



Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen am Neusiedler See – von der Einzeluntersuchung zum Gesamtkonzept

Alois Herzig · István G. Hatvani · Péter Tanos · A. Paul Blaschke · Regina Sommer · Andreas H. Farnleitner · Alexander K. T. Kirschner

Online publiziert: 2. Oktober 2019
 © Der/die Autor(en) 2019

Zusammenfassung Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die Untersuchungen zur mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität des Neusiedler Sees. Am Beginn steht ein historischer Abriss über die Entwicklung eines entsprechenden Monitorings. Es folgt eine statistische Analyse mikrobiologischer Langzeitdaten (1992 bis 2013) und deren Verknüpfung mit Wasserqualitätsparametern und Wetterdaten. Die Ergebnisse wiesen die Punkte des offenen Sees und die EU-Badestellen mit ausgezeichneter Wasserqualität aus, nur 3 Perioden waren an der EU-Badestelle Rust mit „gut“ klassifiziert. Es ließen sich aber auch Hotspots der fäkalen Belastung im Neusiedler See identifizieren. Es zeigte sich, dass diese Hotspots der fäkalen Verschmutzung

mit menschlichen Aktivitäten in Verbindung standen, diffuser Eintrag aus der Landwirtschaft oder Eintrag durch Wildtiere eher lokal eine Rolle spielten. Bei den Hotspots standen mehr als die Hälfte aller Verschmutzungsereignisse in zeitlichem Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen. Neben heftigen Regenfällen waren auch Starkwindereignisse mit den Verschmutzungsereignissen korreliert. Einschwemmung von tierischem Fäzes über Kanäle oder diffus und das Überlaufen von Kläranlagen bei Starkregenereignissen sowie windbedingtem Aufwirbeln von Sedimenten und Einblasen kontaminierter Wässer aus dem Schilfgürtel durch Starkwinde stehen höchstwahrscheinlich in kausalem Zusammenhang mit diesen Beobachtungen. Abschließend werden die Erkenntnisse aus der Pilotstudie für ein nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees in Vorschläge für ein zukünftiges Monitoring fäkaler Verschmutzung eingebracht.

Schlüsselwörter Großer Flachsee · Mikrobiologisch-hygienische Qualität · Escherichia coli · Enterokokken · Monitoring · Hotspots · Fäkale Fracht · UV-Desinfektionsanlage · Herkunft fäkaler Verschmutzung · Vibrio cholerae

Surveillance of microbial water quality in Neusiedler See— from single annual observations to a problem orientated adaptive management

Abstract This study gives an overview on the surveillance of microbial water quality in Neusiedler See. First, the historical aspect of the development of a monitoring programme is presented. Then a stochastic and geostatistical analysis of a large data set of water quality data (1992 bis 2013) of standard fecal indicator bacteria (SFIB), water quality and meteorological variables sampled at 26 sampling sites is given. For the whole investigation period open water and the EU-bathing sites met the bacteriological requirements. It also revealed hotspots of fecal pollution and these are exclusively related to sites with elevated anthropogenic activity. Background pollution from wildlife or diffuse agricultural run-off at more remote sites was comparatively low. The analysis also showed that variability in the incidence of SFIB was driven mainly by meteorological phenomena. Geostatistical analysis revealed that the current spatial sampling density was insufficient to cover SFIB variance over the whole lake, and that the sites were therefore in the most part representative of local phenomena. Finally, as a result of a pilot study dealing mainly with the Podersdorf area, suggestions for the future monitoring and managing of fecal pollution are offered: (i) the description of the hydrological and hydraulic situation in the study

ao. Univ.-Prof. Dr. A. Herzig
 Nationalpark Neusiedler See –
 Seewinkel, Apetlon, Österreich

I. G. Hatvani, PhD
 Hungarian Academy of Sciences,
 Institute for Geological and
 Geochemical Research, Budapest,
 Ungarn

P. Tanos, PhD
 Department of Mathematics and
 Informatics, Szent István University,
 Gödöllő, Ungarn

ao. Univ.-Prof. DI Dr. A. P. Blaschke
 Institut für Wasserbau und
 Ingenieurhydrologie, Technische
 Universität Wien, Wien, Österreich

ao. Univ.-Prof. DI Dr. A. P. Blaschke ·
 ao. Univ.-Prof. DI Dr. R. Sommer ·
 Univ. Prof. Mag. Dr. A. H. Farnleitner,
 MSc.Tox. ·
 Assoc. Prof. Mag. Dr. A. K. T. Kirschner
 Interuniversitäres
 Kooperationszentrum Wasser und
 Gesundheit (ICC Water & Health),
 Wien, Österreich

ao. Univ.-Prof. DI Dr. R. Sommer ·
 Assoc. Prof. Mag. Dr. A. K. T. Kirschner
 Institut für Hygiene und Angewandte
 Immunologie, Medizinische
 Universität Wien, Wien, Österreich
Alexander.kirschner@meduniwien.ac.at

Univ. Prof. Mag. Dr. A. H. Farnleitner,
 MSc.Tox.
 Institut für Verfahrenstechnik,
 Umwelttechnik und technische
 Biowissenschaften, Technische
 Universität Wien, Wien, Österreich

Univ. Prof. Mag. Dr. A. H. Farnleitner,
 MSc.Tox. · Assoc. Prof. Mag. Dr. A. K. T.
 Kirschner (✉)
 Fachbereich Wasserqualität
 und Gesundheit, Karl
 Landsteiner Privatuniversität für
 Gesundheitswissenschaften, Krems,
 Österreich

area, (ii) discharge measurements to calculate the loads for microbiological and chemical parameters to quantify the fecal load, (iii) determination of the concentrations of faecal indicator organisms (FIO) in wastewater treatment plants and along the wastewater paths and tributaries to the lake taking into account extended microbiological parameters and supplementary physical, chemical and technical parameters in the study area, (iv) determination of the efficiency of the UV disinfection plant (Podersdorf) and (v) determination of the origin of microbiological faecal contamination (human, animal).

Keywords Large shallow lake · Microbiological and hygienic quality · *Escherichia coli* · Enterococci · Monitoring · Hotspots · Fecal load · UV disinfection · Origin of fecal contamination · *Vibrio cholerae*

1 Historische Einleitung

Seen werden sehr häufig intensiv für Erholungszwecke genutzt. Als Voraussetzung dafür sind hohe Anforderungen an die Wasserqualität zu erfüllen. Allerdings wurden in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts große Veränderungen in der Limnologie der Seen bemerkt, die deren Nutzung als Badeseen stark beeinträchtigten. In einer kürzlich veröffentlichten Geschichte der limnologischen Entwicklung der österreichischen Seen im nordalpinen Raum werden die Eutrophierung und deren Ursachen, die Sanierungsmaßnahmen und die Reoligotrophierung eingehend beschrieben und diskutiert (Dokulil 2017).

Die berechtigte Sorge um den hygienischen Zustand von Seen als Freibäder war weltweit schon vor Jahrzehnten vorhanden und daher wurden intensive Bemühungen unternommen, um geeignete Richtwerte für die hygienische Beurteilung von Gewässern zu bekommen. Sie mündeten in dem WHO-Report „Richtlinien und Kriterien über den Erholungswert von Stränden und Küstengewässern“ (1974) und in den „Richtlinien über die Qualität der Badegewässer“ der Europäischen Gemeinschaft (1976). Diese Erkenntnisse und jene aus Studien an österreichischen Seen resultierten in der ÖNORM 6230 (1980) „Anforderungen an die Beschaffenheit natürlicher und künstlicher Badegewässer“. Diese besagte, dass in natürlichen Badegewässern nicht mehr als 100 Colibakterien 100 mL⁻¹ Was-

ser, nicht mehr als 50 Enterokokken 100 mL⁻¹ Wasser und nicht mehr als 1000 aerobe, saprophytäre, psychrophile Keime mL⁻¹ Wasser enthalten sein sollen, Salmonellen durften in einem Liter Wasser nicht nachweisbar sein.

In der Schriftenreihe „Wasserwirtschaft“ (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) erschien 1982 ein erster Überblick über den limnologischen und hygienischen Zustand der größeren österreichischen Seen (Sampl et al. 1982). In dieser Studie wurde auf den Mangel an Daten zur jeweiligen hygienischen Beurteilung hingewiesen. Aus diesem Grunde wurden nur die Bestimmungen von *Escherichia coli* und der saprophytischen, psychrophilen Keime für die hygienische Charakterisierung der Seen herangezogen. Für die meisten Seen lagen nur einmalige Untersuchungen für die Sommermonate vor und diese erfolgten nicht jedes Jahr. Nur für die größeren Kärntner Badeseen gab es seit 1967 umfangreichere Untersuchungen (jährlich 4 mal pro Jahr – Juni, Juli, August, September, an 3 bis 8 Entnahmestellen, je nach Größe des Sees). An einigen anderen österreichischen Seen wurden hygienische Forschungsprogramme durchgeführt, in deren Rahmen die Entnahmetermine wesentlich häufiger waren (z. B.: Piburger See 1974: 13 Termine; Stubenbergsee 1973 bis 1977: 7 bis 10 Termine) (Sampl et al. 1982).

Mit der steigenden Erhöhung der Belastung der österreichischen Seen durch Abwässer aus ufernahen Bereichen und aus dem weiteren Einzugsgebiet wurden vermehrt bakteriologische Untersuchungen zur hygienischen Beurteilung der Badebereiche durchgeführt. In der Fortschreibung (1981 bis 1987) der Seenreinhaltung in Österreich (Sampl et al. 1989) wird darauf verwiesen, dass die technischen Sanierungsmaßnahmen zu einer messbaren Reduktion der Eutrophierung führten. Es wird auch betont, dass sich die hygienischen Verhältnisse verbesserten. Dennoch wird auf den noch immer viel zu geringen Stichprobenumfang der hygienisch-bakteriologischen Untersuchungen hingewiesen. In vielen Seen wurde zwar zwei Mal pro Jahr in ein- oder zweijährigem Rhythmus untersucht, aber eine regelmäßige hygienische Überwachung während der Badesaison, ein MUSS einer Routine-Seenuntersuchung, unterblieb.

2 Neusiedler See – Anfänge eines Monitorings

Der Neusiedler See ist eines der wichtigsten Tourismusgebiete Österreichs. Nach 1921 begann eine rasante Entwicklung im Tourismus und der See wurde ein Anziehungspunkt für Wassersportler („Meer der Wiener“). 1925/1926 entstanden in Neusiedl, Rust, Mörbisch und Podersdorf die ersten Anlagen für Schwimmer, Segler und Eissportler. In Ungarn waren die Segler seit 1882 in einem Segelclub vereint (Sitz in Sopron), bereits 1927 wurde in Österreich der „Union-Yachtclub – Zweigverein Neusiedler See“ gegründet (Mayer und Winkler 1992). Zwischen 1950 und 1970 fand der intensivste Ausbau der Infrastruktur im Seerandbereich statt. Fast alle Seegemeinden bauten auf durch den Schilfgürtel geschütteten Dämmen Seezufahrten, am Seerand entstanden Seebäder, Campingplätze, Restaurants oder Feriensiedlungen (Herzig 1996). Die Vielzahl an Nutzungen und eine unzureichende Abwasserentsorgung resultierten in den 1970er-Jahren in einer raschen Eutrophierung des Sees. Mit der erfolgreichen Entsorgung der Abwässer im Einzugsgebiet kam es in den 1980er-Jahren zur Trendumkehr (Wolfgram et al. 2014, Herzig 1990, 1994).

Noch heute münden in den Neusiedler See geklärte Abwässer von 4 Abwasserreinigungsanlagen (ARAs) (eine in Ungarn). Die Vorflut von 3 weiteren ARAs kommt über die Wulka in den See. Dazu kommen noch nicht erfasste punktförmige und diffuse Einträge, wie Auswaschungen aus der Landwirtschaft, Tierhaltung, Wildtiere, Wasservögel, die ebenfalls zur fäkalen Belastung beitragen können (Magyar et al. 2013).

