konnte keine signifikante Veränderung der Gesamtposphor-Konzentrationen zwischen der Wulka (WU4) und der Mündung in den offenen See am äußeren Rand des Schilfgürtels (WU1) nachgewiesen werden. Selbst beim

Stickstoff ist zwar infolge der Denitrifikation eine Reduktion der Konzentrationen zu verzeichnen, eine völlige Aufzehrung bis zur Mündung in den offenen See jedoch keinesfalls gegeben. Jedenfalls für den Gesamtphosphor und zum Teil auch für den Stickstoff scheint zu gelten, dass die Frachten, die die Wulka in Richtung See transportiert auch tatsächlich den offenen See erreichen. Dieser Unterschied zu den Befunden von Anfang der 1980er Jahre mag daran liegen, dass die Grundbelastung der Wulka heute deutlich geringer ist als vor 30-40 Jahren. So beschreiben Von der Emde *et al.* (1986) eine Erhöhung von Orthophosphat-P von 1 auf 2,5 mg L⁻¹ beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel. Heute liegen die Konzentrationen um eine Zehnerpotenz darunter (Maximalwert an der Messstelle WU3: rund 0,3 mg L⁻¹).

3.3 Gradienten an den Transekten von Mörbisch und Illmitz

Gradients at the transects of Mörbisch and Illmitz

3.3.1 Generelle räumliche Verteilungsmuster

General spatial patterns

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen wie zuvor für den Bereich Wulka die mittleren Messwerte sowie die Bandbreite der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter in den Bereichen Illmitz und Mörbisch. Die Boxplots umfassen den gesamten Datensatz von 13 Terminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019. Verlauf an einzelnen Terminen wird nachfolgend für ausgewählte Parameter gezeigt.

Für die Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass die Messstellen im Bereich Mörbisch einem linearen Transekt vom offenen See Richtung Land entsprechen (vgl. Abb. 1):

- MO1 liegt am Schilfrand des offenen Sees
- MO2 und MO3 sind in einem der zahlreichen Kanäle gelegen, die vom Westufer Richtung Land führen. MO2 kann als seenah, MO3 als gut angebunden betrachtet werden.
- MO4 (schlecht angebunden) und MO5 (isoliert) liegen schließlich im offenen Blänkensystem von Mörbisch, über das die Kanäle landesseitig miteinander verbunden sind

Die Lage der Untersuchungsstellen im Bereich Illmitz ist komplexer (Abb. 1):

- IL1 repräsentiert den offenen See (Illmitz Bucht)
- IL2 (seenah) und IL3 (gut angebunden) liegen im Blänkensystem Richtung Süden (sog. Kleiner Zug) und sind einerseits über den Stationskanal mit dem offenen See

verbunden, andererseits führt von IL3 ein weiterer Kanal zu einer schmalen Öffnung zum offenen See südlich der Stationsbucht (sog. Zanderbucht). Hier ist je nach Wind- und Strömungssituation mitunter eine Zirkulationsströmung möglich.

- IL4 (gut angebunden) und IL5 (schlecht angebunden) setzen einen Kanal fort, der nördlich des Stationskanals Richtung Ruster Poschn durchgeführt. Von diesem Kanal zweigt eine Öffnung in Richtung des ausgedienten offenen Blänkensystems ab, in dem die beiden Messstellen liegen.
- IL6 ist ein isolierter Standort, der zwar über die Luftlinie sehr nahe an der Illmitzer Bucht liegt, jedoch keine direkte Verbindung zu dieser aufweist. Es besteht eine schwache Verbindung zum Stationskanal und zum Kanal zum Ruster Poschn.
- IL7 liegt in einer Aufweitung am Ende des Kanals zum Ruster Poschn. Die Messstelle IL8 wurde in einem Kanal vom Ruster Poschn in Richtung offener See eingerichtet; der Kanal ist allerdings mittlerweile verlandet und bietet keinen direkten Zugang zum See mehr. Beide Stellen sind als schlecht angebunden anzusehen.
- IL9 ist der am stärksten isolierte Standort und liegt südlich der Straße zum Illmitzer Seebad. Er ist zu keiner Zeit direkt mit dem offenen See verbunden.

Abb. 31 zeigt anhand der im Feld erhobenen Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoff-Konzentration einen typischen Verlauf in Transekten vom offenen See Richtung Land. Zum einen steigt die **Leitfähigkeit** mit zunehmender Entfernung vom offenen See an (Abb. 31 Mitte), was auf die Konzentrationserhöhung infolge der Verdunstung, aber auch auf Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment zurückgeführt werden kann. Der Anstieg ist relativ gleichmäßig (z.B. Transekt Mörbisch); auffällig sind die deutlich höheren Werte am völlig isolierten Standort IL9.

Die Konzentration von **Sauerstoff** (und damit ein einhergehend leichter Abfall der **pH**-Werte) folgt einem etwas anderen Muster. Tendenziell geringere Sauerstoffkonzentrationen sind vor allem in engeren Kanälen und kleinflächigen Blänken anzutreffen, so z.B. im Bereich Mörbisch an der Stelle MO3 und im Bereich Illmitz besonders auffällig an der Stelle IL6. in den offenen Blänkensystemen (Mörbisch: MO4 & MO5, Illmitz: IL5, IL8, IL9). Es kommt hingegen offenbar durch den effektiveren Windeinfluss zu einem regelmäßigen Sauerstoffeintrag. Während der Probenahmen zwischen Oktober 2017 und April 2018 wurden hier keine ausgeprägten Sauerstoffzehrungen beobachtet. (Dass solche nachts sehr wohl auftreten können, zeigten jedoch die Online-Sonden-Messungen, siehe Bericht 5).

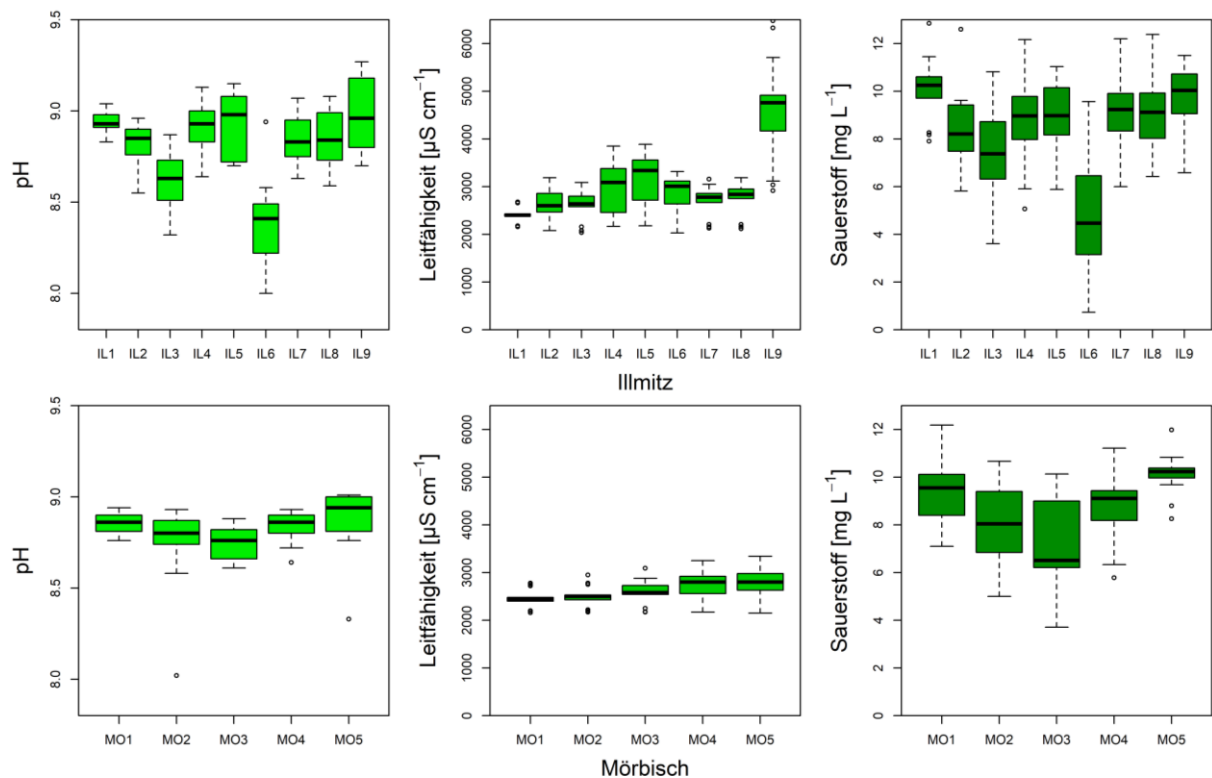


Abb. 31. pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Illmitz und Mörbisch an 13 Untersuchungsterminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 31. pH value, electric conductivity, and oxygen concentration along two transects from the open lake towards land at Illmitz and Mörbisch at 13 sampling dates during five campaigns between October 2017 and April 2019.

Der Verlauf der **Alkalinität** und der **Chlorid**-Konzentrationen entlang der beiden Transekte von Illmitz und Mörbisch gleicht jenem der Leitfähigkeit (Abb. 32 links und Mitte). Erhöhte Werte wurden im landseitigen Blänkensystem an den Standorten IL4 und IL5, v.a. aber wiederum am isolierten Standort südlich des Illmitzer Seebads gemessen.

Ganz anders präsentiert sich der Verlauf der **Silizium**-Konzentration. Der markante Abfall im Bereich Mörbisch vom See (MO1) Richtung Land (MO5) kann durch die Aufnahme von Silizium durch Algen (Kiesel- und Goldalgen, aber auch Characeen) erklärt werden, welche durch die Nachlieferung von gelöstem Silizium aus dem offenen See nicht ausreichend kompensiert werden kann. Wie bei anderen Parametern, ist also davon auszugehen, dass das Ausmaß der Reduktion der Silizium-Konzentration mit der Anbindung an den offenen See korreliert. Dass die Messwerte im Bereich Illmitz an den Standorten IL7 und IL8 ähnlich niedrig sind wie am isolierten Standort IL9, könnte auf eine besonders stark ausgeprägte Entwicklung von Algen zurückzuführen sein, welche Silizium benötigen (vgl. Kap. 2 in Bericht 4). Umgekehrt ist für den Standort IL6 eine relativ schwache Aufnahme von Silizium zu anzunehmen.

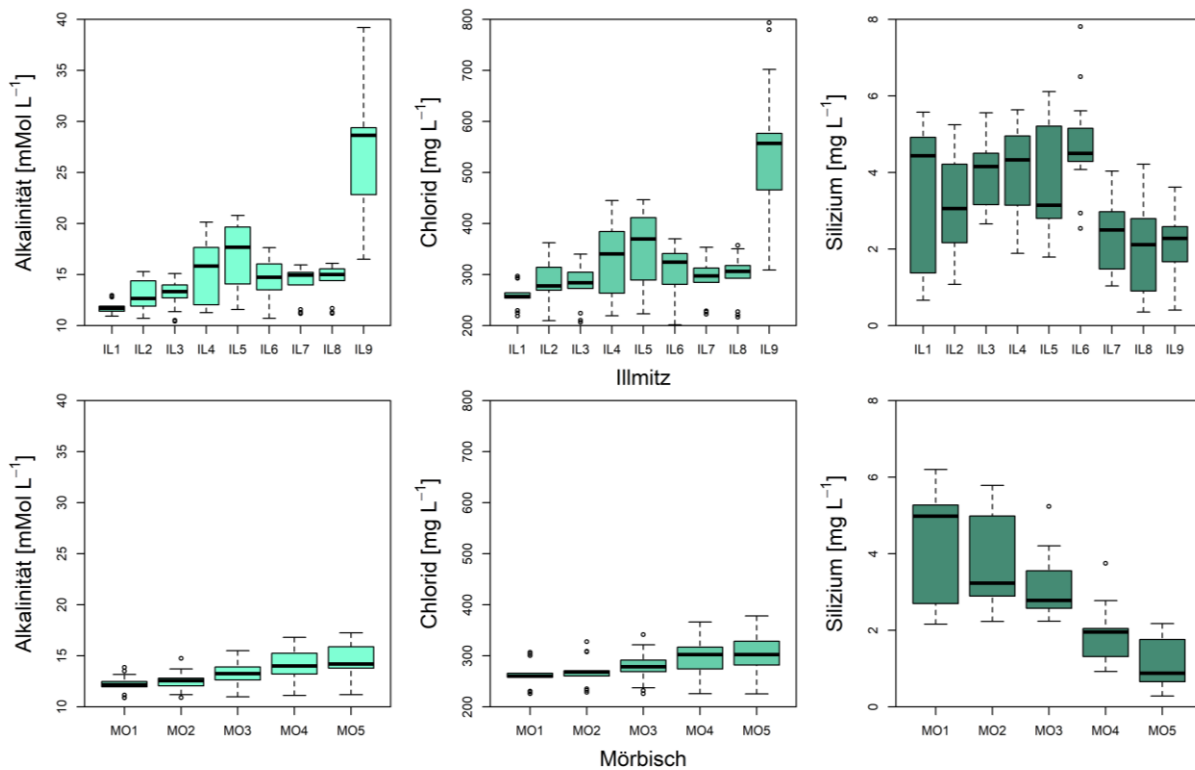


Abb. 32. Alkalinität, Chlorid- und Silizium-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Illmitz und Mörbisch an 13 Untersuchungsterminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 32. Alkalinity, chloride, and silicon concentration along two transects from the open lake towards land at Illmitz and Mörbisch at 13 sampling dates during five campaigns between October 2017 and April 2019.

Wenn bei Leitfähigkeit oder Chlorid auf die Aufkonzentration an isolierten Standorten hingewiesen wurde, so ist dabei jedoch zu bedenken, dass sich Verdunstung und Verdünnung nicht bei allen Ionen in gleichem Ausmaß auswirken. Infolge unterschiedlicher Lösungsprodukte kommt es zu Verschiebungen innerhalb der Hauptionen. Diese Veränderungen sind temperaturabhängig, werden aber auch von der biologischen Aktivität beeinflusst (Photosynthese, Entzug von CO₂). So fällt beispielsweise innerhalb der zweiwertigen Ionen **Calcium** wesentlich früher aus als Magnesium, d.h. der (im See ohnehin sehr geringe) Anteil von Calcium an den zweiwertigen Ionen ist am isolierten Standort IL9 mit seiner sehr hohen Leitfähigkeit gegenüber den anderen Standorten im Bereich Illmitz herabgesetzt (Abb. 33 links & Mitte). Weiters kann an isolierten Standorten mit erhöhter Leitfähigkeit (d.h. höherer Konzentration an gelösten Inhaltsstoffen) beobachtet werden, dass hier der Anteil der einwertigen Kationen (Natrium, Kalium) gegenüber den zweiwertigen Kationen (Calcium, Magnesium) deutlich zunimmt (Abb. 33 rechts).

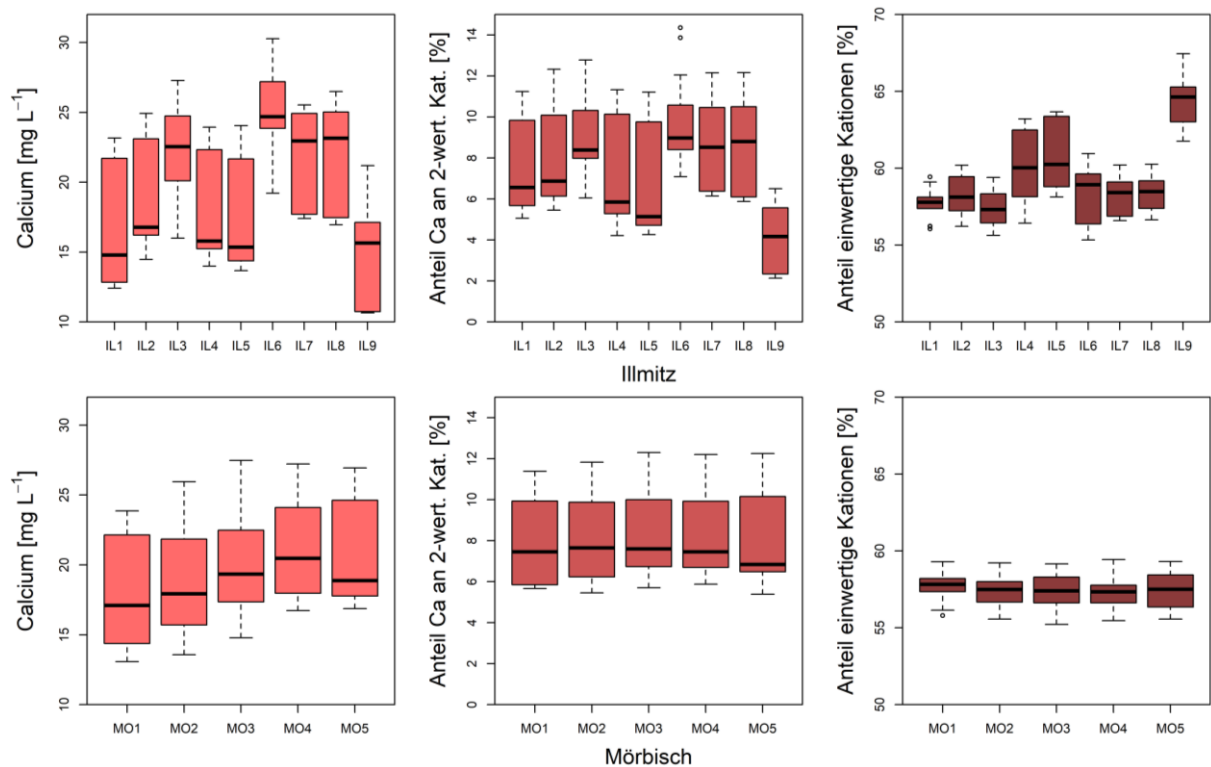


Abb. 33. Calcium-Konzentration, Anteil von Calcium an den 2-wertigen Kationen $[\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{Mg})]$ und Anteil der einwertigen Kationen $[(\text{Na}+\text{K})/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Na}+\text{K})]$, berechnet auf Basis der Äquivalentkonzentration meq/L entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Illmitz und Mörbisch an 13 Untersuchungsterminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 33. Calcium concentration, relative proportion of calcium compared to divalent cations $[\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{Mg})]$ and relative proportion of monovalent cations $[(\text{Na}+\text{K})/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Na}+\text{K})]$, calculated on the basis of the equivalent concentration meq/L along two transects from the open lake towards land at Illmitz and Mörbisch at 13 sampling dates during five campaigns between October 2017 and April 2019.

Deutlich kann der aufgezeigte Zusammenhang an der Korrelation der genannten Parameter in Abb. 34 nachvollzogen werden. Die in österreichischen Gewässern typische enge Korrelation zwischen der Alkalinität (entspricht bei mittleren pH-Werten weitgehend der Hydrogenkarbonat-Konzentration) und der Calcium-Konzentration ist im Neusiedler See völlig ausgesetzt. Die ungleich niedrigeren Calcium-Konzentrationen im See gegenüber dem Eintrag über die Wulka verdeutlicht eindrucksvoll das Ausmaß der Ausfällung, welche für das trübe Erscheinungsbild des Seewassers verantwortlich ist und maßgeblich zur Akkumulation von Feinsediment und damit zur Verlandung des Neusiedler Sees einträgt.

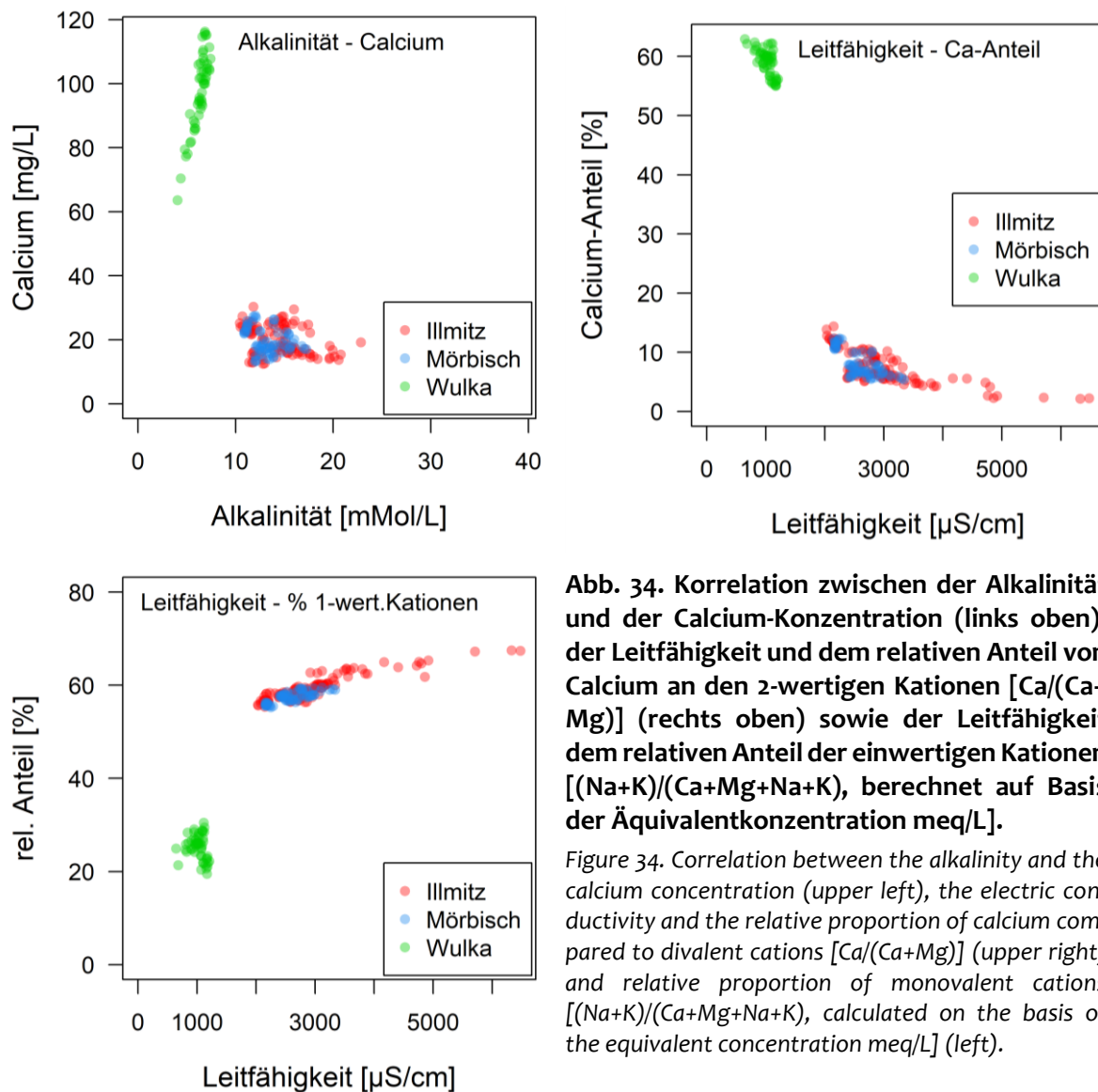


Abb. 34. Korrelation zwischen der Alkalinität und der Calcium-Konzentration (links oben), der Leitfähigkeit und dem relativen Anteil von Calcium an den 2-wertigen Kationen $[Ca/(Ca+Mg)]$ (rechts oben) sowie der Leitfähigkeit dem relativen Anteil der einwertigen Kationen $[(Na+K)/(Ca+Mg+Na+K)]$, berechnet auf Basis der Äquivalentkonzentration meq/L].

Figure 34. Correlation between the alkalinity and the calcium concentration (upper left), the electric conductivity and the relative proportion of calcium compared to divalent cations $[Ca/(Ca+Mg)]$ (upper right) and relative proportion of monovalent cations $[(Na+K)/(Ca+Mg+Na+K)]$, calculated on the basis of the equivalent concentration meq/L] (left).

Schwebstoffe spielen bei Überlegungen zur Wasserqualität des Neusiedler Sees eine wesentliche Rolle, da ein nennenswerter Anteil der Nährstoffe in ihnen adsorbiert ist. Wie zuvor ausgeführt, wird die Trübe des Neusiedler Sees maßgeblich durch die Calcit-Fällung verursacht. Wind und Wellen sorgen dafür, dass die gebildeten Feinsedimente beständig in Schwebelage gehalten werden. In strömungsberuhigten Bereichen kommt es hingegen zur Ablagerung der Trübeartikel.

An den fünf Kampagnen des Projekts REBEN lag der Gesamtschwebstoffgehalt im offenen See zumeist zwischen 50 und 100 mg L⁻¹. Mit zunehmender Entfernung zum offenen See wurden in den Kanälen und Blänken wesentlich geringere Gehalte gemessen. Eine Ausnahme bilden im Bereich Illmitz der Ruster Poschn (IL7, IL8) und die offenen Wasserflächen bezüglich des Illmitzer Seebads (IL9), wo der Wind vor Ort eine ausreichend große Angriffsfläche findet, um den Wasserkörper zu durchmischen (Abb. 35 links). Die etwas höheren

Trübungswerte an den drei genannten Standorten sind daher nicht als „Seetrübe“ anzusehen, sondern gewissermaßen autochthon.

Dennoch gibt es natürlich einen Eintrag von Feinsedimenten aus dem offenen See in den Schilfgürtel, wobei davon auszugehen ist, dass sich die schwereren Anteile (Feinsand bis Schluff) auf dem Transport ins Innere des Schilfgürtels eher rasch absetzen, wohingegen die leichteren Bestandteile länger in Schwebelage gehalten und damit weiter in den Schilfgürtel hinein verfrachtet werden. Diese Annahme wird durch die Zunahme des Glühverlusts entlang der Transekte See – Land untermauert (Abb. 35 rechts), d.h. dass Schwebstoffe in entfernteren und isolierten Standorten zunehmend aus leichten, organischen Anteilen bestehen.

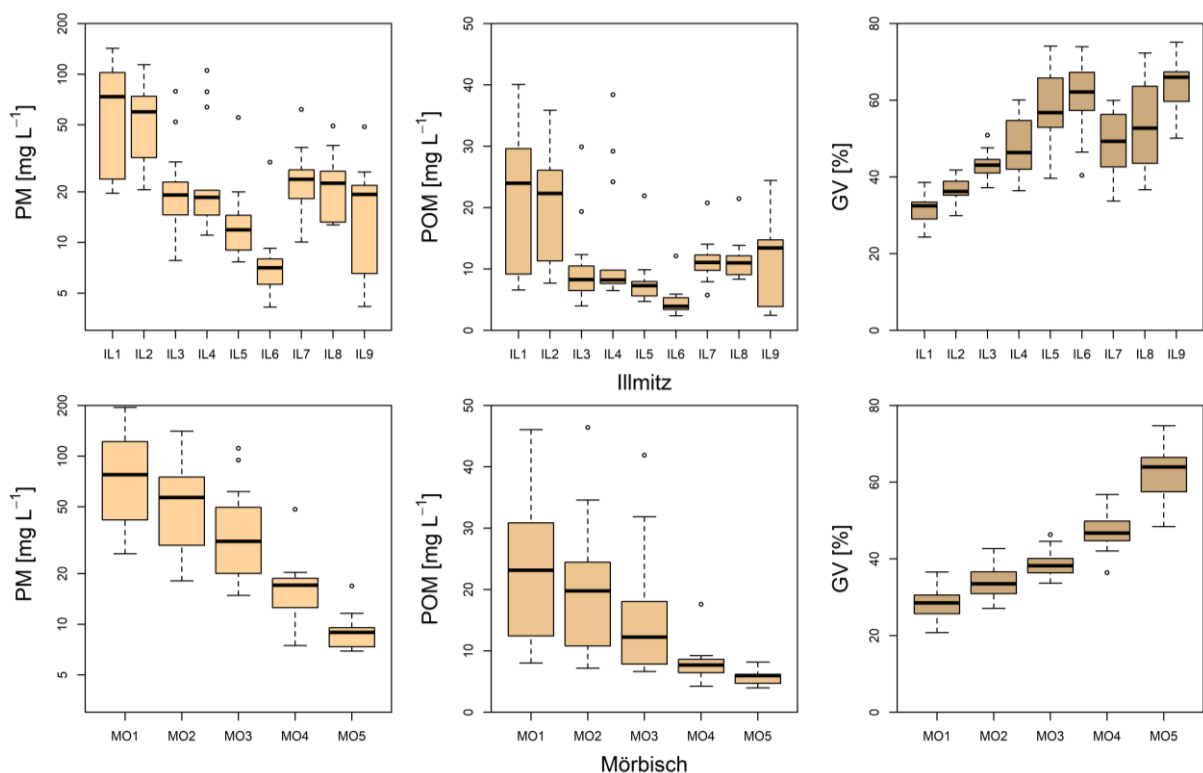


Abb. 35. Schwebstoffkonzentrationen entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Illmitz und Mörbisch an 13 Untersuchungsterminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019. PM = Gesamtschwebstoffe, POM = organische Schwebstoffe, GV = Glühverlust.

Figure 35. Concentration of suspended matter along two transects from the open lake towards land at Illmitz and Mörbisch at 13 sampling dates during five campaigns between October 2017 and April 2019. PM = total suspended matter, POM = organic suspended matter, GV = loss of ignition.

Für die Verteilung des Phosphors im Schilfgürtel sind die beschriebenen Veränderungen der Schwebstoffgehalte von Bedeutung, da – wie oben ausgeführt – ein wesentlicher An-

teil des Phosphors an Schwebstoffpartikeln adsorbiert ist. Entsprechend zeigt die Gesamtposphor-Konzentration einen ähnlichen Verlauf entlang der beiden Transekte wie der Schwebstoffgehalt (Abb. 36). Abb. 37 mit der Korrelation zwischen dem partikulär gebundenen Phosphor und den Schwebstoffgehalt unterstreicht den Zusammenhang.

Einen gänzlich anderen Verlauf zeigt die Konzentration des gelösten Phosphors entlang der Transekte vom offenen See Richtung Land in den beiden Bereichen Illmitz und Mörbisch (Abb. 36 rechts). Hier ist eine signifikante Zunahme der Konzentrationen zu beobachten, auch wenn der Anstieg im Transekt Mörbisch von rund 10 auf 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ nicht sehr groß ist. Im Bereich Illmitz steigen die Konzentrationen im Median auf knapp 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ an, lediglich an der isolierten Stelle IL9 auf über 25 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Es ist denkbar, dass es sich hier ähnlich wie bei anderen Parametern um eine reine Aufkonzentration als Folge der Verdunstung und des eingeschränkten Zustroms von Seewasser handelt. Um diese Annahme zu überprüfen, sind in Abb. 38 die Korrelationen dreier Parameter mit der elektrischen Leitfähigkeit dargestellt. Die Leitfähigkeit als Summenparameter für alle im Wasser gelösten Inhaltsstoffe lässt grundsätzlich den Effekt der Verdunstung und Aufkonzentration sehr deutlich erkennen. Erwartungsgemäß ist die Korrelation zwischen Chlorid und der Leitfähigkeit am höchsten. Chlorid ist sehr gut wasserlöslich und nur in geringem Ausmaß in biologische Umsetzungsprozesse eingebunden. Auch zwischen der Konzentration des gelösten organischen Stickstoffs DON und der Leitfähigkeit besteht ein enger Zusammenhang. DON spiegelt die Konzentration von Huminstoffen wider; der DON-Pool dürfte demnach eher langfristigen Veränderungen unterworfen sein, während kurzfristige Veränderungen vor allem in Abhängigkeit der rein physikalischen Aufkonzentration stattfinden.

Im Gegensatz zu diesen beiden Parametern ist der gelöste Phosphor nur schwach mit der Leitfähigkeit korreliert (für die Bereiche Illmitz und Mörbisch: $R^2 = 0,381$). Der gelöste Phosphor verhält sich also anders als Chlorid oder DON und ist demnach – abgesehen vom Wechselspiel von Aufkonzentration und Verdünnung – offensichtlich auch von anderen Prozessen abhängig, z.B. der Rücklösung von Phosphorverbindungen aus dem Sediment bzw. der biogenen Aufnahme (Bakterien, Algen, Makrophyten).

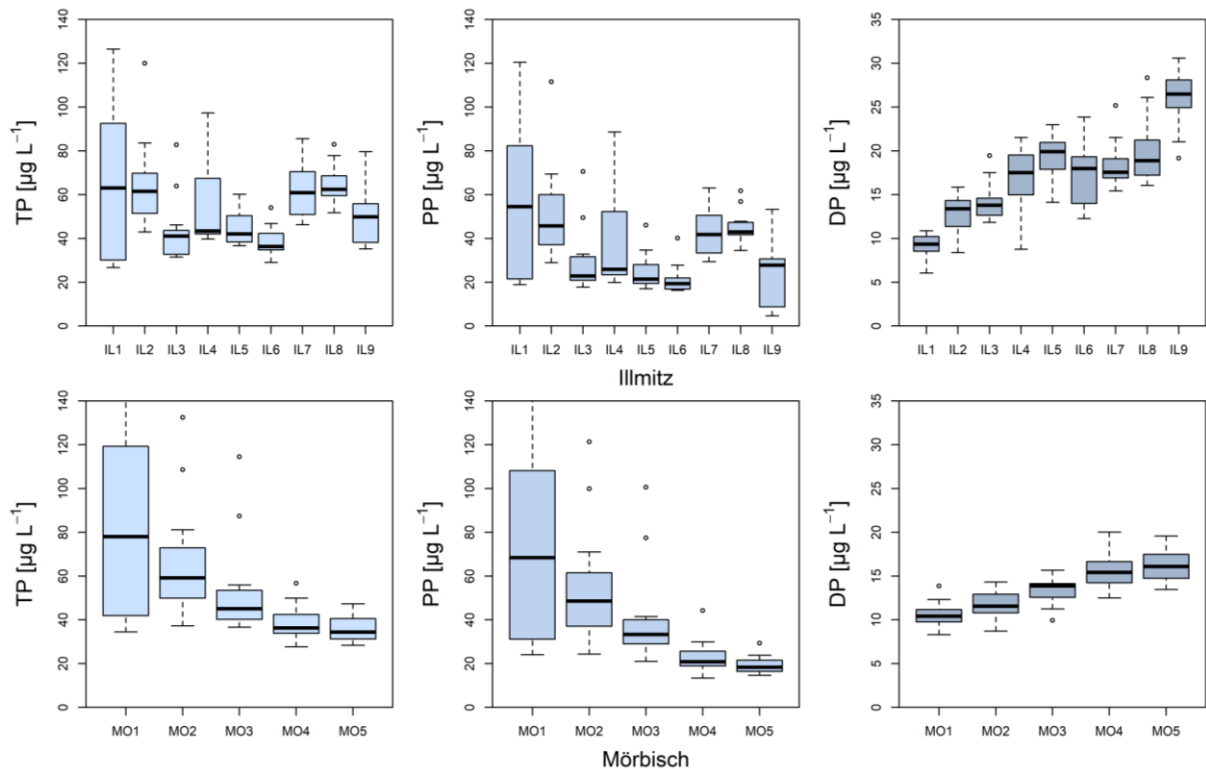


Abb. 36. Phosphorkonzentrationen entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Illmitz und Mörbisch an 13 Untersuchungsterminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019. TP = Gesamtposphor, PP = partikulärer Phosphor, DP = gelöster Phosphor.

Figure 36. Phosphorus concentration along two transects from the open lake towards land at Illmitz and Mörbisch at 13 sampling dates during five campaigns between October 2017 and April 2019. TP = total phosphorus, PP = particulate phosphorus, DP = (total) dissolved phosphorus.

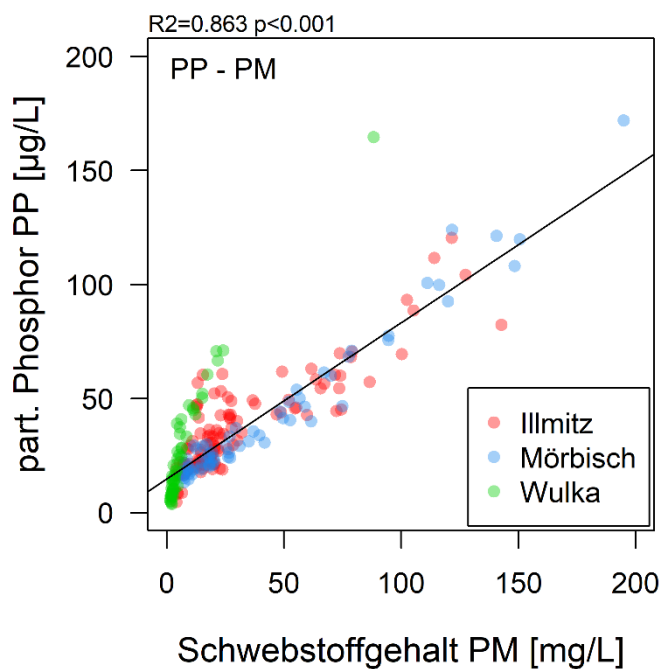


Abb. 37. Korrelation zwischen dem Schwebstoffgehalt und der Konzentration des partikulären Phosphors in den Bereichen Illmitz, Mörbisch und Wulka. Das Regressionsmodell wurde nur auf Basis der Daten von Illmitz und Mörbisch berechnet.

Figure 37. Correlation between the suspended matter and the particulate phosphorus concentration in the test areas of Illmitz, Mörbisch and Wulka. The regression model was calculated on data from Illmitz and Mörbisch only.

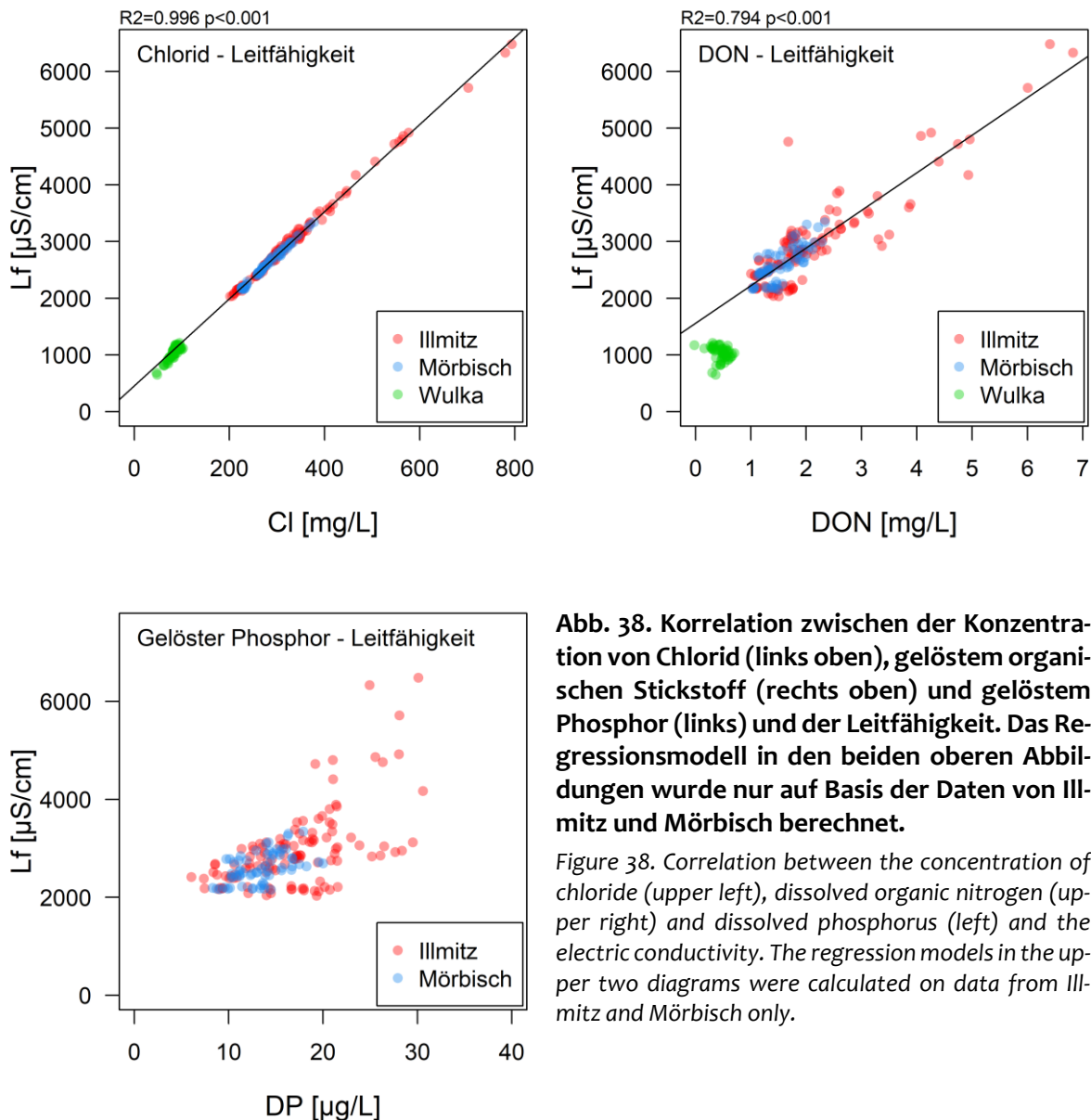


Abb. 38. Korrelation zwischen der Konzentration von Chlorid (links oben), gelöstem organischen Stickstoff (rechts oben) und gelöstem Phosphor (links) und der Leitfähigkeit. Das Regressionsmodell in den beiden oberen Abbildungen wurde nur auf Basis der Daten von Illmitz und Mörbisch berechnet.

Figure 38. Correlation between the concentration of chloride (upper left), dissolved organic nitrogen (upper right) and dissolved phosphorus (left) and the electric conductivity. The regression models in the upper two diagrams were calculated on data from Illmitz and Mörbisch only.

Unter den Stickstoffverbindungen wurden die anorganischen Fraktionen Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie Gesamtstickstoff analysiert. Aus der Differenz von Gesamtstickstoff und der Summe der gelösten anorganischen Verbindungen (TIN, Summe von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$) errechnet sich der bereits erwähnte gelöste organische Stickstoff (inkl. eines geringen Anteils von partikulär gebundenem Stickstoff).

Im Vergleich der Bereiche Mörbisch und Illmitz mit der Wulka fallen zunächst die wesentlich geringeren Konzentrationen von Nitrat im See auf. Sie liegen am Westufer Höhe Mörbisch im Median bei rund $40 \mu\text{g L}^{-1}$, am Ostufer Höhe Illmitz unter $10 \mu\text{g L}^{-1}$. Demgegenüber betragen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in der Wulka im Mittel 3 mg L^{-1} und bei der Mündung in den See immer noch rund 1 mg L^{-1} .

Entlang der Transekte von Mörbisch und Illmitz vom See Richtung Land ist dann noch eine weitere Reduktion erkennbar. Die Nitrat-Messwerte liegen hier unter der nasschemischen Bestimmungsgrenze. Einen umgekehrten Verlauf zeigt der gelöste organische Stickstoff, der in Richtung landseitiger, isolierter Standorte zunimmt, was – ausgeführt wie oben – einerseits auf eine zunehmende Aufkonzentration, andererseits auf die im Schilfgürtel verstärkte „Produktion“ von Huminstoffen zurückzuführen ist, die mit dem Abbau von organischem Material (Schilf) zusammenhängt. Folgerichtig besteht ein vergleichbares Verteilungsmuster auch für den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC; grafisch nicht dargestellt), der mit dem DON eng korreliert (Abb. 40).

Die Ammonium-Konzentrationen sind in den Bereichen Mörbisch und Illmitz ähnlich dem Nitrat relativ niedrig und liegen im Median durchwegs unter $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Dabei wurden an isolierten Standorten (z.B. IL6, IL9, MO4) tendenziell höhere Werte gemessen, in den großen, offenen Blänkensystemen (IL5, Ruster Poschn IL7 & IL8, Mörbisch MO5) hingegen niedrigere.

Im Gegensatz zu anderen Wasserinhaltsstoffen spielt die Verdunstung (Aufkonzentration) bei den anorganischen Stickstoff-Fraktionen eine geringere Rolle; das gleiche gilt für Sediment-Wasser-Austauschprozesse, die für den gelösten Phosphor von Bedeutung sind. Im Vordergrund stehen im Stickstoff-Kreislauf Prozesse wie Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation. Es ist davon auszugehen, dass ein erheblicher Teil des in den See importierten Stickstoffs – sofern er nicht assimiliert wird – über die genannten Prozesse letztlich zu elementarem Stickstoff umgewandelt wird und damit an die Atmosphäre abgegeben wird. Die Bedeutung der Denitrifikation für die Stickstoffbilanz in Flachseen ist vielfach belegt (Chen *et al.* 2012; Messer & Brezonik 1983) und wird durch die Messdaten aus dem Projekt REBEN neuerlich bestätigt. Im schwer erklärlichen Widerspruch dazu stehen die vergleichsweise hohen Nitrat-Konzentrationen, die im ungarischen Schilfgürtel von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) festgestellt wurden. Sie lagen an mehreren Standorten und Terminen bei mehreren $100 \mu\text{g L}^{-1}$ mit Spitzenwerten von $1,8 \text{ mg L}^{-1}$. Ob diese auf bemerkenswerte Standortunterschiede oder die große zeitliche Distanz zurückzuführen ist – die Messungen von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) stammen aus dem Jahr 2001 –, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen.

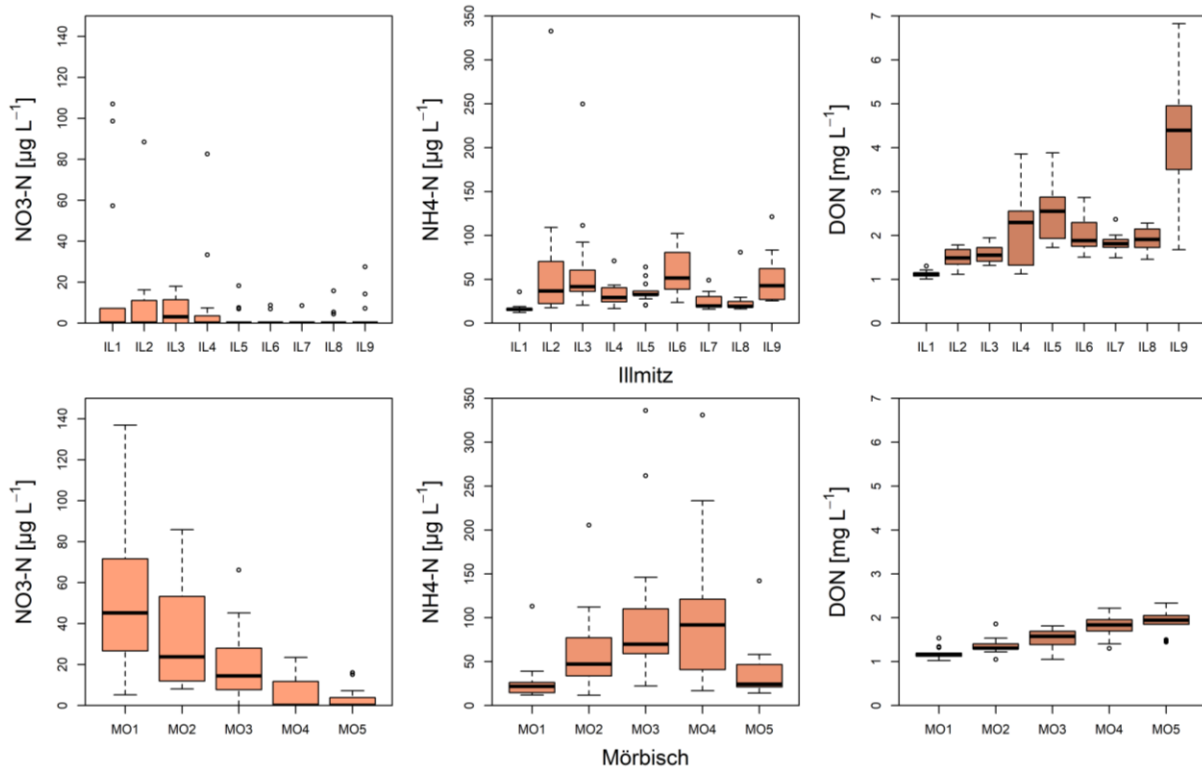


Abb. 39. Stickstoffkonzentrationen entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Illmitz und Mörbisch an 13 Untersuchungsterminen im Rahmen von fünf Kampagnen zwischen Oktober 2017 und April 2019. $\text{NO}_3\text{-N}$ = Nitrat-Stickstoff, $\text{NH}_4\text{-N}$ = Ammonium-Stickstoff, DON = gelöster organischer Stickstoff.

Figure 39. Nitrogen concentration along two transects from the open lake towards land at Illmitz and Mörbisch at 13 sampling dates during five campaigns between October 2017 and April 2019. $\text{NO}_3\text{-N}$ = nitrate nitrogen, $\text{NH}_4\text{-N}$ = ammonium nitrogen, DON = dissolved organic nitrogen.

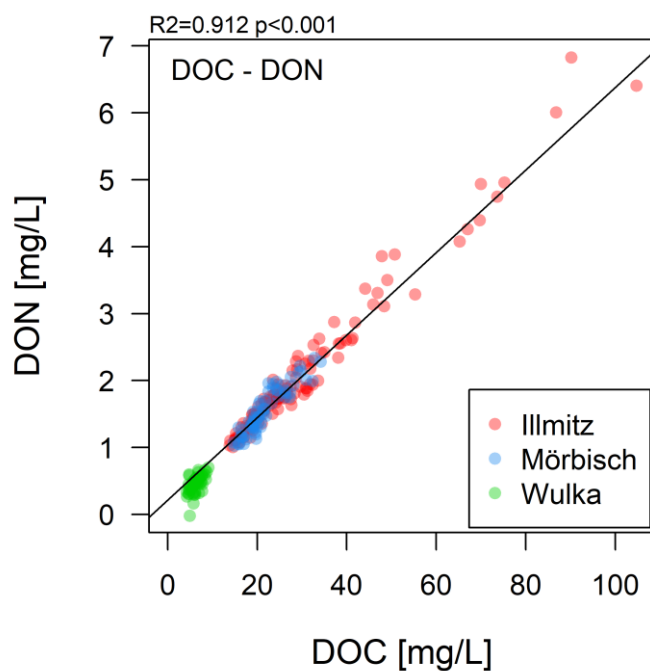


Abb. 40. Korrelation zwischen der Konzentration von gelöstem organischem Kohlenstoff DOC und gelöstem organischem Stickstoff in den Bereichen Illmitz, Mörbisch und Wulka. Das Regressionsmodell wurde auf Basis der Daten aller drei Bereiche berechnet.