Im ersten Bericht über den limnologischen und hygienischen Zustand der größeren österreichischen Seen (Sampl et al. 1982) ist der Neusiedler See mit einer im September 1979 durchgeführten Untersuchung zu finden. An 28 Entnahmestellen in 7 Badebereichen wurden die Zahlen von *E. coli* und psychrophilen Bakterien bestimmt (Bundesanstalt für Wassergüte im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung). Die einmalige Untersuchung wies alle Badestellen aus hygienischer Sicht als einwandfrei aus, nur im Bereich von Podersdorf, an der Mündung eines Regenüberlaufes, waren im Wasser höhere *E.-coli*-Werte zu finden, was in diesem

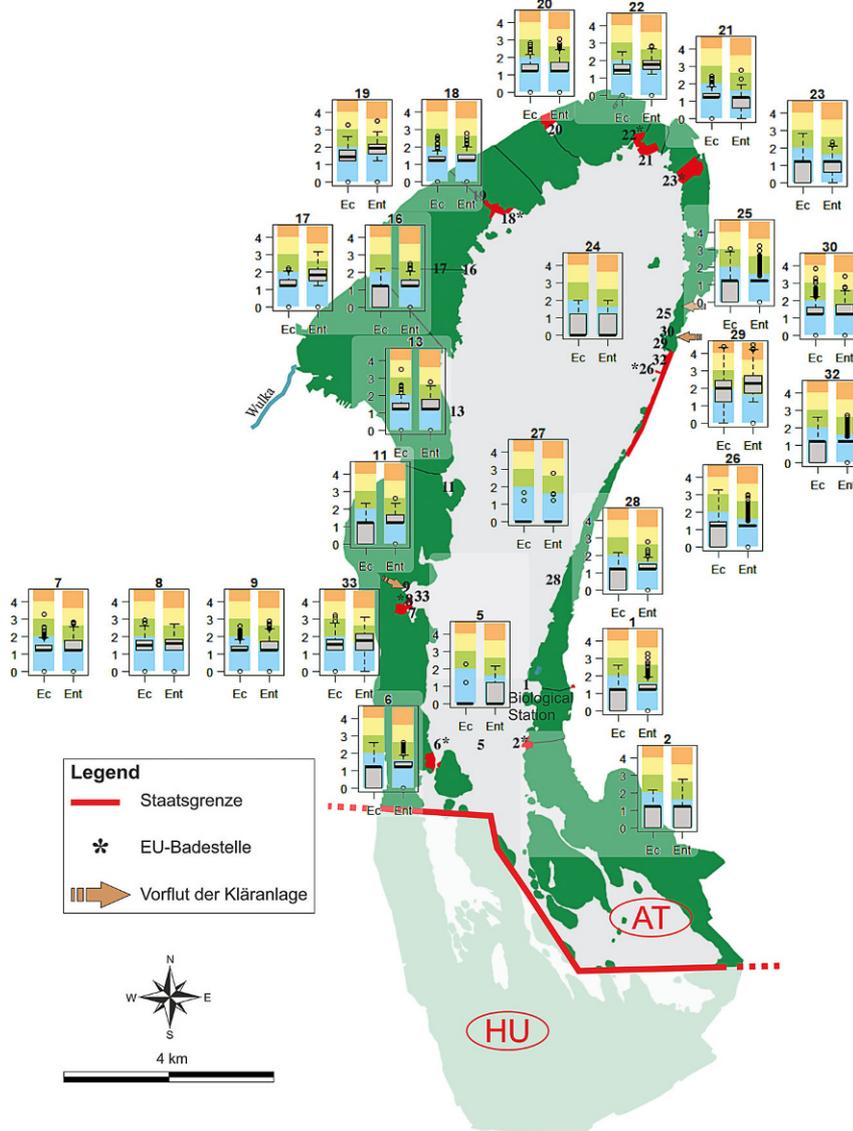


Abb. 1 Boxplots der *E. coli*- (EC) und Enterokokken- (ENT) Konzentrationen an den 26 ausgewählten Monitoringstellen (Zahlen); Daten sind \log_{10} transformiert; Qualitätsklassen: blau – keine/geringe, grün – mäßige, gelb – kritische, orange – starke Verschmutzung. Schwarze Linien in den Boxen – Median; Ausreißer und Extremwerte sind mit kleinen Kreisen angezeigt. Modifiziert nach Hatvani et al. (2018)

Falle zur Einstufung „bedenklich“ führte (Löffler und Kohl 1982).

In der Fortschreibung der Seenreinigung in Österreich (1981 bis 1987) (Sampl et al. 1989) scheint der Neusiedler See wieder nur mit einem Untersuchungstermin auf, im August 1984 wurden an 18 Entnahmestellen die Zahlen von *E. coli* und psychophilen Bakterien ermittelt. Sämtliche Ergebnisse erbrachten keine Beanstandung im Hinblick auf die Eignung des Seewassers als Badewasser (Herzig und Stalzer 1989).

1989 wurde an der Biologischen Station Neusiedler See erstmals ein räum-

lich und zeitlich höher aufgelöstes hygienisch-bakteriologisches Monitoring begonnen. An 10 Punkten (im Bereich Rust, Illmitz Stationsbucht und Podersdorf) kam es zu einer wöchentlichen Probenentnahme, an weiteren 25 Punkten zu monatlichen Entnahmen. Es war dies ein Kontrollmonitoring (*mandated monitoring* nach Lindenmayer und Likens 2010), Fragen zu auftretenden Problemen wurden erst nach dem Auftreten eines Ereignisses gestellt. Der Fokus lag auf der Kontrolle von einzuhaltenden Grenzwerten und dem eventuellen Feststellen von Trends.

Die Beurteilung der einzelnen Wasserproben erfolgte nach der ÖNORM 6230 (1980), die folgende Richtwerte für die Bakterienkoloniezahlen festlegt:

- 1000 heterotrophe, psychophile Keime mL^{-1}
- 100 Fäkalcoliforme 100 mL^{-1}
- 50 Fäkalstreptokokken 100 mL^{-1}

Die heterotrophen Keime zeigen einen erhöhten Gehalt des Wassers an bakteriell leicht abbaubaren, organischen Substanzen an. Der Indikatorwert dieser Keime ist im Falle des Neusiedler Sees in Zweifel zu ziehen. Geringe Tiefe und Wind sorgen für einen hohen Schwebstoffgehalt des Wassers und an diesen Schwebstoffen haften eine Menge Bakterien (Dokulil 1984). Zudem zeigen die heterotrophen, psychophilen Keime eine deutliche Saisonalität, die höchsten Koloniezahlen werden, unabhängig von der Zahl der Badegäste, von Juli bis September gefunden. Für die Bewertung der Befunde bezüglich Eignung als Badewasser wurden daher nur die Zahlen der Fäkalcoliformen und Fäkalstreptokokken verwendet.

Für den offenen See (Probenpunkte (Pp) 5, 24 und 27; siehe Abb. 1, Tab. 1) konnte in den Jahren 1989 und 1990 beste Badewasserqualität festgestellt werden, nur 1,8% der Werte ($n=55$) lagen über den Richtwerten der ÖNORM 6230 (Herzig 1991). Bereits in dieser Phase des Monitorings fielen die Bereiche Rust und Podersdorf mit Koloniezahlen auf, die zum Teil deutlich über den Richtwerten der ÖNORM 6230 lagen. An der späteren EU-Badestelle Podersdorf (Pp 26) und an der Badestelle Podersdorf Nord (Pp 32) konnten 1989 und 1990 in 6,7% (Fäkalcoliforme) und 19,6% (Fäkalstreptokokken) der Analysen Keimzahlen über den jeweiligen Richtwerten festgestellt werden. Im Mündungsbereich der Vorflut der ARA Podersdorf waren häufig Überschreitungen der Richtwerte zu bemerken (65,7% für Fäkalcoliforme, 68,6% für Fäkalstreptokokken) (Herzig 1991).

Rust Süd (Pp 7) liegt in einer sackartigen Bucht mit geringem Wasseraustausch und intensiver Nutzung (Boote, Badebetrieb, Schilfrandhütten). 1989

Tab. 1 Probenpunkte der Langzeituntersuchung

Probenpunkt	Name	Kurzbeschreibung
1	Biologische Station	Bucht westlich der Biologischen Station
2	Illmitz	EU-Badestelle
5	Offener See	Seemitte zwischen Illmitz und Mörbisch
6	Mörbisch	EU-Badestelle
7	Rust Süd	Rust Südbucht, Badehütten
8	Rust	EU-Badestelle
9	Rust Nord	Rust Nordbucht, Badehütten
11	Schilfgürtelrand West	20 m vor Schilf
13	Wulka	20 m vor Schilf, Bereich Wulkamündung
16	Purbacher Kanal	Schiffskanal, Mündung in den See
17	Purbacher Kanal	50 m vor der Mündung
18	Breitenbrunn	EU-Badestelle
19	Breitenbrunn Hafen	Im Yachthafen West
20	Jois	Yachthafen
21	Neusiedl	EU-Badestelle
22	Neusiedl Hafen	Yacht- und Ausflugschiffhafen
23	Weiden	EU-Badestelle
24	Offener See	Seemitte zwischen Podersdorf und Jois
25	Golser Kanal	Mündungsbereich des Golser Kanals
26	Podersdorf	EU-Badestelle
27	Offener See	Seemitte zwischen Podersdorf und Rust
28	Schilfgürtel Ost	20 m vor Schilfgürtel
29	Podersdorf	Vorflut ARA Podersdorf
30	Podersdorf	Teilvorflut ARA Podersdorf
32	Podersdorf Nord	Badestelle Podersdorf Nord
33	Ruster Kanal	Mündungsbereich Vorflut ARA Rust

und 1990 lagen 9,2% der Fäkalcoliformen und 19,3% der Fäkalstreptokokken über den Richtwerten der ÖNORM 6230, wobei von 1989 auf 1990 eine Verbesserung zu bemerken war. An der EU-Badestelle Rust (Pp 8) wurden in 13,6% (Fäkalcoliforme) und 22% (Fäkalkstreptokokken) der Analysen Werte über den Richtwerten gefunden. Auffällig waren hohe Koloniezahlen im Winter und im Frühjahr, was wahrscheinlich auf den Einfluss von Wasservögeln in diesem Bereich zurückzuführen ist (Herzig 1991). Gerade bei Flachstränden (z.B. Rust Bad, Podersdorf) muss den Wasservögeln erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Die schlechten hygienisch-bakteriologischen Befunde von Podersdorf und Rust führten zu einer intensiven Überprüfung und Suche nach möglichen Verursachern. Im Bereich von Rust und Mörbisch gab es am Schilfrand ca. 500 Badehütten, deren Abwasserentsorgung über Abwassertonnen (1–2 m³ Inhalt) erfolgte und teilweise noch immer erfolgt. Diese Tonnen wurden „bei Bedarf“ von Abwasserentsorgern mit Räumgutbooten entsorgt, Dusch- und Waschwässer wurden fast immer di-

rekt in den See eingeleitet. Anlässlich wasserrechtlicher Überprüfungen des Amtes der Burgenländischen Landesregierung konnte festgestellt werden, dass die Abwassertonnen zwar generell dicht waren, jedoch bei etwa 40% der Anlagen Mängel (Zulaufleitungen, Abdeckungen etc.) vorlagen (Rojacz 1996). Für einen Teil der Ruster Hütten (Romantika-Siedlung) wurde ein Abwasserbeseitigungsprojekt (Unterdrucksystem – Rödinger) erstellt, das Mitte 1991 in Betrieb ging. Leider wurde diese effektive Art der Entsorgung nicht auf alle Hütten ausgeweitet. Für die restlichen Hütten wurde aber eine Verordnung zur Schmutzwasserabfuhr (gemäß Burgenländischem Kanalanschlussgesetz) erlassen, um so die Abwasserentsorgung aus den Hütten zu verbessern (Rojacz 1996).

Das Monitoring wurde weitergeführt und die Befunde für 1991 bis 1995 wurden im Dritten Burgenländischen Umweltbericht (Umwelt Burgenland 28) zusammengefasst (Herzig 1996). Die Untersuchungspunkte bei Podersdorf, Rust und Illmitz wurden weiterhin wöchentlich untersucht, alle anderen Punkte monatlich. Insgesamt

wurden an 38 Punkten Proben entnommen. Wie schon 1989 und 1990 wies der offene See aufgrund der festgestellten Koloniezahlen eine ausgezeichnete Wasserqualität auf. Auch die Seebäder Illmitz (Pp 2), Breitenbrunn (Pp 18) und Neusiedl (Pp 21) konnten mit sehr gut klassifiziert werden. An den Punkten Podersdorf Bad (Pp 26, 32) waren 1993 noch 3% ($n=60$) der gefundenen Koloniezahlen klar überhöht und 7% geringfügig über dem Grenzwert. 1994 und 1995 wurden keine Überschreitungen des Grenzwertes festgestellt.

Die Befunde vom Pp 29 (Mündungsbereich der Vorflut der ARA Podersdorf) blieben problematisch. Aus diesem Grunde ließ die Gemeinde Podersdorf eine UV-Desinfektionsanlage in den Kläranlagenabfluss einbauen, die 1992 in Betrieb ging (Details siehe Sommer et al. 2018). Die höchsten Überschreitungen der Richtwerte waren immer nach Regenereignissen zu bemerken. Um diesen Einfluss zu verringern, wurden die Speicherkapazitäten des Kanalsystems erweitert (Regenspeicherkanäle, Regenbecken, Rojacz 1996).