Figure 40. Correlation between the concentration of dissolved organic carbon and dissolved organic nitrogen in the test areas of Illmitz, Mörbisch and Wulka. The regression model was calculated on the basis of data from all three areas.

3.3.2 Zeitliche Variabilität der Verteilungsmuster

Temporal variability of spatial patterns

Im vorangegangenen Abschnitt wurden generelle Verteilungsmuster verschiedener physikalisch-chemischer Parameter entlang der beiden Transekte von Mörbisch und Illmitz anhand von Boxplots aufgezeigt. Diese Darstellung gibt ein Bild der mittleren Konzentrationen und der Bandbreiten, erlaubt jedoch keine Aussage zu zeitlichen Unterschieden zwischen den fünf Untersuchungskampagnen. Exemplarisch sind nachfolgend drei Parameter in ihrer Verteilung zu den einzelnen Terminen grafisch dargestellt: Schwebstoffe, Gelöster Phosphor und Nitrat. Die Grafiken zu den weiteren Parametern finden sich im Anhang (Kap. 8.1).

Generell fällt zu den meisten Parametern auf, dass sich die Verteilungsmuster an den einzelnen Terminen wiederholen. Es kann daraus geschlossen werden, dass das gewählte Untersuchungsdesign mit fünf Hauptkampagnen grundsätzlich geeignet war, um die physikalisch-chemischen Parameter in ihrer horizontalen Verteilung hinreichend zu charakterisieren. (Damit war rückblickend auch die Entscheidung am Ende des Jahres 2018 gerechtfertigt, bei der letzten Kampagne im Spätwinter 2019 nur *einen* von ursprünglichen geplanten drei Terminen zu realisieren und die freiwerdenden Ressourcen für andere Untersuchungen zu nutzen.)

Im Detail betrachtet sind dennoch Unterschiede zwischen den Terminen erkennbar. Sie spiegeln zum einen eine saisonale Variabilität temperaturabhängiger Umsetzungsprozessen wider. Deutlich erkennbar ist dies beispielsweise am Nitrat, das lediglich am Ende der kalten Jahreszeit in etwas höheren Konzentrationen nachgewiesen werden konnte (Abb. 43). Zum anderen zeigen die Unterschiede aber auch den Einfluss von windinduzierten Seiche-Bewegungen und Strömungen, welche einen Austausch zwischen offenem See und Schilfgürtel vermuten lassen und damit das zentrale Thema des Projekts REBEN betreffen.

Transekt Mörbisch

Unter den Analysenergebnissen von Transekt Mörbisch sind vor allem jene von der zweiten Kampagne im Spätwinter 2018 von Interesse, da hier die Unterschiede zwischen den drei Terminen besonders auffallen. Zunächst ist bei den Schwebstoffen der bereits oben aufgezeigte Abfall der Konzentrationen vom offenen See in Richtung innerer Schilfgürtel zu erkennen, beim ersten Termin von knapp 80 auf rund 20 mg L⁻¹ (Abb. 41). Die Tage vor dem zweiten Termin waren durch kurzfristige, aber deutliche Ausschläge der Seiche-Bewegungen gekennzeichnet (vgl. Pegelschwankungen in Abb. 7), die mit Strömungen in den Schilfgürtel und aus diesem heraus verbunden sind. Beim Schwebstoffgehalt äußerten sich diese Strömungen in erhöhten Messwerten, die beim 1. Termin bis zur Stelle MO4 reichten. Bis zum dritten Termin der zweiten Kampagne hatten sich die Verhältnisse wieder umgekehrt. Nach hohen Schwebstoffgehalten im offenen See (MO1) fielen die Werte in Richtung

des Blänkensystems im inneren Schilfgürtel deutlich ab. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang der Umstand, dass die Schwebstoffgehalte an der letzten Stelle (MO5) zum zweiten Termin der zweiten Kampagne niedrig blieben, d.h. die Seetrübe reichte nur bis zur Stelle MO4, nicht jedoch weiter.

Im Unterschied dazu wurden erhöhte Schwebstoff-Konzentrationen bei der dritten und vierten Kampagne nur bis zur Messstelle MO2, maximal MO3, verzeichnet, die hinteren Standorte erreichte die einströmende Seetrübe nicht.

Nachdem der partikuläre wie auch der Gesamtphosphor eng mit den Schwebstoffen korreliert ist (vgl. Abb. 37) kann ein vergleichbarer Transport in innere Schilfgürtelareale auch für die partikulär gebundene Fraktion und den Gesamtphosphor angenommen werden (vgl. auch Anhang Abb. 77). Anders ist die Situation beim gelösten Phosphor, der auf den ersten Blick an allen Terminen einen vergleichbaren Verlauf zeigt. Im Detail betrachtet ist erkennbar, dass die gelöste P-Fraktion bei der 2. Kampagne mit relativ niedrigen Konzentrationen in den Schilfgürtel eingebracht wurde (Abb. 42, obere Reihe Mitte). Für den weiteren Verlauf, also die Veränderungen zwischen den Terminen der 2. Kampagne, sind zwei Szenarien denkbar:

1. Beim Rückströmen des Wassers aus dem Schilfgürtel Richtung offenen See wurde wiederum Wasser mit gleich niedriger DP-Konzentration verfrachtet wie zuvor in den Schilfgürtel gelangte. Der Saldo von Ein- und Austrag wäre dann gleich null. In diesem Szenario ginge man entweder davon aus, dass es im Schilfgürtel keine Durchmischung zwischen Seewasser mit niedriger und Schilfgürtel-Wasser mit erhöhter DP-Konzentration gibt, oder dass keinerlei Rücklösung aus dem Sediment stattfindet und damit auch keine Erhöhung der DP-Konzentrationen gegeben ist.
2. Im Alternativ-Szenario kommt es infolge von Durchmischung oder Rücklösungsvorgängen zu einer Aufhöhung der DP-Konzentration und damit zu einer erhöhten Fracht aus dem Schilfgürtel hinaus. Der Saldo wäre damit für offenen See positiv, für den Schilfgürtel hingegen negativ.

Welche dieser beiden Szenarien zutrifft, kann auf Grundlage der Daten aus den fünf Kampagnen nicht geschlossen werden (siehe dazu aber die Auswertungen zum anlassbezogenen Messprogramm in Bericht 5 und zur Modellierung in Bericht 7). Plausibler ist sicherlich das zweite Szenario, für das jedoch aus den Kampagnen-Daten keine quantitative Abschätzung der Frachten möglich ist. Zu einer anderen Einschätzung gelangt Gunatilaka (1986), der „sogar im Winter eine Nettoakkumulation von Nährstoffen“ feststellte, dann aber weiter ausführt, dass die Nährstoffe im Schilfgürtel unter der Eisdecke zwar akkumulieren, aber nicht in den offenen See diffundieren. Er stellte jedoch ebenso fest, dass gelöstes Phosphat (mit Ausnahme der Orte menschlichen Einflusses) immer in höheren Konzentrationen im Schilfgürtel als im See auftrat. Diese Beobachtung steht jedoch bei genauerer

Betrachtung nicht im Widerspruch zu der obigen Vermutung zu Szenario 2, da hier nicht eine Diffusion durch den Schilfgürtel, sondern ein linearer Austrag über die Kanäle angesprochen ist. Ein Austausch in diffuser Durchströmung war vor 30–40 Jahren über 100–300 m (Stalzer & Spatzierer 1987), vielleicht sogar bis 1,3 km (Gunatilaka 1986) gegeben. Allein aus der Tatsache, dass dieser Form des Austausches von den genannten Autoren so viel mehr Beachtung geschenkt wurde als dem linearen Austausch über Kanäle, kann vielleicht geschlossen werden, dass sie tatsächlich früher eine größere Rolle spielte als heute.

Dies kann aus den Untersuchungen an den fünf Kampagnen nicht sicher abgeleitet werden (siehe dazu Berichte 1, 5 und 7). Insgesamt erscheint aber angesichts der Gradienten der Schwebstoff- und Gelöst-Phosphor-Konzentrationen ein **Netto-Eintrag von Schwebstoffen** und **partikulär gebundenem Phosphor** in den Schilfgürtel und ein **Netto-Austrag von gelöstem Phosphor** sehr wahrscheinlich.

Wie erwähnt, sind die tatsächlichen Frachten mit den Daten aus dem Kampagnen-Monitoring nicht quantifizierbar, es handelt sich aber um einen abgesicherten und plausiblen qualitativen Befund. Ein solcher kann auch für Nitrat erstellt werden. Beim Einströmen von Seewasser in den Schilfgürtel gleichen sich die Messwerte in den seenahen Schilfgürtelbereichen jenen vom offenen See an (z.B. Bereich Mörbisch, Ende März und Anfang April 2018). Im Schilfgürtel kommt es dann – vergleichbar mit der Situation beim gelösten Phosphor – zu einer Vermischung von See- und Schilfgürtelwasser oder zu Umsetzungsprozessen, die eine Nitrat-Abnahme zur Folge haben und einen Austrag von nitratarmem Wasser aus dem Schilfgürtel in Richtung offenen See erwarten lassen. Dies manifestiert sich bis zum 11.04.2018 an einem sehr steilen Gradienten vom offenen See (MO1) zu den seenahen Bereichen (z.B. MO2, Abb. 43). Es lässt sich also den Befunden ein **Netto-Eintrag von Nitrat** in den Schilfgürtel ablesen, was die Bedeutung des Schilfgürtels für die Denitrifikation im Neusiedler See unterstreicht.

Transekt Illmitz

Das Bild im Transekt Illmitz ist jenem von Mörbisch vergleichbar. Erneut wird vor allem die zweite Kampagne zur Illustration der Ein- und Austräge bzw. der vermuteten Umsetzungsprozessen im Schilfgürtel herangezogen. Bei dieser Kampagne im zeitigen Frühjahr 2018 ist ein Eintrag von Schwebstoffen aus dem offenen See bis zur Messstelle IL4, ja sogar bis zum Ruster Poschn (IL7) erkennbar (Abb. 41). Eine solche Situation konnte auch im Rahmen von Befahrungen im Gebiet beobachtet werden, bei denen eine deutliche Trübefahne in die besagten Bereiche festgestellt wurde. Ein weniger weit reichender Eintrag von Schwebstoffen (nämlich nur bis IL2) war demgegenüber bei den Kampagnen 1, 3 und 4 gegeben; diese Messstelle ist über den Illmitzer Stationskanal und den so genannten Kleinen Zug sehr gut an den Illmitzer Bucht angebunden und ist entsprechend häufig durch die typische Seetrübe charakterisiert.

Beim gelösten Phosphor ist zum ersten Termin der 2. Kampagne (Ende März 2018) wiederum der Eintrag von Seewasser mit entsprechend niedriger DP-Konzentration gegeben (Abb. 42). Zum zweiten Termin Anfang April 2018 sind die Konzentrationen an den seenahen bzw. gut angebundenen Standorten etwas höher, d.h. im Falle einer Strömung aus dem Schilfgürtel Richtung offenen See wäre mit einem Austrag von gelöstem Phosphor zu rechnen.

Auch Nitrat zeigt ähnlich wie bei Mörbisch zur 2. Kampagne einen Eintrag bis zu den seenahen und gut angebundenen Bereichen IL2 und IL4 (Abb. 43), während die entfernten und isolierten Standorte nur eine schwache oder keine Beeinflussung erkennen lassen.

Somit ist auch im Testgebiet Illmitz in einer lokalen Stoffbilanz für den Schilfgürtel bei Schwebstoffen, partikulärem und Gesamtposphor von einem positiven Saldo und bei Nitrat von einem negativen Saldo auszugehen. Die Analyse der räumlich-zeitlichen Verteilung der übrigen Parameter bestätigt weit gehend die beschriebenen Prozesse (vgl. im Anhang z.B. DON und Silizium bei der zweiten Kampagne in den Abb. 81 und Abb. 82).

Diese Befunde bestätigen somit die Hypothese, welche bei der Analyse der Stoffbilanz für den gesamten See von Wolfram & Herzig (2013) aufgestellt wurden.

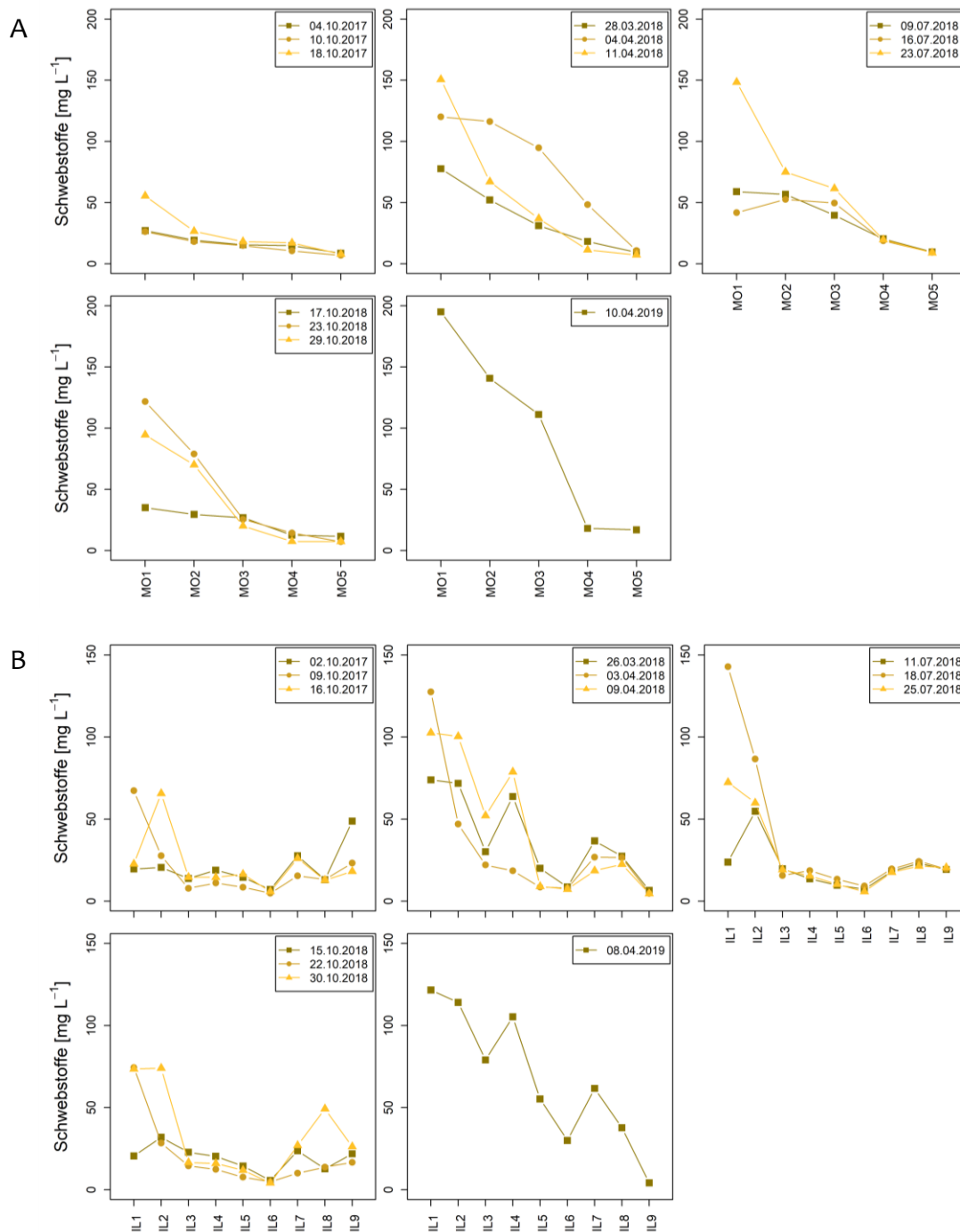


Abb. 41. Schwebstoffkonzentrationen entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 41. Concentration of suspended matter along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

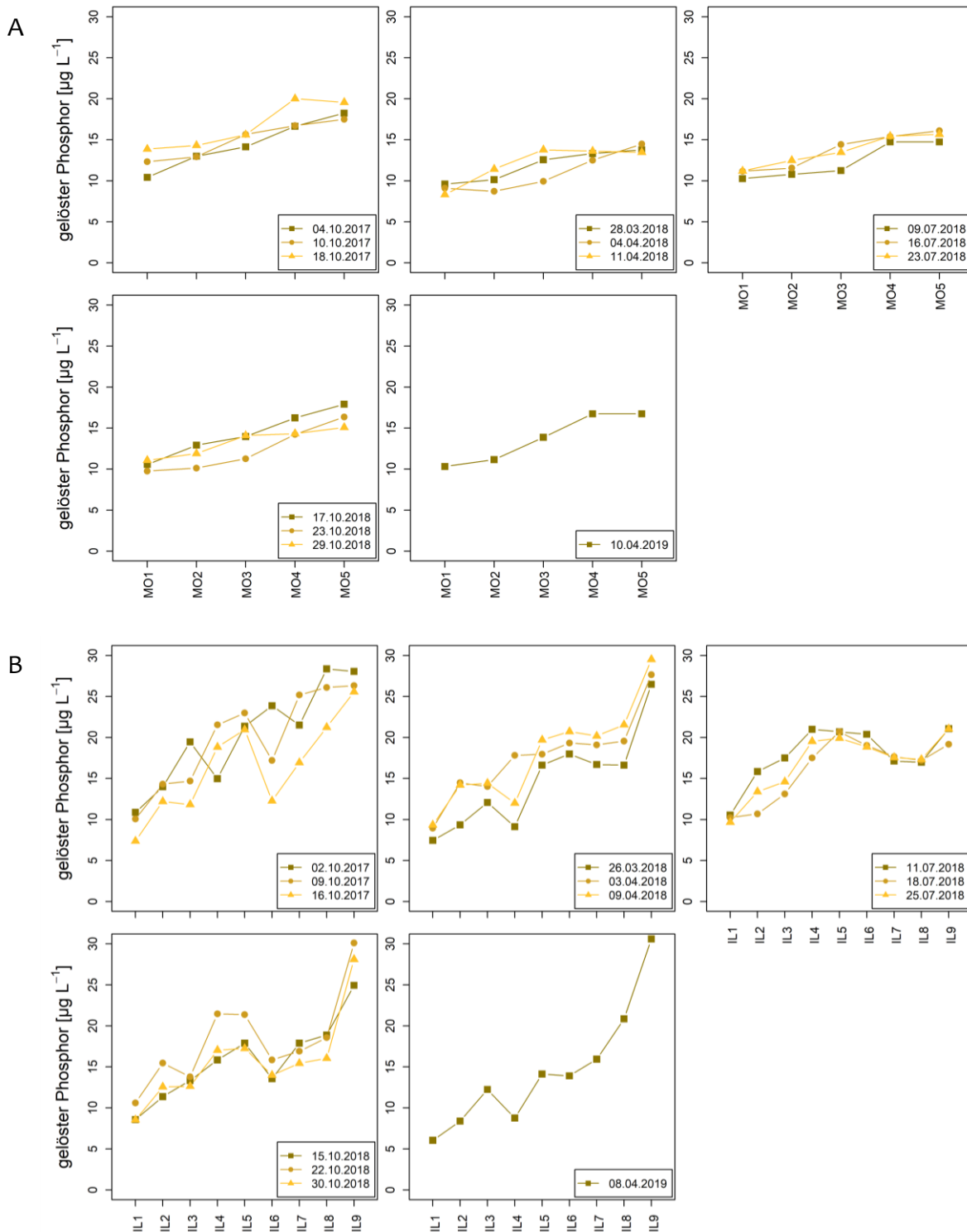


Abb. 42. Konzentrationen des gelösten Phosphors entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 42. Concentration of dissolved phosphorus along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

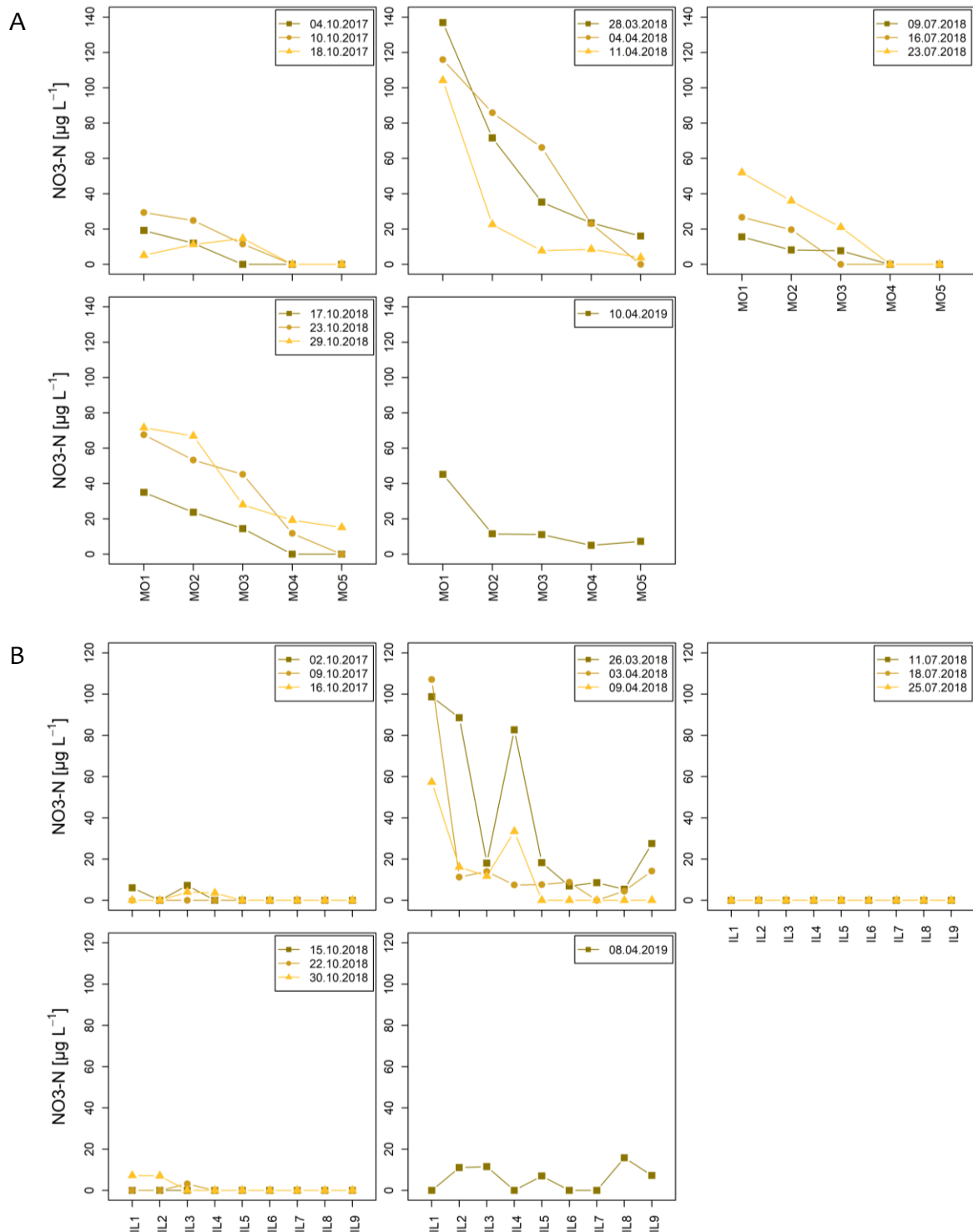


Abb. 43. Konzentrationen von Nitrat (als $\text{NO}_3\text{-N}$) entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 43. Concentration of nitrate (as $\text{NO}_3\text{-N}$) along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

3.4 Vergleich mit früheren Untersuchungen

Comparison with former studies

Die Situation der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter ist für den offenen Teil des Neusiedler Sees gut untersucht. Deutlich spärlicher ist die Datenlage zu den Verhältnissen im Schilfgürtel. Hier liegen einerseits aus Ungarn Langzeitdaten vor, andererseits umfasst das Monitoringprogramm der Biologischen Station Illmitz je eine Messstelle im sog. Hoadasepplposchnlucka und im Ruster Poschn, also in zwei großen und vergleichsweise tiefen Wasserflächen im Inneren des Schilfgürtels. Kleinere Kanäle oder dichtere Schilfgürtelbereiche waren nur ausnahmsweise Teil des regulären Monitorings. Auch im Bereich des Wulkazuflusses wurden frühere Aufnahmen nur in einmaligen Untersuchungen durchgeführt, nicht jedoch als Langzeitmonitoring.

Was die Daten dennoch zeigen, ist dass die Nährstoffkonzentrationen im Zufluss wie auch im See selbst heute deutlich geringer sind als vor 30 Jahren. Das bedingte auch deutlich unterschiedliche Verhältnisse in den Stoff-Umsetzungsprozessen. So beschreiben Von der Emde et al. (1986) beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel eine Erhöhung der Orthophosphat-P-Konzentration von 1 auf 2,5 mg L⁻¹; heute liegen die Konzentrationen um eine Zehnerpotenz niedriger (Maximalwert an der Messstelle WU3: rund 0,3 mg L⁻¹).

Ähnliches gilt für die Langzeitentwicklung der Nährstoff-Konzentrationen im offenen See, die exemplarisch anhand der Gesamtphosphor-Konzentration dargestellt sind (Abb. 45). Die verfügbare Datenreihe beginnt Ende der 1990er Jahre und zeigt eine für viele Seen typisches Bild. So stieg die Konzentration an Orthophosphat-P (SRP) in der Bucht von Fertőrákos von unter 50 µg L⁻¹ im Jahresmittel 1968 auf über 150 µg L⁻¹ in den 1970er Jahren. Infolge der Sanierungsmaßnahmen und der damit erreichten Verringerung der Nährstofffrachten in den Neusiedler See konnten die Werte bis zum Jahr 2000 wieder auf das ursprünglich niedrige Niveau gesenkt werden. In den 1990er Jahren lagen die SRP-Konzentrationen im offenen See bei rund 10 µg L⁻¹ (Wolfram et al. 2014). Im Rahmen des INTERREG-Projekts REBEN wurden in der Illmitzer Bucht schließlich nur mehr maximal 5 µg L⁻¹ Orthophosphat-P gemessen, auch im Inneren des Schilfgürtels Höhe Mörbisch und Illmitz überstiegen die Messwerte niemals mehr als 9 µg L⁻¹. (Auffällig höhere PO₄-P-Konzentrationen fanden Ágoston-Szabó & Dinka (2006) im ungarischen Schilfgürtel, die an manchen Standorten bei weit über 100 µg L⁻¹ (als P) lagen. Ob dieser Befund auf bemerkenswerte Standortunterschiede oder die große zeitliche Distanz zurückzuführen ist – die Messungen von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) stammen aus dem Jahr 2001 –, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen.)

Die Gesamtphosphor-Konzentration (TP) zeigt zunächst einen vergleichbaren Verlauf mit einem dramatischen Anstieg in den 1970er Jahren und einem langsamen Abfall bis zum Jahr

2000 (Abb. 45). Danach kam es jedoch in den trockenen Jahren 2003–2005 zu einem neuerlichen Anstieg auf deutlich über $100 \mu\text{g L}^{-1}$ im Jahresmittel. Die weiteren Jahre zeigten wieder einen Rückgang der TP-Konzentration und 2018 wurde der niedrigste Jahresmittelwert der bald fünf Jahrzehnte dauernden Messreihe ermittelt (zuletzt allerdings auf Basis von nur 4 Untersuchungsterminen).

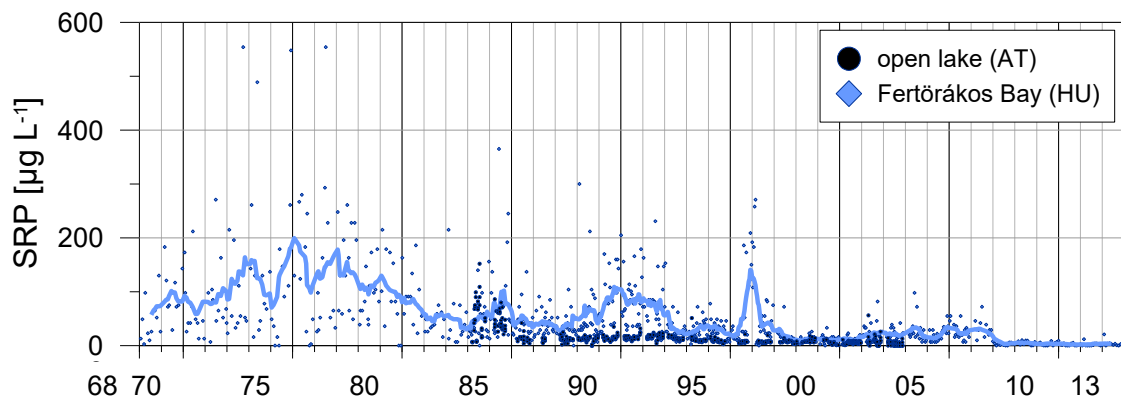


Abb. 44. Langzeitentwicklung der Orthophosphat-P-Konzentration im offenen Teil des Neusiedler Sees (Einzelmessungen an den vier Messstellen P4, 5, P24 und P27, vgl. Abb. 1) sowie aus der Fertőrákos-Bucht in Ungarn. Grafik aus Wolfram et al. (2014).

Figure 44. Long term development of the orthophosphate-P concentration in the open part of Lake Neusiedl (single data from the four sampling sites P4, 5, P24 and P27, cf Figure 1) and the Bay of Fertőrákos. Diagram from Wolfram et al. (2014).

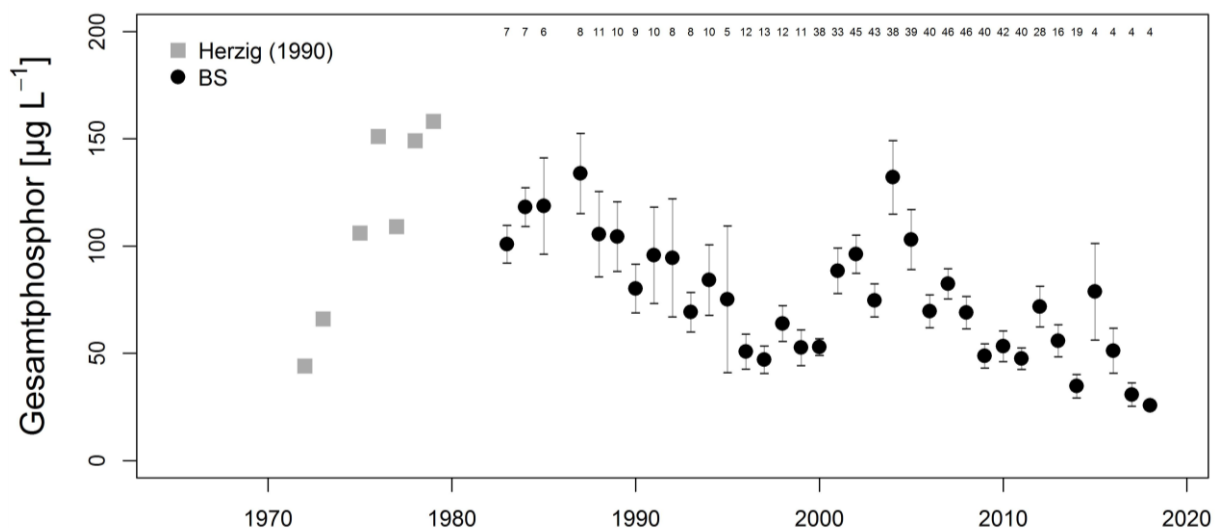


Abb. 45. Langzeitentwicklung der Gesamtposphor-Konzentration im offenen Teil des Neusiedler Sees (als Mittelwert der vier Messstellen P4, 5, P24 und P27, vgl. Abb. 1). Frühere Daten aus Herzig (1990), Daten ab den 1980er aus dem Monitoring der Biologischen Station Illmitz (Jahresmittelwert $\pm$ SE). Die Zahlen am oberen Rand geben die Anzahl der Probenahmeterminale pro Jahr an.

Figure 45. Long term development of the total phosphorus concentration in the open part of Lake Neusiedl (calculated as mean of data from the four sampling sites P4, 5, P24 and P27, cf Figure 1). Earlier data from Herzig (1990), data since the 1980s from the monitoring of the Biological Station Illmitz (annual mean $\pm$ SE). Number on the top of the diagram show the number of sampling dates per year.

Die aktuellen Untersuchungen im Projekt REBEN an den Messstellen MO1 und IL1 bestätigen die vergleichsweise niedrigen Nährstoff-Konzentrationen im offenen See, die im Monitoring der Biologischen Station Illmitz während der letzten Jahre erhoben wurden. Sie unterstreichen den markanten Unterschied zu den hohen Nährstoffkonzentrationen, die den See vor 30-40 Jahren kennzeichneten.

Ähnlich kann auch für den Schilfgürtel ein deutlicher Unterschied zwischen den wenigen Messdaten von Anfang der 1980er Jahre und der aktuellen Aufnahme festgestellt werden. Eine sehr gut vergleichbare Studie stammt von Metz (1984) aus dem Schilfgürtelbereich bei Illmitz, somit aus einem Gebiet, das auch im Rahmen aktuellen Projekts REBEN eingehend untersucht wurde. Der Autor gibt für offene Wasserflächen im Inneren des Schilfgürtels Konzentrationen von Orthophosphat-P (als SRP) im Bereich von 35–61 $\mu\text{g L}^{-1}$ an, wobei im dichten Schilf etwas höhere Werte als im offenen See (Illmitzer Bucht) gemessen wurden. Für austrocknende Bereiche wurden im Sommer 1983 sogar Konzentrationen von mehreren 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ dokumentiert. Sehr deutlich konnte Metz (1984) auch einen Zusammenhang zwischen dem Redoxpotential (E_H) und der SRP-Konzentration nachweisen: Bei E_H -Werten < 0 V war ein signifikanter Anstieg der Phosphorwerte auf mehrere 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ SRP zu verzeichnen ($r = 0,59$).

Im Projekt REBEN bestätigt sich dieses Bild nicht, primär deshalb, weil sich – wie erwähnt – die Konzentrationen generell auf einem deutlich niedrigeren Niveau bewegen als noch vor wenigen Jahrzehnten. Das gilt nicht nur für Orthophosphat-P (als SRP), sondern auch für andere Phosphorfraktionen. Soluble unreactive P (SUP), also nur schwer direkt hydrolysierbare bzw. nur enzymatisch aufschließbare Phosphorverbindungen, wurden von Metz (1984) im Mittel in Konzentrationen von etwa 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ (maximal 140 $\mu\text{g L}^{-1}$) gemessen. Im Projekt REBEN lagen die Konzentrationen des gesamten gelösten Phosphors deutlich darunter.

Hervorzuheben sind aus den Untersuchungen von Metz (1984) auch die kurzfristigen Veränderungen im Chemismus. So wurden in dichteren Schilfgürtelbereichen vor allem nachts niedrige pH-Werte festgestellt, auch Sauerstoff und Nitrat zeigten einen deutlichen Tag-Nacht-Rhythmus, der den diurnalen Wechsel von Photosynthese und Assimilation widerspiegelt. Ähnliches lassen die Messdaten aus den fünf Kampagnen insofern erkennen, als an den isolierten Standorten mit eingeschränktem Wasseraustausch oder atmosphärischem Sauerstoff-Eintrag niedrige pH-Werte und deutliche Sauerstoff-Defizite festgestellt wurden, die auf die von Metz beschriebenen nächtlichen Zehrungsprozesse zurückgeführt werden können. Deutlicher bestätigt sich dies in den Messungen der Online-Sonden, auf die in Bericht 5 eingegangen wird.

In das insgesamt schlüssige Gesamtbild lassen sich Daten aus dem ungarischen Schilfgürtel von vor 20 Jahren schwer einordnen. Die damals festgestellten Nährstoffkonzentrationen

lagen teilweise weit über jenen des laufenden Monitorings der Biologischen Station Illmitz für den freien See und den aktuellen Messungen aus dem Schilfgürtel im Rahmen des Projekts REBEN. So wurden von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) Orthophosphat- bis $>100 \mu\text{g L}^{-1}$ (als P) und Nitrat-Konzentrationen bis $>1 \text{ mg L}^{-1}$ (als N) festgestellt. Diese hohen Werte könnten im Fall des Orthophosphats ein Nachhall früherer hoher Nährstoffkonzentrationen sein oder lokale Rücklösungen widerspiegeln. Schwer erklärlich sind hingegen die vergleichsweise hohen Nitrat-Konzentrationen, die im klaren Widerspruch zu den Monitoring-Daten der Biologischen Station wie auch der eigenen Messungen im Projekt REBEN stehen.

3.5 Schlussfolgerungen

Conclusions

Die im vorliegenden Kap. 3 „Allgemeine physikalisch-chemische Parameter in der Wassersäule“ vorgestellten Ergebnisse machen einen wesentlichen Teil des Untersuchungsprogramms des Projekts REBEN aus. In der Planung lag eine der zentralen Herausforderungen darin, ein Programm zu entwickeln, das es ermöglicht, aus einem vorgegebenen zeitlich-räumlichen Raster von Probenahmen und Analysen dynamische Prozesse zum Stoffumsatz im Schilfgürtel des Neusiedler Sees abzuleiten. Dies wurde durch Wiederholung von Messungen an 5 Kampagnen mit je 3 Terminen bewerkstelligt. Damit war die Erwartung verknüpft, dass bei unterschiedlichen Terminen auch unterschiedliche meteorologisch-hydrologische Bedingungen (Wind, Seiche, Strömungen) abgedeckt werden, aus denen indirekt Rückschlüsse auf Prozesse gezogen werden können.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen deutlich, dass dieses methodische Konzept erfolgreich war. Die Untersuchungen an den 13 Probenahmeterminen ermöglichten nicht nur einen Einblick in „stationäre“ Verhältnisse zum Zeitpunkt der Freilandaufnahmen, sondern lieferten wichtige Erkenntnisse zu Veränderungen zwischen den einzelnen Terminen.

Im Bereich der **Wulka** konnte anhand der Messungen sowie begleitenden Befahrungen ein wahrscheinlicher Hauptfließpfad identifiziert werden, der im Rahmen eines Tracer-Versuchs weitere Bestätigung fand (siehe Bericht 5). Die „Ertüchtigung“ von Schilfkanälen im engeren Untersuchungsgebiet zum Jahreswechsel 2017/2018 erschwerte zwar die Interpretation der Daten, dürfte aber neben einer Veränderung des Fließweges auch eine raschere und damit zugleich deutlicher wahrnehmbare Durchströmung des Schilfgürtels mit sich gebracht haben (vgl. Kap. 5 in Bericht 2).

Eine erste wesentliche Erkenntnis der Untersuchungen im Wulka-Mündungsbereich war, dass sich die Eintragungssituation von Nährstoffen in den freien See heute deutlich von jener der 1980er Jahre – dem Zeitraum der letzten größeren Untersuchungen in diesem Gebiet (Stalzer & Spatzierer 1987; Stalzer et al. 1986; Von der Emde et al. 1986) – unterscheidet.

Die Nährstofffrachten aus der Wulka über den Schilfgürtel in den offenen See sind heute weitaus geringer als noch vor einigen Jahrzehnten.

Beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel zeigt sich bei den gegenwärtigen Verhältnissen (überwiegend lineare Durchströmung und nur zu geringerem Anteil diffus), dass ein Gutteil der Fracht an Schwebstoffen und partikulär gebundenem Phosphor im Schilfgürtel deponiert wird. Daneben kommt es jedoch zu einem leichten Anstieg der gelösten Phosphorfraktion, sodass die Gesamtposphorfracht in der Wulka und bei der eigentlichen Mündung in den freien See (Messstelle WU1) in etwa vergleichbar ist. Beim Orthophosphat ist im Zuge des Durchtritts durch den Schilfgürtel eine Aufhöhung zu erkennen, die zwar signifikant, aber deutlich geringer ist als in den 1980er Jahren.

Gerade diese Aufhöhung von SRP war aber nicht an allen Stellen und Terminen im Bereich Wulka gleich, sondern an der Stelle WU3 (wenig durchströmter Kanal) stärker ausgeprägt als an der Stelle WU2 (gut durchströmter Kanal). Dieser Befund ist nicht zuletzt für die Frage, ob eine lineare oder diffuse Durchströmung des Schilfgürtels für die Wasserqualität des Neusiedler Sees vorteilhafter ist, von Interesse. Zweifelsohne braucht es Depositionsflächen im durchströmten Schilfgürtel, in denen Schwebstoffe und Nährstoffe zurückgehalten werden und damit nicht den freien See erreichen; dies würde für eine diffuse Durchströmung des Schilfgürtels sprechen. Mit der linearen Durchströmung, bei welcher das Wulkawasser den See relativ rasch erreicht, wird jedoch eine zu starke Rücklösung von Nährstoffen und damit Erhöhung der Nährstofffrachten vermieden. Dieser Effekt zeigt sich im Vergleich der SRP-Konzentrationen der beiden genannten Messstellen, aber beispielsweise auch beim Nitrat, das in an der Mündung zum freien See in nennenswerten Konzentrationen gemessen werden konnte.

Zur Situation im Schilfgürtel Höhe **Illmitz** und **Mörbisch** ist zunächst festzuhalten, dass es ganz offensichtlich große räumliche Unterschiede im Chemismus verschiedener Wasserflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees gibt. Bei aller Variabilität gibt es aber auch zeitlich wiederkehrende Muster, welche eine allgemeine Charakterisierung von Standorten unterschiedlicher Anbindung und Struktur erlauben. Auffällig sind vor allem die deutlichen Gradienten an partikulären und gelösten Substanzen von der Schilfkante zum offenen See in Richtung Land: Während erstere sehr rasch abnehmen, ist bei den gelösten Wasserinhaltsstoffen (z.B. Hauptionen, gelöster Phosphor, gelöster organischer Stickstoff) eine Zunahme entlang dieses Gradienten gegeben. Diese dürfte einerseits auf eine reine Aufkonzentration infolge von Verdunstung, andererseits auf Rücklösungsprozesse zurückzuführen sein.

Auffällig ist weiters, dass die mit Abstand höchsten Konzentrationen an gelösten Stoffen im Bereich Illmitz am völlig isolierten Standort IL9 festgestellt wurden. Er ist, soweit bekannt, vollkommen vom offenen See abgeschnitten und erfährt nie einen Einfluss durch

einströmendes Seewasser. Hervorzuheben ist auch der Unterschied zwischen seenahen Standorten, die zwar angebunden sind, aber aufgrund der lokalen Verhältnisse keine Durchströmung erfahren (IL6), und solchen, die zumindest über einen kleinen Kanal regelmäßig mit Seewasser versorgt werden (z.B. IL3). Das völlige oder weitgehende Fehlen einer Anbindung an den offenen See manifestiert sich in einer eigenen physikalisch-chemischen Charakteristik. Dabei ist gemäß den vorliegenden Daten unter *Anbindung* praktisch ausschließlich eine solche über Kanäle zu verstehen. Eine diffuse Anströmung selbst seenaher Bereiche konnte im Rahmen dieses Projekts nicht dokumentiert werden. Vor rund 30–40 Jahren war eine solche hingegen noch deutlich gegeben, und zwar genau in dem in REBEN untersuchten Bereich Höhe Standort IL6 (Metz 1984). Auch Anfang der 1990er Jahre konnte ein diffuses Einströmen von trübem Seewasser in diesen Bereich noch beobachtet werden (eig. Beobachtungen). Auch wenn diese Befunde nicht direkt vergleichbar sind, da sie bei unterschiedlichen Wasserständen gemacht wurden, deuten sie auf eine Erhöhung des Sedimentwalls hin, der den äußeren Schilfgürtel an der Kante zum offenen See charakterisiert (vgl. Bericht 2). Dies wäre jedenfalls mit einer Verringerung, wenn nicht weitgehende Unterbindung einer diffusen Einströmung von Seewasser in den Schilfgürtel verbunden.

Im Vergleich der Untersuchungen in den Bereichen Illmitz und Mörbisch ist festzuhalten, dass die Ergebnisse auch viele Gemeinsamkeiten aufweisen. Trotz deutlicher struktureller Unterschiede ähneln der Schilfgürtel am Ostufer und jener am Westufer einander in den grundlegenden räumlichen Verteilungsmustern wie auch in der zeitlichen Variabilität der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter. Das bedeutet, dass die Ergebnisse aus diesen Bereichen nicht nur Aussagen zu lokalen Verhältnissen möglich machen, sondern grundsätzliche Schlussfolgerungen zum Schilfgürtel (wenn auch immer unter Berücksichtigung der jeweils vorherrschenden strukturellen Gegebenheiten).

Diese Ähnlichkeit zeigt sich beispielsweise in den großen offenen Wasserflächen im inneren Schilfgürtel. Die Daten deuten darauf hin, dass hier lokale, windbedingte Aufwirbelungen des Sediments auftreten können, welche möglicherweise mit einem intensivierten Stoffaustausch zwischen Sediment und Wassersäule verbunden sind. Wie weit das auch den Abbau von organischem Material beeinflusst oder merklich zur Feststoffbilanz zwischen offenem See und Schilfgürtel beiträgt, kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden. Der Aspekt ist nicht zuletzt deshalb von Interesse, da diese offenen Blänkensysteme in den letzten Jahren – möglicherweise als Spätfolgen früherer Schilf-Erntemaßnahmen (Csaplovics *et al.* 2014) – deutlich zugenommen haben.

Zu den wichtigsten Erkenntnissen aus den Untersuchungen Höhe Illmitz und Mörbisch gehört der klare Beleg für einen Netto-Eintrag von partikulärem Material (Schwebstoffe, partikulär gebundener und Gesamtphosphor) aus dem offenen See in seenahe Bereiche des

Schilfgürtels. Die „Eindringtiefe“ ist bei starken NW-Winden und entsprechend ausgeprägten Seiche-Bewegungen höher als unter normalen Windverhältnissen. Im Bereich Illmitz reicht die Seetrübe in abgeschwächter Form bis Richtung Ruster Poschn, während an isolierten Standorten (IL6, aber auch IL5) kein entsprechendes Signal erkennbar war. Der Eintrag erfolgte, soweit erkennbar, über Kanäle und Aufweitungen wie den Illmitzter Stationskanal und den sog. Kleinen Zug.

Daneben lässt sich anhand der Daten aber auch zeigen, dass bei stärkeren Windereignissen und damit verbundenem Ein- und Ausströmen in den bzw. aus dem Schilfgürtel ein Netto-Austrag von gelösten Inhaltsstoffen (gelöster Phosphor, Nitrat, DON) gegeben ist. Dies konnte im Rahmen des Messprogramms zwar nicht direkt gemessen werden, kann aber plausibel aus den Gradienten abgeleitet werden. Einen Beleg dafür lieferte auch das anlassbezogene Messprogramm (siehe Bericht 5). Dieser Austrag bestätigt frühere Befunde von Metz (1984), der bei SO-Wind erhöhte Stickstoffkonzentrationen in der Illmitzter Bucht infolge des Austrages von Schilfwasser aufzeigen konnte (*vice versa* bei NW-Wind).

Zusammenfassend und zur Kernfrage des Projekts REBEN nach dem Stoff- und Nährstoffaustausch zwischen Schilfgürtel und offenem See kann festgehalten werden, dass die Befunde aus dem chemischen Messprogramm an den fünf Kampagnen wichtige Erkenntnisse lieferten. Sie fließen gemeinsam mit jenen aus den Sediment- und Schadstoffmessungen, dem anlassbezogenen Messprogramm und den Online-Sonden, den Laborversuchen und schließlich den hydraulischen Modellierungen in die Gesamtinterpretation ein, die mit dem Bericht 7 „Synthese“ vorgestellt wird.

4 ALLGEMEINE PHYSIKALISCH-CHEMISCHE PARAMETER IM SEDIMENT

GENERAL PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS IN THE SEDIMENT

von Patricia RIEDLER, Georg WOLFRAM, Ottavia ZOBOLI & Silvia HINTERMAIER

4.1 Einleitung

Introduction

Die hier vorgestellten Sedimentuntersuchungen hatten eine allgemeine Charakterisierung der Untersuchungsstellen und Bereiche (Kap. 2.2) zum Ziel. Die Ergebnisse ergänzen die Analysen aus dem Wasserkörper und liefern damit Informationen zu einem weiteren, wesentlichen, an den Stoffumsätzen im Neusiedler See beteiligten Kompartiment.

Methodisch sind Sedimentanalysen deutlich komplexer und aufwändiger als jene aus der Wassersäule. Die Untersuchungen beschränkten sich daher auf ausgewählte Parameter:

- Korngrößenverteilung
- Hauptchemismus
- Wassergehalt und Glühverlust
- Nährstoffe (Gesamtposphor und Phosphorbindungsformen, Gesamtstickstoff, Kohlenstoff)

Die ursprünglich vorgesehen Analysen zum Chlorophyll-a und Phytobenthos auf der Sedimentoberfläche konnten aus technischen Problemen nicht durchgeführt werden. In Abstimmung und mit Zustimmung des Auftraggebers wurden statt diesen Parametern andere Schwerpunkte gesetzt. So erfolge einerseits eine intensivierte Erfassung der Phosphorbindungsformen, andererseits wurden statt der Aufwuchsalgen die Fische als weiteres biologisches Qualitätselement untersucht (siehe Bericht 4).

4.2 Korngrößenanalysen

Grain size analyses

Mit den Korngrößenanalysen sollten Informationen zur Struktur des Sediments an der Sediment-Wasser-Übergangszone gewonnen werden. Aufgrund des hohen aggregierten organischen Anteils in der Sedimentmatrix (vgl. Abb. 46) konnten zunächst nur Siebanalysen durchgeführt werden, was Aussagen lediglich bis zur Korngröße von 63 μm lieferte. Schlämmanalysen zur Auftrennung des Schluff- und Tonanteils waren nicht möglich. Um einen detaillierteren Eindruck von den Korngrößen unter 63 μm zu erhalten, wurde an ausgewählten Standorten eine laser-basierte Methode zur Korngrößenbestimmung angewandt.



Abb. 46. Auswahl unterschiedlicher Sedimentkerne (von links oben nach rechts unten: WU3, WU1, WU2, MO5).

Figure 46. Selection of various sediment cores (from the upper left to bottom right: WU3, WU1, WU2, MO5).

Generell setzt sich das Sediment des Neusiedler Sees nach den im Herbst 2017 durchgeführten **Siebanalysen** überwiegend aus tonig-schluffigen Anteilen zusammen. Erhöhte Sandanteile (bis rund 65%) kennzeichneten die Untersuchungsstellen am Ostufer, insbesondere in

der Illmitzer Bucht (IL1), im stärker seebeeinflussten Standort im sog. kleinen Zug (IL2) sowie am isolierten Punkt IL6. Der mit deutlichem Abstand höchste Sand-Anteil wurde an der landseitig gelegenen Messstelle IL5 gefunden. Der Anteil der Kiesfraktion (>2 mm) war an den meisten Messstellen unbedeutend (meist nur 1–3% Masseanteil), nur in den breiten Kanälen im Wulka-Schilfgürtel (WU2, WU3) konnten Kies-Anteile um 10% festgestellt werden (Abb. 47).

Diese beiden Befunde – erhöhte Sandanteile am Ostufer, leicht erhöhte Kiesanteile im Bereich der Wulka – können gut mit den hydrologischen Verhältnissen erklärt werden. Angesichts der NW-Ausrichtung der dominierenden Winde ist am Ostufer eine stärkerer Wind-einfluss gegeben als am Westufer, was eine vermehrte Erosion von Feinsedimenten am Ostufer und eine stärkere Sedimentation am Westufer des Sees bedingt (Jungwirth 1979). Im Wulka-Bereich dürften starke Hochwässer einen sporadischen Sedimenttransport auch kiesiger Anteile bis in die inneren Schilfgürtelbereiche bewirken.

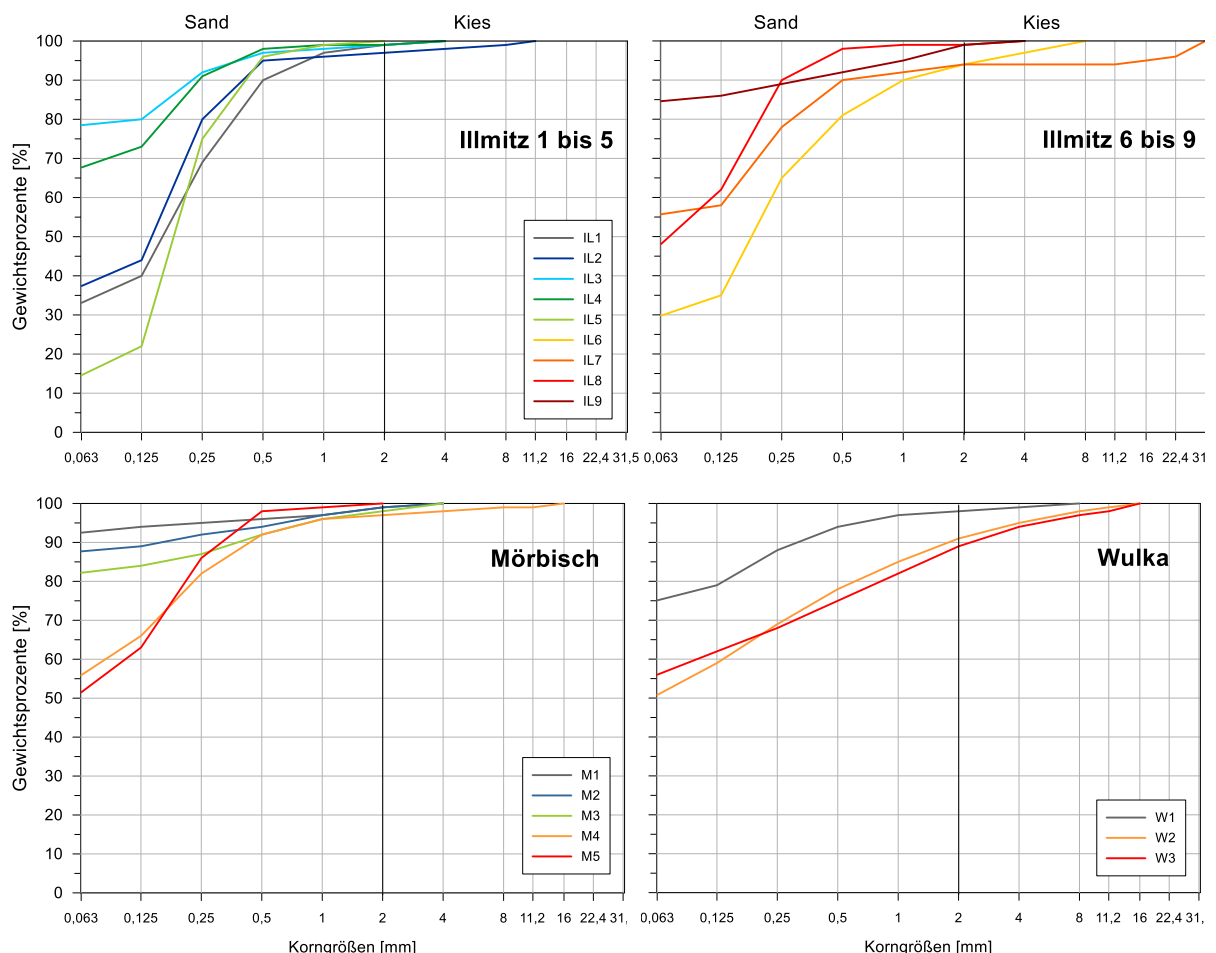


Abb. 47. Korngrößenanalysen (Siebanalysen) an den Untersuchungsstandorten in den Bereichen Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) und Wulka (WU1 bis WU3) im November 2017.

Figure 47. Grain size analysis (sieving) at the sampling sites in the areas of Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) and Wulka (WU1 bis WU3) in November 2017.

Der erhöhte Sandanteil an manchen Stellen am Ostufer deckt sich mit den Analysen zum Hauptchemismus (siehe dazu weiter unten): Lässt man die Stelle MO5 als Ausreißer außer Acht, so besteht ein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen dem Sandanteil und dem Silikat-Gehalt im Sediment (Pearson-Korrelationskoeffizient $r=0,79$, $p<0.001$).

An den übrigen Standorten überwogen die Schluff-Ton-Anteile mit rund 70–90% im Hauptkanal bei Mörbisch (MO1, MO2, MO3), knapp vor der Wulkamündung in den offenen See (WU1) sowie im Gebiet Illmitz an den Standorten IL3, IL4 und IL9 (Abb. 47). Interessanterweise wiesen die Standorte im inneren Schilfgürtel bei Mörbisch (MO4, MO5) wiederum einen etwas niedrigeren Schluff-/Ton-Anteil auf (rund 50%), ebenso die Stellen IL7 und IL8 beim Ruster Poschn. Es ist denkbar, dass der Wind in den größeren Wasserflächen dieser beiden Bereiche stärker zu lokaler Aufwirbelung von Feinsediment führt, was eine Verfrachtung der tonig-schluffigen Schwebstoffe in andere Bereiche nach sich zieht.

Die stichprobenartig für einzelne Probenstellen in den Gebieten durchgeführte Korngrößenbestimmung mittels **Laserbeugungsspektrometrie** bestätigt teilweise die Ergebnisse aus den Siebanalysen (Abb. 48, vgl. Abb. 47). So stimmt die Korngrößenverteilung des seennahen Standorts im Kleinen Zug bei Illmitz (IL2) mit der Probenstelle IL8 im Ruster Poschn gut überein, während der hintere Schilfgürtelbereich bei IL5 gröberes Sediment mit verhältnismäßig geringer spezifischer Oberfläche aufweist (Tabelle 9). Die zweigipfelige Kurve bei IL2 und IL 8 zeigt maximale Anteile bei Korngrößen von 10–25 μm und 100 μm , bei IL5 überwiegen hingegen Partikel im Bereich von 30–50 μm . Der Schluffanteil (<63 μm) beträgt bei IL5 64%, bei IL2 und IL8 hingegen 82 bzw. 73%, was grundsätzlich den Siebanalysen entspricht.

Entlang des Transekts in Mörbisch ändern sich die Korngrößen signifikant: im See (MO1) ist ein definierter, schmaler Peak bei 200 μm vorhanden; im Kanal ist das Sediment gut sortiert, Partikel zwischen rund 10 und 100 μm machen 60% aus; das Ende dieser Bandbreite (rund 100 μm) dominiert hingegen in den hinteren Blänken bei M5. Im Bereich der Wulkamündung sowie im Kanal bei WU3 ist die Kurve – ähnlich wie in Illmitz – zweigipfelig, einen größeren Anteil hat die Fraktion mit einem Korndurchmesser von rund 10–25 μm sowie 125–150 μm vor. Breit und flach ist die Verteilung bei WU2, mit einem Maximum bei rund 10 μm . Das Sediment ist zwar feiner (Schluffanteil: 81%), die Kurve ähnelt hinsichtlich der Sortierung aber den Standorten in den gut bzw. mäßig angebundenen Kanälen bei Illmitz (IL5) und Mörbisch (MO3). Die spezifische Oberfläche war bei WU2 von allen untersuchten Standorten am größten (Tabelle 9). In der Wulka vor Eintritt in den Schilfgürtel hätte man eine gröbere Auflage erwartet, vielmehr umfasst der Schluff aber knapp 75%.

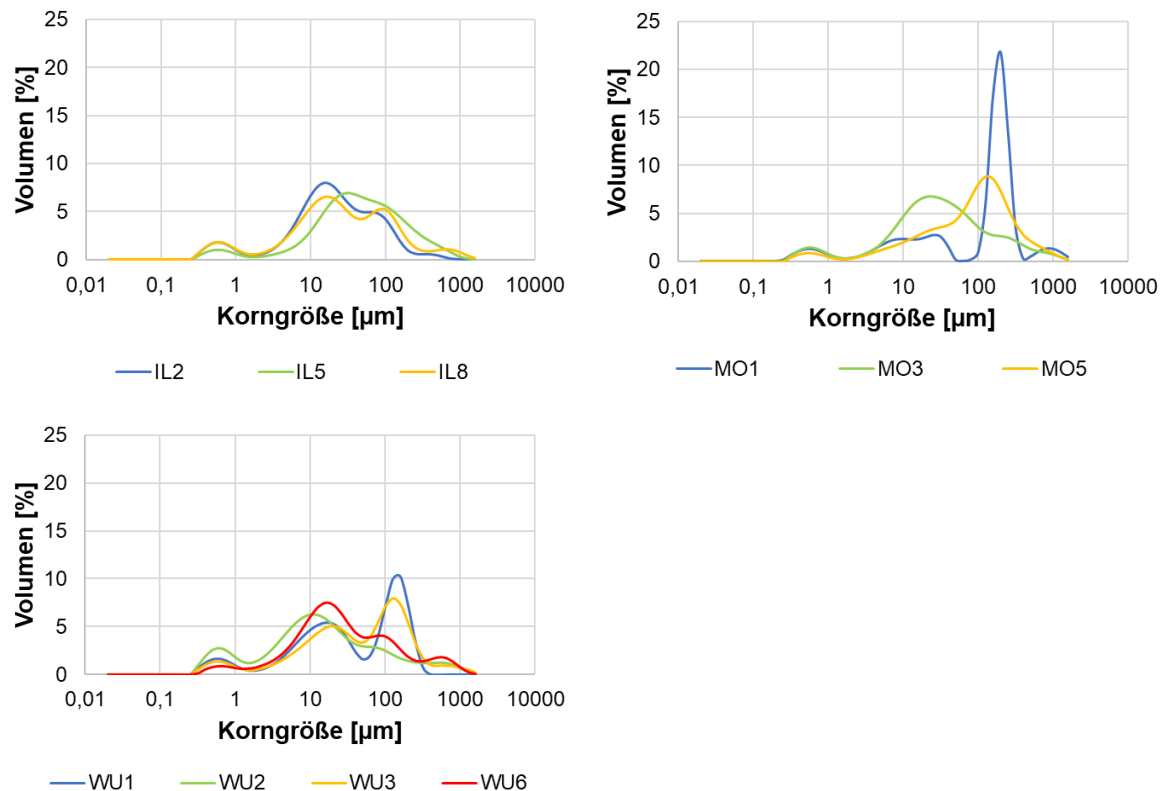


Abb. 48. Korngrößenanalysen (Laserbeugungsanalyse) an ausgewählten Standorten in den Bereichen Illmitz (IL2 und IL8), Mörbisch (MO1, MO3 und MO5) und Wulka (WU1 bis WU3 und WU6).

Figure 48. Grain size analysis (by laser diffraction spectrometry) at selected sampling sites in the areas of Illmitz (IL1 and IL8), Mörbisch (MO1, MO2 and MO5) and Wulka (WU1 to WU3 and WU6).

Tabelle 9. Charakteristische Korndurchmesser sowie spezifische Oberfläche (OF) der untersuchten Sedimente; die in Laborversuchen (Bericht 6) verwendeten Sedimente sind kursiv dargestellt.

Table 9. Characteristic grain diameters and specific surface (OF) of the investigated sediments; *italics indicate sediment used in laboratory experiments* (see report 6).

Standort	d ₁₀ [µm]	d ₅₀ [µm]	d ₉₀ [µm]	Spez. OF [m ² /g]
IL2	2,99	22,18	116,34	1,14
<i>IL5_A</i>	10,39	58,77	360,03	0,57
<i>IL5_B</i>	9,73	49,88	251,17	0,66
IL8	2,51	27,52	206,20	1,14
MO1	6,99	205,78	299,93	0,69
<i>MO3_A</i>	4,05	27,03	295,19	1,02
<i>MO3_B</i>	5,54	40,25	278,35	0,90
MO5	7,72	102,29	284,35	0,63
WU1	2,84	50,57	242,11	1,09
WU2	0,92	13,48	137,84	1,76
WU3	3,88	78,68	311,11	0,92
<i>WU6</i>	4,83	25,73	327,06	0,73

Die Korngrößenverteilungen jener Sedimente, die in den Laborversuchen verwendet wurden (siehe Bericht 6) sind in Abb. 49 dargestellt. Die Sedimente IL5 und MO3 wurden an zwei unterschiedlichen Tagen beprobt und bestimmt. Im Allgemeinen konnten nur geringe Unterschiede zwischen den Mehrfachbestimmungen der Korngrößenverteilung identifiziert werden. Das zeigt, dass die Probenahme für den jeweiligen Standort in Bezug auf die Größenverteilung der Sedimentpartikel und das damit einhergehende Adsorptionspotential des Sediments gegenüber Schadstoffen repräsentativ war.

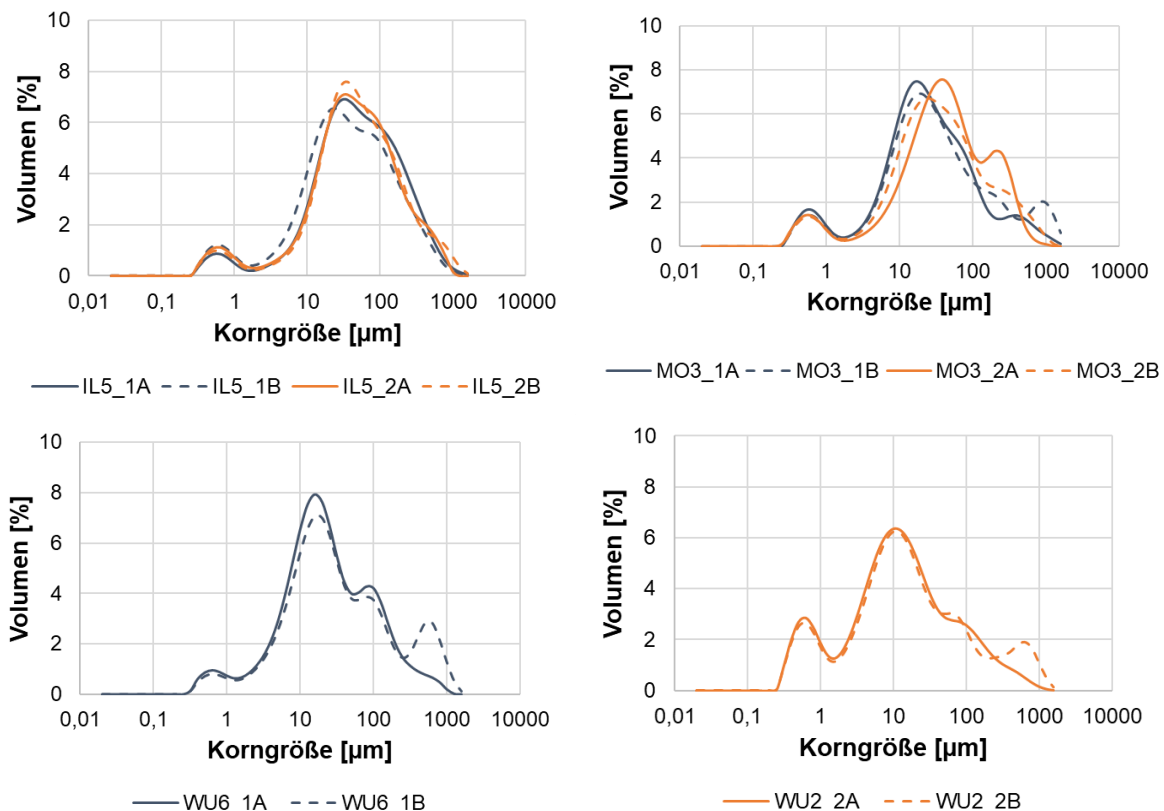


Abb. 49. Korngrößenverteilung der in den Laborversuchen verwendeten Sedimente (siehe Bericht 6). A, B = Parallelproben.

Figure 49. Grain size distribution of sediments used in laboratory experiments (see report 6). A, B = replicates.

4.3 Hauptchemismus

Main chemical components

Im Rahmen des Projekts REBEN wurden keine detaillierten mineralogischen Analysen durchgeführt. Die Untersuchungen zum Hauptchemismus erlauben jedoch gewisse Rückschlüsse auf die mineralogische Zusammensetzung und erlauben damit eine Interpretation von Standortunterschieden hinsichtlich der Sedimentherkunft.

Die chemische Zusammensetzung erfolgte durch wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse; die einzelnen Elemente (Hauptbestandteile) werden als Oxide ausgedrückt. Zusätzlich gibt der Glühverlust $GV_{1000^\circ\text{C}}$ Auskunft über den Anteil der Karbonate. Alle Anteile sind in Massenprozent angegeben.

Die grafische Darstellung des Hauptchemismus in Abb. 50 weist Silikat sowie Calcium, in geringeren Anteilen auch Magnesium und Aluminium als chemische Hauptbestandteile des Sediments aus. Dabei sind jedoch nicht nur Standortunterschiede entlang der Transekte zu erkennen, sondern auch grundsätzliche Unterschiede zwischen den drei Bereichen.

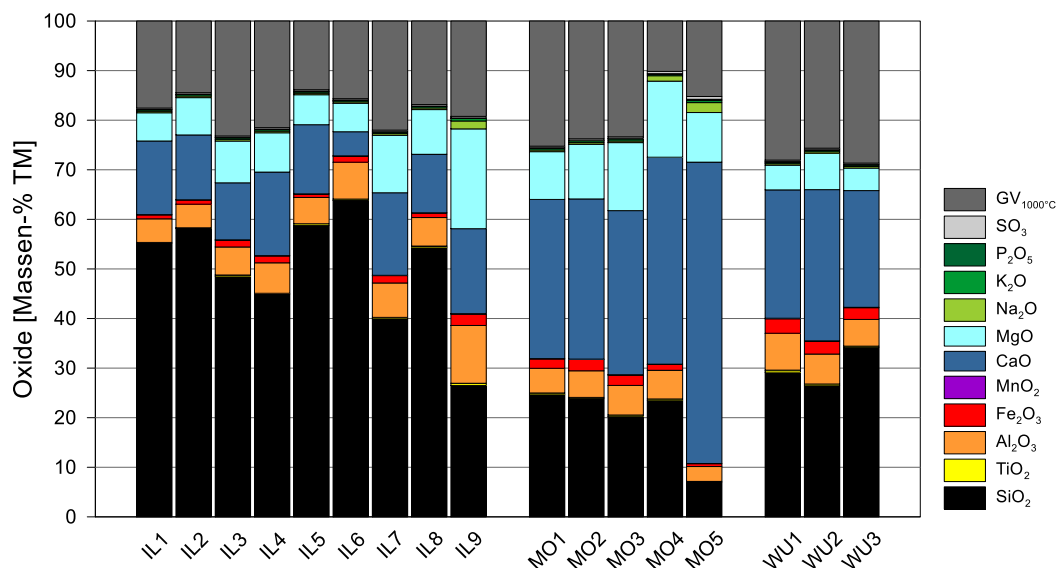


Abb. 50. Hauptchemismus, ausgedrückt als relative Anteile der Oxide in % (SiO_2 = Silizium, TiO_2 = Titan, Al_2O_3 = Aluminium, Fe_2O_3 = Eisen, MnO_2 = Mangan, CaO = Calcium, MgO = Magnesium, Na_2O = Natrium, K_2O = Kalium, P_2O_5 = Phosphor, SO_3 = Schwefel; der $GV_{1000^\circ\text{C}}$ = Glühverlust bei 1000°C entspricht dem Gehalt an Karbonaten) an den Untersuchungsstandorten in den Bereichen Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) und Wulka (WU1 bis WU3) im November 2017.

Figure 50. Chemical composition of the sediment as relative proportions of oxides in % (SiO_2 = silicon, TiO_2 = titan, Al_2O_3 = aluminum, Fe_2O_3 = ferric, MnO_2 = manganese, CaO = calcium, MgO = magnesium, Na_2O = sodium, K_2O = potassium, P_2O_5 = phosphorus, SO_3 = sulfur; der $GV_{1000^\circ\text{C}}$ = loss of ignition at 1000°C [corresponds the carbonates]) at the sampling sites in the areas of Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) and Wulka (WU1 bis WU3) in November 2017.

Am deutlichsten zeigt sich dies in den wechselnden Anteilen von Silizium und Calcium, welche die Hauptbestandteile der im See häufigsten Minerale Quarz und Calcit bilden (Preisinger 1979) und über alle drei Bereiche hinweg signifikant negativ korreliert sind (Pearson-Korrelationskoeffizient $r=-0,8720$, $p<0,001$, Abb. 51 links oben).

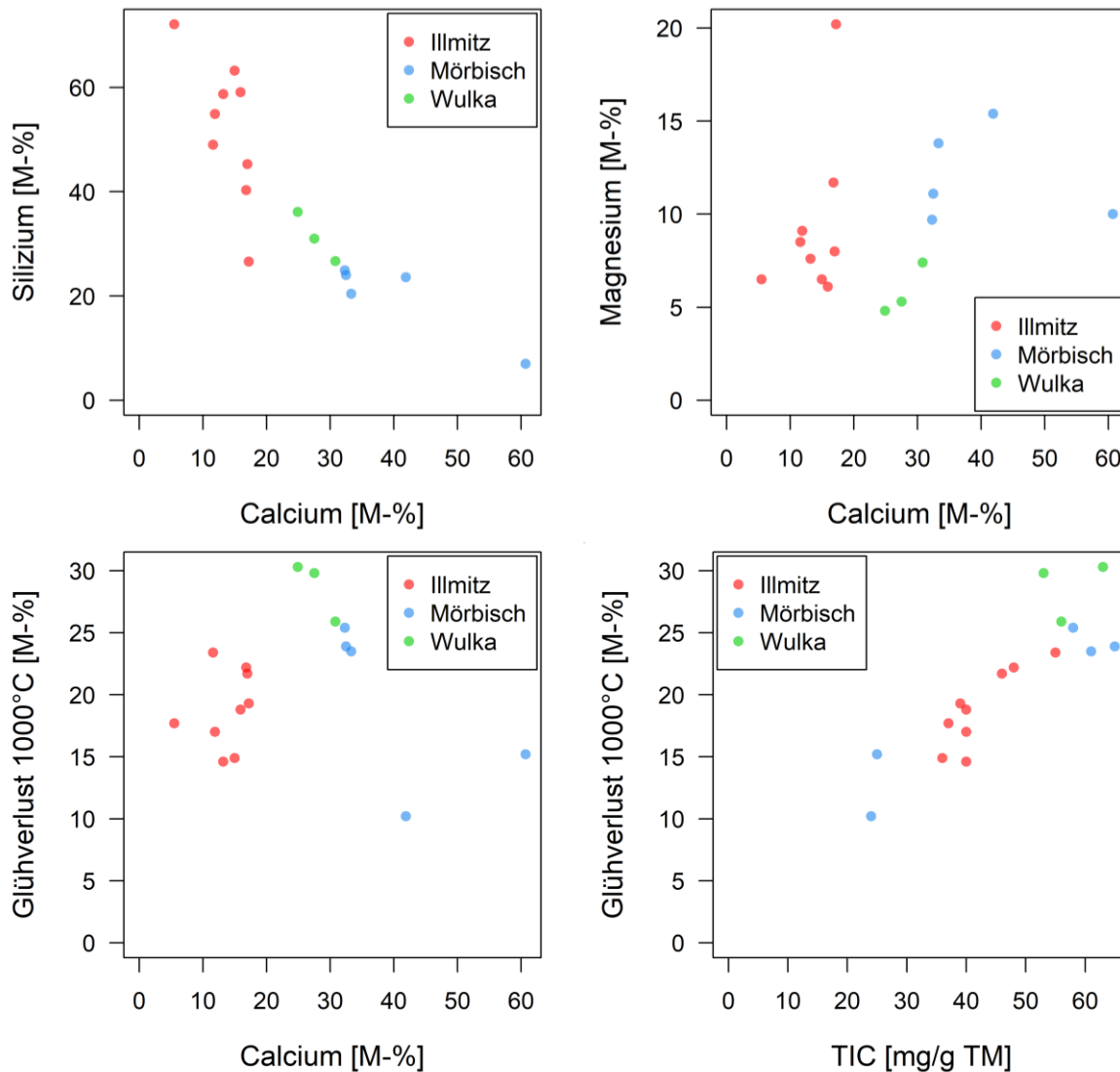


Abb. 51. Korrelationen ausgewählter Sedimentparameter. Glühverlust 1000°C = Karbonate, TIC = gesamter anorganischer Kohlenstoff.

Figure 51. Correlation of selected sediment parameters. "Glühverlust 1000 °C" (loss of ignition at 1000 °C) = carbonates, TIC = total inorganic carbon.

Aus mineralogischer Hinsicht, insbesondere mit Bezug zur autochthonen Bildung von Mg-Ca-Karbonaten ist auch die Relation von Calcium zu Magnesium von Interesse. Hier lassen sich die drei Untersuchungsgebiete deutlicher voneinander trennen (Abb. 51 rechts oben). Der Calcium-Anteil an den beiden Erdalkali-Metallen – berechnet als $\text{Ca} / (\text{Ca} + \text{Mg})$ – liegt im Sediment im Bereich Illmitz mit durchschnittlich 60% signifikant unter den Vergleichswerten von Mörbisch (76%) und Wulka (83%) (Kruskal-Wallis-Test $p=0,002$; Bonferroni post-hoc Lokalisation IL:MO $p=0,0193$, IL:WU $p=0,0099$, MO:WU n.s.).

Es ist denkbar, dass dieser Unterschied in der Ca-Mg-Relation die gleiche Ursache hat wie die Abweichung in der Korrelation zwischen Calcium und den Karbonaten ($GV_{1000^{\circ}C}$). Hier wäre eigentlich eine höhere Korrelation zu erwarten, machen doch Calcit $CaCO_3$ und Magnesiumcalcit $Ca_{0,82}Mg_{0,18}CO_3$ Hauptbestandteile der autochthon gebildeten Sedimente aus (Krachler 2006; Preisinger 1979). Erst unter Ausschluss der beiden Ausreißer MO4 und MO5 sind die beiden Parameter signifikant korreliert ($r=0,6925$, $p=0,004$). Die Gegenüberstellung des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (TIC) und des $GV_{1000^{\circ}C}$ (d.h. der Karbonate) scheint jedoch die Richtigkeit der Analysen zu bestätigen. Der Mittelwert der Massen-Relation $GV_{1000^{\circ}C}$ (= Karbonate) : TIC beträgt im gesamten Datensatz ($n=17$) 4,551. Dies kommt dem stöchiometrischen Anteil von Kohlenstoff C im Karbonat CO_3 (4,996) sehr nahe.

Es ist freilich nicht auszuschließen, dass der aufgezeigte Unterschied zwischen Wulka/Mörbisch am Westufer und Illmitz am Ostufer hinsichtlich der Ca-Mg-Relation und dem Ca-Karbonat-Verhältnis auf Unterschiede in der autochthonen Calcit- und Protodolomitbildung zurückzuführen ist. Die Bedeutung der chemischen Zusammensetzung des Wassers und der physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen (z.B. pH-Wert, Verdunstung) auf die Schwebstoff- und Sedimentbildung bzw. -zusammensetzung haben Stojanovic *et al.* (2009) für die Salzlacken des Seewinkels aufgezeigt.

Für weiterreichende Aussagen dazu ist der im Projekt REBEN erhobene Datensatz aber zu gering. Auch sind speziell zur Frage der Ca/Mg-Relation im Freiwasser und Sediment die Prozesse der von Schroll & Wieden (1960) und Preisinger (1979) für den Neusiedler See beschriebenen Protodolomitbildung nicht näher bekannt. Es dürften hier rein physikalisch-chemische Bedingungen wie der Mg-Anteil im Wasser (Preisinger 1979) ebenso wie mikrobielle Prozesse und die Verfügbarkeit von extrazellulären organischen Substanzen (Liu *et al.* 2020) eine Rolle spielen (vgl. dazu Fußmann *et al.* (2020)).

Betrachtet man die relativen Anteile gemäß Hauptchemismus-Analysen entlang der Transekte der drei Bereiche näher (Abb. 50), so ist wie oben erwähnt der hohe Anteil der Silikate im Bereich **Illmitz** hervorzuheben. Es dominiert Silizium (als SiO_2) mit 40–72%, ein deutlich geringerer Anteil charakterisierte lediglich den abgelegenen Standort IL9 (27%). Die nächsthäufigsten Elemente sind Calcium und Magnesium (Mittelwert: 14 und 9%), wobei Magnesium bei den isolierten Stellen IL6 und IL9 gegenüber Calcium sogar überwiegt. Die Karbonate machen rund 15–23% aus. Quantitativ bedeutsam ist schließlich Aluminium mit 4–11% (als Oxid). Die besondere Sedimentmatrix bei IL9 zeigt sich auch anhand der Dominanz der zuletzt erwähnten Elemente: Calcium, Magnesium und Aluminium umfassen hier gemeinsam knapp 50%, also deutlich mehr als bei den anderen Stellen im Gebiet. Eisen (rund 1%) spielte ebenso wie die übrigen Elemente (häufig <BG) im Schilfgürtel Höhe Illmitz nur eine untergeordnete Rolle.

Im Gebiet **Mörbisch** weist das Sediment zunächst einen signifikant niedrigeren Silizium- und höheren Calcium-Gehalt auf als das Sediment in Illmitz. Innerhalb des Bereichs unterschieden sich die Standorte im Hauptkanal (MO1 bis MO3) von den Stellen in den inneren Blänken (MO4, MO5). Bei MO1, MO2 und MO3 war Calcium das häufigste Element mit rund 30%, gefolgt von den Karbonaten ($GV_{1000\text{ }^{\circ}\text{C}}$) und Silizium mit jeweils etwa 25% sowie Magnesium mit ca. 10%. Mit zunehmender Entfernung vom See nahm der Anteil des Calciums weiter zu, bei MO4 v.a. zulasten der Karbonate (Ca: 42%, $GV_{1000\text{ }^{\circ}\text{C}}$: 10%), bei MO5 bei gleichzeitiger Abnahme des Siliziums (Calcium: 61%, Silizium: 7%).

In den Kanälen des Mündungsgebiets der **Wulka** ähnelte das Sediment in seiner elementaren Zusammensetzung dem Hauptkanal im Schilfgürtel Mörbisch. Unterschiede waren etwas geringere Ca- und Mg-Anteile. Der Eisen-Anteil im Sediment war in diesem Gebiet zwar ein wenig höher, erreichte allerdings nicht mehr als 3%.

Zusammenfassend lässt sich das Gebiet von Illmitz durch hohe Silizium-Anteile, d.h. einem entsprechend hohen Quarz-Anteil im Sediment charakterisieren. Das bestätigt die Korngrößenanalysen, in denen am Ostufer ein höherer Sandanteil dokumentiert wurde (siehe Kap. 4.2, vgl. Jungwirth (1979) und Wolfram (1993)). Das Sediment im Schilfgürtel bei Mörbisch zeichnet ein geringerer Silizium- und entsprechend höherer Calcium-Anteil aus. Unterschiede in der Ca-Mg-Relation könnten mit unterschiedlichen Bedingungen am Ost- und Westufer zusammenhängen, welche die autochthone Sedimentbildung beeinflussen, z.B. höhere Evaporation im SO des Sees, häufigere Einmischung von Wulkawasser im NW- und W des Sees (vgl. dazu Magyar *et al.* (2013)), doch ist hier die Datenzulage für gesicherte Aussagen zu gering. Zu den Einflussfaktoren auf die Ca-Mg-Carbonat-Bildung siehe die neuere Untersuchung von Fußmann *et al.* (2020).

4.4 Wassergehalt und organischer Gehalt

Water content and organic content

Der **Wassergehalt** des Sediments hängt einerseits von der Korngrößenverteilung ab, wird aber andererseits durch die Kompaktierung beeinflusst und kann damit Aufschluss über das Alter, aber auch andere physikalisch-chemische bzw. biologische Eigenschaften des Sediments geben.

Im Schilfgürtel der drei Untersuchungsgebiete umspannte der Wassergehalt des Sediments ähnliche Bandbreiten mit im Mittel 65–95% (Illmitz), 76–97% (Mörbisch) und 60–81% (Wulka) (Abb. 52 oben). Ein deutlich geringerer Wassergehalt wurde an der Referenzstelle im See (IL1) mit nur 32% gemessen, was zweifellos mit dem höheren Sandanteil an dieser Stelle zusammenhängt.

In allen drei Gebieten war ein ansteigender Trend von den stärker seebeeinflussten Standorten bis hin zu den Stellen im inneren Schilfgürtel erkennbar. Eine höhere Variabilität war im Wulka-Kanal und im sog. kleinen Zug bei Illmitz gegeben. Kleinhäufig heterogenes Sediment, aber auch methodische Schwierigkeiten (z.B. bei Einschlüssen von Gasblasen, grobem Detritus oder größeren anorganischen Partikeln) könnten dafür verantwortlich sein. Das Gesamtbild ist jedoch schlüssig: im inneren Schilfgürtel weist das Sediment mit teilweise >90% einen sehr hohen Wassergehalt auf. Das lässt darauf schließen, dass das Sediment hier sehr locker strukturiert ist und entsprechend leicht aufgewirbelt werden kann.

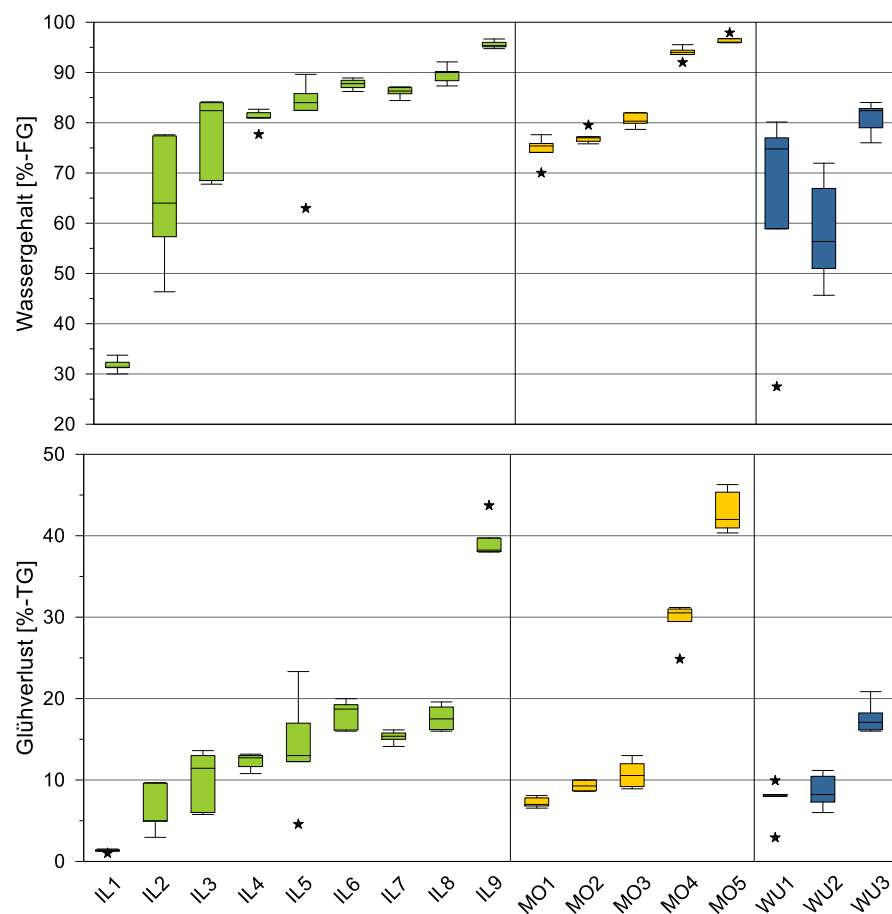


Abb. 52. Boxplots (Median, 25- und 75%-Quantile, Minima und Maxima sowie Ausreißer) für den Wassergehalt (in % vom Frischgewicht) und Glühverlust (in % vom Trockengewicht) von 5 Analyseterminen (Nov. 2017, Apr. und Aug. 2018, März und Okt/Nov 2019) an den Untersuchungsstandorten in den Bereichen Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) und Wulka (WU1 bis WU3).

Figure 52. Boxplots (median, upper and lower quartile, minimum, maximum and outliers) of the water content (in % of fresh weight) and the loss of ignition (in % of dry weight) over 5 sampling dates (November 2017, April and August 2018, March and October/November 2019) at the sampling points in the areas of Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) and Wulka (WU1 bis WU3).

Auch beim **Glühverlust** zeigt sich ein eindeutiger Zusammenhang mit der Entfernung der Probenstelle vom freien See (Abb. 52 unten). So reichten die Anteile im Gebiet Illmitz von 1% bei IL1 bis zu 7–18% im Schilfgürtel (IL2 bis IL8), eine deutliche Anreicherung von organischem Material wurde an der isolierten Stelle IL9 (40%) festgestellt, was mit dem hohen

Wassergehalt an dieser Stelle übereinstimmt. Der Befund lässt darauf schließen, dass an diesem Standort entweder sehr schlechte Bedingungen für den Abbau des organischen Materials bestehen (was aber angesichts der Windexposition und damit relativ guten Sauerstoffversorgung, vgl. Abb. 31, unplausibel ist) oder im Laufe der Zeit schwer abbaubare organische Verbindungen akkumuliert wurden. Letztere Annahme wird durch die hohen Konzentrationen an gelösten organischen Verbindungen im Wasser gestützt (vgl. Abb. 39 zu DON, auch hier vermutlich überwiegend längerkettige oder komplexe organische Verbindungen).

Auch Im Bereich Mörbisch wiesen die beiden Standorte im inneren Schilfgürtel mit rund 29 und 43% signifikant höhere organische Anteile auf als die seenahen Punkte im Hauptkanal MO1 bis MO3 (unter bzw. um 10%). Vergleichbare Werte für den Glühverlust (7–18%) wurden in den Wulka-Kanälen gemessen.

Den engen Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Glühverlust zeigt die Korrelation Abb. 53 (links), die auf den Aufnahmen während der fünf Kampagnen beruht und sich auf das Sediment in den obersten fünf cm bezieht. Die Datengrundlage für den rechten Plot in Abb. 53 sind Sedimententnahmen über eine größere Sedimentsäule (ca. 20 cm, vgl. Kap. 2.4.2.3). Es belegt den engen Zusammenhang zwischen organischem Kohlenstoff und Glühverlust, der sich näherungsweise durch das lineare Regressionsmodell $GV_{550^{\circ}C} = 2,406 \text{ TOC} + 4,341$ ($R^2 = 0,98$, $p < 0,001$) beschreiben lässt.

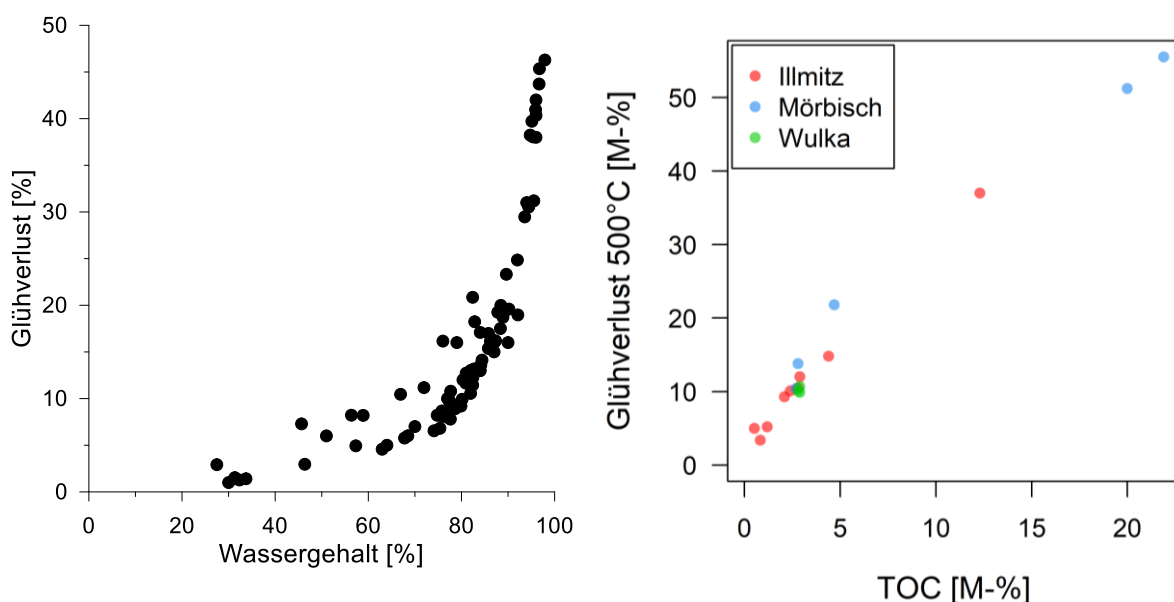


Abb. 53. Relation von Wassergehalt und Glühverlust (links) sowie organischem Kohlenstoff und Glühverlust (rechts) in den drei Gebieten. Datengrundlage links: oberste 5 cm (Labor DWS), rechts: oberste 20 cm (Labor MAPAG).

Figure 53. Relation between water content and loss of ignition (left) and organic carbon (TOC) and loss of ignition (right) in the three areas. Data source left: uppermost 5 cm (laboratory DWS), right: uppermost 20 cm (laboratory MAPAG).

4.5 Nährstoffe

Nutrients

4.5.1 Phosphorbindungsformen

Phosphorus binding forms

Für Fragen zur Verfügbarkeit von Sedimentphosphor durch Remobilisierung spielen die Bindungsformen von Phosphor eine große Rolle (Golterman 1998; Psenner *et al.* 1988). Zur Erfassung der Phosphor-Bindungen wurden folgende Fraktionen analysiert:

1. Extraktionsschritt (H_2O): wasserlösliche Phosphate
2. Extraktionsschritt (Dithionit): an Fe- und Mn-Hydroxiden gebundener Phosphor
3. Extraktionsschritt (NaOH kalt): organischer und humusstoffgebundener Phosphor (und anorganischer Phosphor als Aluminium- und adsorbierter Phosphor und FePO_4)
4. Extraktionsschritt (HCl): Apatit- (Ca- und Mg-) Phosphor
5. Extraktionsschritt (NaOH heiß): schwer abbaubarer Phosphor

Abb. 54 zeigt die Gehalte und die relativen Anteile der analytisch unterschiedenen Phosphorfraktionen (gewichts- und volumensbezogen) gemittelt über die beiden Probenentnahme im **November 2017** und **April 2018**. Von den analysierten Phosphor-Fraktionen ist meist nur ein kleiner Anteil verfügbar. Er kann direkt von Organismen in Biomasse inkorporiert werden, durch Wasser-Sediment-Interaktionen unterschiedlich reversibel an Partikel gebunden werden oder ins Freiwasser diffundieren. Neben refraktär in organischem Material oder in Mineralien (z.B. Apatit, Vivianit) gebundenem Phosphor ist ein Teil auch an Eisen- und Mangan-Hydroxide, Aluminium-Oxi-Hydroxide oder Calcit (CaCO_3) adsorbiert (Boström *et al.* 1988; Boström *et al.* 1982; Holtan *et al.* 1988). Diese Bindungsformen reagieren bei unterschiedlichen chemisch-physikalischen Bedingungen im Sediment nicht in gleicher Weise. So kommt es beispielsweise bei reduzierten Bedingungen nur im Fall der Eisen-/Mangan-Hydroxide zu einer Rücklösung des Phosphors, während die übrigen Verbindungen davon unberührt bleiben. Die Relation der verschiedenen Phosphor-Bindungsformen im Sediment entscheidet damit über das Ausmaß einer Rücklösung unter anoxischen Verhältnissen. Neben dem Oxidationsgrad des Sedimentes ist jedoch auch der pH-Wert für mögliche Rücklösungsprozesse des Phosphors aus dem Sediment ausschlaggebend. Der an Calcit oder Aluminium-Oxi-Hydroxide adsorbierte oder in Apatit gebundene Phosphor wird zwar nicht unter reduktiven Bedingungen freigesetzt, kann aber bei sehr niedrigen bzw. sehr hohen pH-Werten mobilisiert werden (de Vicente *et al.* 2006). Grundsätzlich sei angemerkt, dass eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment nicht nur unter anoxischen, sondern auch bei aeroben Bedingungen stattfinden kann.

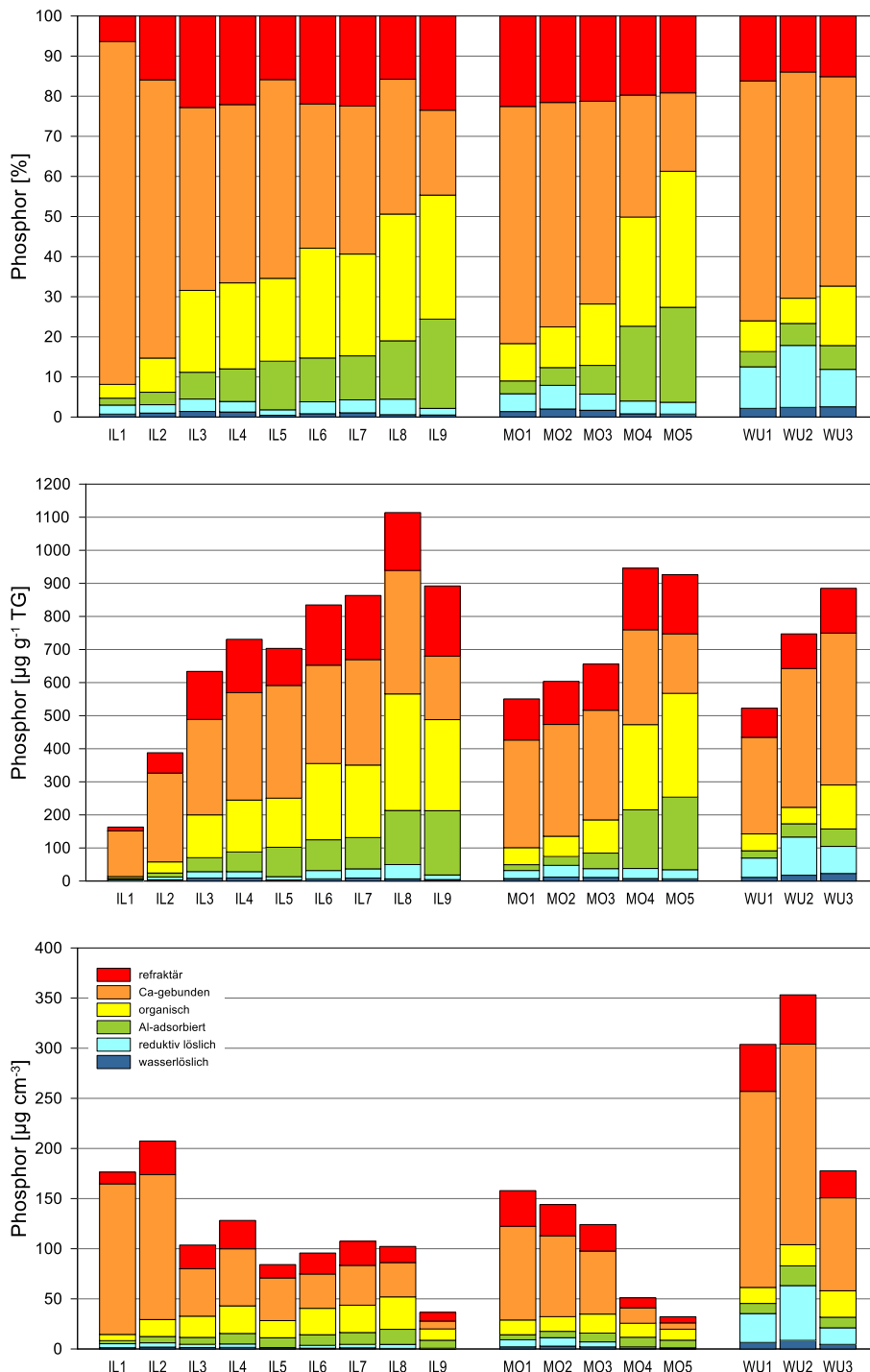


Abb. 54. Phosphorbindungsformen oben: als relativer Anteil in %; Mitte: bezogen auf das Trockengewicht in $\mu\text{g g}^{-1}$ und unten: volumensbezogen auf 1 cm^3 in $\mu\text{g cm}^{-3}$ an den Untersuchungsstandorten in den Bereichen Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) und Wulka (WU1 bis WU3) im November 2017.