Den Probenpunkten Rust Süd (Pp 7) und Rust Bad (Pp 8) wurde auch in den Jahren 1991 bis 1995 erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet. Bedenkliche Überschreitungen waren bei Pp 7 in 1,4–4,0% ($n=78$ Analysen pro Jahr) und bei Pp 8 in 0–7,2% ($n=52$ Analysen pro Jahr) zu finden. Diese erhöhten Werte wurden in der Zeit der intensivsten Nutzung in den Sommermonaten erreicht. Höhere Koloniezahlen, die im Frühjahr und im Herbst auffielen, waren mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Verunreinigung durch Wasservögel zurückzuführen (Herzig 1996).

Da die Befunde aus dem Golser Kanal häufig stark erhöhte Koloniezahlen aufwiesen, wurde am Ende des Kanals beim Eintritt in den Schilfgürtel ein etwa ein Hektar großer Schönungsteich errichtet. Das Wasser aus dem Teich floss danach breitflächig durch den Schilfgürtel (Rojacz 1996); dies sollte zu einer Koloniereduktion führen.

3 Die weiteren Schritte in Richtung eines an Fragestellungen orientierten und angepassten Monitorings

Der Ausbau der Kanalsysteme und der ARAs auf den neuesten Stand der Technik und vor allem die Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (EC 2000) führten in den letzten 25 Jahren zu einer

deutlichen Verbesserung der Wasserqualität. Der fäkalen Verschmutzung wurde mit speziellen Qualitätszielen begegnet (EU-Badegewässerrichtlinie 2006, Österreichische Badegewässerverordnung 2009), die Einstufung der Badegewässer in Qualitätsklassen erfolgt durch statistische Bewertung der Konzentrationen der beiden Fäkalindikatorbakterien (FIB) *Escherichia coli* (EC) und intestinale Enterokokken (EK). Es ist zu erwähnen, dass das frühere auf Einzelmessungen beruhende Bewertungssystem durch ein System ersetzt wurde, das die Messwerte von vier aufeinander folgenden Badesaisonen umfasst, die Bewertung der Badewasserqualität also auf vielen Daten beruht. Die Schwankungen zwischen den einzelnen Messwerten werden dabei in Form statistischer Kenngrößen (90- und 95-Perzentil) berücksichtigt, die letztendlich für die Beurteilung ausschlaggebend sind. Für Gewässer, die für kurzfristige Verschmutzungseignisse anfällig sind (diese müssen dementsprechend nominiert werden), können im Ereignisfall die Grenzwerte auch für die Einzelfallbeurteilung herangezogen werden.

Das ab dem Jahr 2013 umzusetzende neue Beurteilungsverfahren (Badegewässerverordnung – BGewV 2009; EU-Badegewässerrichtlinie 2006) ergab für den Überwachungszeitraum 2010 bis 2013 an der EU-Badestelle Podersdorf eine Überschreitung des Perzentilwertes für ausreichende Qualität beim Parameter intestinale Enterokokken. Dieses Ereignis war nun der Anlass für die *Entwicklung eines mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzeptes für den Neusiedler See unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der relevanten Umlandgemeinden. Pilotstudie* (Sommer et al. 2018). Analyse und Management fäkaler Belastungen sollten auf den Erkenntnissen der Fachbereiche Wasserhygiene, Mikrobiologie, Hydrologie und Abwassertechnik in Verbindung mit innovativer molekularbiologischer Diagnostik und vertiefter Datenanalyse aufgebaut werden. Begonnen wurde mit einer Pilotstudie mit dem Ziel, eine Methodenkombination zu entwickeln, die es ermöglicht, die mikrobiologisch-hygienische Qualität von Oberflächengewässern unter Berücksichtigung ausgewählter Umweltfaktoren darzustellen, Einträge fäkaler Verunreinigungen qualitativ und quantitativ zu erfassen und deren Herkunft (Mensch, Tier) zu bestimmen. In einem

daran anschließenden, weiterführenden Untersuchungsprogramm konnten die entwickelten Methoden und Konzepte in ihrer Funktionalität überprüft und zusätzliche Daten in Podersdorf, im Golser Kanal, an der Wulka und an der EU-Badestelle Weiden erhoben werden (Sommer et al. 2018).

3.1 Langzeitdatenanalyse

Im Zeitraum 1987 bis 2013 wurde an der Biologischen Station Neusiedler See ein umfassender Datensatz zur mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität des Neusiedler Sees erarbeitet. Insgesamt wurden an 38 Probenahmepunkten in unterschiedlichen Probenahmeintervallen Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien bestimmt (Fäkalcoliforme bzw. *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken). Diese Daten wurden mit biologischen und chemischen Wasserqualitätsparametern sowie hydrographischen (Pegelstände, Wulkaabflussdaten, hydrographischer Dienst Burgenland) und meteorologischen Daten (Zentralanstalt für Meteorologie, Biologische Station Illmitz) verknüpft, um auf diese Weise die mikrobiologisch-fäkale Verschmutzungsmuster des Sees zu beschreiben und Hypothesen für deren Ursachen zu formulieren.

Die Wasserqualitätsdaten wurden daraufhin hinsichtlich ihrer Qualität kontrolliert. Bei einzelnen Parametern (z. B. *E. coli*; Trübe) war es im Laufe der Untersuchungsperiode zu Änderungen in der Methodik gekommen, sodass eine Konvertierung der Daten nötig war. Da die Wasserqualitätsdaten einiger Variablen auch hinsichtlich ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung nicht homogen waren, mussten diese entsprechend gefiltert werden (Details siehe Hatvani et al. 2018; Kirschner et al. 2018).

Schließlich wurden folgende Daten in die Datenbank übernommen:

- Zeitraum: 1992–2013;
- Probenpunkte: siehe Tab. 1 ($n=26$);
- Parameter: *Escherichia coli* (EC), intestinale Enterokokken (ENT), Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Totalphosphor, Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Chlorophyll a, Secchi-Tiefe, Niederschlag, Lufttemperatur, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Pegelstand.

In Abb. 1 sind die Befunde für die beiden Fäkalindikatoren (EC und ENT)

im Überblick dargestellt. Die Beprobungen im offenen See (Pp 5, 24, 27) erbrachten immer die niedrigsten Werte, kritische und starke Verschmutzung war in der Nähe von Siedlungen oder der Mündung der Vorflut von Kläranlagen (Pp 7, 29, 30, 33) zu finden. Das Verschmutzungsniveau im Umfeld von Pp 29 (Pp 26, 32) war wesentlich geringer, ein Hinweis darauf, dass die fäkale Verunreinigung durch die ARA-Vorflut Podersdorf nur kleinräumig wirksam wird. Die 7 EU-Badestellen wiesen gute bis ausgezeichnete Badewasserqualität auf.

3.1.1 Detektion der Hotspots fäkaler Belastung

Um eine Gesamtübersicht der fäkalen Belastung im Neusiedler See und die wichtigsten Einflussfaktoren zu bekommen, wurden die Probenpunkte anhand der Jahresmittelwerte der Fäkalindikatorkonzentrationen gruppiert und ihre Ähnlichkeiten mittels Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) ermittelt. Danach wurde untersucht, ob zwischen der ersten Komponente der PCA und den unabhängigen Wasserqualitäts- und meteorologischen Parametern eine Beziehung besteht, um so herauszufinden, welche Faktoren die *E.-coli-* (EC) und Enterokokkenkonzentrationen (ENT) über die Jahre an jenen Probenstellen steuern und am meisten zur Streuung der fäkalen Belastung beitragen. Diese Probenstellen wurden als *Hotspots* bezeichnet (Details zur Analyse in Hatvani et al. 2018). Die erste Hauptkomponente der *E.-coli*-PCA erklärte 41,2% der Gesamtvarianz und wurde als einzige für alle weiteren Analysen herangezogen. Im Falle der Enterokokken lag der Erklärungswert der ersten Hauptkomponente bei 34,0%. Als Hotspot wurden jene Stellen bezeichnet, für die die Gewichtungskoeffizienten („Korrelationskoeffizienten“) mit der ersten Hauptkomponente $>0,7$ waren. Die Hotspots sind also jene Stellen, die den Großteil der EC- und ENT-Varianz im See ausmachen. Es wurden mehr Stellen als EC-Hotspots identifiziert als von ENT, aber alle ENT-Hotspots sind gleichzeitig EC-Hotspots (Abb. 2).

Im Raum Podersdorf wurden die Pp 26 (EU-Badestelle), 29 (Einleitung Kläranlage), 30 (Einleitung Kläranlage) und 32 (Badestrand Podersdorf Nord) als Hotspots identifiziert, der Pp 25 (Mündungsbereich Golser Kanal) hin-

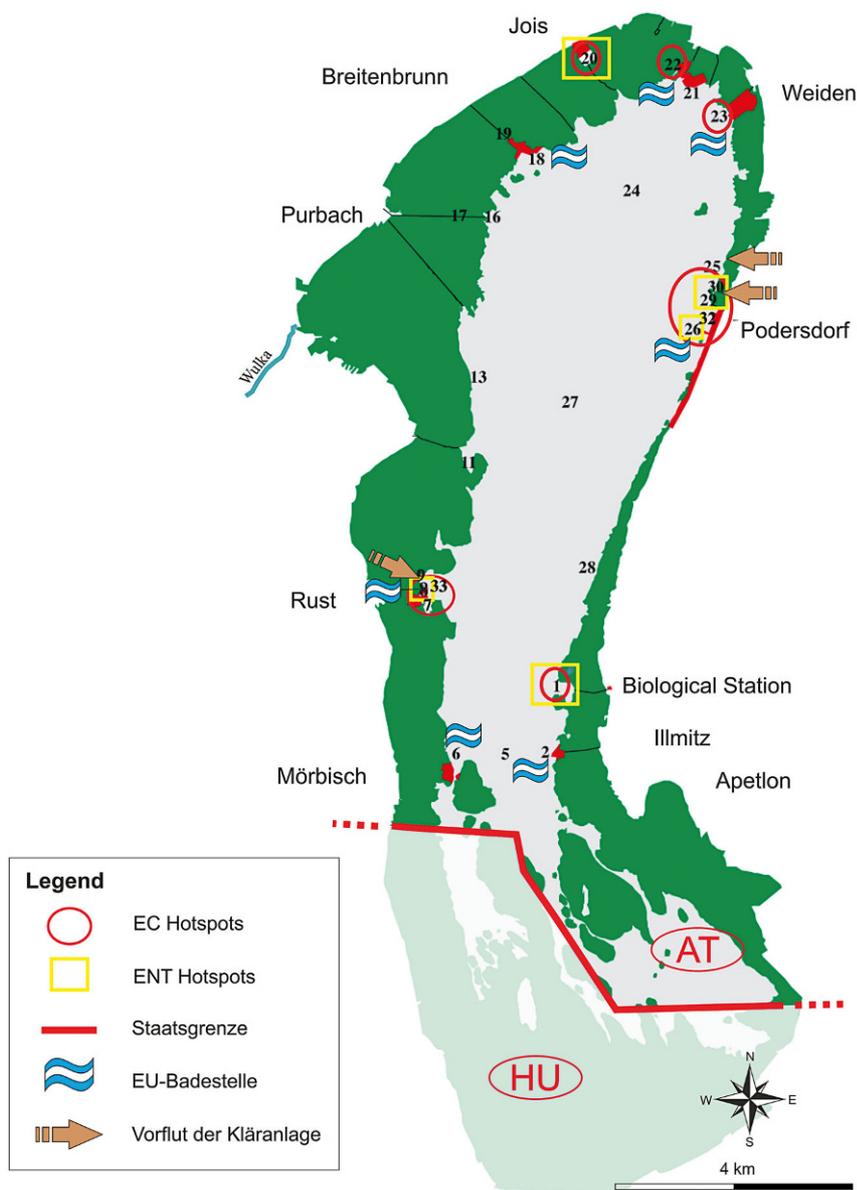


Abb. 2 Neusiedler See – Verteilung der Hotspots fäkaler Belastung. Modifiziert nach Hatvani et al. (2018)

gegen nicht. Im Raum Neusiedl wurde der Pp 22 (Segelhafen-Kanal) als Hotspot identifiziert, der Pp 21 (EU-Badestelle) hingegen nicht. Im Raum Rust wurden die Pp 7 (Bucht mit Badehütten), 8 (Hafen/Hotelbereich) und 33 (Ruster Bucht) als Hotspots erkannt. Pp 9 lag mit einem Gewichtungskoeffizienten von 0,68 (für EC) nur knapp unter dem Grenzwert von 0,7. Die restlichen Hotspots waren die EU-Badestelle Weiden am See (Pp 23), der Hafen Jois (Pp 20, inkl. Einleitung Kläranlage Jois) sowie überraschenderweise Pp 1 (Bucht Biologische Station Illmitz).