Figure 54. phosphorus binding forms top: as relative share in %; middle: referred to dry weight in $\mu\text{g g}^{-1}$ and bottom: referred to the volume of 1 cm^3 in $\mu\text{g cm}^{-3}$ at the sampling sites in the areas of Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) and Wulka (WU1 bis WU3) in November 2017.

Die wasserlöslichen Phosphate entsprechen in der Größenordnung dem im Interstitial gelösten Phosphor und geben einen Hinweis auf die unmittelbare Verfügbarkeit von Sedimentphosphor für Algen oder Bakterien. Gut wasserlöslich sind Alkali- und Ammon-Ortho- und Pyrophosphate als Alkali-, Fe-, Al- und Erdalkalisalze sowie Zuckerphosphate und Nukleinsäuren (außerhalb lebender Zellen). Die Gehalte des wasserlöslichen Phosphors betragen im Gebiet Illmitz und Mörbisch zwischen $1\text{--}12 \mu\text{g g}^{-1}$, wobei niedrigere Mittelwerte bei

Illmitz auftraten (MW: Illmitz: $6 \mu\text{g g}^{-1}$, Mörbisch: $9 \mu\text{g g}^{-1}$). Eine allgemein höhere Bandbreite wurde in den Wulka-Kanälen gemessen ($11\text{--}23 \mu\text{g g}^{-1}$), mit durchschnittlich $17 \mu\text{g g}^{-1}$ (vgl. Kap. 3.2). In Relation zum Gesamtposphor ($163\text{--}1114 \mu\text{g g}^{-1}$) spielen die unmittelbar verfügbaren Phosphate mit $0.4\text{--}2.6\%$ kaum eine Rolle. Die Fraktion des wasserlöslichen Phosphors ist dennoch – neben dem im Freiwasser befindlichen Phosphor – die Hauptquelle für die Makrophyten und benthische Algen.

Unter stark reduzierenden Bedingungen wird im zweiten Extraktionsschritt vor allem der an Eisen- und Manganhydroxiden gebundene anorganische Phosphor (*reduktiv lösliche Phosphate*) bestimmt. Im Unterschied zu den wasserlöslichen Phosphaten ist der an Eisen- und Manganhydroxiden gebundene Phosphor für Pflanzen nicht unmittelbar verfügbar. Bei den autochthon entstandenen Eisen-Phosphor-Verbindungen handelt es sich vor allem um an Eisenhydroxide sorbierten Phosphor. Erst unter anoxischen Bedingungen wird das kolloidal gebundene Fe(III) zur Fe(II) reduziert, wodurch Phosphor mobilisiert wird und von Algen und Makrophyten aufgenommen werden kann. Die reduktiv löslichen Phosphate reichten im Gebiet Illmitz von rund 4 bis $43 \mu\text{g g}^{-1}$, mehrheitlich höhere Werte wurden in Mörbisch gemessen (24 bis $35 \mu\text{g g}^{-1}$) und Maxima im Wulka-Gebiet ($58\text{--}115 \mu\text{g g}^{-1}$). Die räumliche Verteilung ähnelte jenem des wasserlöslichen Phosphors, die beiden Fraktionen waren in einer linearen Regression hoch korreliert. In Relation zum Gesamtposphor machte der Anteil der reduktiv löslichen Phosphate in Illmitz und Mörbisch durchschnittlich $<5\%$ aus, im Wulka-Bereich um 10% .

Der dritte Extrakt enthält die Hauptmasse des *organischen, z.T. an Huminstoffen gebundenen Phosphors*. Die organischen Phosphate umfassen Zuckerphosphate, Nukleine, Nukleoproteide und komplexe Verbindungen mit Humin- und Fulvinsäuren. Darüber hinaus wird anorganischer Phosphor in Form von *Aluminiumphosphaten* sowie adsorbierten Phosphorverbindungen erfasst. Die gesamte Fraktion stellt im Unterschied zu der vorhergehenden ein vom Redoxpotential unabhängiges Puffersystem dar, das mit dem Angebot an gelöstem reaktivem Phosphat im Interstitialwasser im Austausch steht und über einen weiten Bereich für die Abgabe und Aufnahme von Phosphat verantwortlich ist (Psenner *et al.* 1984), insgesamt aber weitaus weniger mobil ist als beispielsweise die redoxabhängige Fraktion. Die Gehalte in diesem Extrakt lagen beim Referenzstandort im See (IL1) bei knapp $10 \mu\text{g g}^{-1}$ und stiegen mit zunehmender Isolation auf bis zu über $500 \mu\text{g g}^{-1}$ im Ruster Poschn und rund $470 \mu\text{g g}^{-1}$ beim Punkt IL9. Auch im Schilfgürtel von Mörbisch war ein eindeutig ansteigender Trend mit zunehmender Entfernung vom See ersichtlich (ca. 70 bis $530 \mu\text{g g}^{-1}$). Vergleichsweise niedrige Gehalte wies dieser Extrakt in den Wulka-Kanälen auf mit nur $73\text{--}186 \mu\text{g g}^{-1}$. Trotz der großen Bandbreite war der Anteil des organischen Phosphors an diesem Extrakt bei allen Standorten mit $55\text{--}75\%$ – und somit der Anteil des Aluminium-gebundene Phosphors mit $25\text{--}45\%$ – relativ einheitlich. Bezieht man diese beiden Fraktionen auf den Gesamtposphor macht der Anteil des organischen Phosphors $3\text{--}34\%$ (MW:

19%) und jener des Aluminium-gebundenen Phosphors 2–24% (MW: 10%). Zwischen dem Glühverlust und dem organisch gebundenen Phosphor besteht ein signifikanter Zusammenhang ($r^2 = 0.69$), nur an der Stelle IL8 ist der P_{org} überproportional hoch (vgl. Abb. 53).

Die bedeutendste Phosphorfraction im Sediment des Neusiedler Sees und seines Schilfgürtels war mit wenigen Ausnahmen der Apatitphosphor (Ca- und Mg-Phosphate). Zwar lag der Absolut-Gehalt im See nur bei knapp $140 \mu\text{g g}^{-1}$, das entspricht aber dem höchsten Anteil von 85%. Mit zunehmender Entfernung vom See fiel der Anteil von rund 70% in Illmitz bei IL2 und ca. 60% in Mörbisch bei MO2 auf bis zu etwa 30% bei IL8 und MO4 ab. In Absolutzahlen ausgedrückt, umfasste diese Fraktion im Schilfgürtel dieser beiden Gebiete rund $270\text{--}370 \mu\text{g g}^{-1}$. An den isoliertesten Stellen IL9 und MO5 betrug der Anteil des Apatitphosphors nur rund 20% (knapp $200 \mu\text{g g}^{-1}$), hier überwog der organische Phosphor. Unmittelbar vor Einmündung der Wulka in den See lag der Apatitphosphor bei fast $300 \mu\text{g g}^{-1}$, landeinwärts stieg diese Fraktion auf bis zu $460 \mu\text{g g}^{-1}$, der Anteil am Gesamtphosphor machte gemittelt über alle 3 Standorte 56% aus. Die Bedeutung des an Calcium gebundenen Phosphors ist durch die Co-Präzipitation mit Mg-Ca-Karbonaten erklärbar und spielt im Neusiedler See eine wichtige Rolle in der Entfernung von Phosphor aus dem Wasserkörper. In dieser Form ist Phosphor damit, wenn nicht dauerhaft, so doch relativ stabil und redoxunabhängig im Sediment gebunden.

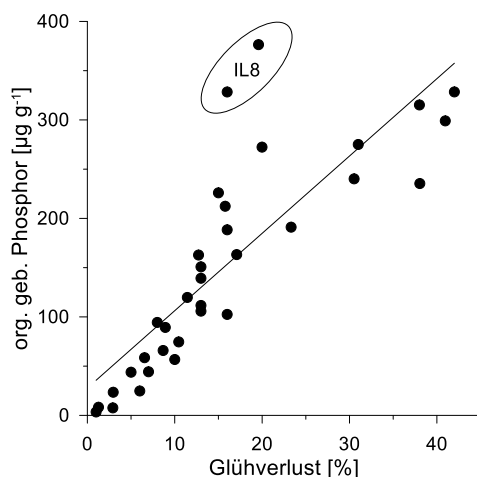


Abb. 55. Relation von Glühverlust (bei 500°C) und organisch gebundenem Phosphor (refraktärer P) in den drei Gebieten.

Figure 55. Relation between loss of ignition and organic phosphorus (refractory P) in the three areas.

Mit dem letzten Extraktionsschritt werden die schwer abbaubaren Phosphate (refraktärer Phosphor) erfasst, eine Fraktion jedenfalls, die in Austauschvorgänge mit dem überstehenden oder Interstitialwasser kaum eingeht. Der geringere Anteil dieses refraktären Phosphors besteht aus anorganischem Phosphor, der Hauptanteil ist organisch. In den Kanälen und isolierten Bereiche des Schilfgürtels der drei Testgebiete lag der Gehalt der schwer abbaubaren Phosphorverbindungen bei $61\text{--}212 \mu\text{g g}^{-1}$, ihr relativer Anteil bei 14–23%. Niedriger waren die Werte im See (IL1) mit $11 \mu\text{g g}^{-1}$ (6%). Die Zunahme der schwer abbaubaren Phosphate korreliert mit einem vergleichbaren Gradienten beim Wassergehalt und Glühverlust (vgl. Abb. 52 & Abb. 55) und bestätigt die Hypothese einer zunehmenden Akkumulation

von schwer abbaubaren organischen Verbindungen in den isolierten, nicht angebundenen Standorten des Schilfgürtels.

In Zusammenarbeit mit dem ungarischen Projektpartner wurden an einem Termin im **April 2018** Sedimentproben aus der **Fertőrákos** Bucht bzw. im ungarischen Teil des Schilfgürtels entnommen. Die anschließenden Analysen der P-Bindungen dienten einerseits dem Vergleich mit den Ergebnissen im österreichischen Gebiet, andererseits wurde die Untersuchung genutzt, um einen internen Laborvergleich zwischen der DWS Hydro-Ökologie und der TU Wien anzustellen (Details siehe Anhang Kap. 8.2). Ein weiterer – auch nur an diesem Termin – beprobter Standort war in der **Wulka vor Eintritt in den Schilfgürtel**. Diese Analyse sollte im Vergleich zu den Probenstellen WU1 bis WU3 Aufschluss geben, ob sich nach Durchströmen des Schilfgürtels die im Sediment gebundenen Phosphorfraktionen verändern (Abb. 56).

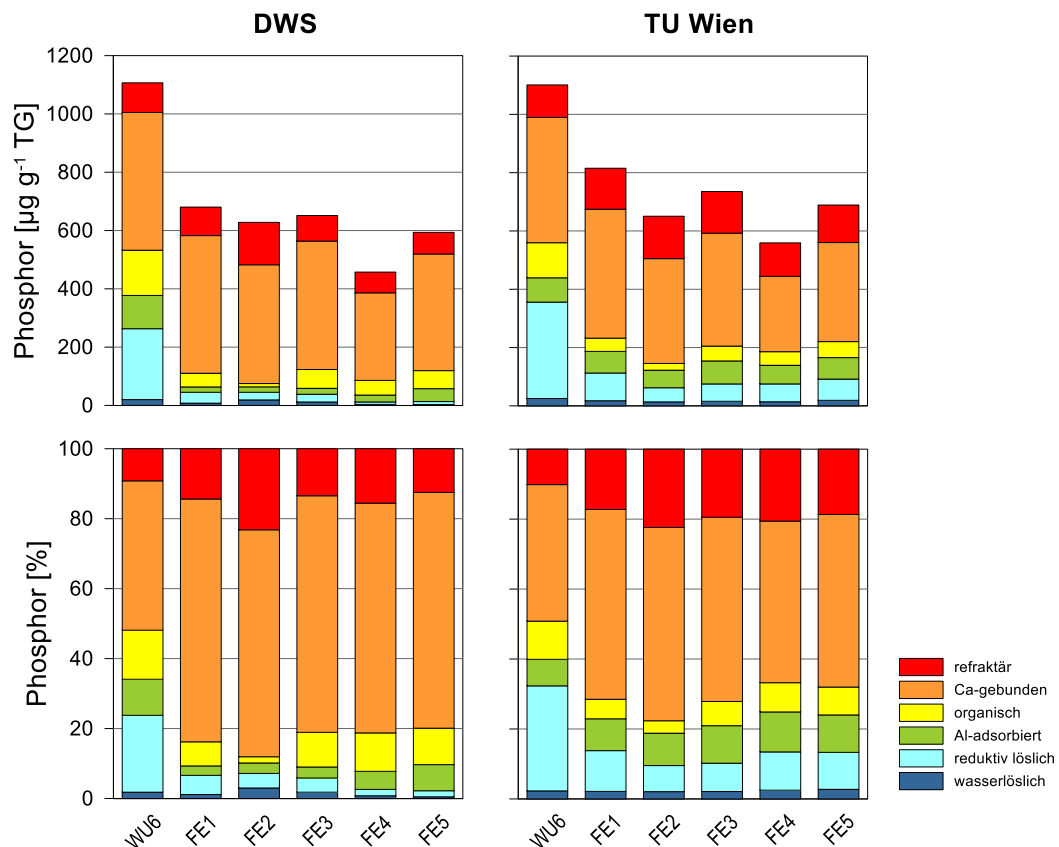


Abb. 56. Phosphorbindungsformen (oben: bezogen auf das Trockengewicht in $\mu\text{g g}^{-1}$, unten: als relativer Anteil in %) an 1 Untersuchungsstandort vor dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel (WU6) und an 5 Stellen in der Fertőrákos-Bucht und im ungarischen Teil des Schilfgürtels (FE1 bis FE5) im April 2018 als interner Laborvergleich zwischen DWS Hydro-Ökologie (links) und TU Wien (rechts).

Figure 56. Phosphorus binding forms (top: as $\mu\text{g per g dry weight}$, bottom: as relative proportion in %) at 1 sampling site upstream of the river Wulka before its entrance into the reed belt (WU6) and 5 sampling points in the Fertőrákos Bay and the Hungarian part of the reed belt (FE1 to FE6) in April 2018; the analysis were part of an internal laboratory test between DWS Hydro-Ökologie (left) and TU Vienna (right).

Die Gesamtposphorgehalte im Sediment der Fertőrákos Bucht bzw. im westlich angrenzenden Schilfgürtel lagen zwischen rund 460 und 680 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Analysen DWS), davon waren ca. 65% an Calcium gebunden. Tendenziell nahm der organisch gebundene Phosphor im Schilfgürtel gegenüber den Standorten in der Bucht zu, wo eher höhere Konzentrationen an leicht mobilisierbaren Verbindungen vorlagen – die Unterschiede waren allerdings sehr gering. Somit glichen die Probenstellen am ehesten den seenahen Standorten in den gut angebundenen Schilfkanälen von Illmitz (z.B. IL2).

Eine wertvolle Ergänzung zu den Sedimentuntersuchungen an den Hauptprobenstellen lieferte der Standort WU6 in der Wulka vor Eintritt in den Schilfgürtel. Das Sediment weist mit rund 1100 $\mu\text{g g}^{-1}$ nicht nur höhere Gesamtposphorgehalte als der Schlamm in den Kanälen (WU2 und WU3) auf, sondern ist auch durch einen höheren Anteil der leichter löslichen Fraktionen charakterisiert. Beispielsweise erreichte der reduktiv lösliche Phosphor 22%. Diese Befunde bedeuten, dass das abgelagerte Material vergleichsweise „frisch“ ist, also wenig refraktäre Anteile aufweist und damit auch ein erhöhtes Potenzial für Rücklösungen besteht (vgl. Bericht 6). Es ist davon auszugehen, dass der P-Pool im Sediment vor dem Schilfgürtel und vermutlich auch noch beim Durchtritt durch den Schilfgürtel durch das nährstoffreiche Wulkawasser immer wieder aufgestockt wird.

Um abschätzen zu können, wie sich die Phosphorbindungsformen und damit die Mobilisierbarkeit des Phosphors im Sediment verändert, wenn dieses trocken fällt, wurden im **März 2018** drei **kleinräumige Transekte** untersucht, zwei im Schilfgürtel von Illmitz (nordöstlich von IL-5 und südwestlich der Biologischen Station Illmitz und einer bei Mörbisch (siehe **Abb. 2** und **Abb. 3**). Beim Transekt Mörbisch wurden planmäßig folgende Abfolge von „trocken“ nach „nass“ beprobt: Wasserspiegel +20 cm, Wasserspiegel + 10 cm, Wasseranslagslinie, Wasserspiegel -20 cm. Bei Illmitz waren die vorausgewählten Ufer sehr flach geneigt, sodass aufgrund des hohen Wasserstands zum Zeitpunkt der Untersuchung das Beprobungsdesign angepasst werden musste: die obersten Proben wurden aus Bereichen entnommen, die ca. 5 cm über dem Wasserspiegel lagen, die weiteren Proben etwa an der Wasseranslagslinie, ca. 20 cm überstaut und schließlich aus einer Wassertiefe von rund 20-30 cm.

Der nordöstlich von Illmitz liegende Transekt weist Gesamtposphorwerte zwischen rund 340 und 680 $\mu\text{g g}^{-1}$ auf, wobei an der trockenen Stelle (Trans-IL-1) vergleichsweise wenig Ca-gebundener, aber viel refraktärer Phosphor vorhanden war. Den südwestlichen Illmitz-Transekt kennzeichnen vor allem insgesamt sehr geringe TP-Werte (ca. 130–300 $\mu\text{g g}^{-1}$), die überwiegend an Ca gebunden sind (MW: 79%). Sämtliche leichter lösliche Verbindungen waren offensichtlich bereits mobilisiert worden. Ähnliche Verhältnisse treffen auf den Transekt im Schilfgürtel von Mörbisch zu, allerdings machte hier der refraktäre Phosphor zusätzlich etwa 140–210 $\mu\text{g g}^{-1}$ aus. Ein eindeutiger Zusammenhang zur Wassertiefe bzw. Überstauung lässt sich an keinem der drei Transekte ableiten.

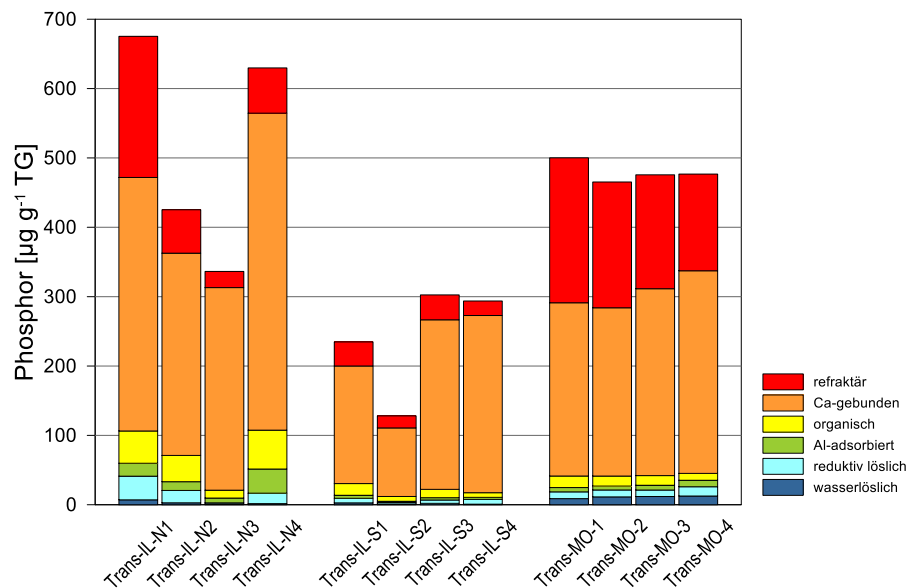


Abb. 57. Phosphorbindungsformen bezogen auf das Trockengewicht [$\mu\text{g g}^{-1}$] entlang der drei Transekte nördlich (Trans-IL-N) und südlich von Illmitz (Trans-IL-S) sowie im Schilfgürtel von Mörbisch (Trans-MO) (1 → 4 = trocken → feucht).

Figure 57. Phosphorus binding forms as $\mu\text{g per g dry weight}$ along the three transects north (Trans-IL-N) and south of Illmitz (Trans-IL-S) and in the reed belt of Mörbisch (Trans-MO) (1 → 4 = dry → wet).

In einem Gesamtvergleich aller Ergebnisse zu den Phosphorbindungsformen wurden die Messdaten einer multivariaten statistischen Analyse unterzogen. Die non-metric multidimensional scaling (nMDS) in Abb. 58 (links) veranschaulicht Ähnlichkeiten und Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten nach den absoluten Gehalten der Phosphorfraktionen im Sediment. Als Gruppierung sind die Wulka (WU4) und Wulka-Kanäle (WU2, WU3), der offene See (IL1, WU1, MO1) sowie verschiedene Standorte im Schilfgürtel mit unterschiedlicher Anbindung farblich hervorgehoben. Um diese Analyse einen homogenen Datensatz zugrunde zu legen, wurden lediglich die Daten aus dem Labor DWS herangezogen.

Die Verteilung der Datenpunkte im Plot legt einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Anbindung an den offenen See und den Anteilen der verschiedenen Phosphorbindungsformen im Sediment nahe. Vor allem die isolierten und nur mäßig gut angebondenen Standorte grenzen sich hinsichtlich der Bindungsformen deutlich von den übrigen Standorten ab. Bemerkenswert ist die Ähnlichkeit der Sedimente am Seerand („See“, Standorte IL1, MO1 und WU1) zu jenen im Wasser-Land-Grenzbereich sowie den außerhalb des Wasser gelegenen Sedimente („trocken“), was in der Datenanalyse möglicherweise durch den geringeren Anteil an organisch gebundenem Phosphor bedingt ist. Dies könnte auf einen verstärkten Abbau von organischem Material im Land-Wasser-Grenzbereich zurückzuführen sein, was im Hinblick auf den häufigeren Wechsel der Überstauung und die damit verbundene bessere Sauerstoffversorgung nicht unplausibel erscheint.

Für detaillierte Überlegungen hinsichtlich Unterschiede zwischen den drei Untersuchungsgebieten sowie dem Transekt in Ungarn ist der Datensatz zu gering und vor allem zu heterogen. Die nMDS in Abb. 58 rechts trennt zwar deutlich die Standorte im Bereich Wulka von den übrigen Standorten ab, die Stellen in Ungarn und Mörbisch liegen jedoch in der Umhüllenden der Datenpunkte von Illmitz. Die geringere Bandbreite dürfte auf die engere Auswahl an Standorten zurückzuführen sein.

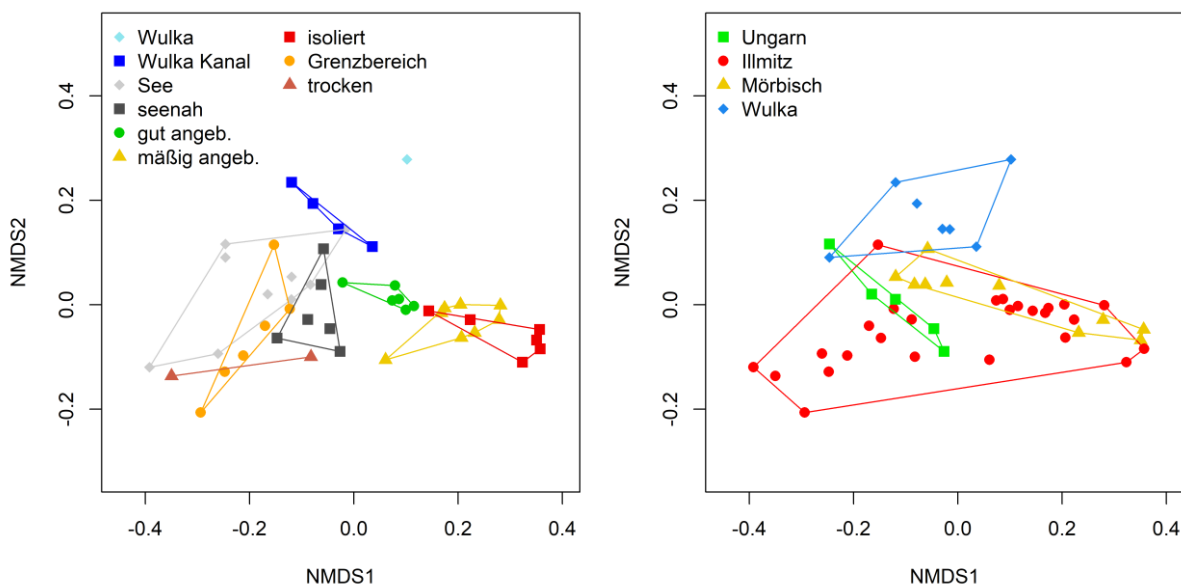


Abb. 58. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) anhand der Phosphorbindungsformen, gruppiert nach dem Anbindungsgrad an den See bzw. dem Gebiet (Wulka). Links: Gruppierung der Standorte nach ihre Lage und Anbindung, rechts: Gruppierung nach den Untersuchungsbereichen (Datenquelle: ausschließlich Analysen im Labor DWS).

Figure 58. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) based on the phosphorus binding forms (grouping by connectivity and area (Wulka), resp.). Left: grouping of sites by location and connection to the open lake, right: grouping by test area (data source: only analyses from laboratory DWS).

Während in diesem Abschnitt bislang vorwiegend von den Phosphorbindungsformen und den relativen Anteilen im Sediment die Rede war, soll abschließend auf den Gesamtphosphor eingegangen werden. Bezogen auf das Trockengewicht weisen die Phosphorgehalte vom freien See bis zu den isolierten Stellen im Schilfgürtel bei Illmitz und Mörbisch einen ansteigenden Trend auf. Diese Darstellung lässt noch keine Rückschlüsse auf den tatsächlichen Phosphorpool im Sediment zu. Dazu sind auch Wassergehalt und Korngrößenverteilung und damit gewissermaßen die Dichte des Sediments zu berücksichtigen.

Aus den Analysedaten lassen sich die Phosphorkonzentration auch bezogen auf ein Sedimentvolumen darstellen. Hier zeigt sich, dass die kompakten, dichten Böden in Seenähe weitaus höhere Phosphormengen beinhalten als die weichen, flockigen Sedimente der isolierten Standorte in den Bereichen Illmitz und Mörbisch. Der Wulkabereich weicht von den

Gebieten Illmitz und Mörbisch insofern ab, als hier im gesamten Verlauf entlang der Standorte WU3 bis WU1 hohe Phosphorgehalte pro Sedimentvolumen auftreten (Abb. 54 unten). Die Gradienten bei Mörbisch und Illmitz sind plausibel mit dem beständigen Eintrag von Schwebstoffen und damit auch Phosphor in die seenahen Bereiche erklärbar. Dass landseitig relativ geringe Phosphorgehalte pro Sedimentvolumen vorhanden sind, hängt sicherlich mit dem hohen Wassergehalt des Sediments isolierter Bereiche zusammen. Nicht gänzlich auszuschließen ist die Möglichkeit, dass sich darin auch langfristige Folgen der Schilfernte widerspiegeln, welche stets eher in den landseitigen Arealen durchgeführt wurde und dort mehr oder weniger regelmäßig zu einem Entzug von Phosphor aus dem System beigetragen hat.

Die Darstellung der volumensbezogenen Phosphorgehalte ist insofern von Interesse, als diese Werte sich direkt auf die Fläche umrechnen lassen. Ein bestimmter Phosphorgehalt pro cm³ Volumen Frischsediment entspricht der identen Menge pro cm² bis in eine Tiefe von 1 cm. Ausgehend von den gemessenen Gesamtposphorgehalten pro cm³ Frischsediment würde sich in einer sehr vereinfachten Abschätzung (Mittelwert über alle Standorte excl. jene am Schilfrand zum offenen See) in den obersten 5 cm ein mittlerer Phosphorgehalt von rund 6 g pro m² errechnen.

4.5.2 Kohlenstoff & Stickstoff

Carbon & nitrogen

Der Kohlenstoff wurde teilweise schon in Zusammenhang mit dem Glühverlust diskutiert. Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus gaschromatographischen Analysen.

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs am gesamten Kohlenstoff lag mehrheitlich zwischen 23 und 45%. Deutlich höhere TOC-Anteile von 76–90% wurden an der isolierten Stelle in Illmitz (IL9) sowie im inneren Schilfgürtel von Mörbisch (MO4, MO5) gemessen, was die weiter oben beschriebenen Befunde bestätigt. Im freien See IL1 bzw. an dem deutlich von Seewasser beeinflussten Standorten IL2 überwog hingegen sehr eindeutig der anorganische Kohlenstoff (>80%). Dies dürfte die Sedimentation von Seetrübe (überwiegend Ca-Mg-Karbonaten, vgl. Preisinger (1979) und Krachler *et al.* (2005)) widerspiegeln.

Die Relation des Glühverlusts bei 550 °C und des organischen Kohlenstoffs (Analyse MAPAG) beträgt recht einheitlich 2,5–4,9 : 1 (siehe dazu Abb. 53 rechts), ein verhältnismäßig niedriger TOC-Gehalt wurde bei IL2 dokumentiert (9,6 : 1).

Generell lassen die Messdaten einen deutlichen Gradienten vom offenen See landwärts erkennen. Am Seerand (z.B. IL1) und an seenahen Standorten lagen die massebezogenen Gehalte weitaus niedriger als im Inneren des Schilfgürtels. Wie beim Phosphor ist hier allerdings der deutlich höhere Wassergehalt und Tonanteil dieses Bereichs zu berücksichtigen,

so dass sich bezogen auf das Sedimentvolumen und damit auf die Fläche ein etwas anderes Bild ergibt (grafisch nicht dargestellt): während beim Phosphor die volumen- und flächenbezogenen Gehalte im Sediment vom See landwärts abnehmen, ist ein vergleichbares Muster beim Kohlenstoff und Stickstoff nicht erkennbar. Es ist hier allerdings der unterschiedliche methodische Ansatz zu berücksichtigen. Beim Phosphor wurden die obersten 5 cm analysiert, beim Kohlenstoff und Stickstoff entgegen der gesamte entnommene Sedimentkern (ca. 20 cm).

Neben der getrennten Betrachtung der Gehalte von Kohlenstoff und Stickstoff kann deren Verhältnis zu einander ($C:N$ ratio) Aufschluss über die „Qualität“ des Sediments geben, z.B. dessen Eignung als Nahrung für benthische Wirbellose. Frisches Pflanzenmaterial, sedimentierte Algen oder Ausscheidungen von Evertabraten zeichnen sich meist durch hohe Stickstoffgehalte, d.h. eine niedrige $C:N$ ratio und damit eine hohe Nahrungsqualität aus. Im Zuge des mikrobiellen Abbaus werden meist zuerst die stickstoffhaltigen Verbindungen genutzt, wodurch sich das Verhältnis in Richtung Kohlenstoff verschiebt; das $C:N$ -Verhältnis wird dann höher und die Nahrungsquelle verliert an Attraktivität.

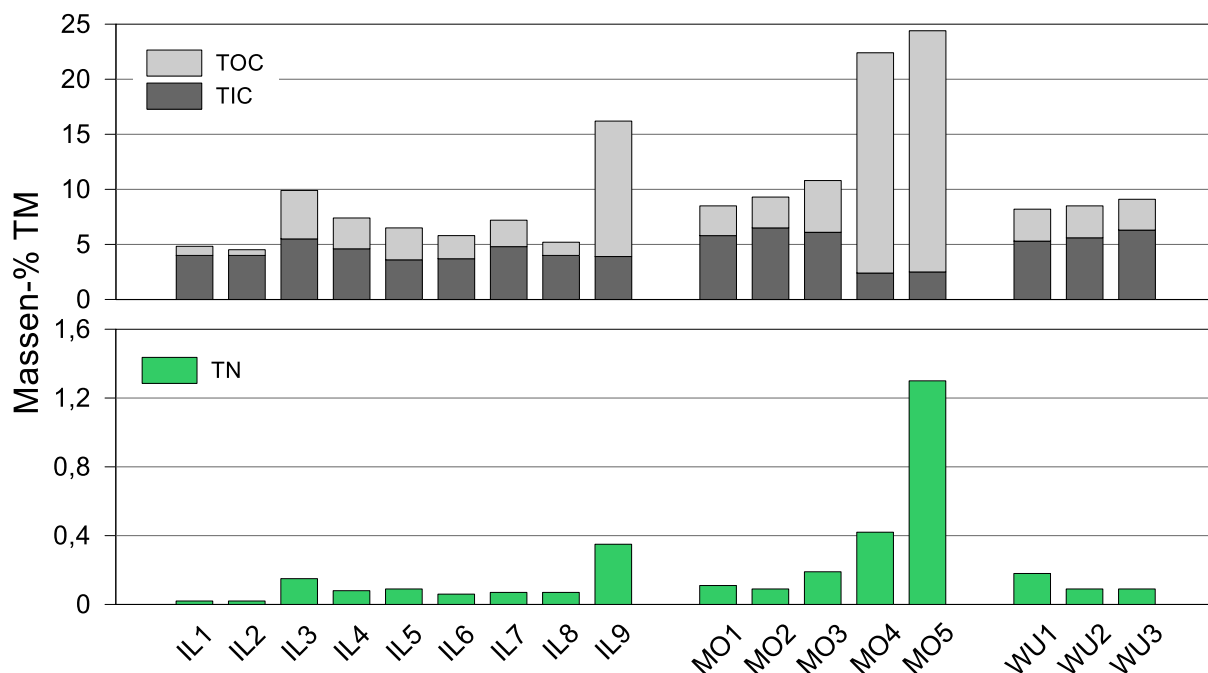


Abb. 59. Gehalte [M-% TM] von organischem / anorganischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff an den Untersuchungsstandorten in den Bereichen Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) und Wulka (WU1 bis WU3) im November 2017.

Figure 59. amounts [M-% TM] of organic and inorganic carbon and total nitrogen and at the sampling site in the areas of Illmitz (IL1 bis IL9), Mörbisch (MO1 bis MO5) and Wulka (WU1 bis WU3) in November 2017.

An den untersuchten Standorten war das molare $C:N$ -Verhältnis relativ einheitlich (Pearson-Korrelationskoeffizient der beiden Parameter: $r = 0,75$, $p < 0,001$). und schwankte zwischen 19 und 56; der Median aller Messwerte lag bei 36. Werte im unteren Bereich der

Bandbreite wurden für die Standorte im inneren Schilfgürtel von Mörbisch MO5 sowie für den Ruster Poschn bei IL8 ermittelt, aber auch für den Mündungsbereich der Wulka WU1. Eine C : N ratio über 45 kennzeichnete den Standort IL 1 in der Illmitzer Bucht sowie MO4 im inneren Schilfgürtel Höhe Mörbisch.

Diese Werte sind generell erstaunlich hoch und könnten zum einen darauf hindeuten, dass das organische Material sehr rasch abgebaut wird. Das würde entsprechende Angaben z.B. von Krachler (2006) bestätigen, der auf die hohen Abbauraten im Neusiedler See (unter gegebenen Bedingungen hinsichtlich pH und Trübe) hinweist. Die hohen C:N-Werte würden demnach auf stickstoffarme, schwer abbaubare Verbindungen schließen lassen. Es können jedoch auch rein methodische Unsicherheiten nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Deutlich niedrigere (und plausiblere) Werte von $C_{org}:N = 6,8-18,9$ wurden von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) aus verschiedenen Standorten im Schilfgürtel in Ungarn gefunden. Angesichts der Tatsache, dass Stickstoff und damit die C : N-Ratio im Projekt REBEN nur an 1 Termin analysiert wurde, fehlen zudem Informationen zur zeitlichen Variabilität, die in der Studie von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) berücksichtigt worden war. Die im Projekt REBEN durchgeführten Analysen zum Sediment-Stickstoff sind daher nur als erste Befunde zu dieser Thematik anzusehen und bedürfen einer weitergehenden Überprüfung.

4.6 Vergleich mit früheren Untersuchungen

Comparison with former studies

Im Vergleich zur Wassersäule im freien See ist die Datenlage zu den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern im Sediment und speziell zum Sediment im Schilfgürtel dünn. Die Ursachen sind vielfältig: eine langjährige Schwerpunktsetzung auf die Erhebung der Wasserqualität im Freiwasser, die schwierige Zugänglichkeit der inneren Schilfgürtelbereiche, aber auch die aufwendige Probenahme bei sehr heterogener Sedimentbeschaffenheit trugen vermutlich dazu bei, dass wir aktuell nur spärliche Informationen zum Chemismus im Schilfgürtel besitzen.

Frühe sedimentologische Arbeiten stammen aus den umfangreichen Aufnahmen, die während des Internationalen Biologischen Programms in den 1960er/70er Jahren durchgeführt und deren Ergebnisse in der Monografie zum Neusiedler See von Löffler (1979) publiziert wurden. Die Arbeiten konzentrierten sich jedoch auf mineralogische Aspekte (Preisinger 1979; Schroll 1979) und die räumliche Verteilung der Sedimente im freien See (Jungwirth 1979).

In seinen Untersuchungen zur **Korngrößenverteilung** der See-Sedimente unterschied Preisinger (1979) nach den Anteilen von Ton, Schluff und Sand vier Sediment-Haupttypen im Neusiedler See:

1. Sand (Maximum bei 100-200 μm)
2. Heterogens Sediment mit 2 Maxima: Mittelsand und Ton
3. Ton-Schluff mit 2 Maxima: Mittel-Grobschluff und Ton
4. Ton-(Schluff): 1 Maximum in Tonfraktion

Bereits früh wurde erkannt, dass die Sande, also der erste Sedimenttyp (teilweise mit Kieseanteilen) in den östlichen Bereichen des freien Sees dominieren und hier auch für die benthischen Lebensgemeinschaften prägend sind (Jungwirth 1979; Schiemer 1978a; b; Wolfram 1994).

Die in REBEN durchgeführten Korngrößenanalysen konnten dieses generelle Muster teilweise bestätigen, doch ergaben sich in der Bestimmung der Korngrößenverteilung von Sedimenten aus dem Schilfgürtel methodische Schwierigkeiten. Aufgrund der Matrixbeschaffenheit, d.h. dem hohen Anteil von aggregiertem, organischen Material war die Durchführung einer kombinierten Siebung und Schlämmung nicht möglich. Wolfram *et al.* (2015) führten zwar genau solche Analysen aus dem Schilfgürtel Höhe Illmitz durch (Abb. 60), doch war die Entnahme der Proben und die entsprechende Analyse nur an ausgewählten Standorten möglich, was Fragen zur Repräsentativität der Ergebnisse aufwirft.

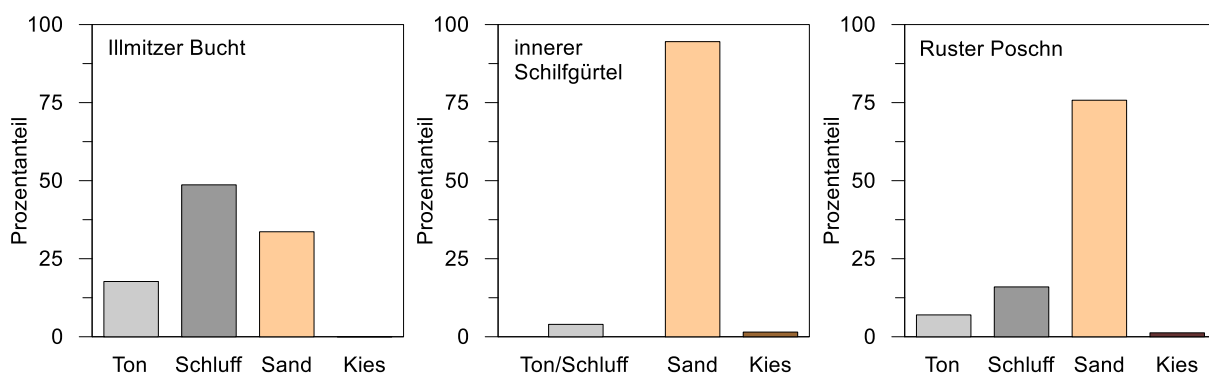


Abb. 60. Korngrößenanalysen (Graphik aus Wolfram *et al.* (2015)).

Figure 60. Grain size analyses (figure from Wolfram *et al.* (2015)).

Im windgeschützten NO-Bereich der Illmitzer Bucht überwogen in der Studie von Wolfram *et al.* (2015) feine Fraktionen; Ton und Schluff machten gemeinsam rund 65% aus. Im Ruster Poschn und deutlicher noch im inneren Schilfgürtel dominierte hingegen Sand mit Anteilen von rund 75 bzw. 95%. Diese Daten bestätigen die oben erwähnte grundsätzliche Tendenz zu erhöhten Sandanteilen am Ostufer des Neusiedler Sees, die für den offenen See gut dokumentiert ist und offenbar auch an einzelnen Standorten auch innerhalb des Schilfgürtels gegeben ist. Die Überdeckung mit einer mehr oder weniger starken organischen Schicht (im Schilfgürtel) oder aber sedimentierten Feinmaterial (NO-Bereich der Illmitz Bucht) trägt jedoch zu einer hohen kleinräumigen Diversität der Sedimentstruktur bei, die den ge-

nerellen Ost-West-Gradienten überdeckt. Das erschwert auch generelle Aussagen zu großräumigen Mustern in der Verteilung der vier von Preisinger (1979) als dominant ausgewiesenen Sedimenttypen.

In der bereits erwähnten Arbeit von Jungwirth (1979) führte der Autor eine umfangreiche Messserie zur Bestimmung der Anteile von **Wassergehalt** und **Glühverlust** durch, die allerdings auf den offenen See bzw. die größeren Buchten beschränkt war (Abb. 61). Die Daten umfassen eine große Bandbreite des Wassergehalts (rund 20-90%) bei vergleichsweise geringem Glühverlust (maximal rund 10%).

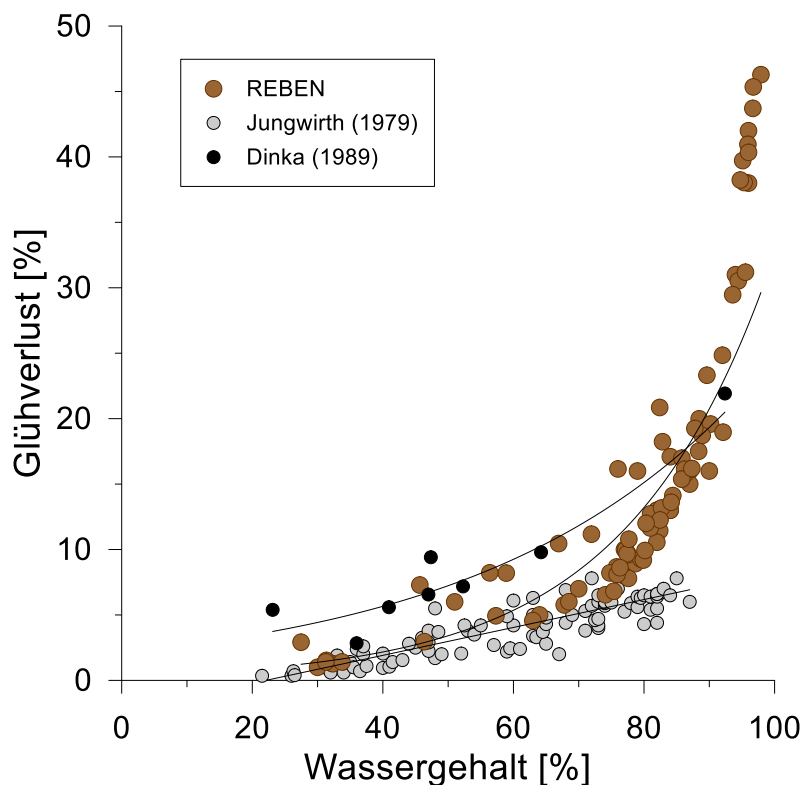


Abb. 61. Relation von Wassergehalt und Glühverlust in den Proben des Projekts REBEN, aus Jungwirth (1979) und Dinka (1989).

Figure 61. Relation between water content and loss of ignition from the samples of the project REBEN, from Jungwirth (1979) and Dinka (1989).

Die unmittelbare Gegenüberstellung der REBEN-Daten zeigt die ungleich höhere Variabilität bei Berücksichtigung der Probenstellen im Schilfgürtel, wo die organischen Anteile bis über 40% erreichen können. Dinka (1989) entnahm und analysierte Proben im ungarischen Teil nicht nur vom offenen See, sondern auch aus dem inneren Schilfgürtel; der organische Gehalt war aber mehrheitlich niedrig (5,5–10%, 1 erhöhter Messwert mit 22%). Werte bis zu 30% wurden von Farahad & Nopp (1966) ermittelt, wobei dieser Unterschied auch methodisch bedingt sein könnte (Muffeltemperatur: 600 °C). Vergleichsweise hohe Glühverlust-Werte konnten hingegen auch von Ágoston-Szabó & Dinka (2006) nachgewiesen werden: mehrheitlich im Bereich 6,5–23%, in degradierten Bereichen im Schilfgürtel sogar bis >50%. Dies entspricht den Verhältnissen, die im Projekt REBEN in stark isolierten Bereichen (z.B. IL9) gefunden wurden.

Die beim Projekt REBEN erhobenen **Phosphorkonzentrationen** im Sediment des offenen Sees bzw. im Schilfgürtel umspannten einen weiten Bereich von rund 160 bis über 1100 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG. Werte um 800 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG, wie sie in den mäßig angebundenen Schilfkanälen auftraten, findet man durchaus auch in oligo-mesotrophen Gewässern, hohen TP-Gehalte wie in den isolierten Blänken spiegeln hingegen eher Sediment aus nährstoffreichen Gewässern wider (unpubl. Analysen aus versch. Gewässern in Ost-Österreich). Allerdings besteht oft kein klarer unmittelbarer Zusammenhang zwischen dem oberflächennahen Phosphorgehalt im Sediment und der trophischen Situation im Freiwasser (Boström 1984; Håkanson 2003), wohingegen sich Seen unterschiedlichen Trophiegrads hinsichtlich der Vertikalverteilung des Phosphors im Sediment sehr wohl unterscheiden (Carey & Rydin 2011).

Zum Vergleich der im Projekt REBEN erhobenen Daten zum Gesamtposphorgehalt des Schilfgürtel-Sediments liegen teilweise Angaben früherer Untersuchungen aus dem Neusiedler See vor. Vielfach waren sie allerdings auf den freien See beschränkt, so z.B. unpublizierte Sedimentuntersuchungen der Biologischen Station von Anfang der 1970er Jahre (Anon. 1971). Die Phosphorgehalte lagen damals im Bereich von 600 bis 700 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG, nur im Ostteil wurden Werte um 400 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG dokumentiert (Abb. 62). Wolfram (1996) fand im offenen See und in windgeschützten Feinsedimentbereichen Werte zwischen 623 und 863 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG, in sandigen Bereichen der Illmitzer Bucht TP-Gehalte von 220–573 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG. Auch im REBEN-Projekt unterschieden sich die Phosphorgehalte im Schlamm des Ost- und Westufers, wobei in der Illmitzer Bucht mit unter 200 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG noch deutlich niedrigere Gehalte gemessen wurden.

Auch die Analysen von Dinka (1989) im ungarischen Südteil fügen sich in der Größenordnung in das Verteilungsmuster gut ein, doch lagen die von ihr erhobenen Messdaten aus der Fertőrákos-Bucht – allerdings nur an einer Probenstelle – im Detail betrachtet deutlich über den Befunden aus dem Projekt REBEN.

Großen Unsicherheiten unterliegt der Vergleich und die Interpretation von Literaturdaten aus dem inneren Schilfgürtel, nicht zuletzt auch deshalb, weil die genaue Lokalisation und der Anbindungsgrad aus den Arbeiten oft nicht sicher erkennbar sind. Vergleichbare Phosphorgehalte wie im Projekt REBEN fand Dinka (1989) im Schilfgürtel in Ungarn (501–1052 $\mu\text{g g}^{-1}$), auch die Untersuchungen von Istvanovics & Herodek (1985) ergeben mit rund 500–700 $\mu\text{g g}^{-1}$ TG eine gute Übereinstimmung. Ágoston-Szabó & Dinka (2006) analysierten hingegen im Sediment aus einem Poschn in Ungarn sowie im Sediment zwischen gesunden Schilfbeständen TP-Gehalt von 0,7 und 1,9 mg g^{-1} , aus degradierten Schilfarealen sogar noch wesentlich höhere Werte (vom März bis September von 9,7 auf 1,6 mg g^{-1} abnehmend). Diese Werte übertreffen die Vergleichsdaten aus dem Projekt REBEN bei weitem. Es ist unklar, ob die hohen Phosphorgehalte im ungarischen Schilfgürtel generelle Unterschiede zum Schilfgürtel in Österreich widerspiegeln oder durch die Zeitdistanz von 20

Jahren zu erklären sind. Vor allem die hohen Werte aus den degradierten Schilffarealen weisen jedoch deutlich auf den Einfluss von Schilfstruktur und physiologischem Zustand des Schilfs sowie die Auswirkungen von menschlichen Nutzungen (Schilfschnitt) hin.

Insgesamt aber ist festzuhalten, dass die aktuellen Messdaten zum Gesamtphosphorgehalt sowohl gewisse räumliche Muster aus früheren Erhebungen (Illmitzer Bucht) bestätigen als auch insgesamt in der Größenordnung mit Befunden früherer Aufnahmen vergleichbar sind. Eine Aufhöhung bzw. zunehmende Akkumulation von Phosphor im Sediment innerhalb der letzten Jahrzehnte ist aus den vorliegenden Daten nicht ablesbar.

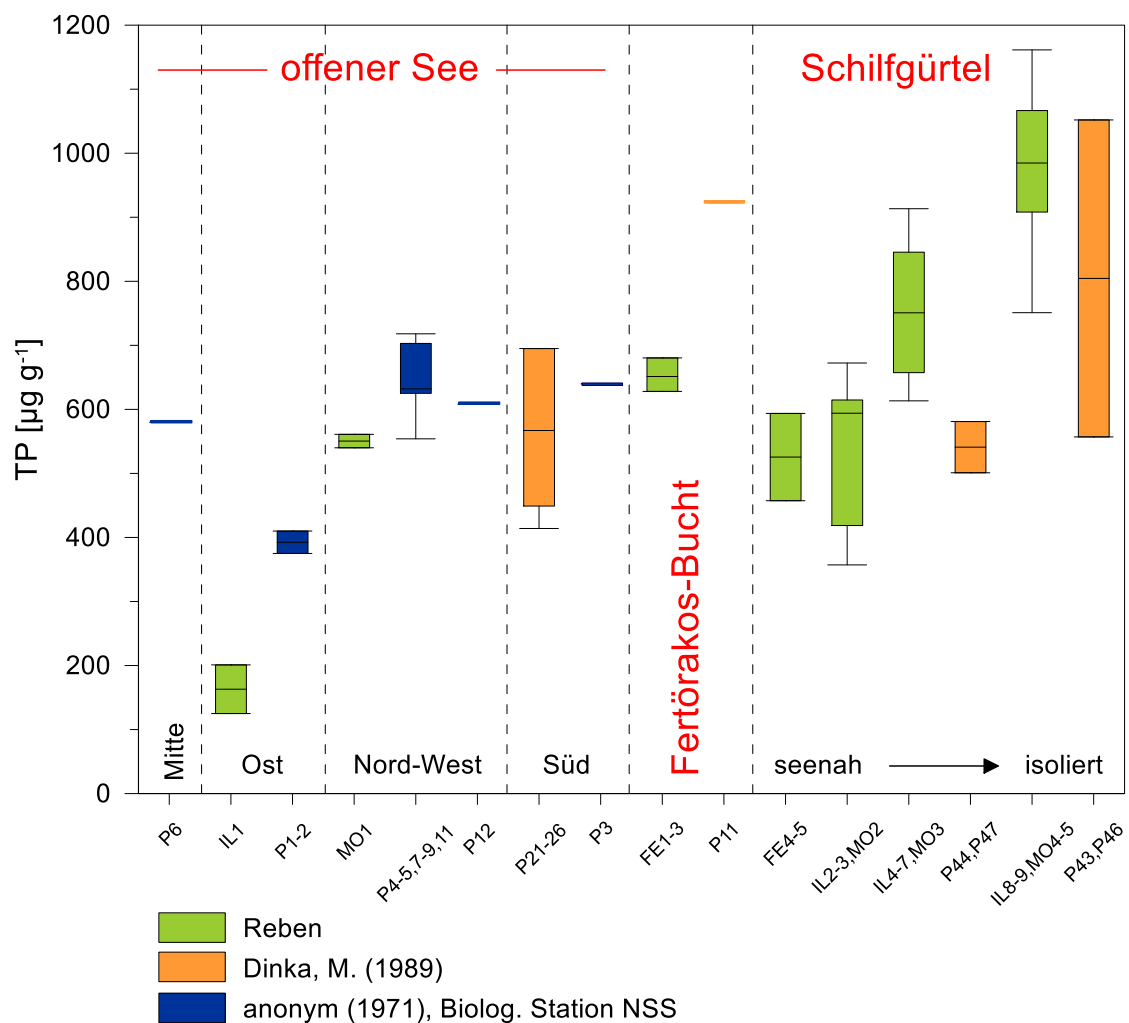


Abb. 62. Phosphorkonzentrationen bezogen auf das Trockengewicht [$\mu\text{g g}^{-1}$] im Sediment des offenen Sees bzw. des Schilfgürtels aus Untersuchungen im Projekt REBEN und der Biologischen Station (Anon. 1971) sowie von Dinka (1989).

Figure 62. Phosphorus concentration as $\mu\text{g per g dry weight}$ in the sediment of the open lake and in the reed belt. Data from REBEN, Biological Station (Anon. 1971) and Dinka (1989).

Zu den **Phosphorbindungsformen** im Sediment des Neusiedler Sees gibt es Vergleichswerte aus der Arbeit von Dinka (1989), wobei hier gewisse methodische Unterschiede bestehen. Die Autorin wandte eine leicht modifizierte Methode von Hieltjes & Lijklema (1980) an, mit der allerdings nur anorganische P-Bindungen fraktioniert werden können (Abb. 63).

Entsprechend der Lage der Probenstellen im offenen See, in der Fertőrákos-Bucht sowie im äußeren und inneren Schilfgürtel wurde versucht, die Ergebnisse von Dinka (1989) jenen aus dem Projekt REBEN vergleichend gegenüberzustellen. Die Messergebnisse in der ungarischen Arbeit waren sehr einheitlich, nur die isolierten Standorte unterschieden sich durch deutlich höhere Anteile der leichter löslichen Fraktionen. Im See sowie in den angebundenen Schilfbereichen dominierte hingegen wie in den vorliegenden neuen Analysen eindeutig der Ca-gebundene Phosphor. Die Autorin betonte den niedrigen Anteil des Al- und Fe-gebundenen Phosphors – eine Einschätzung, die aus dem Vergleich mit dem See Balaton resultieren mag, wo diese Fraktion etwa 20–40% ausmacht (Istvanovics & Herodek 1985). Sowohl Dinka (1989) als auch bereits früher von Gunatilaka (1978) und Istvanovics & Herodek (1985) wurden die vergleichsweise geringen Anteile der leicht mobilisierbaren Fraktionen sowie des organischen und Fe-gebundenen Phosphors und die umgekehrt sehr hohen Anteil der Ca-gebundenen Fraktion auf die Co-Präzipitation von Phosphor mit Calcit zurückgeführt (etwa 50–60% im offenen See).

Anhand der REBEN-Untersuchungen konnten diese Befunde teilweise bestätigt werden. Auch in den aktuellen Analysen dominierte die Ca-gebundene Phosphorfraktion, allerdings war der Al-gebundene Phosphor sowie die organische Fraktion an allen Standorten höher als bei Dinka (1989). In den mäßig angebundenen Kanälen bzw. isolierten Blänken erreichten diese Bindungsformen sogar höhere Anteile als der Ca-gebundene Phosphor.

Wie bei den Korngrößenanalysen besteht also auch beim Gesamtphosphor und bei den Phosphor-Bindungsformen Übereinstimmung zwischen dem Bild früherer Aufnahmen und jenem aus dem Projekt REBEN. Im Umfang und v.a. hinsichtlich der Darstellung klarer Gradienten gehen die Ergebnisse aus dem Projekt REBEN jedoch deutlich über die früheren Untersuchungen hinaus und konnten wesentliche Wissenslücken zur Sediment-Charakteristik schließen.

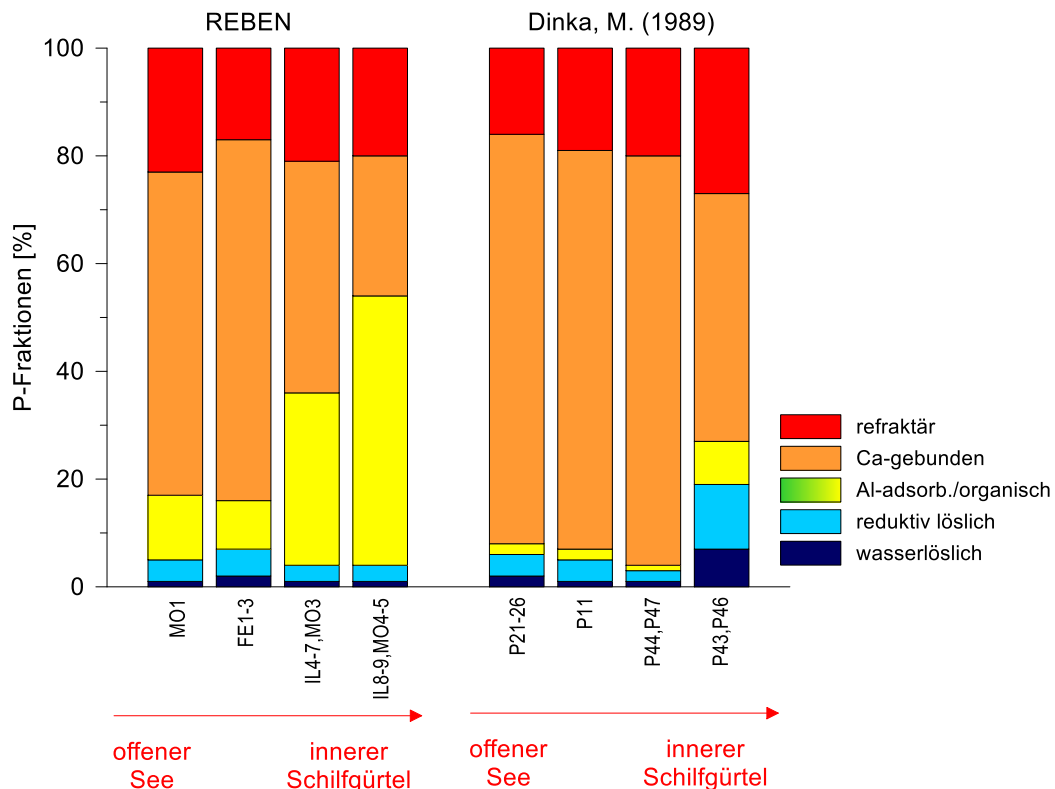


Abb. 63. Phosphorbindungsformen bezogen auf das Trockengewicht [$\mu\text{g g}^{-1}$] im Sediment des offenen Sees bzw. des Schilfgürtels aus Untersuchungen im Projekt REBEN und von Dinka (1989).

Figure 63. Phosphorus binding forms as $\mu\text{g per g}$ dry weight in the sediment of the open lake and in the reed belt. Data from REBEN and Dinka (1989).

4.7 Schlussfolgerungen

Conclusions

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen im Projekt REBEN konnten einige Befunde früherer Untersuchungen bestätigen, in anderen Punkten unser Wissen und Verständnis aber deutlich erweitern.

Zur Herkunft der Sedimente differenziert bereits Preisinger (1979) zwischen allochthonen und autochthonen Sedimenten. Erstere umfassen mineralische wie auch organische Bestandteile, wobei mit starken Hochwässern durchaus auch größere anorganische Anteile in den Schilfgürtel und bis zum offenen See verfrachtet werden dürften. Darauf weisen die kiesigen Anteile im Sediment der Messstellen bei der Wulka-Mündung hin. Den Großteil der mineralischen Sedimente im See selbst stellen jedoch die autochthon gebildeten Ca-Mg-Karbonate dar, die infolge von Fällungsprozessen (Photosynthese, Übersättigung, Verdunstung) im See entstehen und zur charakteristischen Seetrübe beitragen.

Dass die mineralischen Sedimentbestandteile ein charakteristisches räumliches Verteilungsmuster aufweisen (mit Sanden am Ostufer und Schluffen/Tonen am Westufer), ist seit

langem bekannt (Jungwirth 1979; Preisinger 1979; Schiemer 1979; Wolfram 1993). Neu ist der Befund, dass die sandigen Sedimente nicht auf den freien See beschränkt sind, sondern teilweise auch die Sedimente im inneren Schilfgürtel am Ostufer des Sees kennzeichnen. Hervorzuheben ist weiters der etwas niedrigere Schluff-/Ton-Anteil in den ausgedehnten Offenwasserflächen im Schilfgürtel bei Mörbisch und Illmitz. Es ist anzunehmen, dass die stärkere Windexposition in dem ausgedehnten Blänkensystem beider Bereiche zu einer leichten Verschiebung der Korngrößenverteilung in Richtung gröberer Fraktionen beiträgt. Dies ist nicht zuletzt in Hinblick auf die zunehmende Degradierung von Schilfflächen von Bedeutung (vgl. Kap. 3 in Bericht 2), die damit indirekt die Verteilung der Sedimente im Schilfgürtel beeinflusst.

Ein interessanter Befund betrifft die Standortunterschiede hinsichtlich der Relation von Magnesium : Calcium und von Calcium : Karbonaten ($GV_{1000^{\circ}C}$) im Sediment. Sie könnten auf Unterschiede in der autochthonen Calcit-/Protodolomitbildung zurückzuführen sein, was eine räumlich variable Sedimentbildung und Sedimentation bedingen könnte. Diese Hypothese konnte im Rahmen dieses Projekts aber nicht weiter verfolgt werden.

Für die Frage der Verfrachtung von Sedimenten in den Schilfgürtel hinein sind vor allem die nachgewiesenen Gradienten in der Sedimentcharakteristik von Bedeutung. Die signifikante Zunahme von Wassergehalt und Glühverlust vom offenen See Richtung Land kann durch die Sedimentation schwerer Schwebstoffanteile in den seenahen Schilfgürtelarealen und eine weiter landwärts reichende Verfrachtung der leichten organischen Fraktion erklärt werden. Als weiterer Faktor ist die Produktion von organischem Material zu sehen, das zwar in den äußeren (seenahen) Bereichen ebenso anfällt wie in den inneren (landseitigen), hier aber weniger Austausch und Remobilisierung erfahren könnte. Das könnte in weiterer Folge zu einer erhöhten Akkumulation schwer abbaubarer Substanzen führen. Zwar lieferten die C:N-Analysen diesbezüglich keine stichhaltigen Daten, die Phosphorbindungsformen zeigen hingegen sehr ähnliche Gradienten, was als Bestätigung dieser Annahme angesehen werden kann.

Die Analysen der Phosphorbindungsformen sind auch Grundlage einer weiteren Hypothese, nämlich eines vermehrten Abbaus von organischem Material direkt an der Land-Wasser-Grenze. Die Daten geben hier leider nur erste Hinweise. Die schwer fassbare und naturgemäß sehr variable Übergangszone zwischen den Wasserflächen im Schilfgürtel und den vorseesischen Wiesen spielt aber möglicherweise aufgrund der häufigeren Durchlüftung des Bodens eine nicht unwesentliche Rolle im langfristigen Abbau von organischem Material. Auch diese Hypothese konnte im Rahmen des Projekts REBEN nur am Rande beleuchtet werden und sollten in künftigen Studien überprüft werden.

5 SCHADSTOFFE

POLLUTANTS

von *Matthias ZESSNER, Ottavia ZOBOLI, Ernis SARACEVIC, Daniela REIF und Arabel AMANN*

5.1 Schadstoffe in der Wasserphase

Pollutants in water

Das vorliegende Kapitel stellt die Ergebnisse von Analysen folgender Gruppen von Schadstoffen vor:

- Schadstoffe aus menschlichen Medikamenten
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Poly- und perfluorierte Chemikalien (PFC)
- sonstige organische Spurenstoffe
- Metalle

Die Ergebnisse werden im Folgenden als Minima, Maxima und Mittelwerte überblicksmäßig dargestellt und im Weiteren diskutiert. Da bei den untersuchten Spurenstoffen zahlreiche Analyseergebnisse unter der Bestimmungs- (BG) oder Nachweisgrenze (NG) liegen, wurden für eine quantitative Darstellung der Bandbreite der Konzentrationen, die sich aufgrund von Werten <NG bzw. <BG ergeben können, zwei Varianten gerechnet. In der Minimalbewertung wurden nicht nachweisbare Messergebnisse gleich 0 gesetzt, während Ergebnisse <BG entweder gleich NG oder 0 gesetzt wurden, je nachdem ob die NG vom Labor bekannt gegeben wurde. In der Maximalbewertung wurden nicht nachweisbare Messergebnisse gleich NG bzw. Ergebnisse <BG gleich BG gesetzt. Die minimal und maximal gemessenen Konzentrationen der Einzelproben sowie der aus allen analysierten Proben errechnete Mittelwert wurden für diese beiden Auswertungen geordnet nach Stoffgruppen in Tabelle 10 bis Tabelle 14 dargestellt.

Menschliche Medikamente gelangen vorwiegend aus Kläranlagenabläufen in den See (sei es über die Wulka, über den Golser Kanal oder durch direkte Einleitung), da sie bei der Abwasserreinigung nur teilweise entfernt werden. Die drei untersuchten Arzneimittelwirkstoffe waren im Bereich des Schilfgürtels bei der Wulkamündung, mit Spitzenwerten von $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$ für Carbamazepin bzw. $1,4 \mu\text{g L}^{-1}$ für Diclofenac deutlich messbar (Tabelle 10). In den anderen Bereichen des Schilfgürtels und im offenen See waren diese Arzneimittel im Gegenteil entweder nicht messbar oder in viel niedrigeren Konzentrationen vorhanden.

Tabelle 10. Analyseergebnisse für Arzneimittel in Wasserproben in den verschiedenen Bereichen.

Table 10. Results of the analyses for pharmaceuticals in water samples in the different lake areas.

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) Min./Max. Var.	Maximum (ng L ⁻¹) Min./Max. Var.	Mittelwert (ng L ⁻¹) Min./Max. Var.	N° Proben
Bezafibrat	Wulka	0 / 10	69 / 69	34 / 39	2
	Mörbisch	0 / 10	0 / 10	0 / 10	4
	Illmitz	0 / 10	0 / 10	0 / 10	2
	Offener See	0 / 10	0 / 10	0 / 10	2
Carbamazepin	Wulka	140 / 140	298 / 298	216 / 216	3
	Mörbisch	0 / 6	15 / 15	6 / 11	6
	Illmitz	0 / 10	11 / 11	7 / 10	3
	Offener See	0 / 10	23 / 23	12 / 16	3
Diclofenac	Wulka	110 / 110	1380 / 1380	760 / 760	3
	Mörbisch	0 / 6	18 / 18	4 / 11	3
	Illmitz	0 / 8	8 / 10	3 / 9	6
	Offener See	0 / 10	16 / 16	5 / 12	3

Min./Max. Var. = Minimal- und Maximalbewertung, Erläuterung siehe Text

Die **polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)** gelangen zu einem großen Teil über Verbrennungsprozesse (Luft) und unterschiedliche überwiegend diffuse Eintragspfade in die Gewässer des Neusiedler-See-Einzugsgebietes. Der Haupteintrag in den See erfolgt auch hier über die Wulka. Bis auf einen Spitzenwert von ca. 1,1 µg L⁻¹ für Naphthalin an der Messstelle WU6 in der Wulka (vor Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel, siehe Abb. 4), waren PAK nur teilweise messbar und lagen in einem ng L⁻¹ Konzentrationsbereich (Tabelle 11). Von den PAK mit niedrigem Molekulargewicht (Naphthalin bis Anthracen in der Tabelle), wurden die höchsten Konzentrationen über 20 ng L⁻¹ für Phenanthren im offenen See gemessen. Für diese Gruppe von PAK, die sich tendenziell in der gelösten Phase der Wassersäule befindet, liegen die Ergebnisse weit unter den Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006). Die anderen PAK weisen eine hohe Adsorptionstendenz an Feststoffe auf, daher sind die Messergebnisse von einer erheblichen Sensitivität gegenüber dem Gehalt an Feststoffen und somit dem Zeitpunkt der Probenahme (Hochwasserereignisse in der Wulka oder Windereignisse im See) geprägt. Außerdem tritt bei einigen dieser PAK die Problematik auf, dass die BG der Analytik im Bereich der JD-UQN liegt oder sogar höher ist. Das erschwert eine eindeutige Bewertung. Hinweise auf eine mögliche Zielwertverfehlung für Fluoranthen und Benzo(a)pyren ergeben sich aus einzelnen Messwerten >BG, die dann bei der Mittelwertbildung zu Werten über der BG und teilweise auch über der JD-UQN führen. Eine in ähnlicher Weise mögliche kritische, aber schwer bewertbare Belastung im See gilt für die Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylene und Indeno(1,2,3-c,d)pyren. Für diese Stoffe bezieht sich die JD-UQN in Wasser auf die Konzentration von Benzo(a)pyren, auf dessen Toxizität diese be-

ruht. Gemäß der QZV Chemie OG ist nur die UQN für Benzo(a)pyren als Marker für die anderen PAK zu überwachen. Allerdings wurden für all diese Stoffe Werte >BG und >JD-UQN für Benzo(a)pyren sowohl im Schilfgürtelbereich als auch im offenen See gemessen.

Tabelle 11. Analyseergebnisse für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Wasserproben in den verschiedenen Bereichen. „Wulka Fluss“ umfasst die Standorte vor Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel (WU4, WU6), der Bereich „Wulka SG“ umfasst die drei weiteren Standorte WU1–WU3 im Schilfgürtel. Die 16 EPA PAK (Auswahl der amerikanischen Bundesumweltschutzbehörde EPA) sind nach steigendem Molekulargewicht bzw. steigender Hydrophobie gelistet. Fettgedruckt sind jene Werte, die über der JD-UQN liegen.

Table 11. Results of the analyses for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in water samples in the different lake areas. “Wulka Fluss” includes sites before the river enters the reed-belt (WU4, WU6), the area “Wulka SG” includes the three other sites WU1–WU3 in the reed belt. The 16 EPA PAH (selection of the UA Environmental Protection Agency EPA) are listed in order of increasing molecular weight and increasing hydrophoby. Values above annual average environmental quality standards (AA-EQS) are printed in bold.

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
Naphthalin <i>JD-UQN: 2000 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	5 / 5	1180 / 1180	593 / 593	2
	Wulka SG	0 / 5	12/30	3 / 19	4
	Mörbisch	0 / 3,3	3,3 / 30	0,5 / 17	6
	Illmitz	0 / 4,1	4,1 / 30	0,8 / 15	5
	Offener See	0 / 5	10 / 30	2 / 16	5
Acenaphthylen	Wulka Fluss	0 / 1,5	0 / 2	0 / 1,7	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 2	0 / 1,6	4
	Mörbisch	0 / 0,5	3 / 3	0,8 / 1,6	6
	Illmitz	0 / 0,5	7 / 7	1,4 / 2,6	5
	Offener See	0 / 0,5	2 / 2	0,4 / 1,7	5
Acenaphthen	Wulka Fluss	0 / 1	0 / 2	0 / 1,5	2
	Wulka SG	0 / 0,5	2 / 2	0,5 / 1,6	4
	Mörbisch	0 / 0,5	4 / 4	1,7 / 2	6
	Illmitz	0 / 0,5	4 / 4	1,4 / 2,1	5
	Offener See	0 / 0,5	3 / 3	0,6 / 1,9	5
Fluoren	Wulka Fluss	0 / 1	0,5 / 2	0,2 / 1,5	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0,5 / 5	0,1 / 3,1	4
	Mörbisch	0 / 0,5	1,9 / 5	0,4 / 3,1	6
	Illmitz	0 / 2	9 / 9	2,7 / 4,1	5
	Offener See	0 / 0,5	6 / 6	1,2 / 3,7	5
Phenanthren	Wulka Fluss	0 / 2	2,5 / 5	1,2 / 3,5	2
	Wulka SG	0 / 2	2,2 / 20	0,5 / 11	4
	Mörbisch	0 / 1,9	2,1 / 20	0,7 / 11	6
	Illmitz	0 / 2,5	13 / 20	3,1 / 12	5
	Offener See	0 / 1,2	26 / 26	5,4 / 14	5
Anthracen <i>JD-UQN: 100 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	0 / 1	0 / 2	0 / 1,5	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 2	0 / 1,1	4
	Mörbisch	0 / 0,5	1 / 1	0,3 / 0,8	6
	Illmitz	0 / 0,5	5 / 5	1 / 1,7	5

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Pro- ben
Fluoranthren <i>JD-UQN: 6,3 ng L⁻¹</i>	Offener See	0 / 0,5	4 / 4	0,8 / 1,5	5
	Wulka Fluss	0 / 1	0 / 2	0 / 1,5	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 5	0 / 3,1	4
	Mörbisch	0 / 2	15 / 15	3,1 / 5,7	6
	Illmitz	0 / 1,6	4 / 5	1,1 / 3,5	5
	Offener See	0 / 2	13 / 13	2,6 / 5,4	5
Pyren	Wulka Fluss	0 / 1	0,5 / 2	0,2 / 1,5	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 5	0 / 3,1	4
	Mörbisch	0 / 0,7	6,3 / 6,3	1,2 / 3,8	6
	Illmitz	0 / 0,6	2,3 / 5	0,6 / 3	5
	Offener See	0 / 2	4,8 / 5	1 / 3,7	5
Benzo(a)anthracen	Wulka Fluss	0 / 0,6	0 / 2	0 / 1,3	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 2	0 / 1,1	4
	Mörbisch	0 / 0,5	1,6 / 1,6	0,3 / 0,9	6
	Illmitz	0 / 0,5	1 / 1	0,2 / 0,8	5
	Offener See	0 / 0,8	0,8 / 2	1,7 / 1,7	5
Chrysen	Wulka Fluss	0 / 1	0 / 2	0 / 1,5	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 2	0 / 1,1	4
	Mörbisch	0 / 0,5	5,9 / 5,9	1 / 1,7	6
	Illmitz	0 / 0,5	1 / 1	0,2 / 0,9	5
	Offener See	0 / 1	3,8 / 3,8	0,8 / 0,8	5
Benzo(b)fluoranthren <i>JD-UQN*: 0,17 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	0 / 0,5	0 / 2	0 / 1,3	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 2	0 / 0,9	4
	Mörbisch	0 / 0,5	4 / 4	1,1 / 1,5	6
	Illmitz	0 / 0,5	0,6 / 0,6	0,1 / 0,5	5
	Offener See	0 / 0,5	2,3 / 2,3	0,5 / 1,2	5
Benzo(k)fluoranthren <i>JD-UQN*: 0,17 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	0 / 0,5	0 / 2	0 / 1,3	2
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 2	0 / 0,9	4
	Mörbisch	0 / 0,5	3 / 3	0,8 / 1,1	6
	Illmitz	0 / 0,5	0 / 0,5	0 / 0,5	5
	Offener See	0 / 0,5	0,9 / 2	0,2 / 0,9	5
Benzo(a)pyren <i>JD-UQN: 0,17 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	0 / 0,1	0,1 / 0,5	0,1 / 0,3	2
	Wulka SG	0 / 0,1	0,1 / 0,2	0,03 / 0,2	4
	Mörbisch	0 / 0,2	3 / 3	0,8 / 0,9	6
	Illmitz	0 / 0,1	0,3 / 0,5	0,1 / 0,3	5
	Offener See	0 / 0,05	1 / 1	0,2 / 0,3	5
Benzo(ghi)perylene <i>JD-UQN*: 0,17 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	0 / 0,7	0 / 2	0 / 1,4	2
	Wulka SG	0 / 0,2	0 / 2	0 / 0,8	4
	Mörbisch	0 / 0,3	2 / 2	0,6 / 1	6
	Illmitz	0 / 0,4	0,4 / 0,7	0,1 / 0,5	5
	Offener See	0 / 0,1	1,4 / 2	0,3 / 0,9	5
Dibenzo(a,h)anthracen	Wulka Fluss	0 / 0,6	0 / 2	0 / 1,3	2
	Wulka SG	0 / 0,2	0 / 2	0 / 0,7	4
	Mörbisch	0 / 0,2	1,4 / 1,4	0,2 / 0,5	6

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Pro- ben
Indeno(1,2,3-c,d)pyren <i>JD-UQN*: 0,17 ng L⁻¹</i>	Illmitz	0 / 0,1	0,1 / 0,6	0,01 / 0,3	5
	Offener See	0 / 0,05	0 / 2	0 / 0,6	5
	Wulka Fluss	0 / 0,7	0 / 2	0 / 1,4	2
	Wulka SG	0 / 0,2	0 / 2	0 / 0,7	4
	Mörbisch	0 / 0,2	3,2 / 3,2	0,9 / 1	6
	Illmitz	0 / 0,2	0,5 / 0,7	0,2 / 0,4	5
	Offener See	0 / 0,1	1,9 / 2	0,4 / 0,9	5

* Bei diesen PAK bezieht sich die JD-UQN in Wasser auf die Konzentration von Benzo(a)pyren, auf dessen Toxizität diese beruht. Benzo(a)pyren kann als Marker für die anderen PAK betrachtet werden; daher ist gemäß der QZV Chemie OG nur für diesen Stoff die JD-UQN zu überwachen.

Von den **poly- und perfluorierten Chemikalien (PFC)** wurde der Schwerpunkt der Messungen auf PFOS und PFOA gesetzt. Diese zwei Industriechemikalien wurden jahrzehntelang bei der Herstellung einer Vielzahl von Produkten verwendet, z.B. in Beschichtungen von Textilien wie Outdoor-Kleidung, als Imprägnierung, in Backpapier, in Skiwachsen oder Feuerlöschern. Die Verwendung von PFOS ist seit 2010 in Europa verboten. Ab dem Jahr 2020 gilt in der EU für PFOA und Substanzen, aus denen PFOA freigesetzt werden kann, ein Verwendungsverbot als Reinstoffe. Daher gelten diese zwei Stoffe als Altlasten („legacy contaminants“), da sie vorwiegend aus akkumulierten Lagern im urbanen Raum bzw. über die atmosphärische Deposition in die Gewässer emittiert werden. Allerdings werden diese zwei Stoffe derzeit von anderen neuen kurzkettigen PFC in der Industrie und in einer Vielfalt von Produkten ersetzt. PFOS und PFOA gelten als schwerabbaubar in der Umwelt. Allerdings ist es nicht ausgeschlossen, dass sie in kurzkettige Stoffe umgebaut werden können. Daher wurde eine gezielte Messkampagne durchgeführt, um die Belastung im Neusiedlersee durch diese PFC zu erheben. Die Bewertungen sämtlicher Ergebnisse sind in Tabelle 12 dargestellt.

Der Stoff PFOA, für den es keine UQN gibt, wurde sowohl in der Wulka als auch in allen Testbereichen gemessen, wobei die Werte im offenen See und in den Schilfbereichen Mörbisch und Illmitz (Mittelwert: 10,5–11,6 ng L⁻¹) deutlich höher als in der Wulka und Wulkamündung (Mittelwert: 2,6–3,6 ng L⁻¹) liegen. Im Gegensatz zu PFOA liegen die Konzentrationen von PFOS in der Wulka und in allen Schilfbereichen bzw. im offenen See in einer ähnlichen Konzentration und jeweils deutlich über der JD-UQN. Durch nationales Monitoring wurde bisher keine Zielverfehlung nachgewiesen. Allerdings war die bisherige Überwachung auf die Biota-UQN bezogen, die bei zwei vorliegenden Messungen knapp unterschritten wurde. Generell ist bekannt, dass die JD-UQN für PFOS ein etwas strengeres Schutzziel darstellt als die Biota-UQN (Clara et al. 2019). Da jedoch auch in Biota die UQN

annähernd erreicht wird (Clara et al. 2015), zeigt sich, dass die PFOS-Belastung von Wulka und Neusiedler Sees als kritisch zu betrachten ist.

Von den kurzkettigen PFC wurden zahlreiche Stoffe entweder in der Wulka oder im See nachgewiesen. Konzentrationen über der BG, obwohl in tendenziell niedrigeren Niveaus als PFOS und PFOA, zeigen PFNA, PFHxS, PFHxA, PFHpA, PFPeS, PFTeDA und ADONA.

Tabelle 12. Analyseergebnisse für poly- und perfluorierte Chemikalien (PFC) in Wasserproben in den verschiedenen Bereichen. „Wulka Fluss“ umfasst die Standorte vor Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel (WU4, WU6), der Bereich „Wulka SG“ umfasst die drei weiteren Standorte WU1–WU3 im Schilfgürtel. Fettgedruckt sind jene Werte, die über der JD-UQN liegen.

Table 12. Results of the analyses for poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in water samples in the different lake areas. “Wulka Fluss” includes sites before the river enters the reed-belt (WU4, WU6), the area “Wulka SG” includes the three other sites WU1–WU3 in the reed belt. Values above annual average environmental quality standards (AA-EQS) are printed in bold.

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
PFOS <i>JD-UQN: 0,65 ng L⁻¹</i>	Wulka Fluss	0 / 0,1	3 / 3	1,9 / 1,9	3
	Wulka SG	3 / 3	5,2 / 5,2	4,1 / 4,1	6
	Mörbisch	0 / 0,1	2 / 5	0,5 / 1,2	10
	Illmitz	0 / 0,3	2,6 / 5	1,7 / 1,9	14
	Offener See	0 / 0,3	2,1 / 2,1	0,7 / 1	9
PFOA	Wulka Fluss	0 / 0,2	4,8 / 4,8	2,6 / 2,6	3
	Wulka SG	0,2 / 0,5	7,1 / 7,1	3,5 / 3,6	6
	Mörbisch	3 / 7	17,8 / 17,8	10,5 / 11	10
	Illmitz	0,4 / 0,4	17,3 / 17,3	11,6 / 11,6	14
	Offener See	6 / 6	14,9 / 14,9	10,2 / 10,2	9
PFNS	Wulka Fluss	0 / 16,5	0 / 16,5	-	1
	Wulka SG	0 / 16,5	0 / 16,5	-	1
	Mörbisch	0 / 16,5	0 / 16,5	0 / 16,5	2
	Illmitz	0 / 16,5	0 / 16,5	0 / 16,5	2
	Offener See	0 / 16,5	0 / 16,5	0 / 16,5	2
PFNA	Wulka Fluss	0 / 0,2	0 / 0,2	-	1
	Wulka SG	0,5 / 0,5	0,5 / 0,5	-	1
	Mörbisch	0,6 / 0,6	0,7 / 0,7	0,7 / 0,7	2
	Illmitz	0,7 / 0,7	0,7 / 0,7	0,7 / 0,7	2
	Offener See	0,6 / 0,6	0,6 / 0,6	0,6 / 0,6	2
PFHxS	Wulka Fluss	1 / 3	1 / 3	-	1
	Wulka SG	3,9 / 3,9	3,9 / 3,9	-	1
	Mörbisch	1 / 3	1 / 3	1 / 3	2
	Illmitz	1 / 3	1 / 3	1 / 3	2
	Offener See	1 / 3	1 / 3	1 / 3	2
PFHxDA	Wulka Fluss	0 / 8,8	0 / 8,8	-	1
	Wulka SG	0 / 8,8	0 / 8,8	-	1
	Mörbisch	0 / 8,8	0 / 8,8	0 / 8,8	2
	Illmitz	0 / 8,8	0 / 8,8	0 / 8,8	2
	Offener See	0 / 8,8	0 / 8,8	0 / 8,8	2
PFHxA	Wulka Fluss	0,2 / 0,6	0,2 / 0,6	-	1
	Wulka SG	1,2 / 1,2	1,2 / 1,2	-	1
	Mörbisch	1,1 / 1,1	1,2 / 1,2	1,1 / 1,1	2

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
	Illmitz	1,1 / 1,1	1,2 / 1,2	1,2 / 1,2	2
	Offener See	1 / 1	1,3 / 1,3	1,2 / 1,2	2
PFHpS	Wulka Fluss	0 / 1,8	0 / 1,8	-	1
	Wulka SG	0 / 1,8	0 / 1,8	-	1
	Mörbisch	0 / 1,8	0 / 1,8	0 / 1,8	2
	Illmitz	0 / 1,8	0 / 1,8	0 / 1,8	2
	Offener See	0 / 1,8	0 / 1,8	0 / 1,8	2
PFHpA	Wulka Fluss	0 / 0,2	0 / 0,2	-	1
	Wulka SG	0,2 / 0,7	0,2 / 0,7	-	1
	Mörbisch	1,1 / 1,1	1,4 / 1,4	1,2 / 1,2	2
	Illmitz	1,1 / 1,1	1,2 / 1,2	1,2 / 1,2	2
	Offener See	0,8 / 0,8	1,2 / 1,2	1 / 1	2
PFDS	Wulka Fluss	0 / 4,8	0 / 4,8	-	1
	Wulka SG	0 / 4,8	0 / 4,8	-	1
	Mörbisch	0 / 4,8	0 / 4,8	0 / 4,8	2
	Illmitz	0 / 4,8	0 / 4,8	0 / 4,8	2
	Offener See	0 / 4,8	0 / 4,8	0 / 4,8	2
PFDoA	Wulka Fluss	0 / 0,4	0 / 0,4	-	1
	Wulka SG	0 / 0,4	0 / 0,4	-	1
	Mörbisch	0 / 0,4	0 / 0,4	0 / 0,4	2
	Illmitz	0 / 0,4	0 / 0,4	0 / 0,4	2
	Offener See	0 / 0,4	0 / 0,4	0 / 0,4	2
PFDA	Wulka Fluss	0,2 / 0,5	0,2 / 0,5	-	1
	Wulka SG	0,2 / 0,5	0,2 / 0,5	-	1
	Mörbisch	0 / 0,2	0 / 0,2	0 / 0,2	2
	Illmitz	0 / 0,2	0 / 0,2	0 / 0,2	2
	Offener See	0 / 0,2	0 / 0,2	0 / 0,2	2
PFBS	Wulka Fluss	1,3 / 4	1,3 / 4	-	1
	Wulka SG	0 / 1,3	0 / 1,3	-	1
	Mörbisch	0 / 1,3	0 / 1,3	0 / 1,3	2
	Illmitz	0 / 1,3	0 / 1,3	0 / 1,3	2
	Offener See	0 / 1,3	0 / 1,3	0 / 1,3	2
PFBA	Wulka Fluss	0 / 39,8	0 / 39,8	-	1
	Wulka SG	0 / 39,8	0 / 39,8	-	1
	Mörbisch	0 / 39,8	0 / 39,8	0 / 39,8	2
	Illmitz	0 / 39,8	0 / 39,8	0 / 39,8	2
	Offener See	0 / 39,8	0 / 39,8	0 / 39,8	2
GenX	Wulka Fluss	0 / 6,8	0 / 6,8	-	1
	Wulka SG	0 / 6,8	0 / 6,8	-	1
	Mörbisch	0 / 6,8	6,8 / 20,7	3,4 / 13,8	2
	Illmitz	0 / 6,8	6,8 / 20,7	3,4 / 13,8	2
	Offener See	0 / 6,8	6,8 / 20,7	3,4 / 13,8	2
F53B	Wulka Fluss	0 / 1,1	0 / 1,1	-	1
	Wulka SG	0 / 1,1	0 / 1,1	-	1
	Mörbisch	0 / 1,1	0 / 1,1	0 / 1,1	2
	Illmitz	0 / 1,1	0 / 1,1	0 / 1,1	2
	Offener See	0 / 1,1	0 / 1,1	0 / 1,1	2
ADONA	Wulka Fluss	0 / 0,1	0 / 0,1	-	1
	Wulka SG	0,4 / 0,4	0,4 / 0,4	-	1
	Mörbisch	0,5 / 0,5	0,5 / 0,5	0,5 / 0,5	2
	Illmitz	0,5 / 0,5	0,6 / 0,6	0,5 / 0,5	2
	Offener See	0,5 / 0,5	0,5 / 0,5	0,5 / 0,5	2

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
8:2FTS	Wulka Fluss	0 / 1,9	0 / 1,9	-	1
	Wulka SG	0 / 1,9	0 / 1,9	-	1
	Mörbisch	0 / 1,9	0 / 1,9	0 / 1,9	2
	Illmitz	0 / 1,9	0 / 1,9	0 / 1,9	2
	Offener See	0 / 1,9	0 / 1,9	0 / 1,9	2
6:2FTS	Wulka Fluss	0,6 / 1,8	0,6 / 1,8	-	1
	Wulka SG	0,6 / 1,8	0,6 / 1,8	-	1
	Mörbisch	0 / 0,6	0 / 0,6	0 / 0,6	2
	Illmitz	0 / 0,6	0 / 0,6	0 / 0,6	2
	Offener See	0 / 0,6	0 / 0,6	0 / 0,6	2
4:2FTS	Wulka Fluss	0 / 0,03	0 / 0,03	-	1
	Wulka SG	0 / 0,03	0 / 0,03	-	1
	Mörbisch	0 / 0,03	0 / 0,03	0 / 0,03	2
	Illmitz	0 / 0,03	0 / 0,03	0 / 0,03	2
	Offener See	0 / 0,03	0 / 0,03	0 / 0,03	2
PFOSA	Wulka Fluss	0 / 0,3	0 / 0,3	-	1
	Wulka SG	0 / 0,3	0 / 0,3	-	1
	Mörbisch	0 / 0,3	0 / 0,3	0 / 0,3	2
	Illmitz	0 / 0,3	0 / 0,3	0 / 0,3	2
	Offener See	0 / 0,3	0 / 0,3	0 / 0,3	2
PFPeA	Wulka Fluss	0 / 0,9	0 / 0,9	-	1
	Wulka SG	0 / 0,9	0 / 0,9	-	1
	Mörbisch	0 / 0,9	0,9 / 2,7	0,4 / 1,8	2
	Illmitz	0 / 0,9	0,9 / 2,7	0,4 / 1,8	2
	Offener See	0 / 0,9	0,9 / 2,7	0,4 / 1,8	2
PFPeS	Wulka Fluss	0 / 0,5	0 / 0,5	-	1
	Wulka SG	0 / 0,5	0 / 0,5	-	1
	Mörbisch	0 / 0,5	0,5 / 1,4	0,2 / 1	2
	Illmitz	1,5 / 1,5	1,7 / 1,7	1,6 / 1,6	2
	Offener See	0,5 / 1,4	1,7 / 1,7	1,1 / 1,6	2
PFTeDA	Wulka Fluss	0,4 / 0,4	0,4 / 0,4	-	1
	Wulka SG	0 / 0,4	0 / 0,4	-	1
	Mörbisch	0 / 0,4	0 / 0,4	0 / 0,4	2
	Illmitz	0 / 0,4	0 / 0,4	0 / 0,4	2
	Offener See	0 / 0,4	0 / 0,4	0 / 0,4	2
PFTTrDA	Wulka Fluss	0 / 0,2	0 / 0,2	-	1
	Wulka SG	0 / 0,2	0 / 0,2	-	1
	Mörbisch	0 / 0,2	0 / 0,2	0 / 0,2	2
	Illmitz	0 / 0,2	0 / 0,2	0 / 0,2	2
	Offener See	0 / 0,2	0 / 0,2	0 / 0,2	2
PFUnA	Wulka Fluss	0 / 0,3	0 / 0,3	-	1
	Wulka SG	0 / 0,3	0 / 0,3	-	1
	Mörbisch	0 / 0,3	0 / 0,3	0 / 0,3	2
	Illmitz	0 / 0,3	0 / 0,3	0 / 0,3	2
	Offener See	0 / 0,3	0 / 0,3	0 / 0,3	2
NMeFOSA	Wulka Fluss	0 / 1,5	0 / 1,5	-	1
	Wulka SG	0 / 1,5	0 / 1,5	-	1
	Mörbisch	0 / 1,5	0 / 1,5	0 / 1,5	2
	Illmitz	0 / 1,5	0 / 1,5	0 / 1,5	2
	Offener See	0 / 1,5	0 / 1,5	0 / 1,5	2
NEtFOSA	Wulka Fluss	0 / 1,5	0 / 1,5	-	1
	Wulka SG	0 / 1,5	0 / 1,5	-	1

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹)	Maximum (ng L ⁻¹)	Mittelwert (ng L ⁻¹)	N° Proben
		Min./Max. Var.	Min./Max. Var.	Min./Max. Var.	
	Mörbisch	0 / 1,5	0 / 1,5	0 / 1,5	2
	Illmitz	0 / 1,5	0 / 1,5	0 / 1,5	2
	Offener See	0 / 1,5	0 / 1,5	0 / 1,5	2

Tabelle 13 stellt die Minimal- und Maximalauswertungen für die **sonstigen untersuchten organischen Spurenstoffe** dar. Die Alkylphenole Bisphenol A und 4-Nonylphenol waren teilweise in der Wassersäule quantifizierbar (>BG). Die Messergebnisse liegen allerdings weit unten den jeweiligen JD-UQN. Was die Komplexbildner angeht, waren sämtliche Messungen für NTA <BG. Für EDTA liegt eine Vielzahl von Messwerten >BG vor, die darauf hinweisen, dass die JD-UQN im Neusiedler See deutlich unterschritten wird. In der Wulka beträgt der Mittelwert der gemessenen Konzentrationen für EDTA noch etwa 50% der JD-UQN. Im See selbst liegen die Messwerte jedoch um eine Größenordnung niedriger als in der Wulka. Die untersuchten Pestizide und Metabolite weisen unterschiedliche Belastungsniveaus auf. Das Herbizid Atrazin war an allen Messstellen unter der BG (10 ng L⁻¹), d.h. deutlich unter der JD-UQN (600 ng L⁻¹). Desphenylchlorizadon, Metabolit des Herbizids Chlorizadon, war im Gegensatz deutlich messbar im Schilfgürtelbereich der Wulkamündung (ca. 45 ng L⁻¹), aber unter der BG in den anderen Schilfgürtelbereichen und im offenen See. N,N-Dimethylsulfamid, ein Metabolit der Fungizide Dichlofluanid und Tolyfluanid, war dagegen nicht nur immer messbar, sondern die Messergebnisse liegen in dreifach höheren Konzentrationen im offenen See und in den Bereichen im Illmitz und Mörbisch vor als bei der Wulkamündung. Genauso wie die Arzneimittel von der Humanmedizin, gelangt der Süßstoff Acesulfam-K durch die Wulka transportierten Kläranlagenemissionen in den See. Das erklärt die tendenziell höheren Messwerte im Bereich der Wulkamündung. Allerdings, im Gegensatz zu den Arzneimitteln, weist Acesulfam-K auch im offenen See und in den anderen Bereichen des Schilfgürtels ein ähnliches Konzentrationsniveau auf. Die Industriechemikalie Benzotriazol wurde nur zweimal in Schilfgürtelbereich von Mörbisch bzw. einmal an der Wulkamündung, im offenen See und im Schilfgürtelbereich von Illmitz gemessen, daher ist eine Bewertung der Belastungssituation von hoher Unsicherheit betroffen. Die Messwerte betragen ca. 4,2 ng L⁻¹ in der Wulkamündung, während sie an den anderen Untersuchungsstellen konsistent niedriger (0,14–0,26 ng L⁻¹) waren.

Tabelle 13. Analyseergebnisse für sonstige organische Spurenstoffe in Wasserproben in den verschiedenen Bereichen.

Table 13. Results of the analyses for other organic micropollutants in water samples in the different lake areas.

Stoff	Bereich	Minimum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (ng L ⁻¹) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
Bisphenol A <i>JD-UQN: 1600 ng L⁻¹</i>	Wulka	0 / 5	15 / 15	7,5 / 10	2
	Mörbisch	0 / 5	16 / 16	6,2 / 8,7	4
	Illmitz	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Offener See	0 / 5	13 / 13	6,5 / 9	2
4-Nonylphenol <i>JD-UQN: 300 ng L⁻¹</i>	Wulka	0 / 25	0 / 25	0 / 25	2
	Mörbisch	0 / 25	0 / 25	0 / 25	4
	Illmitz	0 / 25	150 / 150	75 / 85,5	2
	Offener See	0 / 25	0 / 25	0 / 25	2
NTA <i>JD-UQN: 50000 ng L⁻¹</i>	Wulka	0 / 500	0 / 500	0 / 500	2
	Mörbisch	0 / 500	0 / 500	0 / 500	4
	Illmitz	0 / 500	0 / 500	0 / 500	2
	Offener See	0 / 500	0 / 500	0 / 500	2
EDTA <i>JD-UQN: 50000 ng L⁻¹</i>	Wulka	16000 / 16000	37000 / 37000	26500 / 26500	2
	Mörbisch	1100 / 1100	2900 / 2900	1850 / 1850	4
	Illmitz	1000 / 1000	2000 / 2000	1500 / 1500	2
	Offener See	2700 / 2700	2900 / 2900	2800 / 2800	2
Atrazin <i>JD-UQN: 600 ng L⁻¹</i>	Wulka	0 / 10	0 / 10	0 / 10	2
	Mörbisch	0 / 10	0 / 10	0 / 10	4
	Illmitz	0 / 10	0 / 10	0 / 10	2
	Offener See	0 / 10	0 / 10	0 / 10	2
Chloridazon-Desphenyl	Wulka	46 / 46	49 / 49	47 / 47	2
	Mörbisch	0 / 20	0 / 20	0 / 20	4
	Illmitz	0 / 20	0 / 20	0 / 20	2
	Offener See	0 / 20	0 / 20	0 / 20	2
N,N-Dimethylsulfamid	Wulka	38 / 38	40 / 40	39 / 39	2
	Mörbisch	120 / 120	150 / 150	137 / 137	4
	Illmitz	120 / 120	150 / 150	135 / 135	2
	Offener See	130 / 130	150 / 150	140 / 140	2
Acesulfam-K	Wulka	220 / 220	1500 / 1500	713 / 713	3
	Mörbisch	278 / 278	810 / 810	609 / 609	7
	Illmitz	93 / 93	780 / 780	434 / 434	4
	Offener See	10 / 10	810 / 810	498 / 498	4
Benzotriazol	Wulka	4178 / 4178	4178 / 4178	-	1
	Mörbisch	124 / 124	185 / 185	154 / 154	2
	Illmitz	144 / 144	144 / 144	-	1
	Offener See	258 / 258	258 / 258	-	1

Tabelle 14 und Tabelle 15 zeigen jeweils die Bandbreite der Belastung mit **Metallen** in der gelösten bzw. in der gesamten Phase der Wassersäule. In beiden Phasen ergibt sich aus

den Messkampagnen eine tendenziell höhere Konzentration im offenen See als in den anderen Bereichen, aber vor allem höher als im Bereich der Wulkamündung. Das spricht für eine Aufhöhung dieser Metalle im See. Für Blei wurden in den Schilfbereichen Mörbisch und Illmitz als auch im offenen See Spitzenwerte über der JD-UQN gemessen, wobei im offenen See sogar der Mittelwert über der JD-UQN liegt. Für Nickel wurden in ähnlicher Weise Spitzenwerte im offenen See gemessen, die über der JD-UQN liegen. Für Quecksilber gibt es keine JD-UQN in Wasser, sondern nur eine Biota-UQN. Bei früher durchgeführten Fischuntersuchungen wurde festgestellt, dass die Biota-UQN für Quecksilber im Neusiedlersee überschritten wird (Clara *et al.* 2015). Das ist allerdings kein Spezifikum für den Neusiedler See, sondern eine EU-weite Problematik.