Im folgenden Abschnitt werden die Verschmutzungsereignisse an den Hotspots näher beschrieben und mit meteorologischen Messdaten in Verbindung gebracht. Als Verschmutzungsereignisse wurden alle jene Messdaten betrachtet, bei denen die EC-Konzentrationen größer als $\log=3$ (1000 MPN pro 100ml) oder bei denen die ENT-Konzentrationen größer als $\log=2,6$ (400 KBE/100ml) lagen. Diese Werte wurden ausgewählt, da sie in der Österreichischen Badegewässerverordnung als Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungsereignisse festgelegt sind (Österreichische Badegewässerverord-

nung 2009, idgF). Als Wetterereignisse wurden jene Messdaten betrachtet, bei denen die täglichen Niederschlagsmengen oder maximalen Windgeschwindigkeiten in der statistischen Analyse als Ausreißer oder Extremwerte eingestuft wurden (Hatvani et al. 2018; Kirschner et al. 2018).

Pp 1 liegt im Zentrum einer Bucht, die sich am Ende eines breiten Schilfkanals aufweitet, der zur Biologischen Station Neusiedler See führt. Die Bucht wurde und wird vor allem an Wochenenden von vielen Segelbooten als Badeplatz benutzt. Im Zeitraum 1992 bis 2013 wurden am Pp 1 vier ENT-Ereignisse beobachtet (Abb. 3). Von den 4 Ereignissen stand nur eines in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Die vor Anker liegenden Segelboote und die Aktivitäten im Rahmen des Badebetriebes könnten die Verursacher der gefundenen Verschmutzungsereignisse sein.

Der Pp 7 im Raum Rust liegt in der südlichen Bucht, umgeben von vielen Schilfrandhütten. Es wurden ein EC- und 4 ENT-Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abb. 3). Ein eindeutiger Langzeittrend war nicht zu beobachten; starke Schwankungen der Messwerte und Überschreitungen wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums beobachtet. Von den insgesamt 5 EC-/ENT-Ereignissen standen 3 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Es können allerdings die Seehütten einen potenziellen Einfluss auf das Auftreten von Ereignissen haben.

Am Pp 8, EU-Badestelle Rust, wurden 3 ENT-Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abb. 3). Diese Ereignisse wurden alle vor dem Jahr 2003 beobachtet, 2 standen in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Ab 2003 waren die Werte niedriger als davor (t-Test, $p > 0,001$, Kirschner et al. 2018).

Der Pp 33 befindet sich vor dem Zufluss eines Kanals, der vor dem Jahr 2000 die Abwässer der Kläranlage Rust aufnahm. Nach Einbindung der Abwasserentsorgung Rust in den Reinhalteverband Neusiedler See – Westufer und Inbetriebnahme der Kläranlage im März 2000, gingen die Werte beider Fäkalindikatoren deutlich zurück (Abb. 3 und 4). Von den insgesamt 19 EC-/ENT-Ereignissen standen 14 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Bis auf ein ENT-Ereignis im Jahr 2003 traten alle Ereignisse

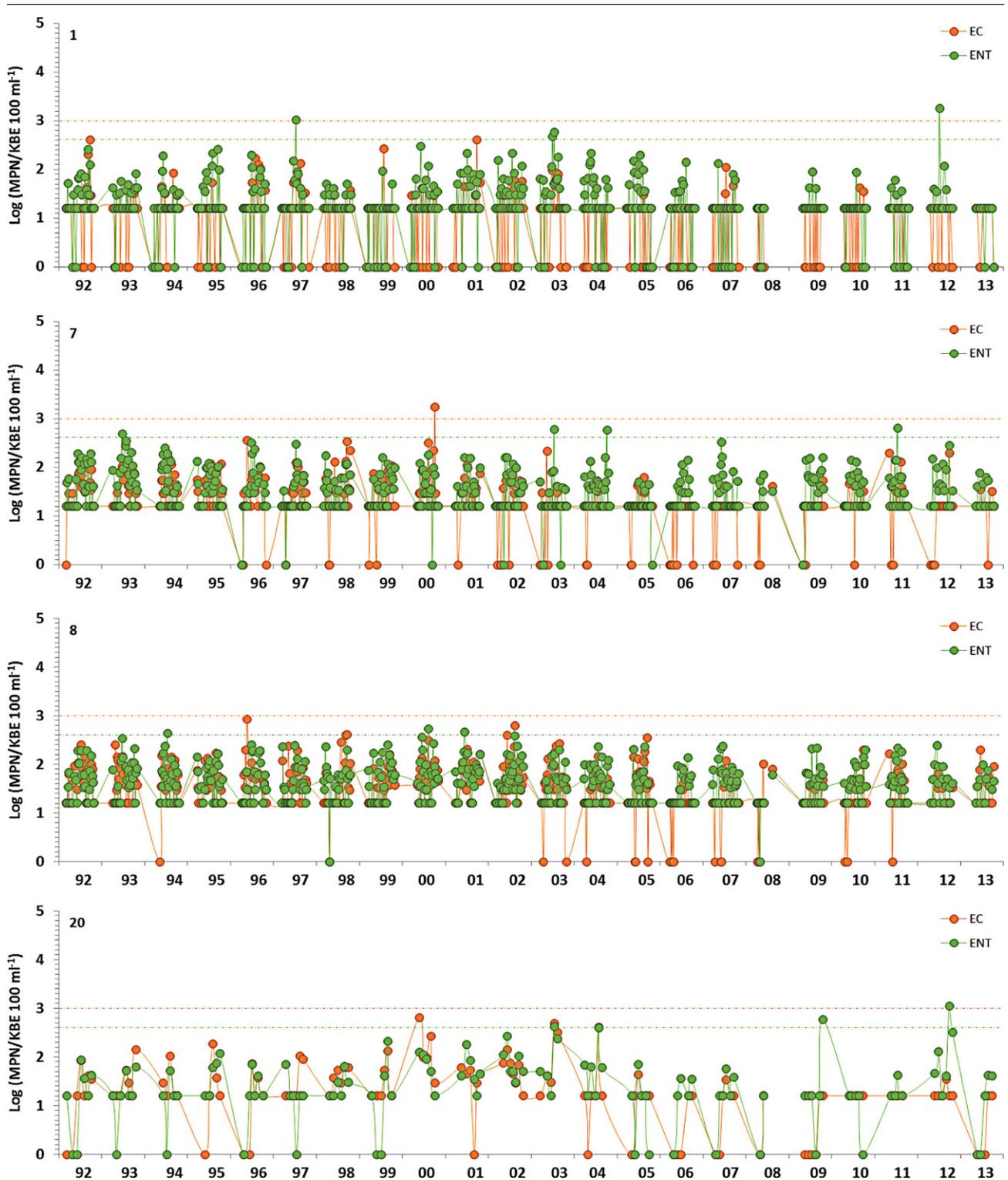


Abb. 3 Zeitlicher Verlauf der *E. coli*- (EC) und Enterokokken- (ENT) Konzentrationen an den Hotspots (Pp 1, 7, 8, 20, 22, 23, 29, 33) von 1992 bis 2013. Die orange (EC) und die grüne (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. Daten sind \log_{10} transformiert

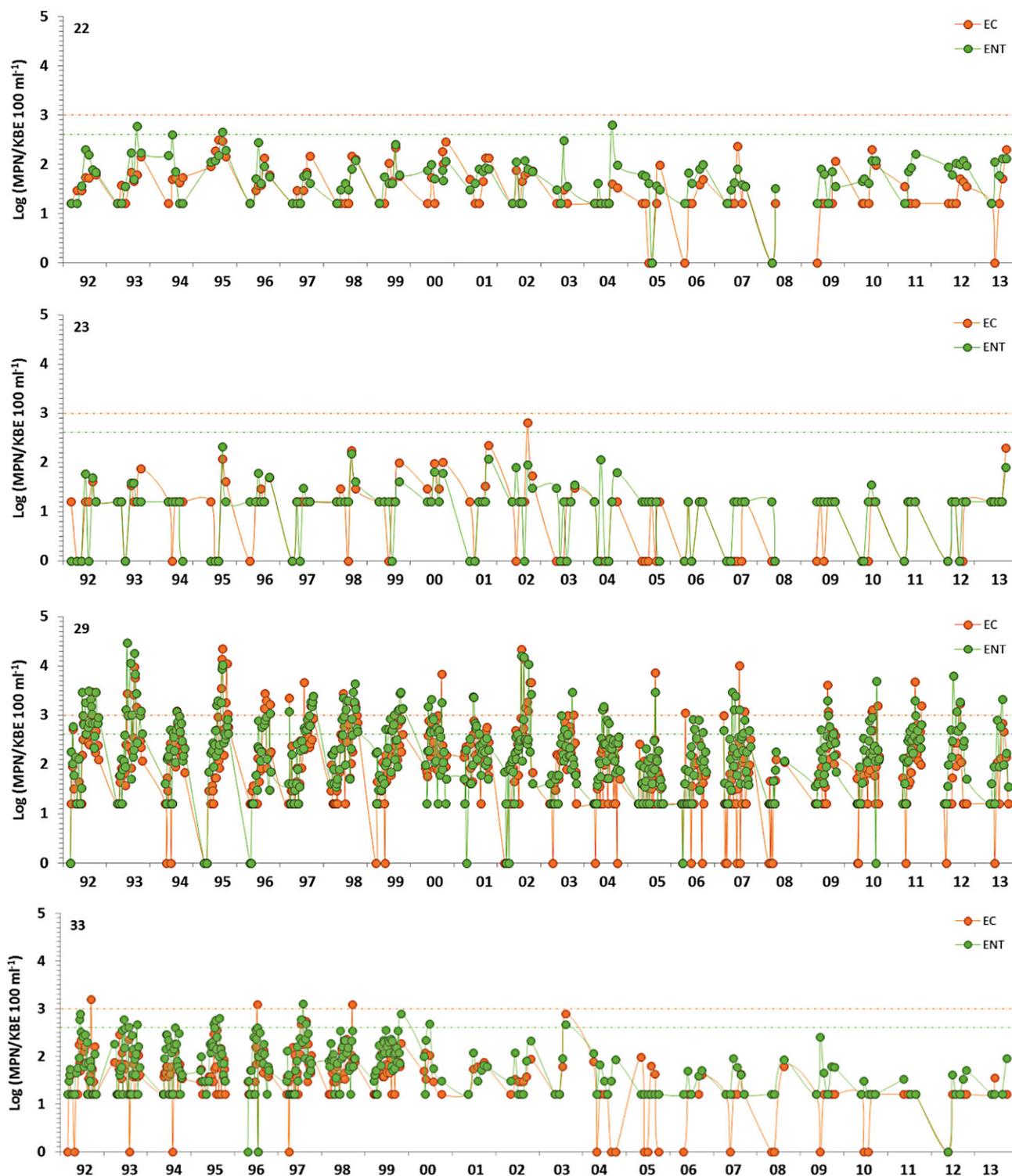


Abb. 3 (Fortsetzung)

vor der Inbetriebnahme der Kläranlage des Reinhaltungsverbandes Neusiedler See Westufer im März 2000 auf. Dieses singuläre Ereignis stand nicht im Zusammenhang mit Wetterereignissen.

In den Hafen Jois (Pp 20) mündet diffus die Vorflut der gereinigten Abwässer der Kläranlage Jois. Weiters befindet sich dort das Seebad Jois (keine offizielle EU-Badestelle). Am Pp 20 wurden im Zeitraum von 1992 bis 2013 vier ENT-

Ereignisse beobachtet (Abb. 3). Von den insgesamt 4 ENT-Ereignissen standen 2 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. An diesem Probenpunkt können lokale Faktoren eine große Rolle spielen, da hier intensive Freizeitak-

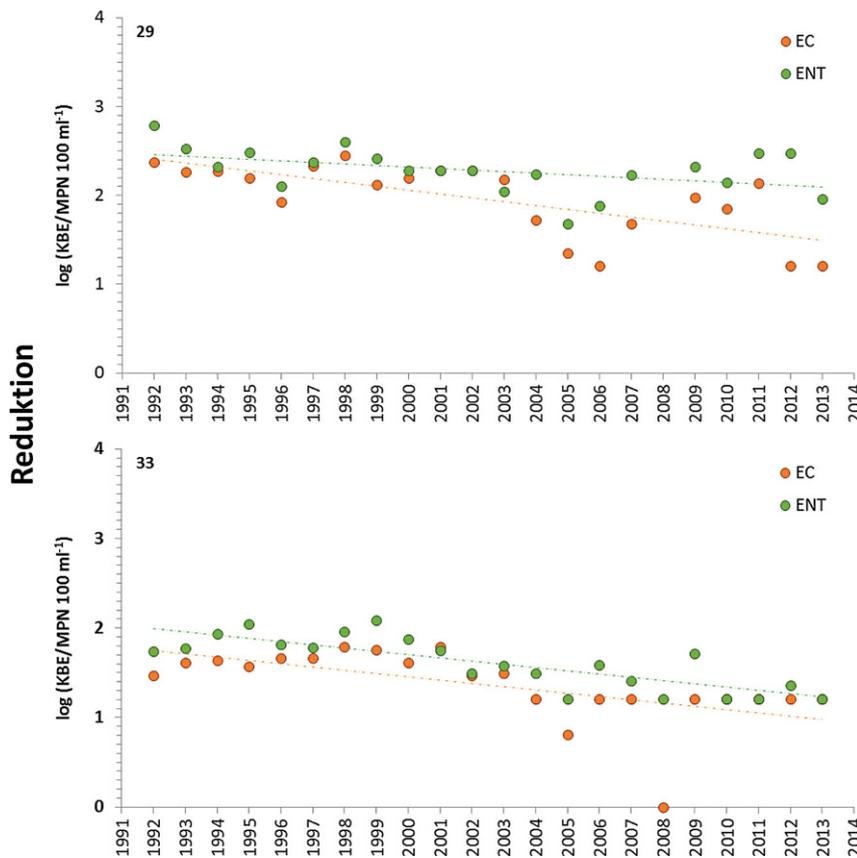


Abb. 4 Langzeitentwicklung der Mediane von *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) an den Probenpunkten 29 und 33. Daten sind \log_{10} transformiert

tivitäten stattfinden und auch die gereinigten Abwässer der Kläranlage Jois einmünden.

Im Raum Neusiedl wurde nur der Pp 22 als Hotspot mikrobiologisch-fäkaler Verschmutzung identifiziert. Dabei handelt es sich um einen Probenpunkt im Kanal des Segelhafens West. An diesem Probenpunkt wurden 3 ENT-Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abb. 3). Alle Ereignisse standen in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Besonders ist zu erwähnen, dass der Pp 21 (EU-Badestelle) nicht als Hotspot fäkaler Belastung identifiziert wurde.

Der Pp 19 in Breitenbrunn (Yachthafen West) wurde durch die Hauptkomponentenanalyse zwar nicht als Hotspot ausgewiesen, die Schwankungsbereiche und Konzentrationen waren jedoch so groß, dass er durch den empirischen Befund in die Liste der Hotspots aufgenommen wurde. An diesem Probenpunkt wurden 1 EC- und 9 ENT-Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet. Von den insgesamt 10 EC-/ENT-Ereignissen standen 6 in zeitli-

chem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Dabei war erstaunlich, dass zweimal Südwind zu ENT-Ereignissen führte, außerdem traten 4 Ereignisse ohne zeitlichen Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen auf. Dies könnte auf die spezifische Situation des Hafens zurückzuführen sein, da hier die Boote als potenzielle Verschmutzungsquellen berücksichtigt werden müssen.

Der Pp 26, EU-Badestelle Podersdorf, liegt wenige Meter südlich des Leuchtturms Podersdorf und ist damit sowohl im Einflussbereich des Südstrandes als auch potenzieller von Norden kommender Anströmungen belasteter Wässer aus dem Zufluss gereinigter und desinfizierter Abwässer aus der Kläranlage Podersdorf aber auch von Wässern des Nordgrabens und Julagrabens (Pp 29). In der 22-jährigen Untersuchungsperiode 1992 bis 2013 wurden am Pp 26 drei EC- und fünf ENT-Ereignisse beobachtet, alle in den Jahren 1997 bis 2003 (Abb. 5). Nach 2003 kam es zu deutlichen Rückgängen der ENT- und EC-Konzentrationen. Von den insgesamt 8 EC-/ENT-Ereig-

nissen standen 6 in einem zeitlichen Zusammenhang mit Wetterereignissen. Es muss erwähnt werden, dass es zu vielen Zeitpunkten mit heftigen Regenfällen oder Windereignissen keine Probenahme in zeitlicher Nähe gab (auch aufgrund der Unmöglichkeit, an solchen Terminen Proben zu nehmen), sodass nicht ausgeschlossen werden kann, dass Verschmutzungsereignisse nicht entdeckt wurden. Um kausale Zusammenhänge zwischen den Wetter- und Verschmutzungsereignissen herstellen zu können, müssten in wesentlich geringeren Zeitabständen (täglich) Proben genommen und analysiert werden. Dies gilt natürlich für alle Probenahmestellen. Lokal bedingte Verschmutzungen ohne Zusammenhang mit Wetterereignissen können an diesem Standort ihre Verursacher in Badegästen, Kot von Wasservögeln an den Stränden oder auch in der Anströmung belasteter Abwässer haben.

Der Pp 32 befindet sich zentral im Bereich des Nordstrandes von Podersdorf. Dieser ist strömungsmäßig weniger an die überwiegend von Norden nach Süden strömenden Wassermassen angeschlossen und somit weniger anfällig für Abwasserbelastungen des Abwasserpfades Podersdorf. An dieser Probenahmestelle wurden während der 22-jährigen Untersuchungsperiode nur 3 ENT-Ereignisse verzeichnet. Alle 3 standen in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Wie schon beim Pp 26 waren in den Jahren 1997 bis 2003 im Durchschnitt die höchsten Werte zu beobachten, danach gingen die Werte – mit Ausnahme eines Ereignisses im Jahr 2010 – zurück. Lokal bedingte Verschmutzungen ohne Zusammenhang mit Wetterereignissen an diesem Standort dürften vor allem auf Badegäste und Kot von Wasservögeln an den Stränden zurückgehen.

Der Pp 29 liegt vor der südlichen Einmündung (nördlich davon Pp 30) des Abwasserpfades Podersdorf (Kläranlage, Nordgraben, Julagraben, Schönungsteiche) in den See. An diesem Probenpunkt wurden im Untersuchungszeitraum 32 EC-Ereignisse beobachtet, die einzeln analysiert werden konnten. Darunter lagen mehrere Messwerte an unmittelbar aufeinander folgenden Zeitpunkten über dem Grenzwert, sodass insgesamt 53 Beobachtungen aus 569 Messungen erhöhte Werte (9,3%) zeigten. Die Anzahl der ENT-Ereignisse war hingegen deutlich höher (164 Messwerte über dem Grenzwert

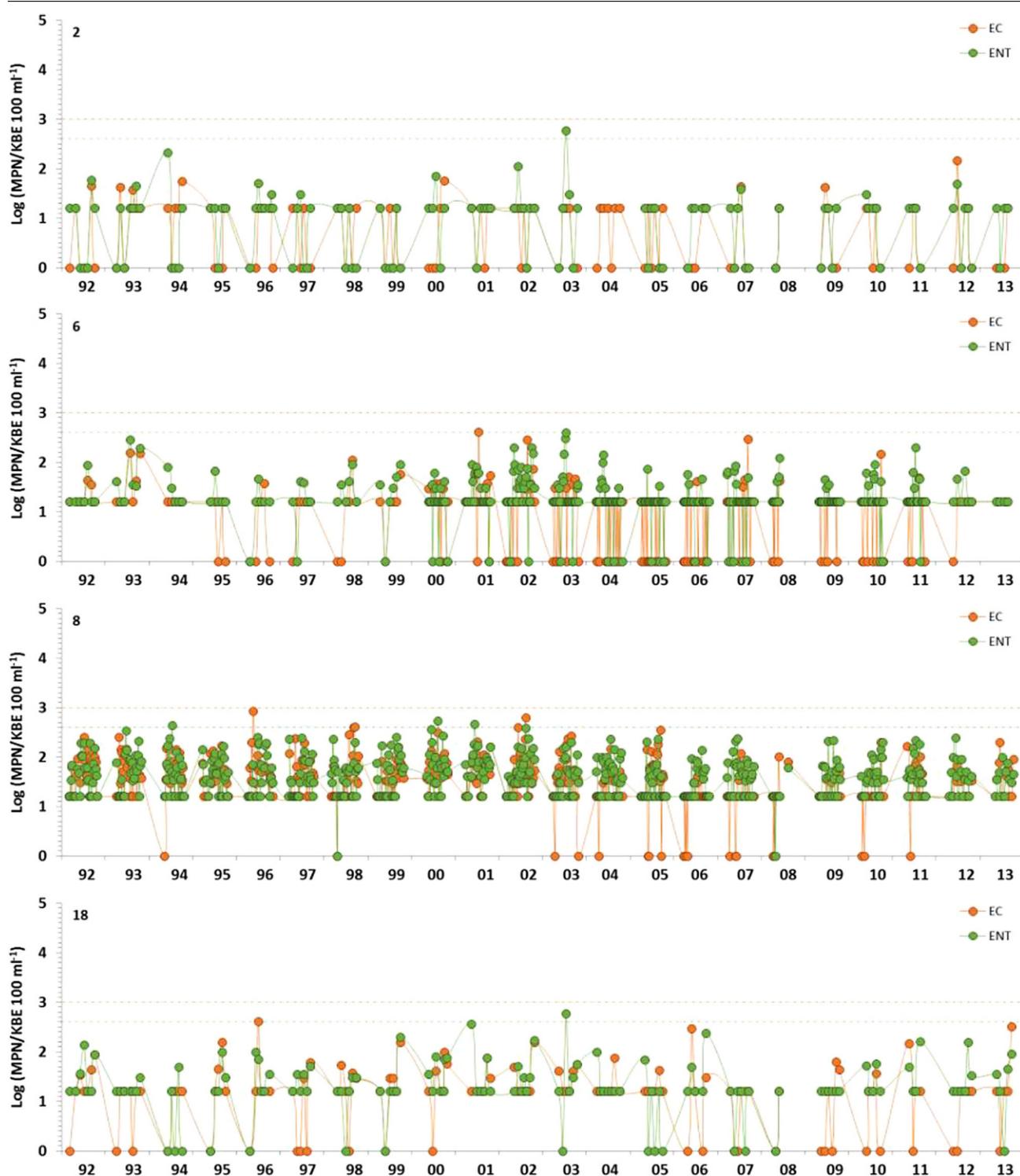


Abb. 5 Zeitlicher Verlauf der *E. coli*- (EC) und Enterokokken- (ENT) Konzentrationen an den EU-Badestellen (Pp 2 – Illmitz, 6 – Mörbisch, 8 – Rust, 18 – Breitenbrunn, 21 – Neusiedl, 23 – Weiden, 26 – Podersdorf). Die orange (EC) und die grüne (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. Daten sind \log_{10} transformiert



Abb. 5 (Fortsetzung)

von 569 Messwerten=28,8%), mit langen Zeiträumen, in denen durchgehend Werte über dem Grenzwert gefunden wurden (z.B. 21.7. bis 6.10. 1997 oder 13.6. bis 17.7. 2000) (Abb. 3). Dadurch war es für den Parameter ENT unmöglich, die Werte bestimmten Wetterereignissen zuzuordnen. Von den insgesamt 32 EC-Verschmutzungsereignissen standen 18 in einem zeitlichen Zusammenhang mit Wetterereignissen, 14 Ereignisse jedoch nicht. Es ist also davon auszugehen, dass auch abseits von extremen Wetterereignissen fäkale Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 29 auftreten. Betrachtet man Abb. 4, so ist über alle Jahre hinweg ein Abwärtstrend für beide Parameter zu beobachten, der jedoch nur für die EC-Werte statistisch signifikant war ($r=0,7$,

$p<0,05$) (Kirschner et al. 2018). Nach den relativ niedrigen Werten 2005 und 2006 kam es jedoch wieder zu einer Zunahme, die erst in den Jahren 2012 bis 2013 wieder zurückging. Generell lagen die ENT-Werte deutlich über den EC-Werten.

Der Pp 30 ist etwas nördlicher gelegen als Pp 29 und ebenfalls im Einflussbereich des Kläranlagenzuflusses in den See. Dennoch wurden deutlich geringere EC- und ENT-Werte gemessen. Insgesamt wurden 4 EC- und 5 ENT-Ereignisse im Zeitraum 1992 bis 2013 beobachtet. Von den insgesamt 9 EC-/ENT-Ereignissen standen alle in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen, wobei mit einer Ausnahme auch alle mit starken Niederschlägen korrelierten. Dies lässt den Schluss zu, dass

die Abwässer des Abwasserpfades Podersdorf nur bei Starkregenereignissen auch beim Pp 30 in den See gelangen.

Der Pp 25 wurde bei der Hauptkomponentenanalyse zwar nicht als Hotspot erkannt, er wurde aber in die spezifischen Analysen miteinbezogen, da hier ein Verdacht besteht, der Golser Kanal könnte gelegentlich/kurzfristig einen Einfluss auf die Wasserqualität der Badestellen in Podersdorf haben. Der Zufluss des Golser Kanals liegt etwa 2 km nördlich des Podersdorfer Strandbades und könnte aufgrund der dauerhaften Nord-Süd-Strömung des Wassers belastetes Wasser zu den Podersdorfer Badebereichen bringen. Insgesamt wurden am Pp 25 im Untersuchungszeitraum 3 EC- und 6 ENT-Ereignisse beobachtet. Die meisten Überschrei-

tungen wurden in den Jahren 2000 bis 2006 gefunden, aber auch 2013 kam es zu zwei ENT-Ereignissen. Von den insgesamt 9 EC-/ENT-Ereignissen standen 7 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen.