Tabelle 14. Analyseergebnisse für Metalle in filtrierten Wasserproben (gelöste Konzentration) in den verschiedenen Bereichen. Fettgedruckt sind jene Werte, die über der JD-UQN liegen.

Table 14. Results of the analyses for metals in filtered water samples (dissolved concentration) in the different lake areas. Values above annual average environmental quality standards (AA-EQS) are printed in bold.

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g L}^{-1}$) Min./Max. Var.	Maximum ($\mu\text{g L}^{-1}$) Min./Max. Var.	Mittelwert ($\mu\text{g L}^{-1}$) Min./Max. Var.	N° Proben
Blei <i>JD-UQN: 1,2 $\mu\text{g L}^{-1}$</i>	Wulka	0,04 / 0,04	1 / 1	0,26 / 0,26	7
	Mörbisch	0,04 / 0,04	2,6 / 2,6	0,37 / 0,37	11
	Illmitz	0,09 / 0,09	1,6 / 1,6	0,46 / 0,46	17
	Offener See	0,06 / 0,06	5,5 / 5,5	1,8 / 1,8	7
Cadmium <i>JD-UQN: 0,26 $\mu\text{g L}^{-1}$ *</i>	Wulka	0,002 / 0,003	0,02 / 0,02	0,006 / 0,006	7
	Mörbisch	0,002 / 0,003	0,04 / 0,04	0,01 / 0,01	11
	Illmitz	0,002 / 0,005	0,02 / 0,02	0,01 / 0,01	17
	Offener See	0,005 / 0,005	0,08 / 0,08	0,03 / 0,03	7
Kupfer <i>JD-UQN: 9,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ *</i>	Wulka	0,33 / 0,33	3,6 / 3,6	1,3 / 1,3	7
	Mörbisch	0,45 / 0,45	4 / 4	1,8 / 1,8	11
	Illmitz	0,27 / 0,27	2,6 / 2,6	1,5 / 1,5	17
	Offener See	1,2 / 1,2	6,6 / 6,6	3,9 / 3,9	7
Nickel <i>JD-UQN: 4 $\mu\text{g L}^{-1}$</i>	Wulka	0,73 / 0,73	2 / 2	1,2 / 1,2	7
	Mörbisch	0,52 / 0,52	4,2 / 4,2	1,1 / 1,1	11
	Illmitz	0,47 / 0,47	2,6 / 2,6	1,1 / 1,1	17
	Offener See	0,81 / 0,81	8 / 8	2,9 / 2,9	7
Zink <i>JD-UQN: 53 $\mu\text{g L}^{-1}$ *</i>	Wulka	2,2 / 2,2	7,5 / 7,5	4,3 / 4,3	7
	Mörbisch	0,6 / 0,6	8,4 / 8,4	2,7 / 2,7	11
	Illmitz	0,83 / 0,83	6,7 / 6,7	2,1 / 2,1	17
	Offener See	1,8 / 1,8	21 / 21	8,4 / 8,4	7
Quecksilber	Wulka	0 / 0,0001	0,0014 / 0,0014	0,0006 / 0,0007	4
	Mörbisch	0,0002 / 0,0002	0,001 / 0,001	0,001 / 0,001	8
	Illmitz	0,001 / 0,001	0,003 / 0,003	0,002 / 0,002	8
	Offener See	0,002 / 0,002	0,003 / 0,003	0,002 / 0,002	2

* Für diese Metalle hängt die JD-UQN in der QZV Chemie OG von der Wasserhärte ab. Die hier angeführten Werte entsprechen den jeweiligen Klassen mit der höchsten Härte.

Tabelle 15. Analyseergebnisse für Metalle in unfiltrierten Wasserproben (Gesamtkonzentration) in den verschiedenen Bereichen.

Table 15. Results of the analyses for metals in unfiltered water samples (total concentration) in the different lake areas.

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g L}^{-1}$) Min./Max. Var.	Maximum ($\mu\text{g L}^{-1}$) Min./Max. Var.	Mittelwert ($\mu\text{g L}^{-1}$) Min./Max. Var.	N° Proben
Blei	Wulka	0,06 / 0,06	1,8 / 1,8	0,65 / 0,65	6
	Mörbisch	0,13 / 0,13	14 / 14	2,6 / 2,6	13
	Illmitz	0,22 / 0,22	6,1 / 6,1	1,4 / 1,4	11
	Offener See	0,24 / 0,24	7,7 / 7,7	3,1 / 3,1	3
Cadmium	Wulka	0 / 0,004	0,006 / 0,19	0,003 / 0,07	6
	Mörbisch	0 / 0,004	0,28 / 0,28	0,06 / 0,08	13
	Illmitz	0 / 0,005	0,29 / 0,29	0,03 / 0,05	11
	Offener See	0,007 / 0,007	0,41 / 0,41	0,15 / 0,15	3
Kupfer	Wulka	0,44 / 0,44	12 / 12	3,9 / 3,9	6
	Mörbisch	0 / 0,46	55 / 55	9,4 / 9,6	13
	Illmitz	0,86 / 0,86	28 / 28	7,6 / 7,6	11
	Offener See	1,7 / 1,7	23 / 23	10 / 10	3
Nickel	Wulka	0,78 / 0,78	12 / 12	4,4 / 4,4	6
	Mörbisch	0,6 / 0,6	15 / 15	4 / 4	13
	Illmitz	0,51 / 0,51	13 / 13	2,8 / 2,8	11
	Offener See	1,1 / 1,1	10 / 10	4,5 / 4,5	3
Zink	Wulka	3,8 / 3,8	25 / 25	13 / 13	6
	Mörbisch	0 / 2,1	71 / 71	13 / 14	13
	Illmitz	2,7 / 2,7	33 / 33	11 / 11	11
	Offener See	2,2 / 2,2	75 / 75	28 / 28	3
Quecksilber	Wulka	0,002 / 0,002	0,002 / 0,002	0,002 / 0,002	4
	Mörbisch	0,002 / 0,002	0,006 / 0,006	0,003 / 0,003	13
	Illmitz	0,002 / 0,002	0,011 / 0,011	0,004 / 0,004	11
	Offener See	0,002 / 0,002	0,007 / 0,007	0,004 / 0,004	2

5.2 Schadstoffe im Sediment

Pollutants in sediment

Für die Auswertung der Messergebnisse für das Sediment wurden genauso wie für die Wassersäule eine Minimal- bzw. eine Maximalbewertung durchgeführt. Die Ergebnisse zu Minima, Maxima und Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen sind für die jeweiligen Stoffgruppen mit minimal und maximal Bewertung (Min./Max. Var.) in Tabelle 16 bis Tabelle 20 angeführt.

Die untersuchten **Arzneimittel** waren im Sediment meistens nicht nachweisbar (Tabelle 16). Dasselbe gilt für das Herbizid Atrazin und für den Süßstoff Acesulfam-K (Tabelle 19).

Tabelle 16. Analyseergebnisse für Arzneimittel in Sedimentproben in den verschiedenen Bereichen.

Table 16. Results of the analyses for pharmaceuticals in sediment samples in the different lake areas.

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
Bezafibrat	Wulka	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Mörbisch	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Illmitz	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
Carbamazepin	Wulka	0 / 5	5 / 10	2,5 / 7,5	2
	Mörbisch	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Illmitz	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
Diclofenac	Wulka	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Mörbisch	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Illmitz	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2

Min./Max. Var. = Minimal- und Maximalbewertung, Erläuterung siehe Text

Sowohl gut als auch schlecht adsorbierbare **PAK** wurden in einem quantifizierbaren Konzentrationsbereich in den Sedimentproben gemessen (Tabelle 17). Tendenziell zeigen die jeweiligen Stoffe ähnliche Konzentrationsniveaus in den verschiedenen Bereichen des Schilfgürtels und in Sedimentablagerungen der Wulka. Spitzenwerte über $230 \mu\text{g kg}^{-1}$ TM wurden für Fluoranthren gemessen. Messergebnisse über $100 \mu\text{g kg}^{-1}$ TM liegen ebenso für Phenanthren, Pyren und Benzo(g,h,i)perylen vor. Bis auf einige Messungen unter der BG liegen die PAK im Porenwasser (detaillierte Ergebnisse in dem elektronischen Anhang) in einem Konzentrationsbereich zwischen 1 und 30 ng L^{-1} , d.h. sehr ähnlich den Werten wie in der Wassersäule.

Tabelle 17. Analyseergebnisse für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Sedimentproben in den verschiedenen Bereichen. „Wulka Fluss“ umfasst den Standort WU6 vor Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel, der Bereich „Wulka SG“ umfasst die drei weiteren Standorte WU1–WU3 im Schilfgürtel. Die 16 EPA PAK sind nach steigendem molekularem Gewicht bzw. steigender Hydrophobie gelistet.

Table 17. Results of the analyses for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in sediment samples in the different lake areas. “Wulka Fluss” includes the site WU6 before the river enters the reed-belt, the area “Wulka SG” includes the three other sites WU1–WU3 in the reed belt. The 16 EPA PAH are listed in order of increasing molecular weight and increasing hydrophoby.

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
Naphthalin	Wulka Fluss	2 / 7,2	2 / 7,2	-	1
	Wulka SG	0 / 10	20 / 20	13 / 16	3
	Mörbisch	3 / 10	17 / 17	13 / 14	5
	Illmitz	2 / 7,2	32 / 32	10 / 14	6
Acenaphthylen	Wulka Fluss	5,1 / 5,1	5,1 / 5,1	-	1

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
	Wulka SG	0 / 4,3	4,7 / 10		3
	Mörbisch	1,1 / 4,3	4,3 / 10	2,1 / 5,4	5
	Illmitz	0 / 1,1	3 / 10	1 / 4,2	6
Acenaphthen	Wulka Fluss	1,3 / 4,5	1,3 / 4,5	-	1
	Wulka SG	0 / 4,5	4,8 / 10	2 / 6,4	3
	Mörbisch	1,3 / 4,5	11 / 11	4,3 / 6,9	5
	Illmitz	0 / 1,3	11 / 11	4 / 6,1	6
Fluoren	Wulka Fluss	2 / 6,9	2 / 6,9	-	1
	Wulka SG	0 / 10	23 / 23	13 / 16	3
	Mörbisch	2 / 6,9	42 / 42	16 / 18	5
	Illmitz	2 / 6,9	44 / 44	17 / 19	6
Phenanthren	Wulka Fluss	42 / 42	42 / 42	-	1
	Wulka SG	0 / 10	77 / 77	46 / 49	3
	Mörbisch	20 / 20	95 / 95	55 / 55	5
	Illmitz	3 / 10	120 / 120	52 / 53	6
Anthracen	Wulka Fluss	14 / 14	14 / 14	-	1
	Wulka SG	0 / 10	27 / 27	17 / 20	3
	Mörbisch	2,5 / 2,5	29 / 29	11 / 13	5
	Illmitz	0,3 / 1,3	23 / 23	12 / 14	6
Fluoranthren	Wulka Fluss	110 / 110	110 / 110	-	1
	Wulka SG	10 / 10	150 / 150	70 / 70	3
	Mörbisch	52 / 52	230 / 230	118 / 118	5
	Illmitz	3 / 10	140 / 140	71 / 73	6
Pyren	Wulka Fluss	90 / 90	90 / 90	-	1
	Wulka SG	0 / 10	89 / 89	42 / 45	3
	Mörbisch	27 / 27	120 / 120	61 / 61	5
	Illmitz	3 / 7,1	85 / 85	42 / 43	6
Benzo(a)anthracen	Wulka Fluss	61 / 61	61 / 61	-	1
	Wulka SG	0 / 9,7	30 / 30	13 / 17	3
	Mörbisch	11 / 11	45 / 45	24 / 24	5
	Illmitz	2,3 / 7,5	31 / 31	15 / 18	6
Chrysen	Wulka Fluss	62 / 62	62 / 62	-	1
	Wulka SG	0 / 10	45 / 45	20 / 23	3
	Mörbisch	19 / 19	67 / 67	37 / 37	5
	Illmitz	1,9 / 6,6	36 / 36	16 / 18	6
Benzo(b)fluoranthren	Wulka Fluss	59 / 59	59 / 59	-	1
	Wulka SG	0 / 10	59 / 59	27 / 30	3
	Mörbisch	3 / 10	14 / 14	52 / 53	5
	Illmitz	3 / 8,7	85 / 85	41 / 43	6
Benzo(k)fluoranthren	Wulka Fluss	35 / 35	35 / 35	-	1
	Wulka SG	0 / 6,9	22 / 22	9,6 / 13	3
	Mörbisch	8,7 / 8,7	48 / 48	23 / 23	5
	Illmitz	2 / 6,2	37 / 37	16 / 19	6
Benzo(a)pyren	Wulka Fluss	59 / 59	59 / 59	-	1

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
	Wulka SG	0 / 8,6	28 / 28	12 / 15	3
	Mörbisch	10 / 10	56 / 56	23 / 23	5
	Illmitz	1,2 / 4,8	39 / 39	18 / 19	6
Benzo(ghi)perylene	Wulka Fluss	49 / 49	49 / 49	-	1
	Wulka SG	0 / 10	36 / 36		3
	Mörbisch	17 / 17	110 / 110	42 / 42	5
	Illmitz	3 / 6,8	78 / 78	32 / 34	6
Dibenzo(a,h)anthracen	Wulka Fluss	19 / 19	19 / 19	-	1
	Wulka SG	0 / 4,2	7 / 10	2,7 / 7	3
	Mörbisch	3 / 4,6	18 / 18	7,2 / 8,6	5
	Illmitz	1,2 / 4,2	13 / 13	5,9 / 8	6
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	Wulka Fluss	50 / 50	50 / 50	-	1
	Wulka SG	0 / 10	30 / 30	14 / 17	3
	Mörbisch	19 / 19	97 / 97	39 / 39	5
	Illmitz	3 / 6,2	64 / 64	28 / 29	6

PFOS und **PFOA** sind nur beschränkt adsorbierbar. Daher wurden sie im Sediment nachgewiesen, allerdings mit etwa um zwei Größenordnungen niedrigeren Konzentrationen als die PAK, also mit Mittelwerten zwischen 0,07 und 0,32 $\mu\text{g kg}^{-1}$ TM (Tabelle 18). Im Gegensatz dazu liegen die Messergebnisse für die Alkylphenole auf einem ähnlichen Konzentrationsniveau wie die der PAK (Tabelle 19). In diesem Fall, sowohl bei Bisphenol-A als auch bei 4-Nonylphenol, ist eine höhere Belastung in den Sedimenten des Schilfgürtels im Bereich der Wulkamündung in Vergleich zu den anderen Testbereichen zu erkennen.

Im Porenwasser schwankt die Konzentration von PFOS von 1 bis 20 ng L^{-1} , während PFOA zwischen 23 und 57 ng L^{-1} gemessen wurde, d.h. in tendenziell höherer Konzentration als in der Wassersäule des Sees oder der Schilfbereiche.

Tabelle 18. Analyseergebnisse für poly- und perfluorierte Chemikalien (PFC) in Sedimentproben in den verschiedenen Bereichen. „Wulka Fluss“ umfasst den Standort WU6 vor Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel, der Bereich „Wulka SG“ umfasst die drei weiteren Standorte WU1–WU3 im Schilfgürtel.

Table 18. Results of the analyses for poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in sediment samples in the different lake areas. “Wulka Fluss” includes the site WU6 before the river enters the reed-belt, the area “Wulka SG” includes the three other sites WU1–WU3 in the reed belt.

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{ TM}$) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{ TM}$) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{ TM}$) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
PFOS	Wulka Fluss	0 / 0,25	0 / 0,25	-	1
	Wulka SG	0 / 0,04	0,25 / 0,50	0,11 / 0,26	7
	Mörbisch	0 / 0,004	0,51 / 0,51	0,09 / 0,23	9
	Illmitz	0 / 0,002	1,1 / 1,1	0,17 / 0,32	10
	Offener See	0,03 / 0,03	0,03 / 0,03	-	1
PFOA	Wulka Fluss	0 / 0,25	0 / 0,25	-	1
	Wulka SG	0 / 0,02	0,45 / 0,45	0,07 / 0,21	7
	Mörbisch	0 / 0,02	0,38 / 0,50	0,14 / 0,30	9
	Illmitz	0 / 0,01	0,56 / 0,56	0,13 / 0,28	10
	Offener See	0,07 / 0,07	0,07 / 0,07	-	1

Tabelle 19. Analyseergebnisse für sonstige organische Spurenstoffe in Sedimentproben in den verschiedenen Bereichen.

Table 19. Results of the analyses for other organic micropollutants in sediment samples in the different lake areas.

Stoff	Bereich	Minimum ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{ TM}$) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{ TM}$) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{ TM}$) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
Bisphenol A	Wulka	0 / 3	20 / 20	6 / 8,7	4
	Mörbisch	0 / 3	0 / 4	0 / 3,6	5
	Illmitz	0 / 3	4 / 8	0,7 / 4,3	6
4-Nonylphenol	Wulka	5 / 10	75 / 75	28 / 29	4
	Mörbisch	0 / 5	22 / 22	6,8 / 9,8	5
	Illmitz	0 / 5	36 / 36	10 / 14	6
Atrazin	Wulka	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Mörbisch	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Illmitz	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
Acesulfam-K	Wulka	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Mörbisch	0 / 5	0 / 5	0 / 5	2
	Illmitz	0 / 5	5 / 10	2,5 / 7,5	2

Die untersuchten **Metalle** Pb, Cu, Ni und Zn befinden sich im Sediment in einem Konzentrationsbereich von $\text{mg kg}^{-1}\text{ TM}$. Cd und Hg waren ebenso in einem messbaren Bereich, allerdings in niedrigeren Konzentrationen unter $1 \text{ mg kg}^{-1}\text{ TM}$ bzw. unter $0,15 \text{ mg kg}^{-1}\text{ TM}$. Die Minimal- und Maximalbewertungen sind in Tabelle 20 angeführt. Der Vergleich zwischen

den Konzentrationen in der obersten 5 cm-Schicht und in den unteren 20 cm ergab keinen signifikanten Unterschied. Es waren allerdings klare Unterschiede zwischen den Messstellen erkennbar, wie dies in Abb. 64 dargestellt ist. Für sämtliche Metalle wurden die höchsten Konzentrationen im Schilfbereich Illmitz an den isolierten Stellen IL3, IL8 und IL9 gemessen. Niedrigere Werte zeigen die am See gut angebundene Stelle IL2 und die Stelle IL3, wo das Sediment durch eine kleinere spezifische Oberfläche charakterisiert ist. In ähnlicher Weise zeigt die isolierteste Stelle im Schilfgürtelbereich Mörbisch (MO5) bis auf Ni tendenziell die höchsten Konzentrationen. Im Porenwasser war die Konzentration von Metallen im Durchschnitt sehr ähnlich wie in der Wassersäule.

Tabelle 20. Analyseergebnisse für Metalle in Sedimentproben in den verschiedenen Bereichen. „Wulka Fluss“ umfasst den Standort WU6 vor Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel, der Bereich „Wulka SG“ umfasst die drei weiteren Standorte WU1–WU3 im Schilfgürtel.

Table 20. Results of the analyses for metals in sediment samples in the different lake areas. “Wulka Fluss” includes the site WU6 before the river enters the reed-belt, the area “Wulka SG” includes the three other sites WU1–WU3 in the reed belt.

Stoff	Bereich	Minimum (mg kg ⁻¹ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Maximum (mg kg ⁻¹ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	Mittelwert (mg kg ⁻¹ TM) <i>Min./Max. Var.</i>	N° Proben
Blei	Wulka Fluss	17 / 17	17 / 17	-	1
	Wulka SG	10 / 10	15 / 16	13 / 13	7
	Mörbisch	14 / 14	25 / 25	17 / 17	11
	Illmitz	3,4 / 3,4	36 / 36	14 / 14	14
Cadmium	Wulka Fluss	0,22 / 0,22	0,22 / 0,22	-	1
	Wulka SG	0 / 0,14	0,23 / 0,30	0,15 / 0,19	7
	Mörbisch	0,21 / 0,21	0,5 / 0,5	0,28 / 0,28	11
	Illmitz	0,07 / 0,07	0,73 / 0,73	0,27 / 0,27	14
Kupfer	Wulka Fluss	18 / 18	18 / 18	-	1
	Wulka SG	7,6 / 7,6	23 / 23		7
	Mörbisch	14 / 14	31 / 31	17 / 17	11
	Illmitz	1,9 / 1,9	40 / 40	13 / 13	14
Nickel	Wulka Fluss	15 / 15	15 / 15	-	1
	Wulka SG	13 / 13	26 / 26	20 / 20	7
	Mörbisch	8,5 / 8,5	22 / 22	18 / 18	11
	Illmitz	3,6 / 3,6	19 / 19	12 / 12	14
Zink	Wulka Fluss	86 / 86	86 / 86	-	1
	Wulka SG	31 / 31	59 / 59	44 / 44	7
	Mörbisch	40 / 40	54 / 54	44 / 44	11
	Illmitz	9,4 / 9,4	66 / 66	36 / 36	14
Quecksilber	Wulka Fluss	0,06 / 0,06	0,06 / 0,06	-	1
	Wulka SG	0,02 / 0,02	0,06 / 0,06	0,03 / 0,03	7
	Mörbisch	0,04 / 0,04	0,1 / 0,1	0,05 / 0,05	11
	Illmitz	0 / 0,01	0,13 / 0,13	0,05 / 0,05	14

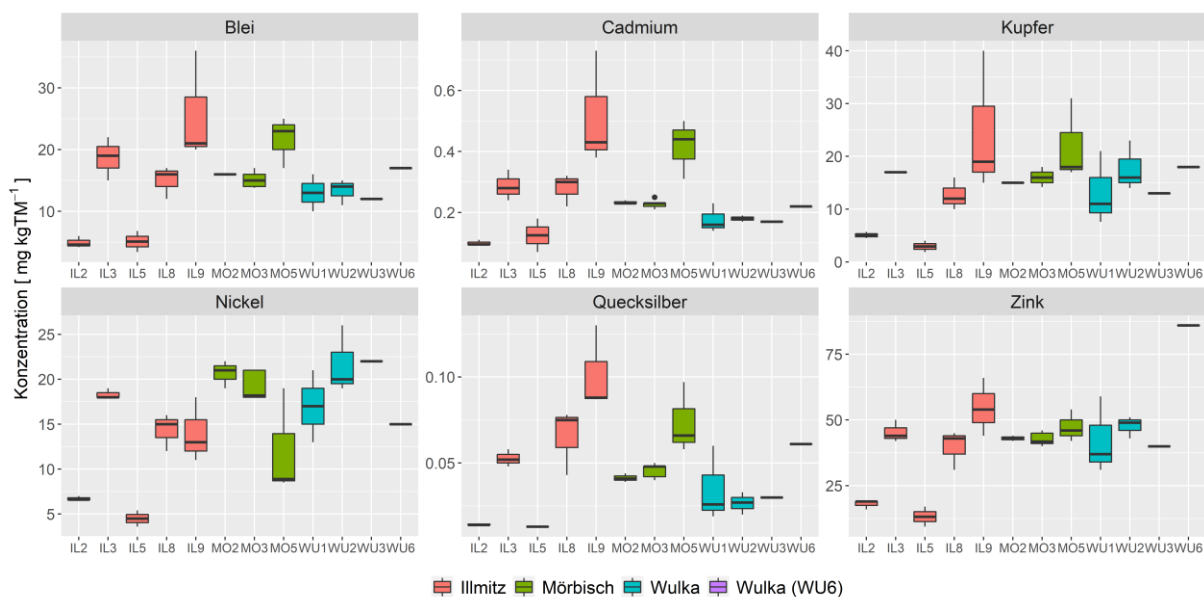


Abb. 64. Konzentrationswerte für Metalle (mg kg⁻¹ TM) in den Sedimentproben von den verschiedenen Testbereichen im Schilfgürtel und in der Wulka, bevor der Fluss den Schilfgürtel erreicht.

Figure 64. Concentration values for metals (mg kg⁻¹ DM) in sediment samples from the test areas and in the river Wulka, before it reaches the reed-belt.

5.3 Schlussfolgerungen

Conclusions

Im Zuge unterschiedlicher Untersuchungskampagnen wurde zwischen April 2017 und September 2019 eine Vielzahl von Metallen und organischen Spurenstoffen sowohl in der Wassersäule als auch im Sediment des Neusiedler Sees und ausgewählter Schilfbereiche (Wulkamündung, Mörbisch, Illmitz) untersucht. Auch wenn dieser Ausdruck umstritten ist, werden diese Stoffe in diesem Bericht generell gemeinsam als Schadstoffe bezeichnet. Eine Reihe von Stoffen konnte bei diesen Untersuchungen trotz der vielfach sehr geringen Konzentrationen im messbaren Bereich (>BG) nachgewiesen werden.

Das Ziel dieser Untersuchungen war es, Hinweise auf das Vorkommen und den Verbleib von Stoffen aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen und mit unterschiedlichen Einsatzbereichen sowie unterschiedlichem Umweltverhalten zu erhalten. Entsprechend wurden auch die Untersuchungsparameter ausgewählt. Eine Überwachung der Einhaltung der UQN der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer bzw. eine Untersuchung aller dort geregelten Stoffe war dagegen nicht die Aufgabe dieser Untersuchungen. Daher ist es auch nicht möglich, basierend auf den Messungen in diesem Projekt eine deutliche Aussage über die Überschreitung von UQN im Neusiedler See zu machen. Allerdings zeigt sich, dass neben den bekannten Problemen mit Quecksilber und PBDE in Biota die Belas-

tung mit PFOS, Fluoranthen, Benzo(a)pyren und anderen PAK mit hohem Molekulargewicht als kritisch in Hinblick auf eine mögliche Verfehlung der Qualitätsziele zu betrachten ist. Eine eindeutige Prüfung von Überschreitungen in der Wasserphase müsste über ein geeignetes Messprogramm mit 12 Messungen im Jahr und ausreichend genauer Analytik erfolgen.

Stoffe, die über die Zuflüsse oder den Niederschlag (bzw. die Deposition) in den See eingetragen werden, können dort unterschiedlichen Arten von Umweltverhalten unterworfen sein, welche durch unterschiedliche physikalische oder biologisch-chemische Prozesse reguliert werden. Es können 3 Fälle unterschieden werden:

- (i) **Ab- oder Umbau** des Ausgangsstoffs unter den Umweltbedingungen des Sees, womit eine Abreicherung des Ausgangsstoffs im Freiwasser gegeben ist. Allerdings kann es dabei zu einer Bildung von **Metaboliten** im See kommen.
- (ii) **Anreicherung im Freiwasser** des Sees durch den Überhang der Verdunstung über den Niederschlag;
- (iii) Gemeinsamer **Austrag mit Schwebstoffen** aus dem Freiwasser des Sees in den Schilfgürtel, Sedimentation und damit **Verlagerung** in die Sedimente oder direkte **Adsorption** an Sedimente des **Schilfgürtels**; in beiden Fällen kommt es zu einer Abreicherung im Freiwasser des Sees und einer Anreicherung im Sediment; einmal im Sediment des Schilfgürtels gespeicherte Stoffe können durch **Mobilisierung** wieder freigesetzt werden und zu einer internen Belastung des Freiwassers des Sees führen. Daneben können auch Mischformen dieser Hauptarten des Umweltverhaltens auftreten.

Wie bei Zessner *et al.* (2019) gezeigt wurde, können bereits durch Konzentrationsmessungen in der Wasserphase der Wulka bzw. deren Mündung, im See und dessen Schilfbereichen bzw. den Sedimenten dieser unterschiedlichen Bereiche erste Einschätzungen erfolgen, welchen der oben genannten Prozesse unterschiedliche Stoffe in See und Schilfgürtel unterliegen. Die Wulka ist der dominante Zufluss zum See. Persistente und gelöste Stoffe konzentrieren sich im See im Vergleich zu den Konzentrationen im Eintrag über die Wulka auf. Diese Aufkonzentrierung kann über das Verhältnis zwischen der Konzentration im See und der Wulka über einen Anreicherungsfaktor (*af*) beschrieben werden. Für Chlorid zum Beispiel konnten über die letzten 20 Jahre aufgrund des dreifachen Überhanges des Zuflusses über die Wulka über den Abfluss im Einserkanal ein *af* im See von ca. 3 festgestellt werden. Dieser Wert stimmt gut mit früheren Angaben von Berger & Neuhuber (1979) überein, die ein Anreicherungsfaktor von 2,77 (bzw. unter Annahme eines deutlichen Grundwasserzuflusses: 3,77) ermittelten.

Liegt also *af* >1 kann davon ausgegangen werden, dass eine Anreicherung im See (Fall (ii)) eine wesentliche Rolle spielt. Liegt *af* (in diesem Fall der Abreicherungsfaktor) <1, spricht

das dafür, dass im See Ab- oder Umbau (Fall (i)) oder Adsorption und Austrag über das Sediment (Fall (iii)) eine wesentliche Rolle spielen. Dabei kann zudem davon ausgegangen werden, dass Adsorption und Austrag nur dann zu diesen Prozessen beitragen, wenn Stoffe grundsätzlich adsorbierbar sind und daher in deutlichen Konzentrationen im Sediment gefunden werden. Für diese Stoffe ist auch ein Sonderfall denkbar, dass es zu einer Mobilisierung aus dem Sediment kommt und auf diesem Wege die Konzentrationen im See jene in der Wulka übersteigen und af wiederum >1 wird. Hinweise auf eine Mobilisierung aus dem Sediment können aus dem Vergleich zwischen den gelösten Konzentrationen in Seewasser und Wasserphase der Schilfbereiche gewonnen werden. Liegen die Konzentrationen in der Wasserphase des Schilfes deutlicher über jenen im See als es aufgrund der Aufkonzentrierung durch Verdunstung im Schilfgürtel begründet werden kann, so kann dies ein Hinweis auf eine Mobilisierung aus dem Sediment des Schilfgürtels sein. Aus diesen Überlegungen lässt sich nun eine grobe Kategorisierung für die Einschätzung des Verhaltens unterschiedlicher Stoffe im See ableiten.

- Stoffe, die nicht oder sehr schlecht im Sediment adsorbiert werden:
 - Fall i: $af < 1$: Der Stoff unterliegt deutlichen Ab- bzw. Umbauprozessen unter den Umgebungsbedingungen des Sees.
 - Fall ii: $af > 1$: Der Stoff ist weitgehend persistent im See. Dies führt zu einer Aufkonzentrierung in der Wasserphase.
- Stoffe, die deutlich im Sediment adsorbiert werden:
 - Fall iii a: $af < 1$: Stoffe werden über Schwebstoffe in das Sediment des Schilfgürtels eingetragen und dort gespeichert.
 - Fall iii b: $af < 1$: Stoffe werden durch Adsorption aus der gelösten Phase entfernt und an Sedimente des Schilfgürtels gebunden. Ein zusätzlicher Ab- bzw. Umbau kann dabei nicht ausgeschlossen werden.
 - Fall iii c: $af > 1$ und Konzentration der Wasserphase des Schilfgürtels ist deutlich höher als die Konzentration im See: Der Stoff wird aus dem Sediment mobilisiert und es kommt zu einer relevanten Sekundärbelastung des Sees aus dem Schilfgürtel.
 - Fall iii d: $af > 1$ und Konzentration der Wasserphase des Schilfgürtels ist geringer als die Konzentration im See: Eine Aufkonzentrierung im See kommt durch den Überhang der Verdunstung gegenüber dem Niederschlag zustande und die Adsorption im Schilfgürtel spielt nach wie vor eine Rolle.

Betrachtet man die Untersuchungsergebnisse, dann sieht man, dass eine Reihe der betrachteten Schadstoffe im Sediment in den verschiedenen Schilfgürtelbereichen in einem messbaren Messbereich gefunden wurde. Deutlich messbare Konzentrationen liegen vor allem für die PAK, Nonylphenol und Metalle vor. In sehr geringen, aber teilweise noch messbaren, Konzentrationen wurden auch PFOS und PFOA im Sediment gefunden. Vor allem für die ersten Gruppen spielt daher der Austausch mit dem Sediment eine große Rolle. Dies

kann zu einem Austrag aus der Wasserphase in das Sediment des Schilfgürtels führen. Daneben besteht aber auch die Möglichkeit, dass Stoffe aus diesem Lager von adsorbierten Schadstoffen wieder mobilisiert werden könnten und sie so eine potentielle interne Belastungsquelle für die Wasserqualität darstellen. Andere Stoffe, wie die untersuchten Arzneimittelrückstände, das Pestizid Atrazin oder der Süßstoff Acesulfam-K, werden nicht wesentlich am Sediment adsorbiert. Entfernungs- oder Austauschprozesse mit dem Sediment des Schilfgürtels spielen für diese Stoffe daher keine vorherrschende Rolle.

Zu der Gruppe von Stoffen, die nicht oder nur wenig adsorbiert bzw. auch nicht oder nur wenig ab- bzw. umgebaut werden, und die daher im Freiwasser angereichert werden, gehört der Pflanzenschutzmittel-Metabolit N,N-Dimethylsulfamid. Die Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Bezafibrat sowie die Komplexbildner EDTA, NTA und Benzotriazol oder der Pestizid Metabolit Chloridazon-Desphenyl sind im Gegensatz dazu Beispiele für Stoffe, die nicht in relevantem Umfang im Sediment adsorbieren, die aber deutlich aus dem Freiwasser des Sees entfernt werden. Hier dürfte daher der Ab- bzw. Umbau überwiegen.

Die PAK sind eine Stoffgruppe, bei der eine Adsorption an Feststoffe und eine Verlagerung in das Sediment des Schilfgürtels eine große Rolle spielen. Wie von Zessner et al. (2019) am Beispiel von Beonzo(a)pyren und Fluoranthen gezeigt werden konnte, spielt sich das vor allem bei der Durchströmung der Wulka durch den Schilfgürtels eine relevante Rolle, wenn durch Sedimentation der partikulär transportierten Anteile der PAK aus den Schwebstoffen zurückgehalten wird (*af* im Schilfgürtel der Wulkamündung ist < 1). Im Vergleich zwischen den Konzentrationen dieser Stoffe beim Eintrag über die Wulka in den See und den Konzentrationen in See bzw. dem Schilfgürtel bei Illmitz und Mörbisch ist für diese beiden PAK eine leichte Tendenz zum Anstieg zu erkennen (*af* in See und Schilfgürtel bei Illmitz und Mörbisch > 1). Eine Rücklösung und Mobilisierung aus dem Sediment erscheint daher ein möglicher Belastungspfad dieser Stoffe für das Freiwasser des Sees zu sein. Eine endgültige Beurteilung ist allerdings aufgrund der großen Anzahl von Messwerten in der Wasserphase an oder unter der Bestimmungsgrenze nicht möglich. Auch Schwermetalle werden ganz wesentlich an Schwebstoffe adsorbiert und über den Schwebstofftransfer aus dem See in das Sediment des Schilfbereichs verlagert. Trotzdem zeigen einige Schwermetalle eine deutliche Tendenz zu einer Erhöhung der Konzentration in der gelösten Phase im See gegenüber der Wulka (*af* im See > 1 bei Blei, Cadmium, Kupfer, Zink). Da die Konzentrationen der Wasserphase im Schilfgürtel geringer sind als im See, deutet dies eher auf eine Aufkonzentrierung im See (Fall (iiic)) hin, als dass derzeit eine umfassende Rücklösung aus dem Sediment stattfindet. Die PFC dürften eine Mittelstellung einnehmen, wo bei manchen Parametern eine Aufkonzentrierung stattfindet, aber auch eine Reduktion der Konzentrationen über Adsorption im Sediment des Schilfgürtels oder gewisser Ab- oder Umbau eine Rolle spielen können. Für PFOA kommt es zu einer deutlichen Anreicherung im Freiwasser

des Sees – *af* liegt deutlich über 1. Für PFOS liegt *af* dagegen deutlich unter 1. Wie im Teilbericht 6 Laborversuche gezeigt werden konnte (Teilbericht 6 „Laborversuche“, ist es nicht ausgeschlossen, dass bei der Entfernung von PFOS aus dem Freiwasser eine Adsorption an die Schilfsedimente eine Rolle spielt. Für beide Stoffe ist aufgrund der Messergebnisse allerdings auch ein gewisser Abbau oder Umbau zu kurzkettigen PFC nicht auszuschließen (siehe auch Zessner et al., 2019). Erste Untersuchungen von kurzkettigen PFC zeigen, dass eine Reihe der untersuchten Parameter im Mündungsbereich der Wulka im See und in der Wasserphase der Schilfbereiche nicht nachweisbar war. Von den Parametern mit messbaren Konzentrationen im See waren PFNA und PFHxA schon im Mündungsbereich der Wulka in derselben Konzentration wie im See messbar. PFPeS und PFHpA wurden im Wulkamündungsbereich dagegen gar nicht oder in deutlich geringerer Konzentration nachgewiesen als im See. Diese Untersuchungen deuten also auf eine Erhöhung im See hin. Die geringe Anzahl der bisherigen Untersuchungen an kurzkettigen PFC lässt hier aber derzeit noch keinen klaren Befund in Hinblick auf eine Aufkonzentrierung oder gar Bildung als Abbauprodukt zu.

Zusammenfassend können die untersuchten Stoffe nach einer ersten Einschätzung folgendem Verhalten in See und Schilfgürtel zugeordnet werden. Eine eindeutige Zuordnung ist allerdings für einige Stoffe (in Klammer dargestellt) derzeit noch nicht möglich:

Fall i (Ab/Umbau):

- Arzneimittelwirkstoffe: Carbamazepin, Diclofenac und Bezafibrat
- Komplexbildner EDTA, NTA und Benzotriazol
- Pestizid Metabolit: Chloridazon-Desphenyl
- (Süßstoff: Acesulfam K)
- (poly- und perfluorierten Chemikalien: PFOS)

Fall ii (Aufkonzentrieren durch Verdunstung):

- Pflanzenschutzmittel-Metabolit: N,N-Dimethylsulfamid
- poly- und perfluorierten Chemikalien: PFOA, PFPeS, PFHpA, (PFNA und PFHxA)
- (Süßstoff: Acesulfam K)

Fall iiia (Einbau ins Sediment):

- höhermolekulare PAK
- Metalle

Fall iiib (Adsorption):

- (poly- und perfluorierten Chemikalien: PFOS)

Fall iiic (Sekundärbelastung aus Sediment):

- (PAK: Benzo(a)pyren, Fluoranthen),

Fall iiid (Adsorption, zusätzlich Aufkonzentrieren im Freiwasser):

- (Metalle: Blei, Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium)

6 RESÜMEE

RÉSUMÉ

Die chemischen Untersuchungen im Rahmen des Projekts REBEN haben mit den Analysen zu den fünf Freilandkampagnen über einen Zeitraum von mehr als eineinhalb Jahren einen umfassenden und konsistenten Datensatz geschaffen, der unser Wissen um die Wasserqualität im Schilfgürtel des Neusiedler Sees wesentlich erweitert hat. Die Ergebnisse bestärken die AutorInnen auch in ihrer Einschätzung, dass der gewählte methodische Ansatz in diesem Projekt klug gewählt war und weitgehend reibungslos umgesetzt werden konnte.

Die Erhebungen schließen Wissenslücken, die im Zuge der letzten umfangreichen, nunmehr schon mehrere Jahrzehnte zurückliegenden Untersuchungen (Brossmann *et al.* 1984; Löffler 1979; Stalzer & Spatzierer 1987) nicht geschlossen werden konnten bzw. sich seitdem im Zuge der Veränderungen des Neusiedler Sees aufgetan haben (Wolfram *et al.* 2014; Wolfram & Herzig 2013).

Die Bedeutung der genannten Untersuchungen aus den 1970er und 1980er Jahren können einerseits als Grundlage für unser heutiges Verständnis um die physikalisch-chemischen Zusammenhänge im Neusiedler See kaum überschätzt werden, andererseits haben sich die Rahmenbedingungen über die letzten vier Jahrzehnte deutlich verändert. Die **Eintragssituation** von Nährstoffen wie auch Schadstoffen aus dem Wulka-Einzugsgebiet über den Schilfgürtel in den offenen See ist heute eine gänzlich andere als früher. Während die Phosphorfrachten zurückgegangen sind, hat die Zunahme von, in die Umwelt freigesetzten, Chemikalien zu einer vermehrten Relevanz und Betrachtung dieser Stoffe für den Neusiedler See geführt. Daneben erfuhr auch der See selbst und insbesondere der Schilfgürtel eine Veränderung über die letzten Jahrzehnte, so dass die Verhältnisse vor 40–50 Jahren nur eingeschränkt auf die heutige Situation übertragbar sind.

Das betrifft beispielsweise die einfache Frage nach der Art und dem Weg der **Durchströmung des Schilfgürtels durch die Wulka**. Natürliche Prozesse, aber auch Eingriffe in den Schilfgürtel (Kanalertüchtigungen) haben in der Vergangenheit zu hydrologischen Änderungen im Schilfgürtel Höhe Schützen/Geb. und Purbach geführt, sodass zu Beginn des Projekts – und auch nach Abschluss des Vorläuferprojekts GeNeSee – völlig unklar war, wo und wie die Wulka ihren Weg Richtung offenem See findet. Im Zuge des Projekts REBEN konnte anhand der hier vorgestellten chemischen Untersuchungen ein vermutlicher Hauptfließpfad identifiziert werden (Näheres dazu siehe Bericht 5 “Online-Sonden und Freilandversuche”). Die heute überwiegend lineare Durchströmung manifestiert sich unter anderem in der Sedimentcharakteristik. So wurden in Schilfkanälen, die vom Wulka-Unterlauf bereits

deutlich entfernt sind, auch Sande und Kiese am Sediment gefunden, die mit hoher Wahrscheinlichkeit im Zuge von Hochwasserereignissen aus der Wulka in den Schilfgürtel gelangt sind.

Eine in Hinblick auf die Wasserqualität wichtige Erkenntnis aus den durchgeführten Untersuchungen betrifft die Veränderung der physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wulka-Wassers beim Durchtritt durch den Schilfgürtel. In einer Reihe von Parametern unterschied sich das Wulkawasser an der Schilfkante zum offenen See (Messstelle WU1) weniger von der Wulka vor dem Eintritt in den Schilfgürtel (Messstelle WU4), als dies zu Beginn des Projekts vermutet worden war. Dennoch ist die Bedeutung des Schilfgürtels als Sedimentationsraum für Schwebstoffe und alle partikulär gebundenen Substanzen evident und unbestreitbar. Das betrifft auch den Gesamtphosphor, der zu einem nennenswerten Anteil aus der partikulären Fraktion besteht. Der partikuläre Phosphor wird mit der Verringerung der Fließgeschwindigkeit und der damit einhergehenden Ablagerung der Schwebstoffe bereits beim Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel absedimentiert und zurückgehalten. Er bleibt jedoch leicht mobilisierbar, was durch zwei wichtige Ergebnisse aus den vorliegenden Untersuchungen belegt ist: zum einen durch den relativ hohen Anteil an wasserlöslichem und reduktiv löslichem Phosphor im Sediment (vor allem im ersten Sedimentationsbereich an der landseitigen Schilfgürtelkante), zum anderen durch die Aufhöhung des gelösten Phosphors während des Durchströmens des Schilfgürtels.

Der Anstieg von Orthophosphat und gesamtem gelöstem Phosphor während der Durchströmung ist – wenn auch weniger stark ausgeprägt als bei früheren Aufnahmen aus den 1980er Jahren – statistisch signifikant und kann als Ergebnis einer Remobilisierung aus dem Schilfgürtel gesehen werden. Hervorzuheben ist, dass diese Rücklösung bei diffuser Durchströmung deutlicher ausfällt als bei einer (rascheren) linearen Durchströmung.

Die **Bereiche von Mörbisch und Illmitz** unterscheiden sich in physikalisch-chemischer erwartungsgemäß deutlich vom Schilfgürtel Höhe Wulka-Mündung, in manchen Aspekten auch untereinander, so z.B. hinsichtlich der Korngrößenverteilung oder den Phosphorbindungsformen des Sediments. Daneben differieren die Ionenverhältnisse in der Wassersäule der offenen Flächen im Schilfgürtel von Mörbisch und Illmitz, was interessante Fragen zur Sedimentneubildung aufwirft.

Ungeachtet dieser Unterschiede weisen die beiden Bereiche aber auch Ähnlichkeiten auf und lassen wiederkehrende zeitliche Muster und vergleichbare räumliche Gradienten erkennen. Das betrifft vor allem die Gradienten an partikulären und gelösten Substanzen, welche die prägende Bedeutung der Anbindung an den offenen See unterstreichen und Rückschlüsse auf die Aufkonzentration und Rücklösungsprozesse erlauben. Bemerkenswert ist dabei die hohe Übereinstimmung der Gradienten in der Wassersäule und im Sedi-

ment (z.B. Wassergehalt, Glühverlust, Phosphor-Bindungsformen). Während der Chemismus im Wasser kurzfristigen Veränderungen unterworfen ist, lassen die physikalisch-chemischen Verhältnisse im Sediment längerfristige Auswirkungen von Anbindung und Isolation, Eintrag und Austrag, Sedimentation und Remobilisierung erkennen.

In beiden Untersuchungsbereichen deuten die Messdaten auf einen Netto-Eintrag an partikulärem Material aus dem offenen See in seenahe Bereiche des Schilfgürtels hin. Die Sedimentdaten spiegeln diesen Eintrag und die damit einhergehende Ablagerung deutlich wider.

Nur auf Basis der vorliegenden Daten der fünf Kampagnen – das heißt noch vor Berücksichtigung der Erkenntnisse aus dem anlassbezogenen Messprogramm (Windereignis, Bericht 5), den Sonden-Messungen (Bericht 5) und der Modellierung (Bericht 1) – konnte die Bedeutung der Stärke von Winden und Seiche-Bewegungen nachgewiesen werden, welche die „Eindringtiefe“ von Seewasser in den Schilfgürtel bestimmt und zugleich auch die Grenzen des Austausches zwischen See und inneren Schilfgürtelbereichen aufzeigt. Das gilt nicht nur für den Eintrag an (primär partikulär gebundenen) Stoffen, sondern auch für den Austrag von gelösten Inhaltsstoffen. Hinweise darauf geben vor allem die Nährstoffanalysen, vergleichbare Prozesse können aber auch für adsorbierte und remobilisierte Schadstoffe angenommen werden. Dies ist hinsichtlich der Bewertung des chemischen Zustands von Bedeutung, der zwar nicht Teil der Untersuchungen und Aufgabe des Projekts REBEN war; die Analysen zeigen jedoch Belastungen einzelner Schadstoffe auf, die eine Verfehlung der Qualitätsziele gemäß EU-WRRL zumindest möglich erscheinen lassen.

Neben der Vielzahl neuer Erkenntnisse blieben einige Fragen offen bzw. haben die Untersuchungen neue Fragen aufgeworfen, so zum Beispiel:

- Unterschiede der Sedimentneubildung und im Sedimentationsverhalten zwischen Ost- und Westufer bzw. generell zwischen verschiedenen Teilbereichen des Sees (auch nicht untersuchter Gebiete im Norden bzw. im Nationalpark an der österreichisch-ungarischen Grenze)
- Abbauvorgänge direkt an der (sehr variablen) Land-Wasser-Grenze unter Berücksichtigung der wechselnden Überstauung und Durchlüftung des Sediments
- Die Rolle anderer Nährstoffe neben Phosphor als wachstumslimitierende und damit Wasserqualität bestimmende Elemente (v.a. Stickstoff)
- Die Bedeutung von bei einem Ab- bzw. Umbau von Schadstoffen allenfalls entstehenden Metaboliten
- Das langfristige Verhalten der Schilfsedimente als Speicher für Schadstoffe
- Die kurzfristigen und langfristige Auswirkungen von Maßnahmen im Schilfgürtel wie der Ertüchtigung von Kanälen und Baggerungen im Schilf-Offensee-Übergangsbereich auf die Nährstoff- und Schadstoffremobilisierung

7 LITERATUR

LITERATURE

Ágoston-Szabó, E. & M. Dinka, 2006. Changes in sediment and sediment interstitial water characteristics in Lake Fertő/Neusiedler See. *Opusc Zool Budapest* 35:3-17.

Anon., 1971. Neusiedlersee: Sedimentuntersuchungen (Gutachten Seebrücke 1070/71). Biologische Station Neusiedler See, Neusiedl.

Berger, F. & F. Neuhuber, 1979. The hydrochemical problem. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe *Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston - London, 89-99.

Boström, B., 1984. Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int Rev ges Hydrobiol* 69:454-474.

Boström, B., J. M. Andersen, S. Fleischer & M. Jansson, 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170:229-244.

Boström, B., M. Jansson & C. Forsberg, 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch Hydrobiol, Ergebn Limnol* 18:5-59.

Brossmann, H., K. Burian, H. Dobesch, M. Dvorak, W. von der Emde, B. Grillitsch, H. Grillitsch, A. Grüll, A. Gunatilaka, R. Hacker, L. Hammer, O. Hammer, B. Hofbauer, E. Kusel-Fetzmann, H. Löffler, R. Maier, H. Malissa, N. Matsché, H. Metz, F. Neuwirth, A. Nikoopour, M. Pimminger, F. Plahlwabnegg, H. Puxbaum, J. Ripfel, R. Sezemsky, H. Siehardt, G. Spatzierer, W. Stalzer, G. Teuschl, H. Waidbacher, U. Wenninger, P. Zahradnik & E. Zwicker, 1984. Forschungsbericht 1981-1984. Bundesministerien für Wiss. & Forsch. & Gesundheit & Umweltschutz, Land Burgenland.

Carey, C. & E. Rydin, 2011. Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnol Oceanogr* 56(6):2051–2063.

Chen, X., L. Yang, L. Xiao, A. Miao & B. Xi, 2012. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *Journal of Freshwater Ecology* 27(2):243-258 doi:10.1080/02705060.2011.644405.

Clara, M., A. Amann, O. Gabriel, G. Hochedlinger, M. Humer, F. Humer, K. Kittlaus, S. Kulcsar, C. Scheffknecht, H. Trautvetter, M. Zessner & O. Zoboli, 2019. STOBIMO Spurenstoffe, Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus. Endbericht in Vorb., Wien.