Im Rahmen der Pilotstudie (weiterführendes Untersuchungsprogramm) wurden im Golser Kanal 13 Untersuchungsserien durchgeführt. Auffällig waren die bereits hohen Konzentrationen und Frachten an Fäkalindikatororganismen im Golser Kanal vor der Einleitung des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof und der fäkale Eintrag im Bereich der Bahnbrücke. Erhöhte Konzentrationen traten vor allem beim viralen Parameter somatische Coliphagen auf. Die Konzentrationen und Frachten des persistenten Fäkalindikators Sporen von *Clostridium perfringens* nahmen über die Fließstrecke (ca. 8 km) nicht ab. Dies indiziert, dass widerstandsfähige Krankheitserreger entlang des Kanals ebenfalls nicht absterben. Die fäkale Herkunftsbestimmung ergab überwiegend humane fäkale Belastung (Farnleitner et al. 2018). Allerdings wurden im Golser Kanal auch Marker von Rinderfäkalien festgestellt. Es ist anzunehmen, dass diese aus dem näheren Einzugsbereich durch Niederschlagswasser in den Kanal eingespült wurden. Sehr wahrscheinlich sind für diesen Eintrag tierischer Dünger oder Weidebetrieb verantwortlich. Wie schon oben erwähnt, kann auf der Basis dieser Daten eine negative Beeinflussung der Wasserqualität in Podersdorf unter Berücksichtigung der Strömungsverhältnisse nicht ausgeschlossen werden, aber nur eine höhere zeitliche Untersuchungsfrequenz und räumliche Auflösung können Antworten zu diesem Problem liefern (Sommer et al. 2018).

3.1.2 Zusammenfassung der Situation an den Hotspots

Im Neusiedler See kommt es bei Enterokokken wesentlich öfter zu Überschreitungen der Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungen, als bei *E. coli*. Enterokokken scheinen demnach für die Beurteilung der mikrobiologisch-hygienischen Qualität des Neusiedler Sees der bessere Parameter zu sein. Es ist bekannt, dass Enterokokken längere Überlebenszeiten in Gewässern aufweisen (Davies et al. 1995) und insbesondere für saline Gewässer der zuverlässigere Parameter sind (Kirschner et al. 2004). Für beide Parameter standen

Verschmutzungsereignisse in 60% der Fälle mit extremen Wetterereignissen in zeitlichem Zusammenhang. In einer stochastischen Analyse konnte gezeigt werden, dass die Varianz der fäkalen Verschmutzung an den Hotspots signifikant mit Windgeschwindigkeiten korreliert und auch in der empirischen Analyse war Wind ein entscheidender Faktor (Hatvani et al. 2018; Kirschner et al. 2018). Windereignisse waren oft mit Niederschlagsereignissen verknüpft (22% der EC- und 19% der ENT-Ereignisse), in einigen Fällen waren heftige Niederschläge ohne extremen Wind ausschlaggebend (12% der EC- und ENT-Ereignisse). Starker Wind kann einerseits zur effektiven Aufwirbelung von Sedimenten führen, die oft erhöhte Konzentrationen an Fäkalindikatoren beherbergen (Alm et al. 2003), andererseits auch ein verstärktes Ausströmen belasteter Wasser aus Schilfkanälen bewirken, wie z.B. bei Pp 25 – Zufluss Golser Kanal, Pp 29 – Zufluss Kläranlage Podersdorf, Pp 33 – Zufluss Kanal Rust, Pp 22 – Hafen Neusiedl, Pp 20 – Hafen Jois, was die im Einzugsbereich liegenden Probenpunkte beeinflusst.

Heftige Niederschläge können auf verschiedene Arten zu erhöhten Fäkalindikator-Konzentrationen führen. Sie führen einerseits zum diffusen Einschwemmen von Tierfäces vom Ufer des Sees wie z.B. Gänsekot an diversen Badestränden oder Kot von Weidetieren und Pferden im Seevorgelände. Es ist auch denkbar, dass nach zeitlich weiter zurückliegenden Regenfällen Fäkalbakterien in den Schilfgürtel geschwemmt werden und bei Tage später stattfindenden Windereignissen dann im See landen. Andererseits können hohe Fäkalindikatorkonzentrationen aus Punktquellen durch heftige Regenfälle mobilisiert werden, wenn die Rückhaltekapazitäten der Kläranlagen, wie jene in Podersdorf, überschritten werden oder Kanäle wie der Nordgraben und Südgraben in Podersdorf erhöhte Wassermengen in den See einbringen.

Trotz der großen Bedeutung, die extreme Wetterereignisse und im Speziellen extreme Niederschlagsereignisse auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität des Neusiedler Sees haben, darf nicht übersehen werden, dass nur etwa 30–35% aller an den Hotspots beobachteten Verschmutzungsereignisse auf extreme Niederschläge zurückzuführen waren, ein großer Anteil (etwa 40%) nicht durch Niederschlags- bzw. Wetterereignisse erklärt werden kann-

te. Lokale Besonderheiten spielen bei jedem Hotspot eine Rolle, aber auch der an schönen Tagen große Besucherandrang (Badegäste, Surfer, Segler), der direkt (Ausscheidungen im See) oder indirekt (über erhöhte Abwasserreinleitungen aus den Kläranlagen Podersdorf, Jois) zu einer erhöhten fäkalen Belastung im See führen kann. Eine Verknüpfung mit Daten über aktuelle BesucherInnenzahlen in den Freibädern und Übernachtungszahlen könnte darüber mehr Aufschluss geben.

3.1.3 EU-Badestellen

Die meisten EU-Badestellen wurden nicht als Hotspots fäkaler Belastung identifiziert. Dies schließt allerdings das Auftreten einer fäkalen Verschmutzung nicht aus. Schwankungen fäkaler Belastung in geringer Anzahl und geringer Höhe waren vorhanden, aber diese bilden nur einen nicht signifikanten Anteil an der gesamten EC- beziehungsweise ENT-Varianz im See.

An der EU-Badestelle Illmitz (Pp 2) wurde ein ENT-Ereignis im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abb. 5). Dieses stand in zeitlichem Zusammenhang mit einem Windereignis. Illmitz wies von allen EU-Badestellen die geringsten Werte fäkaler Indikatoren auf. Ebenso wurde an der EU-Badestelle in Mörbisch (Pp 6) nur ein ENT-Ereignis beobachtet (Abb. 5). Dieses stand ebenfalls mit einem Windereignis in zeitlichem Zusammenhang. An der EU-Badestelle Breitenbrunn (Pp 18) wurde im Untersuchungszeitraum ein ENT-Ereignis beobachtet (Abb. 5). Schwankungen mit ENT-Werten $> \log 2$ traten während der gesamten Untersuchungsperiode auf. Das einzige ENT-Ereignis stand im zeitlichen Zusammenhang mit einem Windereignis. Andere Verursacher sind nicht auszuschließen (siehe Pp 19). An der EU-Badestelle Neusiedl (Pp 21) wurde ein ENT Ereignis im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abb. 5). Dieses stand ebenfalls mit einem Windereignis in zeitlichem Zusammenhang. Die EU-Badestelle Weiden am See (Pp 23) wurde in der Hauptkomponentenanalyse aufgrund seines Gewichtungskoeffizienten $> 0,7$ als Hotspot eingestuft. Allerdings konnten an diesem Probenpunkt im gesamten Untersuchungszeitraum keine EC- oder ENT-Ereignisse beobachtet werden (Abb. 5). Daher wurde diese Badestelle in der abschließenden sta-

tistischen Beurteilung aus der Liste der Hotspots herausgenommen.

Dass die ursprüngliche Auswertung als Hotspot durchwegs berechtigt war, zeigte sich im Juli 2017, als an der Badestelle Weiden stark erhöhte Konzentrationen an Fäkalbakterien auftraten (Sommer et al. 2018). Die Überschreitungen der Grenzwerte führten zum Erlass eines temporären Badeverbots. Dieser Vorfall wurde in dem an die Pilotstudie anschließenden, zusätzlichen weiterführenden Untersuchungsprogramm zum Anlass genommen, eine Herkunftsbestimmung der mikrobiologischen Fäkalcontamination durchzuführen. Es kamen zwei humane Fäkalmarker sowie Marker für Wiederkäufer, Schwein und Möwe zum Einsatz. In drei Proben an zwei Probenahmeterminen fand man mit Wiederkäuern assoziierte genetische Fäkalmarker (Rind). Weiters wurde der mit Möwen assoziierte genetische Fäkalmarker nachgewiesen. Zu keinem der drei Zeitpunkte wurde an den drei Probenpunkten des Badestrands Weiden human-assoziierte Fäkalbelastung festgestellt. Diese Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass der Seebereich Weiden an zwei Untersuchungsterminen durch Rinderfäkalien belastet war (Sommer et al. 2018).

Auch an den EU-Badestellen, die keine Hotspots fäkaler Belastung darstellten, wurden zum Teil (vor allem Breitenbrunn, Mörbisch) häufige und große Schwankungen der fäkalen Belastung gefunden. Werte $\gg 100$ KBE/MPN pro 100 ml (log 2) wurden an allen Stellen nachgewiesen. Allerdings wiesen 4 der 5 österreichischen EU-Badestellen nur an einem einzigen Zeitpunkt ein ENT-Ereignis auf, während die EC-Daten unauffällig waren. Dieser Befund könnte dahingehend interpretiert werden, dass es an diesem Tag zu einem laborbedingten Fehler in der Probenaufarbeitung gekommen ist. Es ist allerdings auch möglich, dass eine hohe Anzahl an Bade- und Freizeitgästen zu diesen Anstiegen beigetragen hat. Der Sommer des Jahres 2003 war besonders heiß und trocken, sodass anzunehmen ist, dass sich gerade zu Ferienbeginn (kurz vor dem 14. Juli) besonders viele Urlaubsgäste am See aufhielten, die zu einer Erhöhung der Werte beigetragen haben könnten (Kirschner et al. 2018).

Als Ergänzung sei angemerkt, dass für die EU-Badestelle Fertőrákos (Ungarn), wo nur für die Jahre 2004 bis 2012 Daten zur Verfügung standen, die Befunde unter den Grenzwerten für kurz-

fristige Verschmutzungsereignisse lagen (Kirschner et al. 2014).

3.1.4 Fäkale Belastung der Wulka im Mündungsbereich in den See

Die Wulka ist mit Abstand der größte Zubringer des Neusiedler Sees mit Abflussmengen, die im Median der Jahre 1992 bis 2013 bei $0,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, die Minima bei $0,22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und die Maxima bei $34,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ lagen. An der Wulka befinden sich 3 große Kläranlagen (Wulkaprodersdorf, Eisenstadt, Schützen), die ihre Abwässer direkt oder indirekt in die Wulka entlasten. Da diese Kläranlagen für eine optimale Nährstoffreduktion (C, N, P) nach dem Stand der Technik ausgebaut sind, jedoch nicht (wie die Kläranlage Podersdorf) über eine nachgeschaltete Desinfektion verfügen, muss davon ausgegangen werden, dass signifikante Mengen an mikrobiologisch-fäkaler Verschmutzung über die Wulka in den See gelangen (Kirschner et al. 2018), wovon ein großer Teil der Frachten durch den breiten Schilfgürtel reduziert wird (Filtration, Sedimentation, Absterben) (Magyar et al. 2013; Dinka et al. 2016).

Neben zeitlich hochauflösenden Messungen der mikrobiologisch-fäkalen Belastung an der Zuflussstelle der Wulka in den Schilfgürtel müssten im Wulkadelta (im Schilfgürtel und im offenen See) räumlich hochauflösende mikrobiologische und hydraulische Messungen durchgeführt werden, die vor allem die Fließwege des Wassers aufspüren sollten. Die einzigen zur Verfügung stehenden Langzeitdaten beziehen sich auf den Pp 13 im offenen See im Bereich des Wulkadeltas (Abb. 1). Aufgrund fehlender detaillierter räumlicher Untersuchungen muss davon ausgegangen werden, dass dieser Probenahmepunkt nicht der einzige im Mündungsbereich der Wulka ist, an dem das Wasser der Wulka in den See gelangt.