Clara, M., A. Draxler & K. Deutsch, 2015. Fisch-Untersuchungsprogramm 2013: GZÜV Untersuchungen. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Csaplovics, E., G. Király, I. Korner, A. Lang, I. Márkus, E. Nemeth, V. Tóth, G. Wolfram & S. Zech, 2014. Schilf - Schutz, Nutzung, Perspektiven. In Wolfram, G., L. Déri & S. Zech (eds) *Strategiestudie Neusiedler See - Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien - Szombathely*, pp. 178-188.

- de Vicente, I., V. Amores & L. Cruz-Pizarro, 2006. Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interaction? *Limnetica* 25(1-2):253-270.
- Dinka, M., 1989. Über den Phosphorgehalt des Sediments im Neusiedler See. BFB-Bericht 71:89-93.
- Donabaum, K., 1992. The chlorophyll-a content of planctonic algae – investigations in batch and continuous cultures. Dissertation, Universität Wien.
- EURACHEM/CITAC, 2004. Ermittlung der Messunsicherheit bei analytischen Messungen, 2. Auflage (Internetversion). <http://www.eurolab-d.bam.de> Accessed 4. Oct 2017.
- Farahad, A. Z. & H. Nopp, 1966. Über die Bodenatmung im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Sitz Ber Österr Akad Wiss Math-Naturw Klasse 175:237-255.
- Fußmann, D., A. von Hoyningen-Huene, A. Reimer, D. Schneider, H. Babková, R. Peticzka, A. Maier, G. Arp, R. Daniel & P. Meister, 2020. Authigenic formation of Ca–Mg carbonates in the shallow alkaline Lake Neusiedl, Austria. *Biogeosciences* 17:2085-2106 doi:10.5194/bg-17-2085-2020.
- Gabriel, O., K. Schilling, M. Zessner, M. Pannonhalmi, L. Sutheo, M. Kovács, I. Toth, A. Clement, T. Karches, F. Szilagyi, T. Kramer, J. Jozsa, G. Wolfram, K. Ruzicska & S. Hintermaier, 2012. Neusiedler See - Ökodynamische Rehabilitation. Betrachtungen zur Wasserqualität der Raab. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 – Wasser und Abfallwirtschaft, Wien, Budapest, Győr, 189 pp.
- Golterman, H. L., 1998. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia* 364:75-81.
- Gunatilaka, A., 1978. Role of seston in the phosphate removal of Neusiedlersee. *Verh Internat Verein Limnol* 20:986-991.
- Gunatilaka, A., 1986. Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees - Auswirkungen des Grünschnittes. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 72:223-310.
- Haider, S., 1983. Der Einfluss von Hochwasserereignissen auf die Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees am Beispiel der Wulka. Dipl.arb. Univ. f. Bodenkultur Wien.
- Håkanson, L., 2003. Quantifying burial, the transport of matter from the lake biosphere to the geosphere. *Int Rev Hydrobiol Syst Beih* 88:539-560 doi:10.1002/iroh.200310602.
- Herzig, A., 1990. Die limnologische Entwicklung des Neusiedler Sees. In: Internat Symposium "Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseenlandschaften Bodensee - Neusiedler See - Balaton", Pamhagen (Bgld.), 24.-27.4. 1990. AGN, p 91-97.
- Hieltjes, A. & L. Lijklema, 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J envir Qual* 9:405-407.
- Holtan, H., L. Kamp-Nielsen & A. O. Stuanes, 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia* 170:19-34.
- Istvanovics, V. & S. Herodek, 1985. Phosphorus fractions and their mobility in sediments from Neusiedlersee. BFB-Bericht 55:19-26.

- Jungwirth, M., 1979. The superficial sediments: their characterization and distribution. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston – London, 139-144.
- Krachler, R., 2006. Neusiedler See - Ökodynamische Rehabilitierung: Wasserchemische Aspekte. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Landeswasserbauamt Schützen am Gebirge, Wien, 49 pp.
- Krachler, R., J. Geiger & R. Krachler, 2005. Wasserchemische Aspekte einer Dotierung des Neusiedlersees mit Donau-Uferfiltrat. Burgenländische Heimatblätter 67:105-116.
- Legler, C., 1988. Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, VEB Gustav Fischer Verlag.
- Liu, D., Q. Fan, D. Papineau, N. Yu, Y. Chu, H. Wang, X. Qiu & X. Wang, 2020. Precipitation of protodolomite facilitated by sulfate-reducing bacteria: The role of capsule extracellular polymeric substances. Chemical Geology 533:119415 doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.119415>.
- Löffler, H., 1979. Neusiedlersee the limnology of a shallow lake in Central Europe. Dr. W. Junk bv Publishers, De Hague, X, 543 S., 1 Faltaf., 18 S. Taf.
- Lorenzen, C. J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrometric equations. Limnology & Oceanography 12:343-346.
- Magyar, N., I. G. Hatvani, I. K. Székely, A. Herzig, M. Dinka & J. Kovács, 2013. Application of multivariate statistical methods in determining spatial changes in water quality in the Austrian part of Neusiedler See. Ecological Engineering 55:11 doi:[dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.005](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.005).
- Messer, J. & P. L. Brezonik, 1983. Comparison of denitrification rate estimation techniques in a large, shallow lake. Water Research 17(6):631-640 doi:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90232-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90232-4).
- Metz, H., 1984. Zur Phosphor- und Stickstoffsituation im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wissenschaftlichen Arbeiten aus dem Burgenland 72:311-339.
- Preisinger, A., 1979. Sediments. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston – London, 131-138.
- Psenner, R., B. Boström, M. Dinka, K. Pettersson, R. Pucsko & M. Sager, 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Arch Hydrobiol, Ergebn Limnol 30:98-103.
- Psenner, R., R. Pucsko & M. Sager, 1984. Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch Hydrobiol Suppl 70:111-155.
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. URL: <http://www.R-project.org>, Vienna, Austria.
- Sachs, L., 1982. Statistische Methoden, 5. Aufl. Springer Verlag, Berlin - Heidelberg.
- Schiemer, F., 1978a. A contribution to the phenology of chironomids in Neusiedlersee. Acta Universitatis Carolinae - Biologica 1978:217-226.

- Schiemer, F., 1978b. Verteilung und Systematik der freilebenden Nematoden des Neusiedlersees. *Hydrobiologia* 58(2):167-194.
- Schiemer, F., 1979. The benthic community of the open lake. In Löffler, H. (ed) *Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague – Boston – London, 337-384.
- Schroll, E., 1979. Electron microscopic investigations of the mud sediments. In Löffler, H. (ed) *Neusiedlersee - the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae* 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague - Boston – London, 145-150.
- Schroll, E. & P. Wieden, 1960. Eine rezente Bildung von Dolomit im Schlamm des Neusiedler Sees. *Tschermaks Min Petr Mitt* 3(7):286-289.
- Stalzer, W. & G. Spatzierer, 1987. Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Sedimentverfrachtung. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 77:93-226.
- Stalzer, W., G. Spatzierer & U. Wenninger, 1986. Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 72:125-187.
- Stojanovic, A., D. Kogelnig, B. Mitteregger, D. Mader, F. Jirsa, R. Krachler & R. Krachler, 2009. Major and trace element geochemistry of superficial sediments and suspended particulate matter of shallow saline lakes in eastern Austria. *Chemie der Erde* 69:223-234.
- Von der Emde, W., N. Matsché & F. Plahl-Wabnegg, 1986. Der Einfluss von Hochwasserereignissen auf die Nährstoffbelastung der Wulka und deren Auswirkungen auf die Stoffumsetzungen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 72:91-121.
- Wolfram, A., M. Großschartner & H. Krisa, 2015. *Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees: Lebensraum für Kleinlebewesen und Fische*. Naturschutzbund Burgenland, Eisenstadt.
- Wolfram, G., 1993. Untersuchung der benthischen Lebensgemeinschaft des Neusiedler Sees. Dipl.arb. Univ. Wien.
- Wolfram, G., 1994. Impact of sediment structure and water chemistry on chironomids (Diptera: Chironomidae) of a shallow alkaline lake (Lake Neusiedl, Austria). Paper presented at the 3rd Internat Congr Dipterology, Guelph (Canada).
- Wolfram, G., 1996. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). *Hydrobiologia* 318(1-2):103-115.
- Wolfram, G., L. Déri & S. Zech, 2014. Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien - Szombathely, 246 pp.
- Wolfram, G. & A. Herzig, 2013. Nährstoffbilanz Neusiedler See. *Wiener Mitteilungen* 228:317-338.
- Zessner, M., O. Zoboli, D. Reif, A. Amann, E. Sigmund, G. Kum, Z. Saracevic, E. Saracevic, S. Kittlaus, J. Krampe & G. Wolfram, 2019. Belastung des Neusiedler Sees mit anthropogenen Spurenstoffen: Überlegungen zu Herkunft und Verhalten. *Österr Wasser- und Abfallw* doi:<https://doi.org/10.1007/s00506-019-00623-1>.

8 ANHANG

ANNEX

8.1 Detailgrafiken zu den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern

Detail figures of the general physico-chemical parameters

Zu den Parametern Gesamtschwebstoffe, gelöster Phosphor und Nitrat siehe Kap. 3.3.2

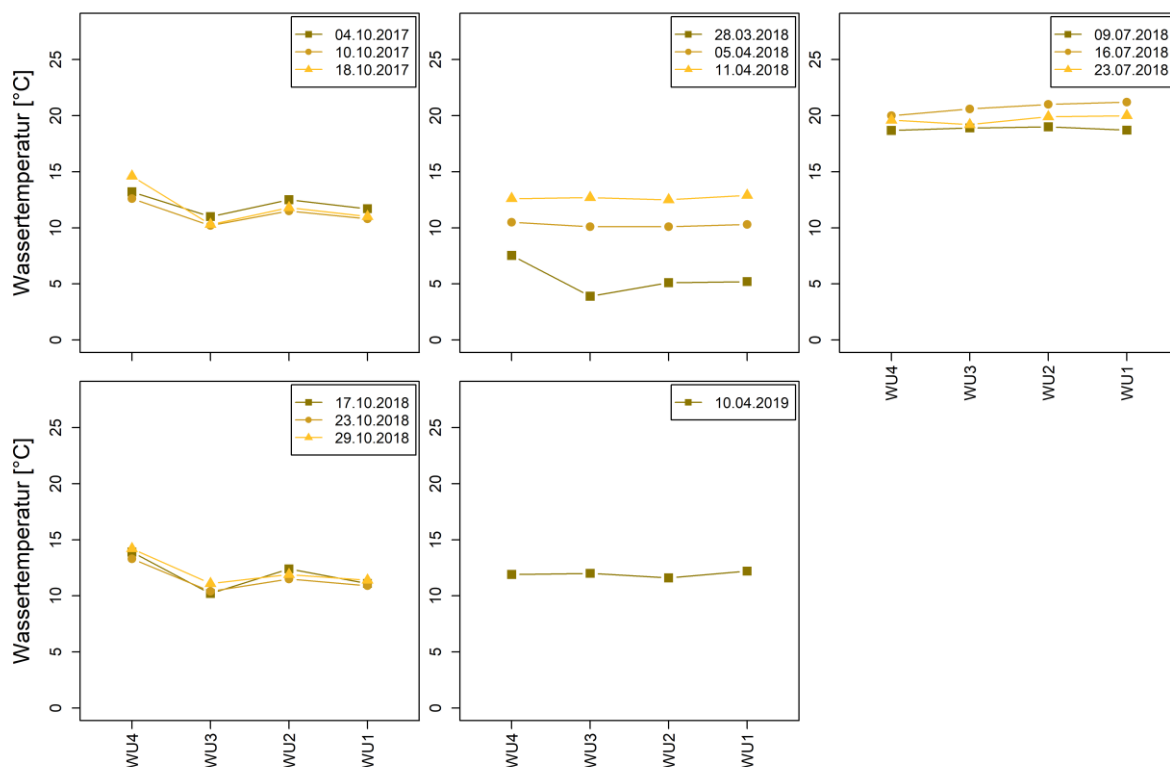


Abb. 65. Wassertemperatur entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 65. Water temperature along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

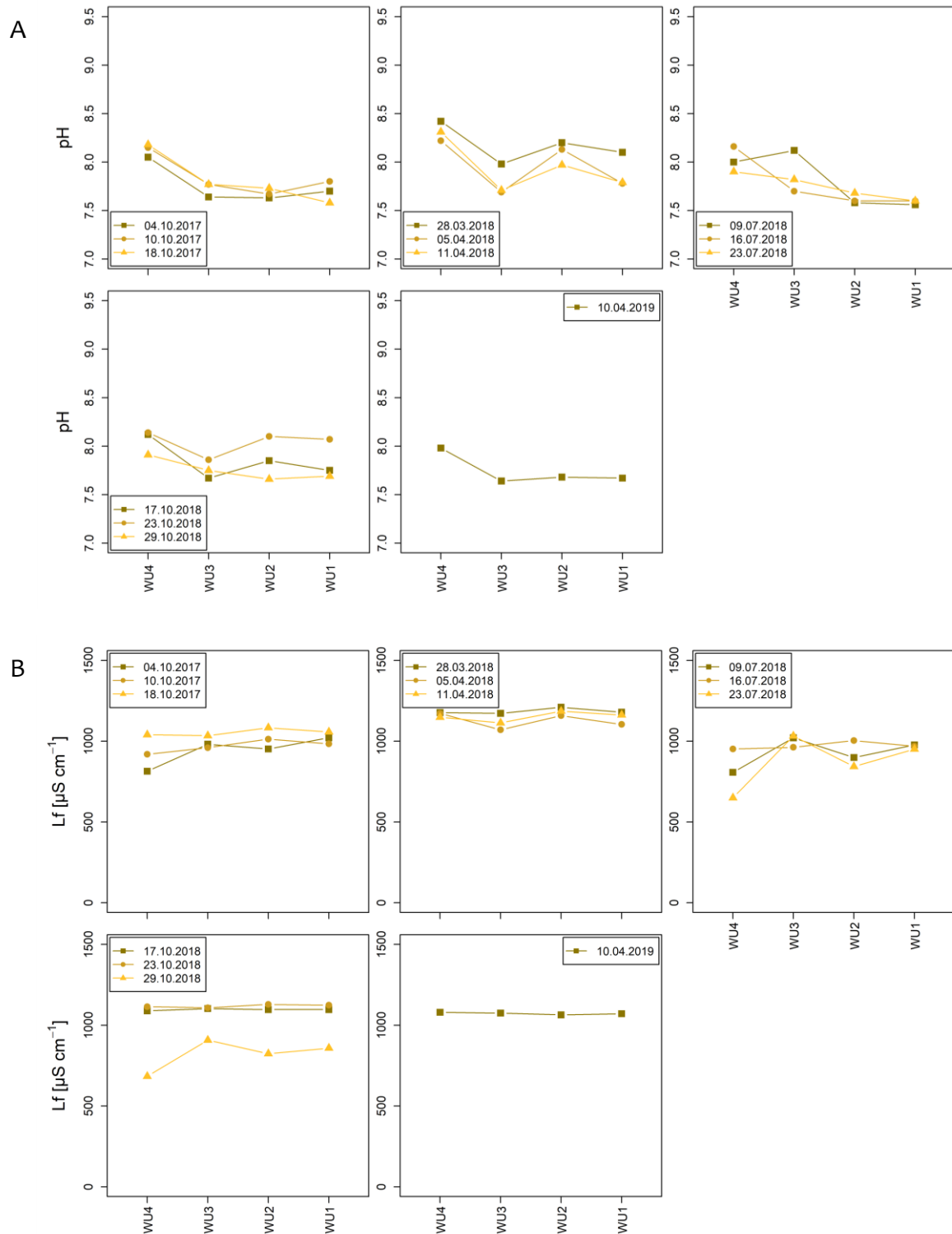


Abb. 66. pH-Wert (A) und elektrische Leitfähigkeit (B) entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 66. pH value (A) and electric conductivity (B) along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

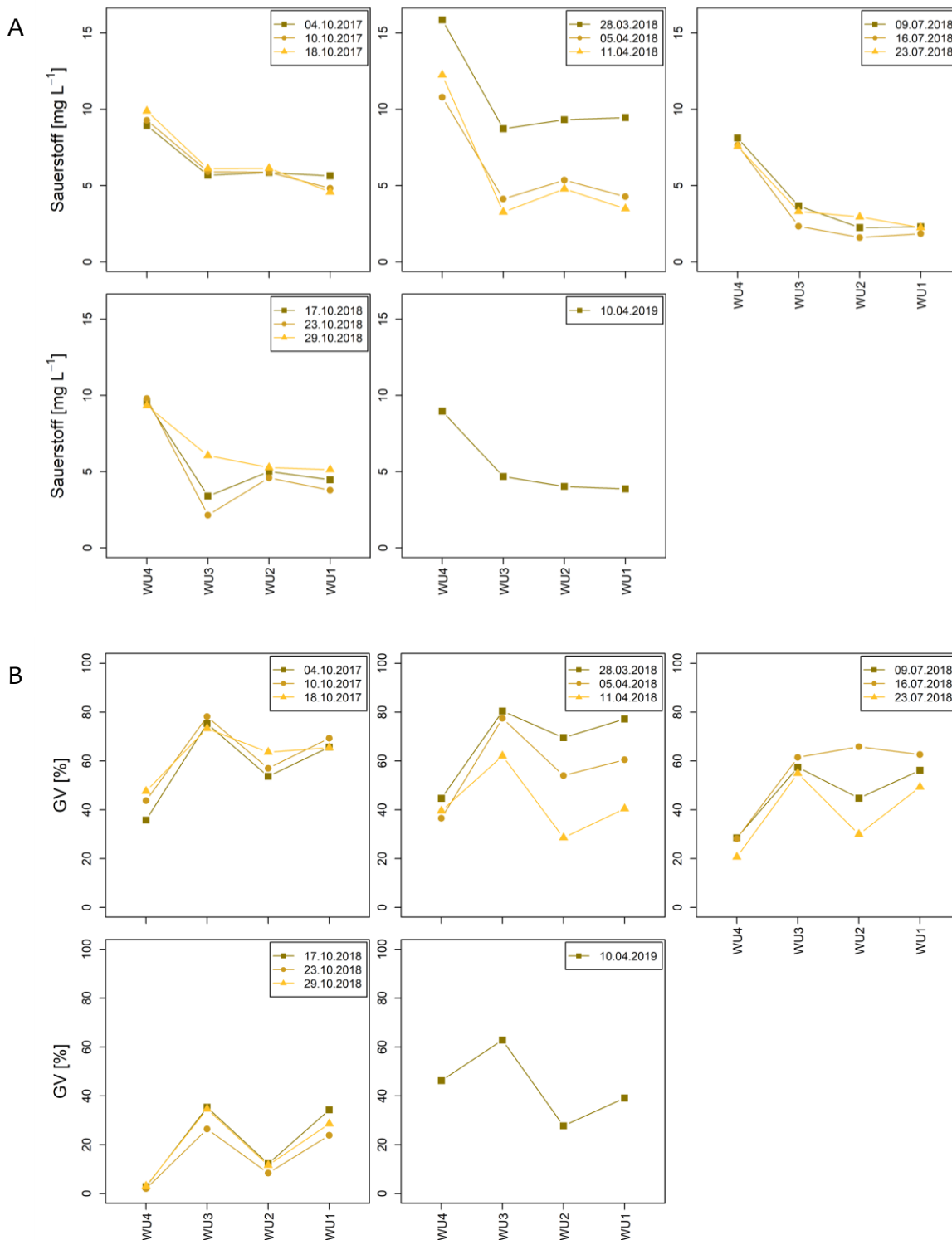


Abb. 67. Sauerstoff-Konzentration (A) und Glühverlust der Schwebstoffe (B) entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 67. Oxygen concentration (A) and loss of ignition of the suspended solids (B) along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

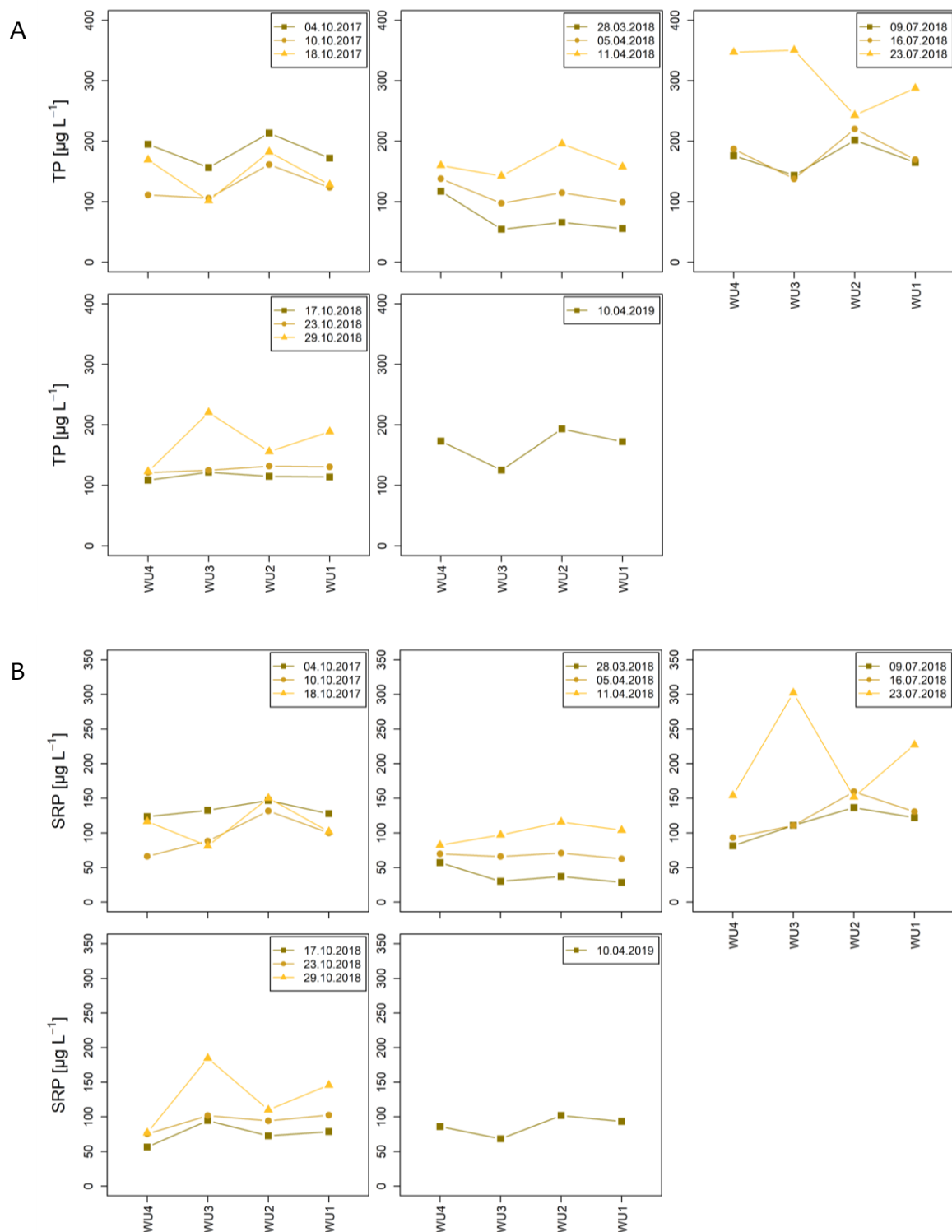


Abb. 68. Konzentration von Gesamtphosphor (A) und gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 68. Concentration of total phosphorus (A) and soluble reactive phosphorus (SRP) along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

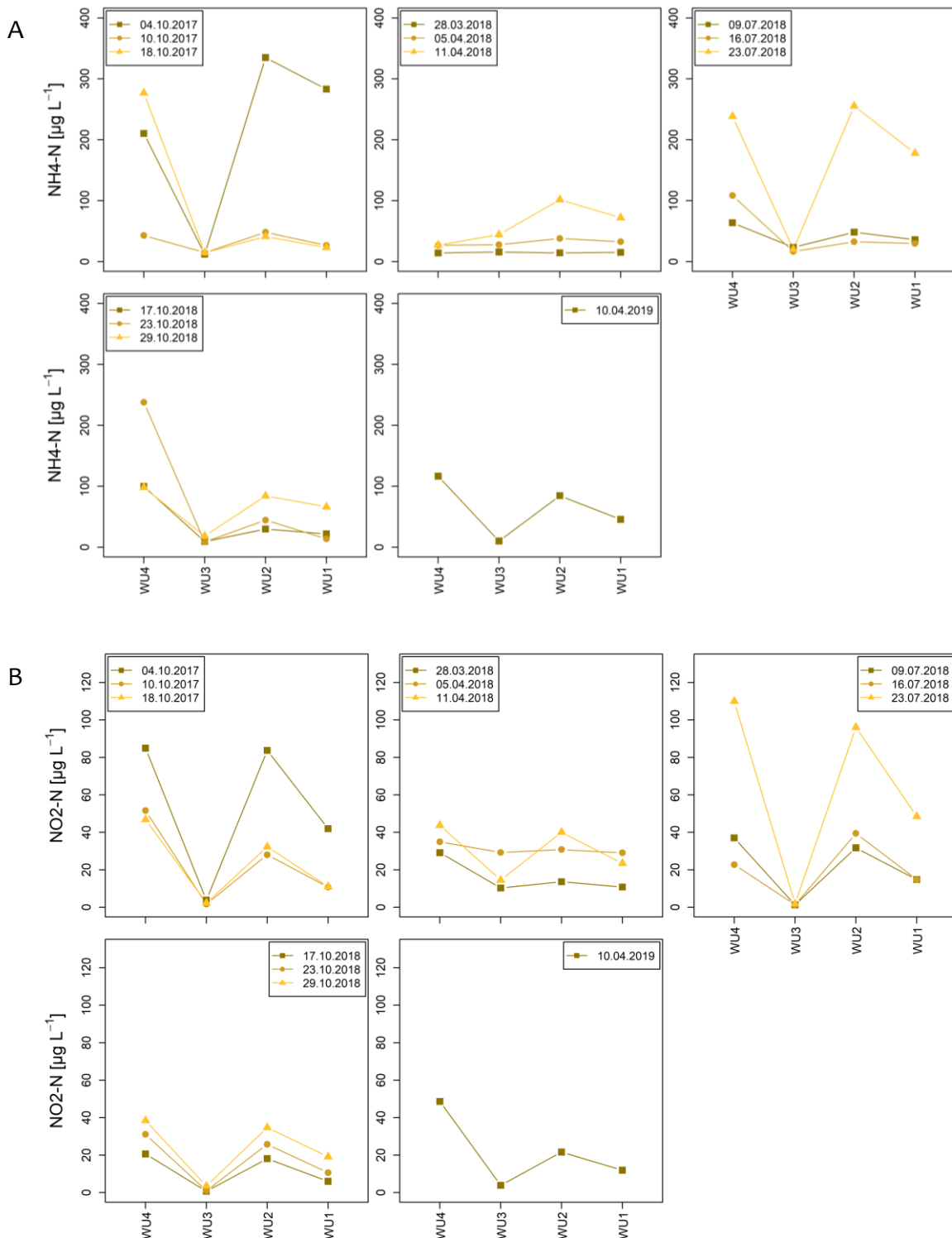


Abb. 69. Ammonium-N- (A) und Nitrit-N-Konzentration (B) entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 69. Ammonium-N (A) and nitrite-N concentration (B) along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

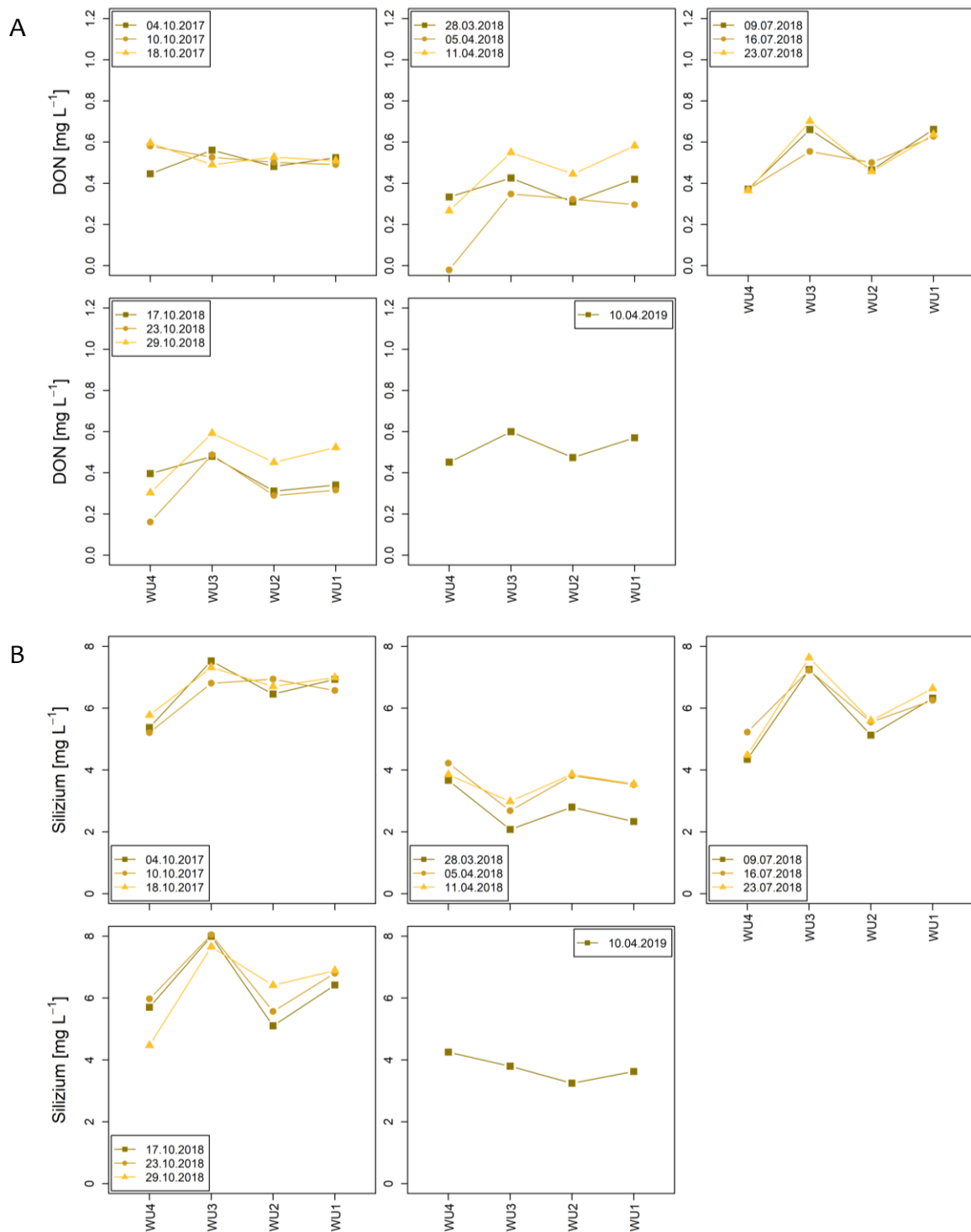


Abb. 70. Konzentration von gelöstem organischem Stickstoff (A) und Silizium (B) entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 70. Concentration of dissolved organic nitrogen (A) and silicon (B) along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

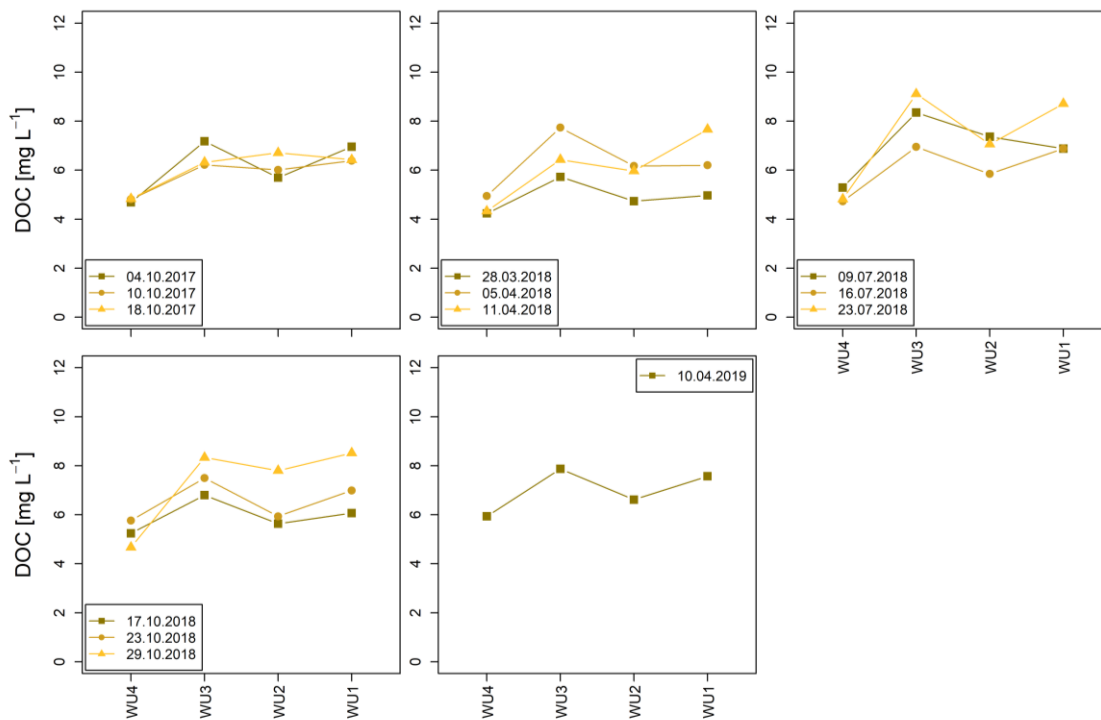


Abb. 71. DOC-Konzentrationen entlang eines Transekts von der Wulka Richtung offener See an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 71. DOC concentration along a transect from the river Wulka towards the open lake at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

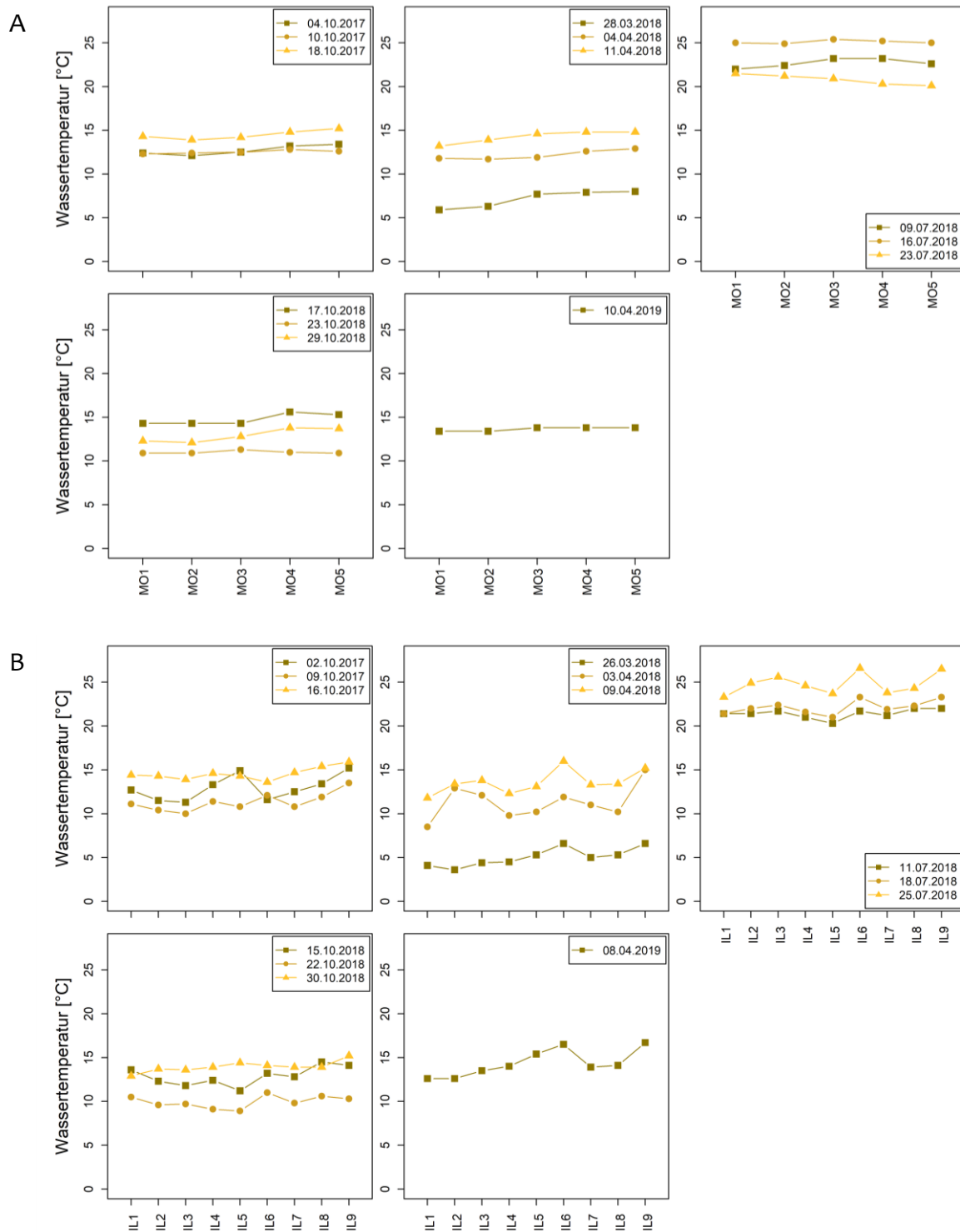


Abb. 72. Wassertemperatur entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 72. Water temperature along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

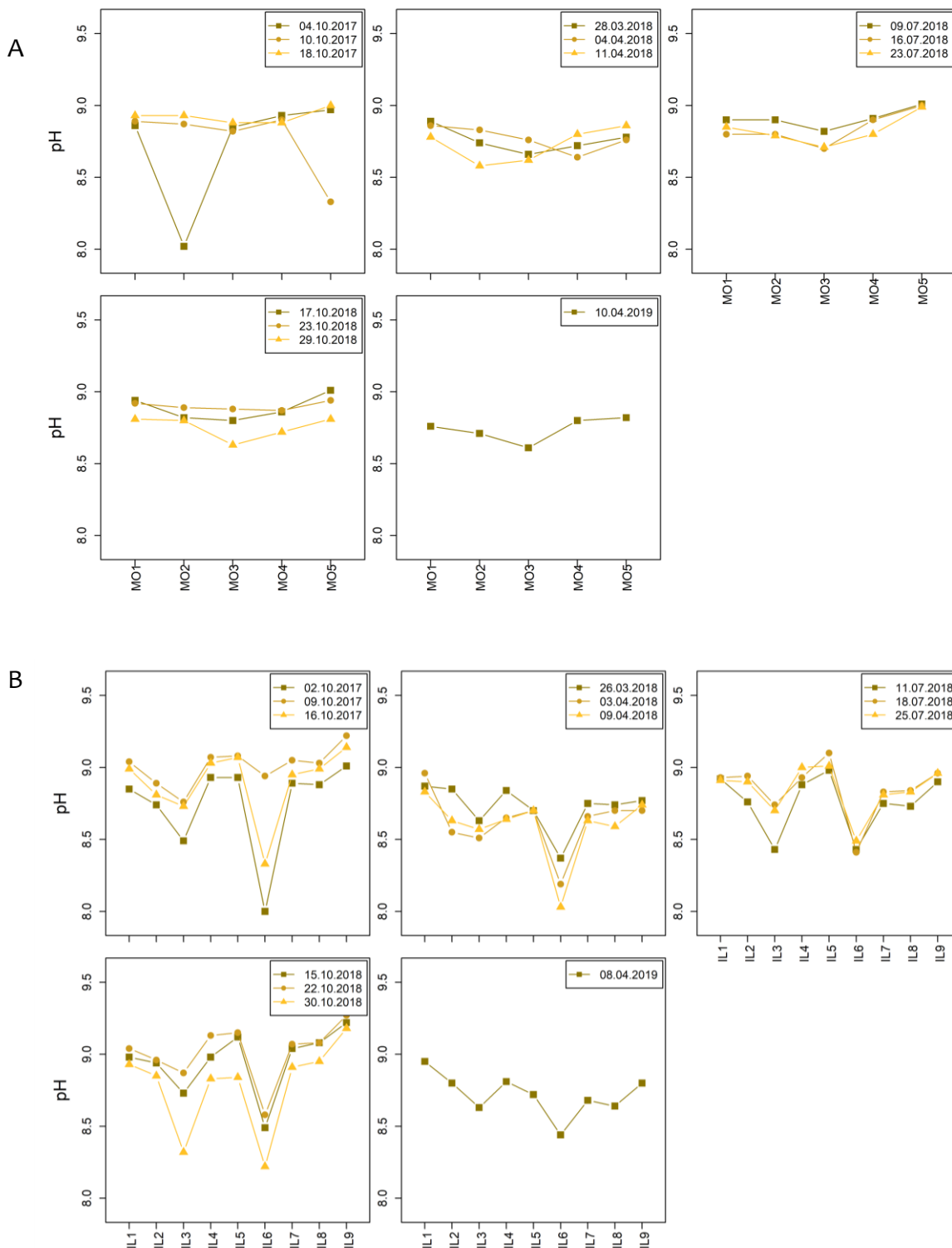


Abb. 73. pH-Wert entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 73. pH value along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

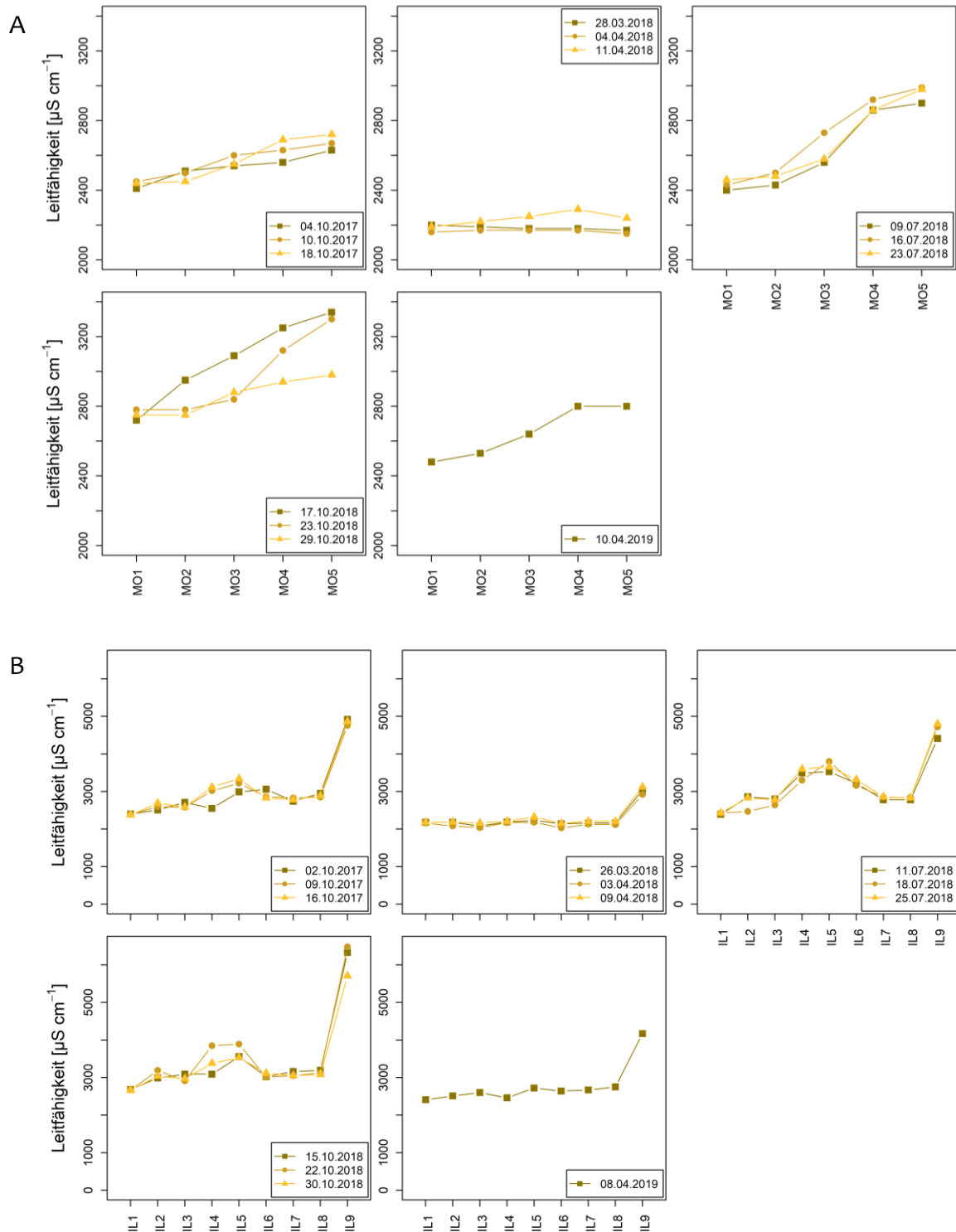


Abb. 74. Elektrische Leitfähigkeit entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 74. Electric conductivity along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

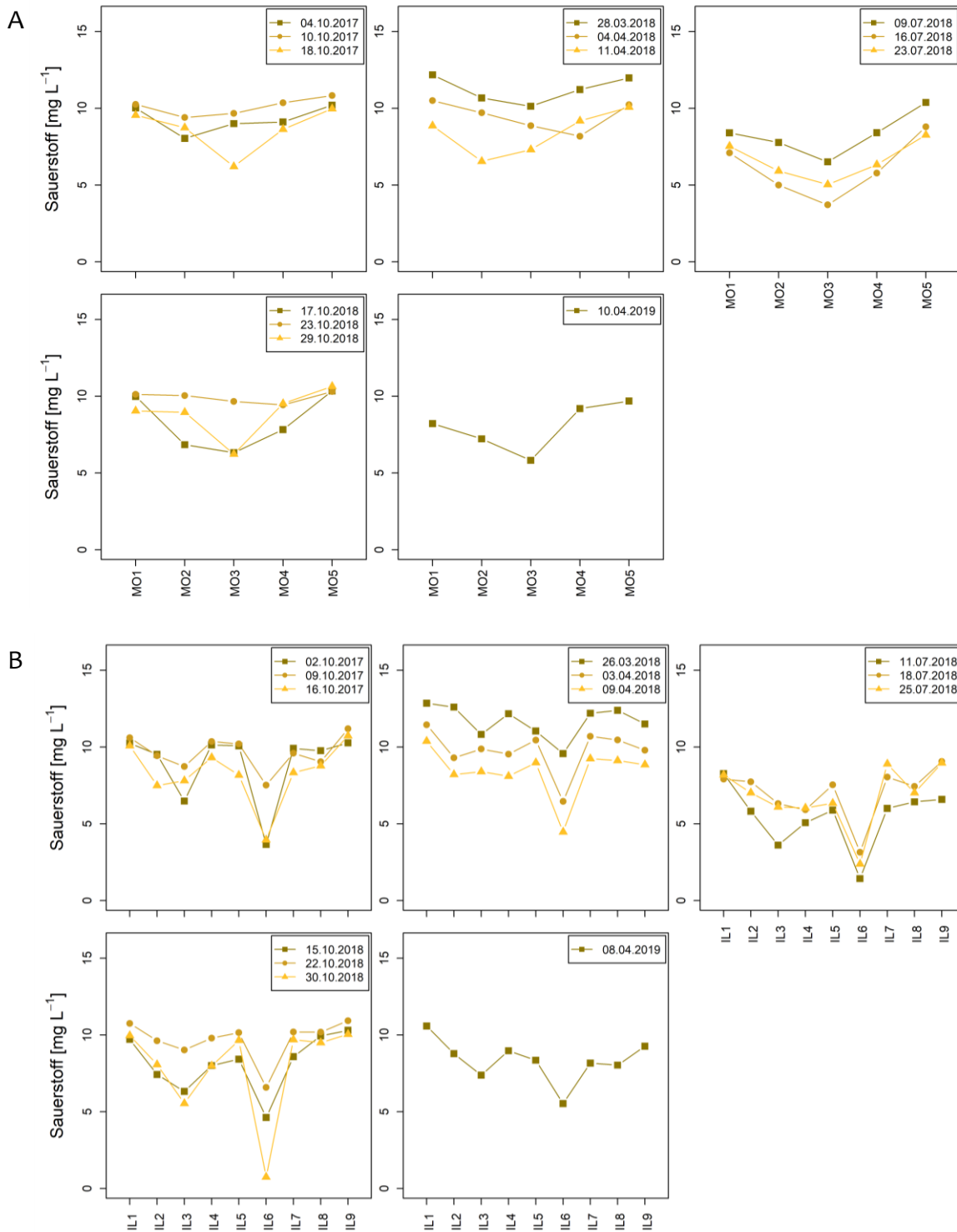


Abb. 75. Sauerstoff-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 75. Oxygen concentration along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