Während des Untersuchungszeitraums 1992 bis 2013 wurden 1 EC- und 3 ENT-Ereignisse am Pp 13 beobachtet. Alle Verschmutzungsereignisse waren mit meteorologischen und dadurch bedingten hydrologischen Ereignissen verknüpft. Für viele hydrologische/meteorologische Ereignisse wurden aufgrund des großen zeitlichen Abstands der folgenden Probenahme keine mikrobiologische Auswirkung nachgewiesen. Außerdem könnte das ein oder andere Mal ein Verschmut-

zungsereignis am Pp 13 nicht registriert worden sein, da aufgrund einer geänderten Fließrichtung das kontaminierte Wasser an einem anderen Punkt in den See geflossen ist.

Im weiterführenden Untersuchungsprogramm der Pilotstudie wurden 5 Untersuchungsserien an der Wulka durchgeführt. Die Wulka erwies sich erwartungsgemäß als Zubringer mit den höchsten Frachten an Fäkalindikatororganismen, hierfür liegen nun erstmalig quantitative Daten vor. Die ARAs erzielten Reduktionen von Fäkalindikatororganismen im Bereich von 2,5 log. Trotz dieser Leistung, die dem Stand der Reinigungstechnik von konventionellen Kläranlagen entspricht, bedeuten die Einleitungen der Kläranlagenabläufe in Summe eine hohe mikrobielle fäkale Fracht für den Neusiedler See (Sommer et al. 2018). Auch in diesen Untersuchungen zeigte sich, dass es trotz des breiten Schilfgürtels zu teils stark erhöhten Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen in den Seeproben kam. Im vorliegenden Projekt war nur eine Seestelle (Pp 13) im Bereich des Zuflusses der Wulka einbezogen, sie wies allerdings im Vergleich zu den Seestellen im Bereich Podersdorf die höchste Konzentration an Sporen von *C. perfringens* auf. Aufgrund fehlender Daten in diesem Bereich des Sees kann keine Aussage gemacht werden, ob die gewählte Seestelle repräsentativ für die dort vorliegende Wasserqualität ist (Sommer et al. 2018).

Ein detailliertes zeitlich und räumlich hochauflösendes Untersuchungsprogramm für das Wulkadelta hat daher eine hohe Priorität, um die Auswirkungen der Wulka auf die mikrobiologisch-hygienische Qualität des Neusiedler Sees erfassen zu können. In diesen Untersuchungen sollte die in der Pilotstudie entwickelte Methodik – Bestimmung mikrobiologischer Standard- und Zusatzparameter, chemischer Indikatoren und fäkale Herkunftsbestimmung mit genetischen Markern – Anwendung finden (Sommer et al. 2018).

3.2 Badegewässereinstufung nach der Österreichischen Badegewässerverordnung

Die Einteilung der Badegewässer in verschiedene Qualitätskategorien, wie sie auf Basis der EU-Badegewässerrichtlinie (2006) und in der darauf aufbauenden Österreichischen Badegewässerverordnung (BGewV) (2009)

EU Badestellen			1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
2	EC	90-P	32	28	23	16	16	24	24	24	24	16	16	16	22	23	27	27	23	37	34
		95-P	37	32	26	16	16	26	26	26	26	16	16	16	23	25	30	30	25	45	42
	ENT	90-P	43	42	42	26	25	27	25	35	67	72	72	64	22	21	22	24	26	25	26
		95-P	53	53	52	28	28	30	29	41	91	102	102	89	24	23	24	27	28	28	28
6	EC	90-P	52	51	21	32	36	33	42	43	40	37	30	23	25	27	27	30	25	24	26
		95-P	67	65	22	37	43	38	51	53	49	44	34	24	27	30	31	35	28	27	29
	ENT	90-P	85	83	43	46	53	44	49	63	66	66	58	42	34	34	35	39	42	41	45
		95-P	117	113	52	56	66	54	61	81	87	87	76	52	40	40	41	47	51	49	56
8	EC	90-P	125	129	126	130	122	118	123	128	138	113	110	78	58	59	34	38	47	46	63
		95-P	166	173	170	180	169	162	167	172	188	154	152	104	74	77	40	46	59	58	81
	ENT	90-P	137	143	130	118	122	133	154	166	156	138	111	92	95	78	87	99	100	112	108
		95-P	187	198	180	160	169	185	215	232	217	189	151	123	127	103	115	133	134	150	144
18	EC	90-P	47	61	72	78	75	61	63	70	64	56	51	59	49	50	57	32	51	44	62
		95-P	59	83	99	107	101	78	80	93	83	71	64	77	63	64	74	37	64	55	84
	ENT	90-P	55	52	60	57	62	64	89	106	134	118	88	96	54	53	46	30	55	65	84
		95-P	71	65	76	72	80	83	125	151	196	174	124	139	71	69	58	35	71	86	112
21	EC	90-P	69	50	36	55	50	68	95	89	83	68	46	35	33	31	40	37	36	37	51
		95-P	92	63	43	72	64	92	132	121	111	89	58	41	39	35	48	44	43	43	65
	ENT	90-P	53	36	26	42	38	42	59	56	89	84	68	62	31	27	31	26	29	34	41
		95-P	67	43	30	52	46	52	75	70	124	115	92	83	36	30	36	29	33	39	50
23	EC	90-P	43	46	39	55	49	66	88	111	102	71	53	20	16	16	16	16	16	16	38
		95-P	52	57	47	70	62	87	121	162	146	99	70	21	16	16	16	16	16	16	46
	ENT	90-P	48	50	47	62	47	49	59	58	59	60	51	38	34	16	16	21	21	21	30
		95-P	61	63	60	83	58	62	77	75	76	78	64	45	41	16	16	22	23	22	35
26	EC	90-P	78	74	100	107	99	102	78	78	69	56	44	33	34	35	31	38	35	40	44
		95-P	102	96	141	153	142	148	108	107	94	73	55	39	41	42	36	47	43	49	55
	ENT	90-P	79	66	69	73	70	91	94	89	98	72	55	47	38	36	33	32	25	25	25
		95-P	106	86	92	99	96	130	134	125	141	98	73	60	47	44	39	37	28	28	28

Abb. 6 Badegewässereinstufung nach der Österreichischen Badegewässerverordnung (BGewV 2009) für die EU-Badestellen (2 – Illmitz, 6 – Mörbisch, 8 – Rust, 18 – Breitenbrunn, 21 – Neusiedl, 23 – Weiden, 26 – Podersdorf), die Hotspots (1 – Biologische Station, 7 – Rust Süd, 8 – Rust EU-Badestelle, 20 – Jois, 22 – Neusiedl Yachthafen, 23 – Weiden EU-Badestelle, 29 – Podersdorf Vorflut ARA Podersdorf) und die Probenpunkte 25 – Golser Kanal, 32 – Podersdorf Nord, 33 – Ruster Kanal. EC – *E. coli*, ENT – Enterokokken; 90-P – 90-Perzentilbewertung, 95-P – 95-Perzentilbewertung. Klassifizierung: Zahlen – ermittelte Werte; Farben: blau – ausgezeichnete Qualität (bei 90-P und 95-P), grün – gute Qualität (bei 95-P), ausreichend (bei 90-P), orange – mangelhaft (bei 90-P und 95-P)

Anwendung findet, erfolgt auf Basis von Perzentilwerten der Konzentrationen von intestinalen Enterokokken (ENT) und *E. coli* (EC) (siehe oben, Kap. 3.). Besonderes Augenmerk wird dabei auf stark schwankende Konzentrationen von Fäkalbakterien gelegt, die anzeigen, dass das Badegewässer im Hinblick auf Verschmutzungsereignisse nicht ausreichend geschützt ist. Große Schwankungen ergeben „virtuell“ deutlich höhere Werte (Perzentilwerte) für die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken als die Mittelwerte bzw. Mediane der einzelnen Messwerte. Je höher die Schwankungen der Messwerte, desto höher sind die „virtuellen“ Konzentrationen (Perzentilwerte). Diese Methode ermöglicht die Darstellung der Verschmutzungsereignisse des Badegewässers über einen Zeitraum von mehreren Jahren (Sommer et al. 2018).

In Abb. 6 ist die Badegewässereinstufung der sieben EU-Badestellen nach der BGewV für die Periode 1995 bis 2013, basierend auf den erhobenen Monitoringdaten der Biologischen Sta-

tion Illmitz dargestellt. Dabei ist zu erwähnen, dass nicht nur die Daten für die Badesaison (Juni bis August), sondern für die Periode März bis Oktober miteinbezogen wurden, was aufgrund der höheren Datenmenge eine umfassendere Einstufung ermöglicht. Dies ist besonders von Bedeutung, da der See auch außerhalb der offiziellen Badesaison von Freizeitgästen intensiv genutzt wird. Die EU-Badestellen weisen demnach durchgehend *ausgezeichnete Wasserqualität* auf, die Badestelle Rust (Pp 8) hat über 3 Perioden nur die Qualifikation „gut“. Abseits der EU-Badestellen wird der Pp 29 (Abwasserpfad Podersdorf) als Problemfall sichtbar, wo zwar ein Trend zur Verbesserung erkennbar ist (siehe auch Abb. 4), aber noch immer ein hohes Verschmutzungspotenzial vorhanden ist. Eine ausgeprägte Verbesserung ist am Pp 33 (Mündungsbereich der ehemaligen Vorflut der ARA Rust) erkennbar (Abb. 4). Nach Einbindung der Abwasserentsorgung Rust in den Reinhaltverband Neusiedler See – Westufer

und Inbetriebnahme der Kläranlage im März 2000, gingen die Werte beider Fäkalindikatoren deutlich zurück.

Für die einzelnen Verantwortlichen von EU-Badestellen ist es oft schwierig, auf Basis der Einzelergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen während der Badesaison abzuschätzen, welche Einstufung sich aufgrund der erhobenen Daten ergibt. Aus diesem Grund wurde im Zuge der Pilotstudie ein einfach zu bedienendes Auswertprogramm entwickelt (Blaschke in Sommer et al. 2018) und der Gemeinde Podersdorf zur Verfügung gestellt. Durch Eingabe der in den Prüfberichten der Untersuchungsstelle angegebenen Konzentrationen für *E. coli* und Enterokokken wird die daraus resultierende Qualitätsklasse gemäß BGewV (ausgezeichnet, gut, ausreichend, mangelhaft) aktuell ausgewiesen. Somit verfügt der für die Badestelle Verantwortliche über ein kontinuierliches Kontrollwerkzeug zur Einstufung der Badestelle. Das ICC Water & Health stellt dieses Tool allen Interessenten kostenfrei zur Ver-

Hot-spots			1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1	EC	90-P	34	35	37	35	37	30	33	36	38	36	29	25	22	23	22	24	19	19	20
		95-P	41	41	44	41	44	34	39	43	46	43	33	28	23	25	24	26	20	20	21
	ENT	90-P	63	60	69	65	50	49	49	59	81	86	84	74	55	46	34	30	28	44	44
		95-P	82	78	93	87	64	63	62	76	110	116	114	100	71	58	41	35	32	56	56
7	EC	90-P	79	80	76	78	75	86	84	67	61	36	32	27	22	23	20	24	34	36	39
		95-P	102	104	98	104	99	118	114	89	80	43	37	31	24	25	21	26	40	44	48
	ENT	90-P	155	151	110	97	90	83	86	86	81	84	70	63	67	54	75	83	95	109	104
		95-P	220	214	153	131	121	111	114	115	108	113	93	83	88	69	100	111	128	150	141
8	EC	90-P	125	129	126	130	122	118	123	128	138	113	110	78	58	59	34	38	47	46	63
		95-P	166	173	170	180	169	162	167	172	188	154	152	104	74	77	40	46	59	58	81
	ENT	90-P	137	143	130	118	122	133	154	166	156	138	111	92	95	78	87	99	100	112	108
		95-P	187	198	180	160	169	185	215	232	217	189	151	123	127	103	115	133	134	150	144
20	EC	90-P	77	76	78	82	77	169	160	177	251	176	160	119	49	25	21	21	16	21	21
		95-P	103	102	106	109	101	249	228	253	369	260	242	180	64	28	22	22	16	22	22
	ENT	90-P	66	64	62	65	60	89	117	161	208	223	202	149	81	40	73	67	66	189	147
		95-P	85	82	81	84	78	122	161	223	288	319	299	221	109	48	101	92	92	308	226
22	EC	90-P	169	180	184	202	126	167	180	166	140	80	58	41	57	62	64	90	71	71	87
		95-P	231	250	259	297	175	245	264	235	198	106	74	49	73	82	85	128	97	94	119
	ENT	90-P	344	351	258	197	127	120	127	140	149	173	152	152	121	80	88	95	127	150	170
		95-P	528	534	385	281	171	157	160	181	197	251	221	218	166	99	112	121	168	193	216
23	EC	90-P	43	46	39	55	49	66	88	111	102	71	53	20	16	16	16	16	16	16	38
		95-P	52	57	47	70	62	87	121	162	146	99	70	21	16	16	16	16	16	16	46
	ENT	90-P	48	50	47	62	47	49	59	58	59	60	51	38	34	16	16	21	21	21	30
		95-P	61	63	60	83	58	62	77	75	76	78	64	45	41	16	16	22	23	22	35
29	EC	90-P	1670	1701	1449	1781	1034	1060	910	1150	1147	890	727	317	273	235	340	461	563	600	519
		95-P	3161	3308	2780	3535	1866	1841	1497	2003	1978	1572	1337	516	448	383	576	800	976	1050	901
	ENT	90-P	2800	2285	1518	1895	1623	1683	1443	1424	1130	963	774	475	572	464	644	774	787	1050	1118
		95-P	5197	4320	2710	3462	2907	2950	2427	2459	1944	1626	1321	763	943	770	1087	1314	1317	1752	1918
25, 32, 33			1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
25	EC	90-P	29	31	19	23	27	74	85	103	127	113	115	113	76	71	52	29	33	34	35
		95-P	33	36	20	25	31	98	115	147	187	166	170	168	105	98	68	33	39	41	42
	ENT	90-P	48	49	25	16	20	89	92	102	108	85	72	69	51	47	53	42	47	48	70
		95-P	60	62	27	16	21	126	130	145	153	117	98	93	65	60	67	52	60	61	96
32	EC	90-P	45	45	43	54	53	59	57	54	50	41	39	30	31	31	28	30	26	25	29
		95-P	55	55	54	71	69	78	75	70	64	50	47	35	36	37	32	35	30	29	33
	ENT	90-P	41	43	42	54	53	63	64	59	63	47	40	32	25	25	24	31	33	33	38
		95-P	50	52	53	70	68	84	84	77	83	59	49	37	28	27	26	36	40	39	47
33	EC	90-P	134	133	166	195	193	187	152	118	138	113	103	96	47	50	32	28	26	16	21
		95-P	187	184	238	284	277	266	206	153	192	158	145	137	58	63	37	32	29	16	22
	ENT	90-P	320	336	336	321	315	321	283	292	225	156	126	101	68	57	96	87	80	70	44
		95-P	493	512	513	477	462	469	396	420	338	223	184	141	88	72	130	118	107	91	53