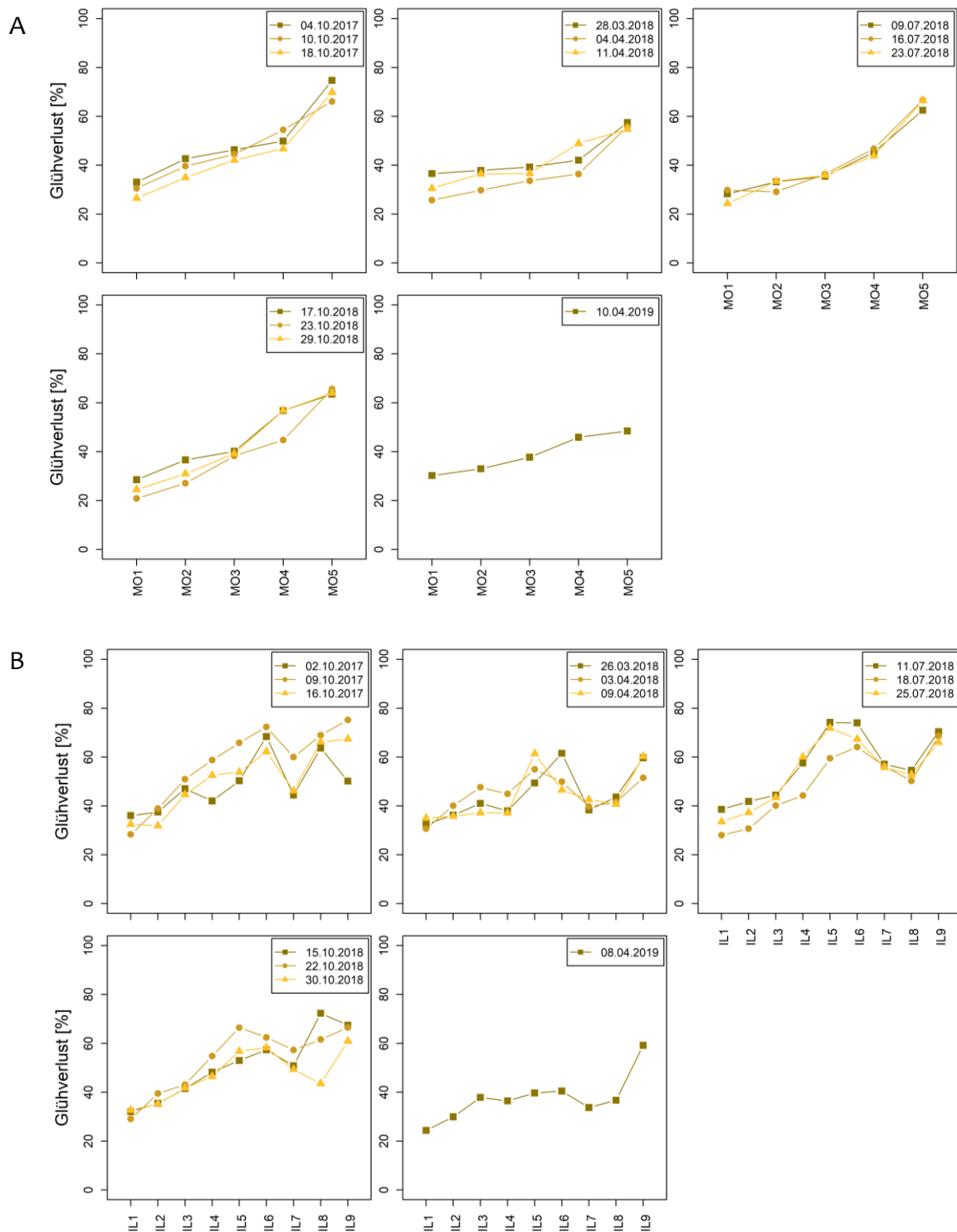


Abb. 76. Glühverlust der Schwebstoffe entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 76. Loss of ignition of the suspended matter along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

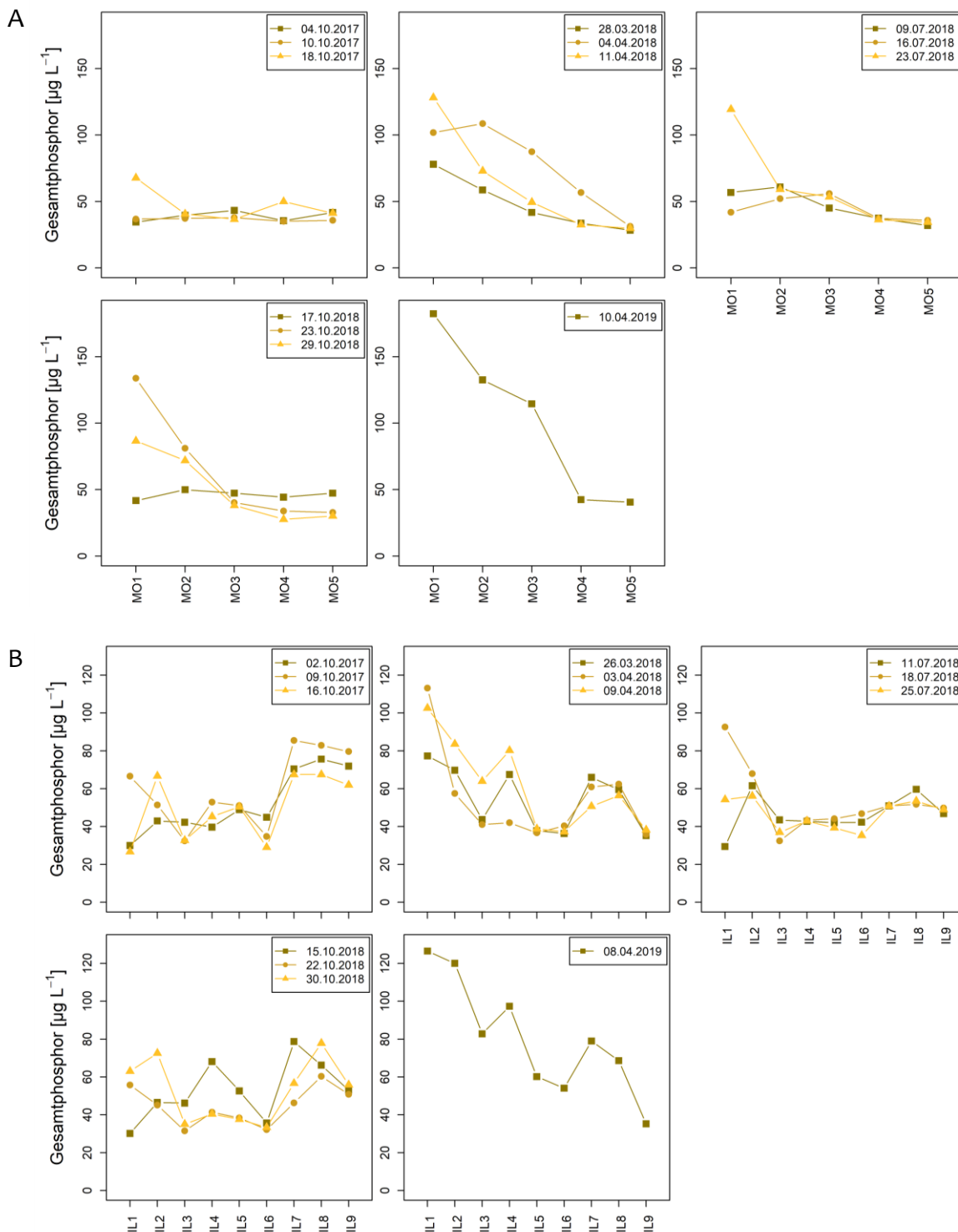


Abb. 77. Gesamtphosphor-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 77. Total phosphorus concentration along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

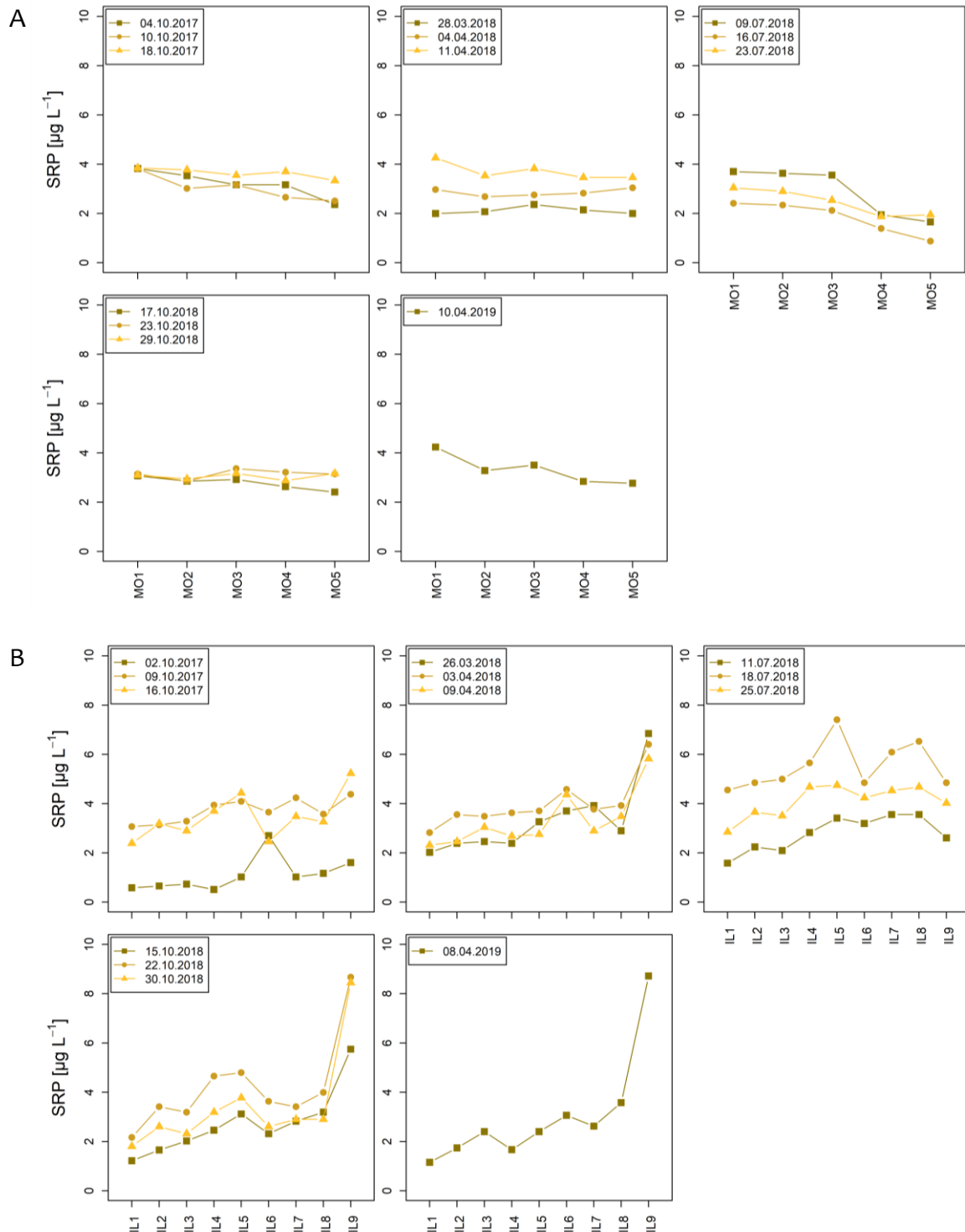


Abb. 78. Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 78. Concentration of soluble reactive phosphorus (SRP) along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

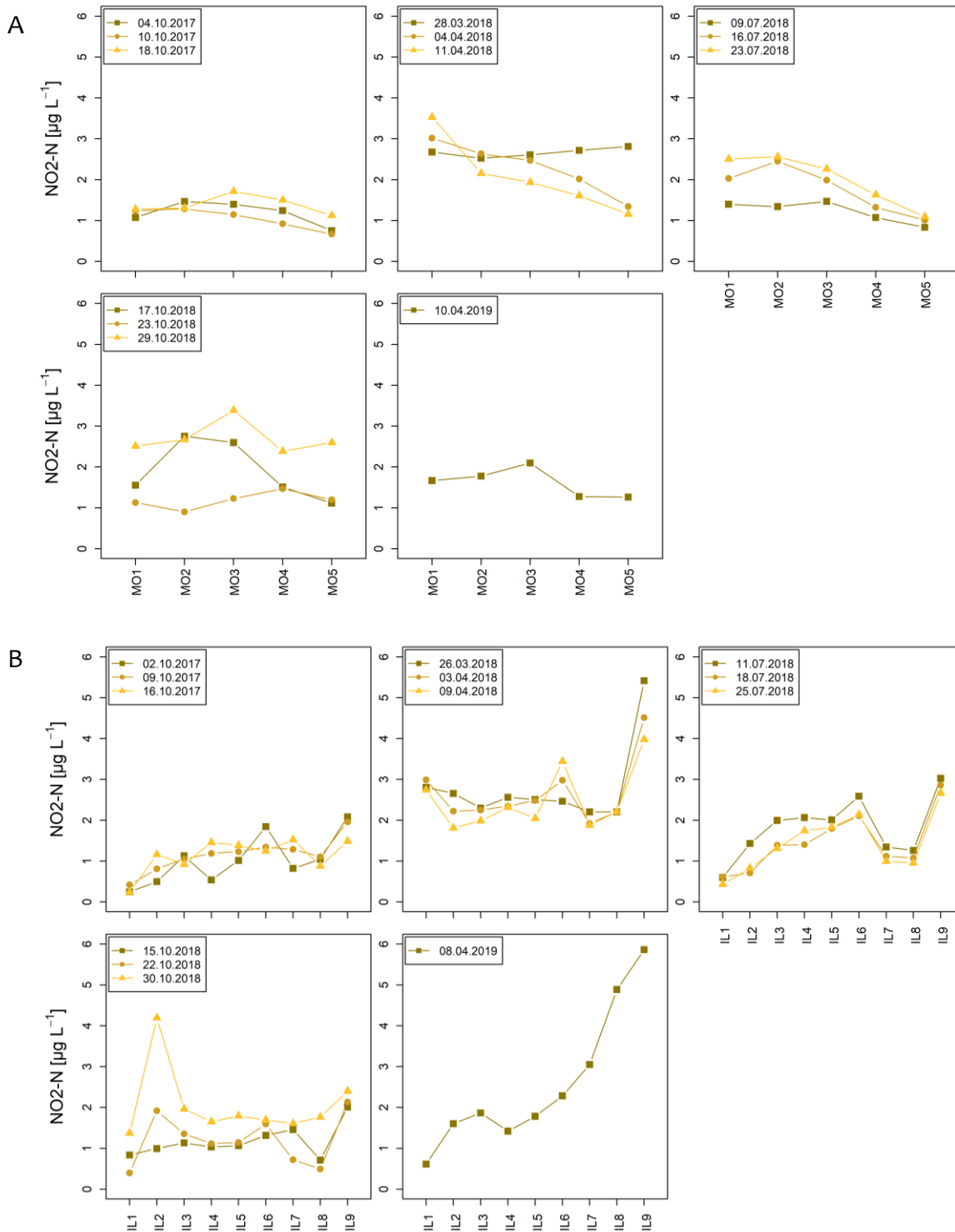


Abb. 79. Nitrit-N-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 79. Nitrite nitrogen concentration along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

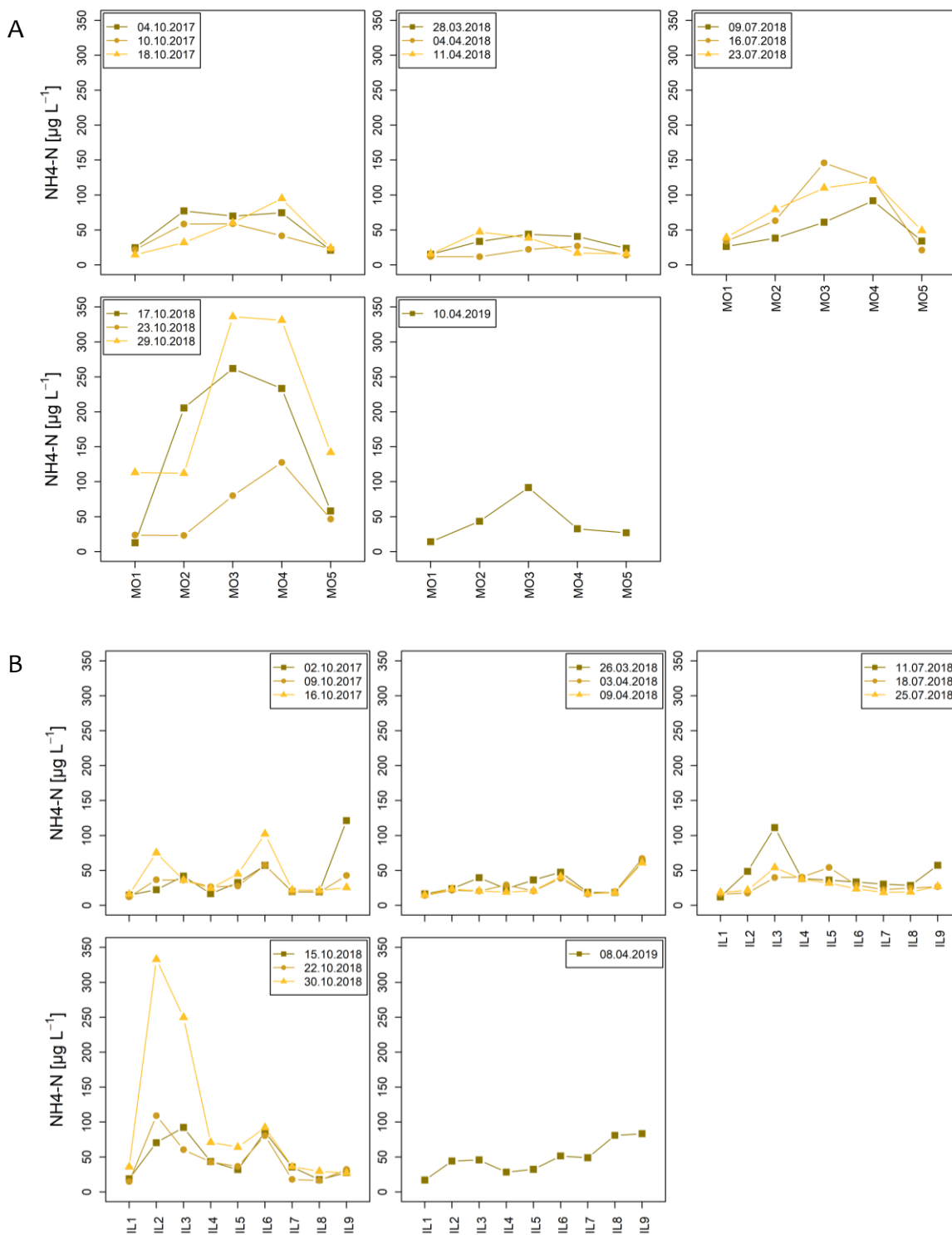


Abb. 80. Ammonium-N-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 80. Ammonium nitrogen concentration along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

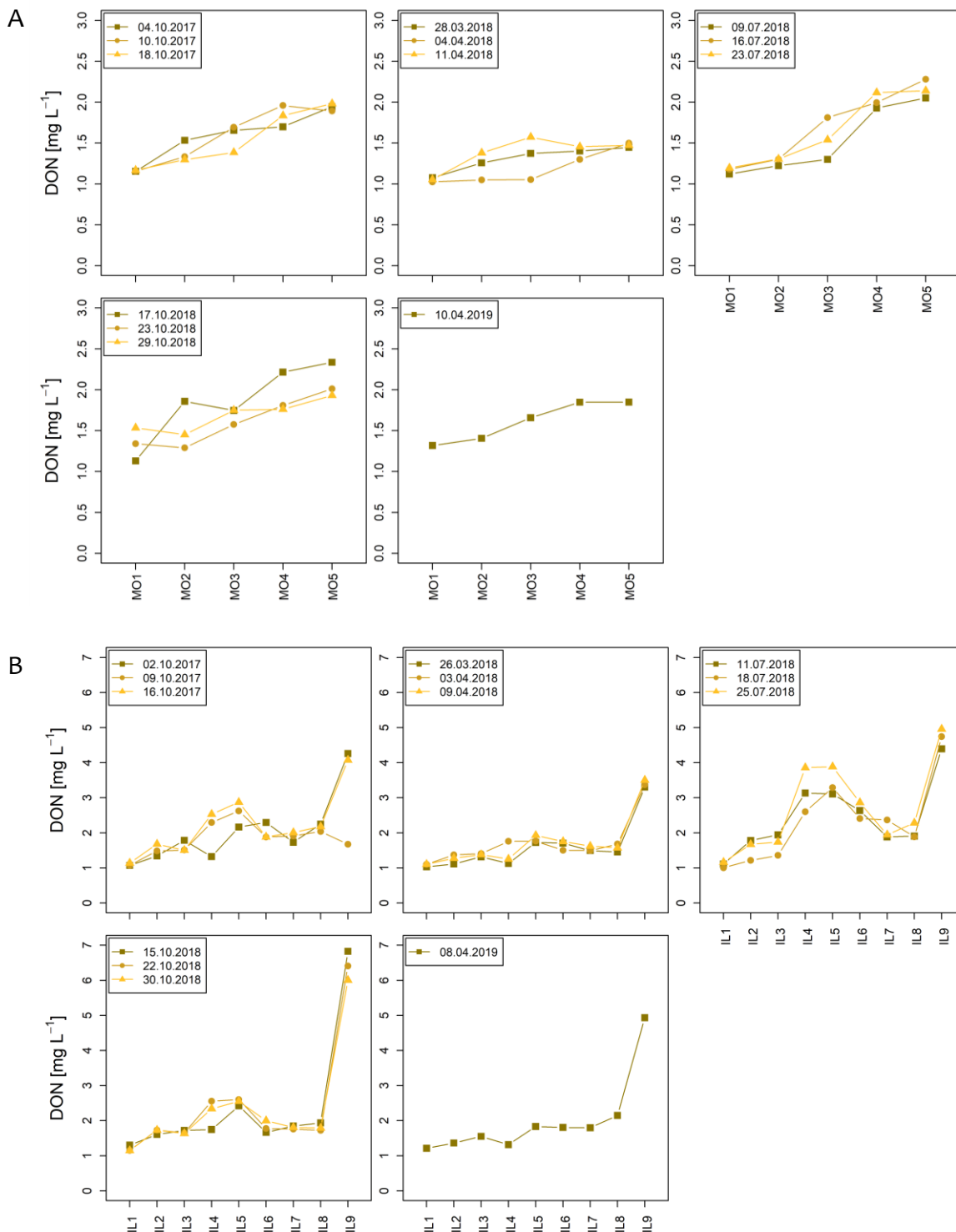


Abb. 81. Konzentration des gelösten organischen Stickstoffs (DON) entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 81. Concentration of dissolved organic nitrogen (DON) along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

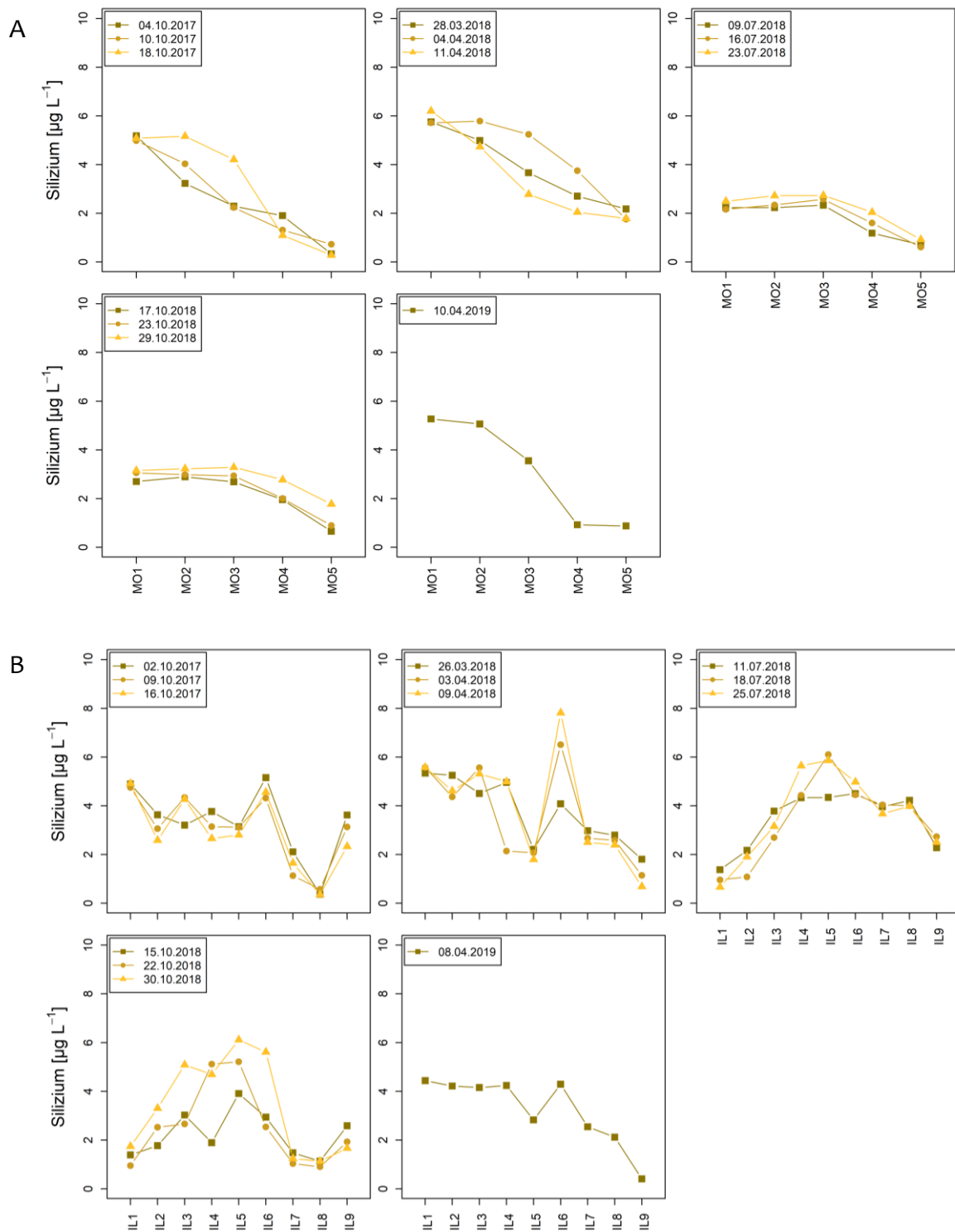


Abb. 82. Silizium-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 82. Silicon concentration along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

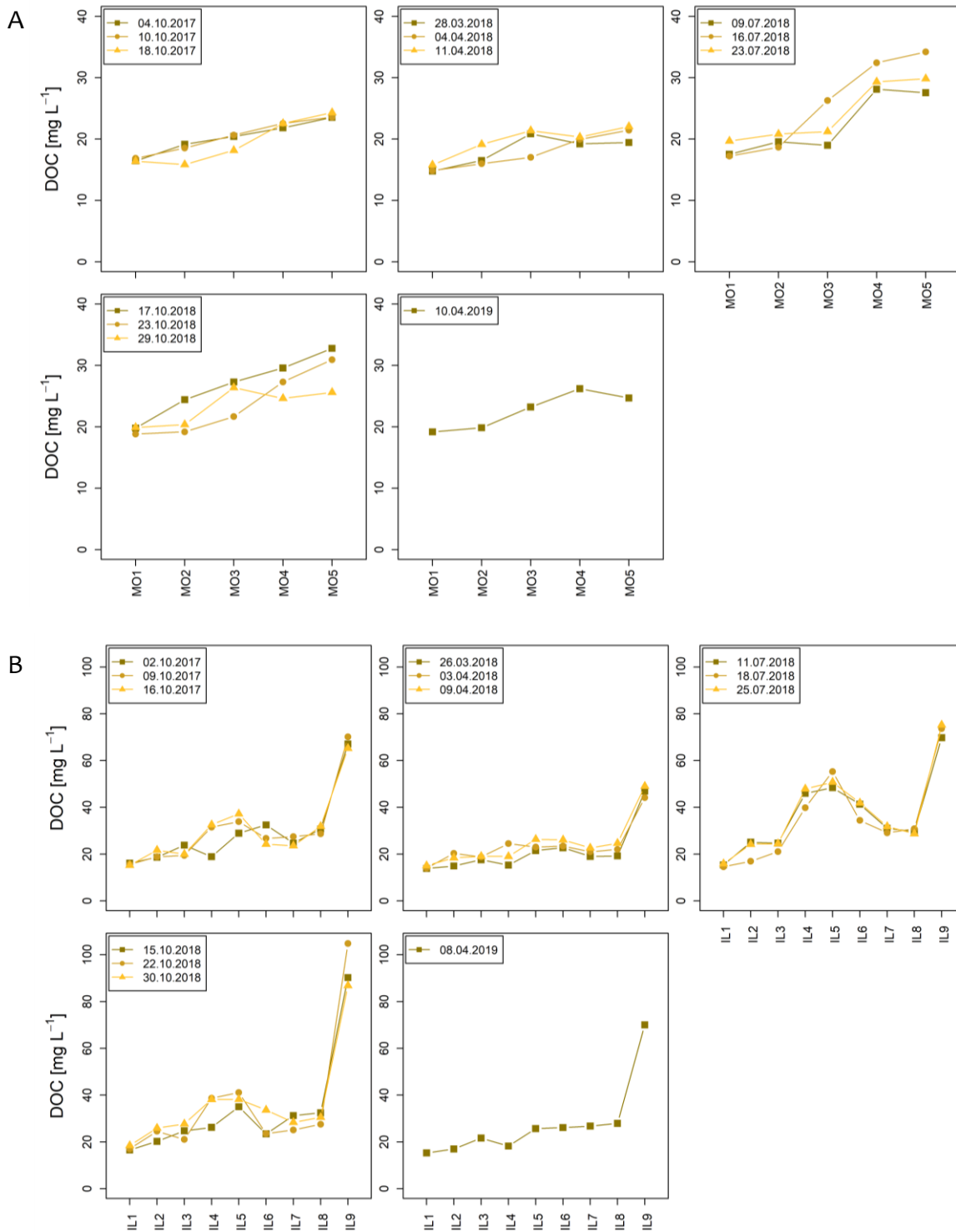


Abb. 83. DOC-Konzentration entlang zweier Transekte vom offenen See Richtung Land Höhe Mörbisch (A) und Illmitz (B) an den 13 Untersuchungsterminen zwischen Oktober 2017 und April 2019.

Figure 83. DOC concentration along two transects from the open lake towards land at Mörbisch (A) and Illmitz (B) at 13 sampling dates between October 2017 and April 2019.

8.2 Methodische Anmerkungen zur Analytik der Phosphor-Bindungsformen

Methodological remarks on the analysis of phosphorus binding forms

Wie bereits in Kapitel 4.5 erwähnt, ergeben sich durch die teilweise unterschiedliche Methodik der Phosphorfraktionierung der TU Wien und DWS Unterschiede bei der quantitativen Bestimmung der Phosphorfraktionen. Besonders wird dies bei den Fraktionen refraktärer, Al-gebundener und reduktiver Phosphor deutlich (vgl. Tabelle 21). Die methodischen Unterschiede sind vor allem in folgenden Aspekten zu finden: Festlegung der Probenmenge (nach Gewicht oder Volumen), Geschwindigkeit und Dauer des Zentrifugierens, verwendetes Filtermaterial, Inkubationszeiten mit Extraktionsmittel und Aufschlussverfahren bei der Analyse.

Bezüglich der Probemengen sollten sich trotz der unterschiedlichen Mengeneinheiten keine wesentlichen Unterschiede ergeben. So auch bei der Zentrifugierung der Proben, bei der sich der Unterschied durch eine auf der einen Seite höheren Geschwindigkeit und dafür kürzeren Dauer und auf der anderen Seite geringeren Geschwindigkeit und längeren Dauer manifestiert.

Als Filtermaterial verwendete DWS einen Glasfaser Filter (GF/F Filter), die TU einen Cellulose-Acetat Filter. Im Labor der DWS wurde nach beiden Zentrifugier-Vorgängen filtriert, um den Filtrationsvorgang zu beschleunigen und ein Verstopfen der Filter zu vermeiden. Bei der Methode der TU Wien wird erst nach dem Zusammenführen beider Überstände desselben Extraktionsmittels filtriert. Die Verwendung des PTFE-Teflon Filters bei der basenlöslichen Extraktion der TU Wien ist auf die ansonsten, möglichen Interferenzen des Cellulose-Acetat Filters bei der chemischen Analyse zurückzuführen. Bei allen anderen Extraktionen wurde der Cellulose-Acetat Filter seitens der TU Wien als ausreichend befunden.

Basierend auf der Phosphorfraktionierungsmethode nach Psenner et al. (1984) wurde seitens der TU Wien eine Inkubationszeit von 30 Minuten in einem Wasserbad nach Zugabe der BD-Lösung angewandt. Hingegen wurde bei der Analysevorbereitung des DWS eine Inkubationszeit von 60 Minuten in einem Trockenschrank gewählt, um ein möglichst vollständiges Freisetzen der reduziert löslichen Fraktion zu gewährleisten.

Die Inkubationszeiten nach Zugabe von NaOH oder HCl von jeweils 30 Minuten beim Verfahren der TU Wien soll eine möglichst lange Reaktionszeit ermöglichen. Im Vergleich dazu sind es beim Verfahren der DWS nur 15 Minuten. Da wie oben erwähnt, aber im Anschluss länger zentrifugiert wird, sollten sich die Unterschiede nahezu ausgleichen.

Bei der Analyse der refraktären Fraktion ist davon auszugehen, dass der Großteil als NRP (non-reactive phosphorus) vorliegt, weshalb bei der Methodik der TU Wien nur der TP (Total Phosphorus) Gehalt bestimmt wurde. Beim Aufschluss des TP-Gehalts der gesamten Probe (Gesamt P) und der refraktären Fraktion wurde die Kjeldahl-Methode angewandt, die photometrische Bestimmung der wasserlöslichen, reduktiven, basischen und sauren Fraktion erfolgte hingegen mittels Mikrowellenaufschluss, um den Gesamt P in Lösung zu bringen. Bei den einzelnen Extraktionsschritten wurde von DWS der TP-Gehalt durch Aufschluss mit Kaliumperoxodisulfat und der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt nach Zugabe von Ammoniummolybdat bestimmt. Nach anschließender Färbung durch die Bildung des Phosphormolybdänblaukomplexes wurde der Extrakt spektralphotometrisch vermessen. Der Gesamt-Phosphor-Gehalt aus dem Sediment wurde nicht direkt bestimmt, sondern rechnerisch durch Aufsummieren aller Fraktionen ermittelt.

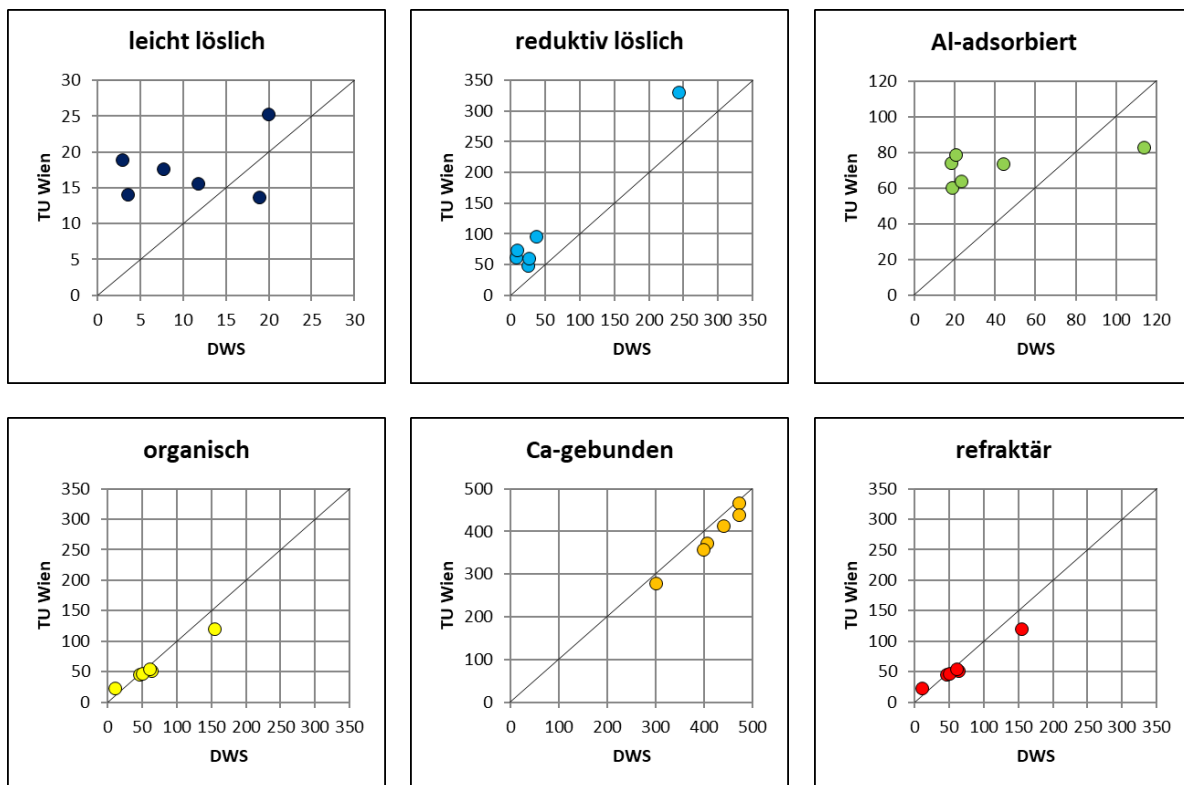


Abb. 84. Vergleich der Phosphorbindungsformen [$\mu\text{g g}^{-1}$ TG] analysiert im Labor der DWS Hydro-Ökologie sowie am Institut der TU Wien (Mittelwerte aus Parallelproben bzw. Mehrfachbestimmungen).

Figure 84. Comparison of the phosphorus binding forms analysed by DWS Hydro-Ökologie and TU Vienna (means of replicate samples or rather multiple determination).

Tabelle 21. Unterschiede in der Methodik und Analyse der Phosphorfractionierung zwischen TU Wien und DWS.

Table 21. Differences in the implementation of phosphor fractionation among TU Wien and DWS.

	TU Wien	DWS
Analysevorbereitung		
Probenvorbereitung	➤ Bestimmung TP_Kjeldahl ➤ Einfüllen von 2 g in Zentrifugenröhrchen	➤ Keine Bestimmung TP_Kjeldahl ➤ Einfüllen von 1,25 cm³ in Zentrifugenröhrchen
Wasserlösliche Fraktion	➤ Zentrifugieren bei 11.000 U/min für 6 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Kein Filtrieren des Überstands ➤ Nach zweitem Zentrifugieren: Filtrieren des gesamten Überstands durch Cellulose-Acetat-Filter 0,45 µm	➤ Zentrifugieren bei 4500 U/min für 15 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Filtrieren ersten des Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm ➤ Nach zweitem Zentrifugieren: Filtrieren des zweiten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm und zusammenführen mit filtrierter Probe des ersten Filtrierens
Reduktiv lösliche Fraktion	➤ Nach 1. & 2. Zugabe BD-Lösung: Inkubation für 30 min im Wasserbad bei 40°C ➤ Zentrifugieren bei 11.000 U/min für 6 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Kein Filtrieren des Überstands ➤ Nach zweitem Zentrifugieren: Filtrieren des gesamten Überstands durch Cellulose-Acetat-Filter 0,45 µm ➤ Kein Einstellen des Filtrats auf pH 7	➤ Nach 1. & 2. Zugabe BD-Lösung: Inkubation für 60 min im Trockenschrank bei 40°C ➤ Zentrifugieren bei 4500 U/min für 15 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Filtrieren des ersten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm ➤ Nach zweitem Zentrifugieren: Filtrieren des zweiten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm und zusammenführen mit filtrierter Probe des ersten Filtrierens ➤ Einstellen des Filtrats auf pH 7 zur Farbkomplexbildung
Basen lösliche Fraktion	➤ Zentrifugieren bei 11.000 U/min für 6 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Kein Filtrieren des Überstands ➤ Nach 2. NaOH-Zugabe: Inkubation für 30 min ➤ Filtrieren des gesamten Überstands durch PTFE-Teflon-Filter 0,45 µm	➤ Zentrifugieren bei 4500 U/min für 15 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Filtrieren des ersten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm ➤ Nach 2. NaOH-Zugabe: Inkubation für 15 min ➤ Filtrieren des zweiten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm und zusammenführen mit filtrierter Probe des ersten Filtrierens
Säure lösliche Fraktion	➤ Zentrifugieren bei 11.000 U/min für 6 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Kein Filtrieren des Überstands ➤ Nach 2. HCl-Zugabe: Inkubation für 30 min ➤ Filtrieren des gesamten Überstands durch Cellulose-Acetat-Filter 0,45 µm	➤ Zentrifugieren bei 4500 U/min für 15 min ➤ Nach erstem Zentrifugieren: Filtrieren des ersten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm ➤ Nach 2. HCl-Zugabe: Inkubation für 15 min ➤ Filtrieren des zweiten Überstands durch GF/F Filter 0,45 µm und zusammenführen mit filtrierter Probe des ersten Filtrierens
Refraktäre Fraktion	➤ Analyse TP	➤ Aufschluss NaOH und Analyse SRP, TP
Analyse		
Gesamt P	➤ TP_Kjeldahl	➤ Rechnerisch, durch Aufsummieren der Fraktionen
Wasserlöslich, Reduktiv, Basen, Säure	➤ PO₄-P photometrisch ➤ TP nach Mikrowellenaufschluss photometrisch	➤ PO₄-P photometrisch mit Ammoniummolybdat ➤ TP nach Oxidation mit Kaliumperoxodisulfat, 120°C, photometrisch
Refraktäre Fraktion	➤ TP_Kjeldahl	➤ NaOH heiß Extraktion ➤ PO₄-P mit Ammoniummolybdat, photometrisch ➤ TP nach Oxidation mit Kaliumperoxodisulfat, 120°C, photometrisch

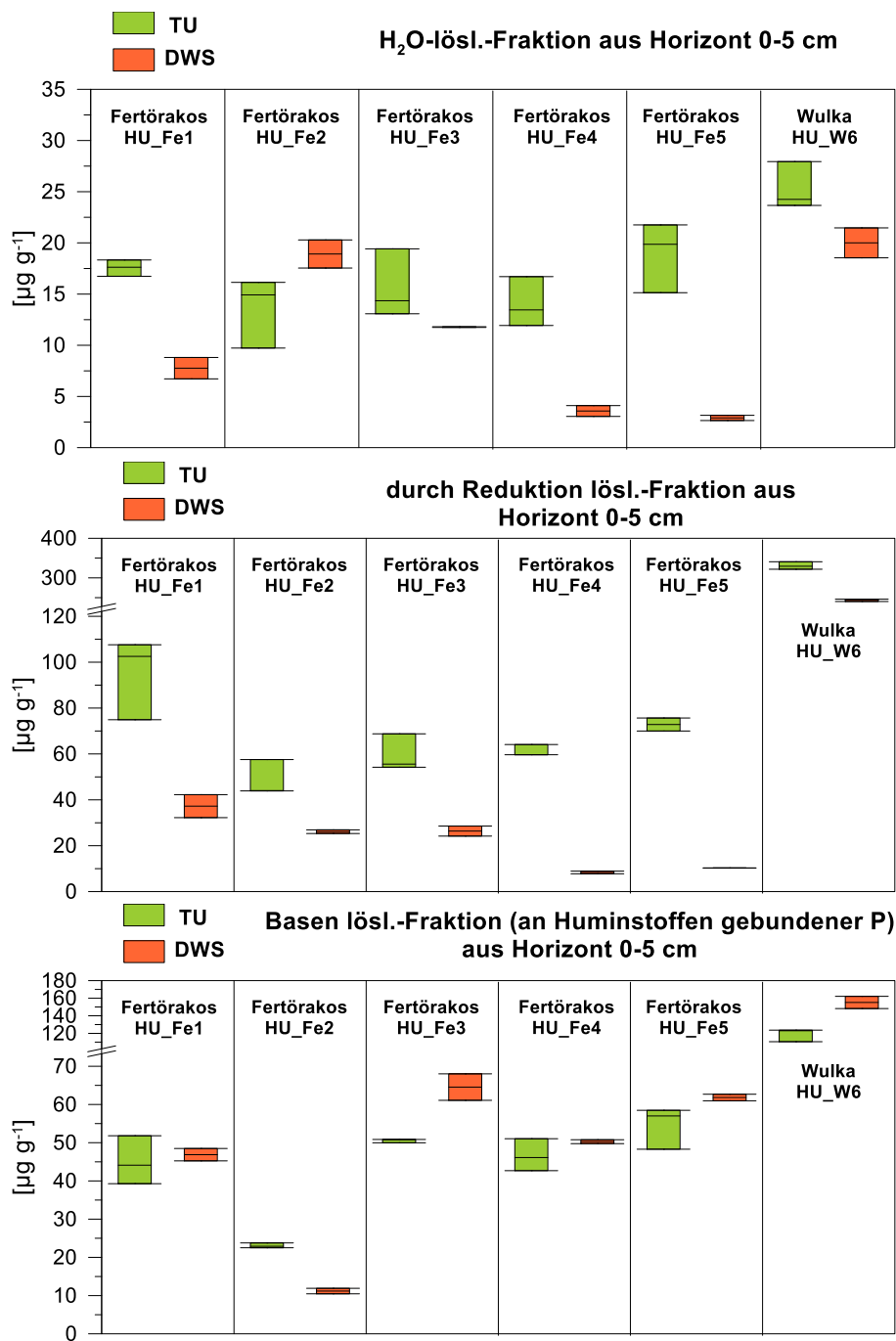


Abb. 85. Vergleich des wasserlöslichen, reductiv löslichen sowie organisch gebundenen Phosphors analysiert im Labor der DWS Hydro-Ökologie sowie am Institut der TU (Parallelproben bzw. Mehrfachbestimmungen der Sediment-Proben aus der Fertörakos-Bucht bzw. dem angrenzenden Schilfgürtel FE1 bis FE5 sowie der Wulka vor Eintritt in den Schilfgürtel WU6).

Figure 85. Comparison of the labile, reductive soluble and organic phosphorus analysed by DWS Hydro-Ökologie and TU Vienna (means of replicate samples or rather multiple determination from sediment samples of the Bay of Fertörakos and the neighbouring reed belt FE1 to FE5 and from the Wulka before its entrance to the reed belt WU6).

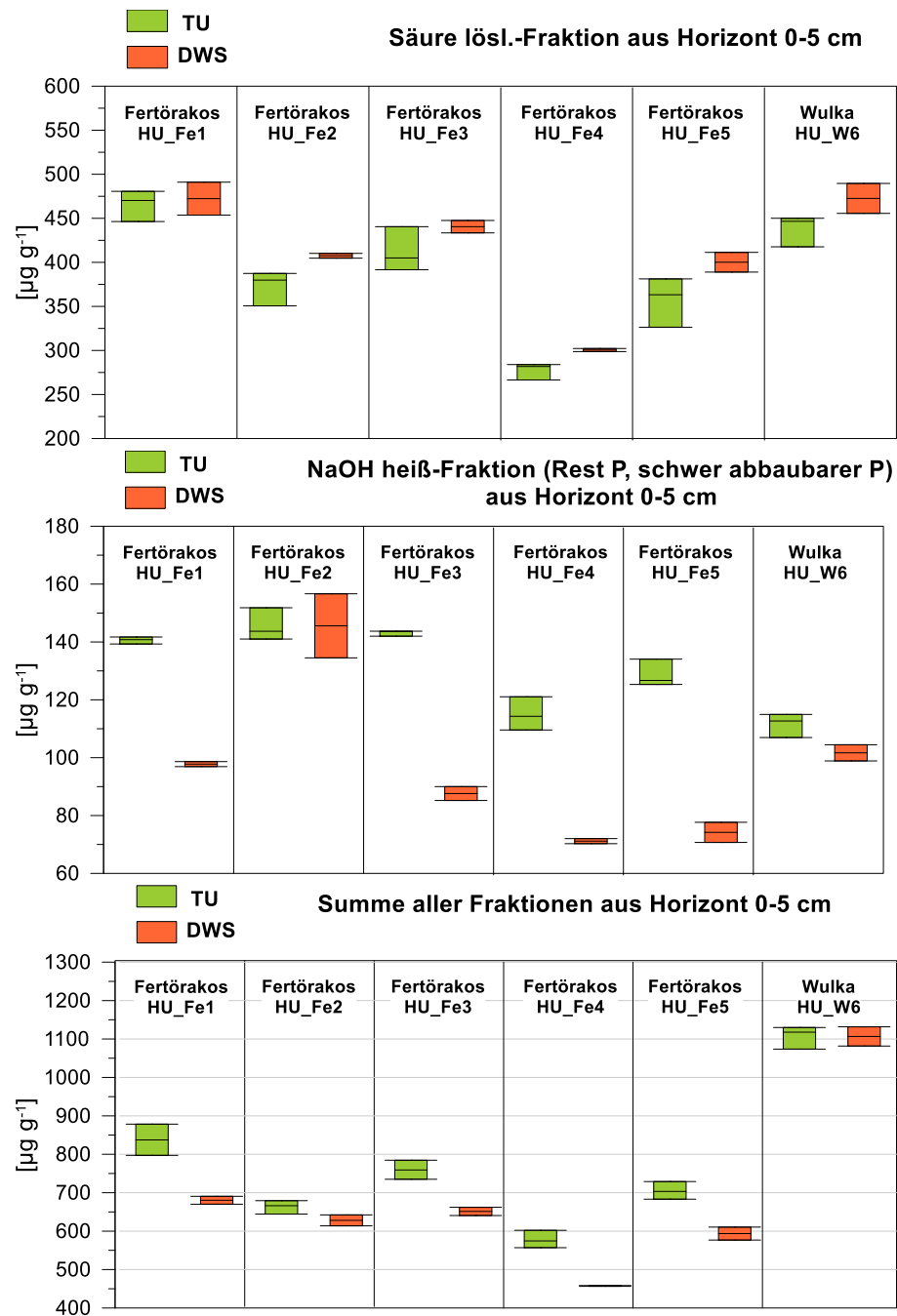


Abb. 86. Vergleich des Ca-gebundenen, refraktären und gesamten Phosphors analysiert im Labor der DWS Hydro-Ökologie sowie am Institut der TU (Parallelproben bzw. Mehrfachbestimmungen der Sediment-Proben aus der Fertörakos-Bucht bzw. dem angrenzenden Schilfgürtel FE1 bis FE5 sowie der Wulka vor Eintritt in den Schilfgürtel WU6).

Figure 86. Comparison of the Ca-bound, the residual and the total phosphorus analysed by DWS Hydro-Ökologie and TU Vienna (means of replicate samples or rather multiple determination from sediment samples of the Bay of Fertörakos and the neighbouring reed belt FE1 to FE5 and from the Wulka before its entrance to the reed belt WU6).