Abb. 6 (Fortsetzung)

fügung; es ist auf der Website www.waterandhealth.at herunterzuladen.

4 Vibrionen – keine Fäkalindikatoren, aber autochthone mikrobielle Krankheitserreger von prioritärem Interesse

Neben dem Eintrag von Fäkalkeimen können autochthone Vorkommen von mikrobiellen Krankheitserregern Bedeutung erlangen. Eine umfassende Analyse der wichtigsten Krankheitserreger, die durch das Wasser auf den Menschen übertragen werden können, gibt es für den Neusiedler See nicht. Autochthone Bakterien (z. B. *Vibrio*-Arten, *Aeromonas*), fäkal assoziierte Mikroor-

ganismen (z. B. Salmonellen) als auch durch Zugvögel eingeschleppte neue Krankheitserreger müssten dringend untersucht werden (Kirschner et al. 2014).

Im Neusiedler See bilden die speziellen Charakteristika des Wassers – hoher pH-Wert um 8,8, Salzgehalt um 1,8g L⁻¹ und hohe Sommertemperaturen (>30°C in den obersten 10cm der Wassersäule) – ein optimales Milieu für die Entwicklung von nicht-toxischen *Vibrio cholerae*, die nicht den Choleraauslösenden Serogruppen O1 und O139 angehören (NTVC; Kirschner 2016). Die Kultivierung der Vibrionen aus dem Neusiedler See erbrachte den Nachweis, dass das Bakterium während der warmen Jahreszeit (Mai–September) im

gesamten See in hohen Konzentrationen nachweisbar ist (Kirschner et al. 2008, 2011; Schauer et al. 2015).

In den Jahren 2000 bis 2005 wurden mehrere Fälle von Ohrentzündungen dokumentiert, die auf Infektionen mit *V. cholerae* zurückzuführen waren. Die einzelnen Fälle standen im Zusammenhang mit Freizeitaktivitäten im Neusiedler See (Huhulescu et al. 2007). 2006 bis 2015 wurden 9 weitere Fälle an die *Vibrio cholerae*-Referenzzentrale der AGES gemeldet, die eindeutig mit Freizeitaktivitäten im Neusiedler See im Zusammenhang standen (Kirschner 2016).

Seit 2001 wurden umfangreiche Untersuchungen über *V. cholerae* im Neusiedler See durchgeführt. Die Ziele wa-

ren, die Verbreitung und Konzentration von *V. cholerae* im See sowie die potenzielle Pathogenität der vorhandenen Stämme zu bestimmen und die ökologischen Faktoren zu definieren, die das Vorkommen und die Entwicklung der Vibrionen beeinflussen (Kirschner et al. 2008, 2011; Schauer et al. 2012). Im Jahr 2009 wurden die Untersuchungen im Rahmen eines FWF-Forschungsprojekts (Kooperation Medizinische Universität Wien, Biologische Station Neusiedler See, AGES) intensiviert; die Forschungsschwerpunkte waren Ökologie, Diversität und potenzielle Pathogenität von *V. cholerae*. Zwei neue kultivierungsunabhängige Verfahren zur quantitativen Bestimmung wurden entwickelt (Bliem et al. 2015; Schauer et al. 2012). Das Untersuchungsgebiet wurde um ausgewählte Salzlacken des Seewinkels erweitert. Damit entstand ein umfassendes Bild über die Abundanzen und Verbreitung im See und in den Lacken. Im Neusiedler See waren vor allem die Temperatur, die Konzentration suspendierter Feststoffe und die Präsenz von planktischen Cladoceren für die Entwicklung verantwortlich (Schauer et al. 2015). *V. cholerae* besitzt die Fähigkeit, auf biotischen Oberflächen aufzuwachsen, wobei chitinhaltige Oberflächen wie die Körperhülle von Kleinkrebsen (z. B. die Cladocere *Diaphanosoma* oder Copepoden) bevorzugt werden (Kirschner et al. 2011). In den Salzlacken war *V. cholerae* bei steigendem Salzgehalt (=Anstieg im Sodagehalt) nicht mehr nachweisbar. Bei niedrigen Salzgehalten können die *Vibrio*-Abundanzen in den Lacken die bis zu 100-fache Konzentration des Neusiedler Sees erreichen (Schauer et al. 2015).

Pretzer et al. (2017) zeigten, dass sich im Neusiedler See eine diverse autochthone Population von *V. cholerae* nicht O1/nicht O139 entwickelte. Ferner wurde klar, dass zwischen den verschiedenen Wasserökosystemen Europas ein reger Austausch von *V. cholerae* stattfand und stattfindet. Mit hoher Wahrscheinlichkeit sind Vögel das „Transportmittel“.

Die Fälle der durch Vibrionen verursachten Infektionen bei Badegästen in Europa nahmen in den letzten Jahren aufgrund der durch den Klimawandel verursachten erhöhten Wassertemperaturen signifikant zu. Mit der Erwärmung kommt es zu ökologischen Veränderungen der Gewässer (Erhöhung des Salzgehalts, Erhöhung des pH-Werts, biologische Veränderungen),

die die Vermehrung von *V. cholerae* fördern (Kirschner 2016).

Das Auftreten von *V. cholerae* ist nicht auf das Neusiedler-See-Gebiet beschränkt, sondern es dürfte eine ausgedehnte Verbreitung in den Gewässern Österreichs haben. Eine eingehende Untersuchung über die Zusammenhänge zwischen den ökologischen Gegebenheiten der Gewässer und der Diversität und genetischen Ausstattung dieses Krankheitserregers wäre höchst prioritär (Kirschner 2016).

5 Zusammenfassung

5.1 Langzeitentwicklung

Mit der Analyse mikrobiologischer Langzeitdaten (1992 bis 2013) und deren Verknüpfung mit Wasserqualitätsparametern und Wetterdaten gelang es, die Hotspots der fäkalen Belastung im Neusiedler See zu identifizieren. Darunter fielen vor allem die Regionen Podersdorf und Rust (inklusive der jeweiligen EU-Badestellen), aber auch Jois (Hafen), Breitenbrunn (Hafen), Neusiedl (Kanal Westhafen), EU-Badeplatz Weiden und die Bucht bei der Biologischen Station Illmitz. Alle anderen EU-Badestellen (Mörbisch, Breitenbrunn, Neusiedl, Illmitz) wurden in der statistischen Analyse nicht als Hotspots ausgewiesen, wobei Illmitz die beste Wasserqualität aufwies. Die mit Abstand am stärksten belastete Probenahmestelle war die Stelle beim Zufluss der geklärten Abwässer der Kläranlage Podersdorf in den See (Pp 29). Die Hintergrundbelastung im offenen See war hingegen immer gering. Generell zeigten die Enterokokken mehr Überschreitungen der Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungen an als *E. coli* und waren somit auch der sensitivere Parameter der Fäkalindikation.

Um die Zusammenhänge mikrobiologisch-fäkaler Verschmutzungsergebnisse mit Wetterereignissen zu untersuchen, mussten aufwendige empirische Datenanalysen durchgeführt werden (Hatvani et al. 2018; Kirschner et al. 2018). Dabei zeigte sich, dass bei den Hotspots 60% aller Verschmutzungsergebnisse in zeitlichem Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen standen. Neben heftigen Regenfällen (30–35% aller Ereignisse) waren auch Starkwindereignisse zu 25–30% mit den Verschmutzungsergebnissen korreliert. Einschwemmung

von tierischen Fäzes über Kanäle oder diffus und das Überlaufen von Kläranlagen bei Starkregenereignissen sowie windbedingtem Aufwirbeln von Sedimenten und Einblasen kontaminierter Wässer aus dem Schilfgürtel durch Starkwinde stehen höchstwahrscheinlich in kausalem Zusammenhang mit diesen Beobachtungen. Bestätigt wurden diese empirischen Beobachtungen auch durch stochastische Analysen, die einen signifikanten Einfluss des Winds (vor allem Nordwest, Nord und Nordost) auf die fäkale Belastung zeigten. Die Temperatur und die Anzahl an Sonnenstunden waren negativ mit der mikrobiologischen Belastung korreliert. Dies kann auf den Einfluss von Schlechtwettersituationen auf die Freizeitnutzung des Sees zurückgeführt werden. Eine signifikant positive Korrelation zeigte sich mit den Nitratkonzentrationen. Dies ist mit diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft erklärbar, aber auch mit durch Regenereignisse verursachte punktuelle Abwasserüberläufe und Zuflüsse aus Kanälen im Einzugsgebiet landwirtschaftlicher Betriebe. Allerdings bestand bei 40% aller Verschmutzungsergebnisse kein zeitlicher/kausaler Zusammenhang mit Extremwetterereignissen. Regional unterschiedliche Einflussfaktoren wie zum Beispiel eine hohe Anzahl von Badegästen, hohe Mengen an Vogelkot an den Badestränden, Eintrag anderer diffuser Quellen aus der Landwirtschaft (Weidebetrieb), oder auch örtlich und zeitlich begrenzte Probleme mit Abwassereinleitungen dürften für die beobachteten Verschmutzungen verantwortlich sein. Diese potenziellen Verschmutzungsquellen werden für jeden relevanten Probenpunkt aufgezählt, kausale Zusammenhänge müssen noch in eingehenden, zeitlich und räumlich hochauflösenden Analysen erbracht werden.

5.2 Pilotstudie Podersdorf (Sommer et al. 2018)

Im Rahmen der Pilotstudie konnten erfolgreich Methoden entwickelt und erprobt werden, die es ermöglichen, fäkale Belastungen qualitativ und quantitativ zu erfassen und deren Herkunft zu bestimmen. Die Einbeziehung hydraulischer Messergebnisse ermöglichte erstmalig detaillierte Bestimmungen von Konzentrationen und Frachten von Fäkalindikatororganismen und von ausgewählten chemischen Stoffen. Die Kenntnis der Konzentrationen von

Mikroorganismen, insbesondere von Krankheitserregern wird benötigt, um eine Aussage hinsichtlich der Infektionsgefahr bzw. des Infektionsrisikos der NutzerInnen von Badegewässern zu treffen (gesundheitliche Bewertung). Die Bestimmung der Frachten von Mikroorganismen und chemischen Stoffen ist erforderlich, um die Haupteintragswege von Verunreinigungen quantitativ zu bestimmen (Emission) (Sommer et al. 2018).

Die erstmalig erhobenen quantitativen Daten ergaben teils hohe Konzentrationen und erhebliche Frachten der mikrobiellen fäkalen Belastung der Grabensysteme in Podersdorf (Julagraben-Nordgraben und Südgraben). Mithilfe der fäkalen Herkunftsbestimmung wurden überwiegend humane Quellen als Verursacher festgestellt. Als Ursachen können niederschlagsbedingte Mischwasserentlastungen im Bereich Julagraben vor der ARA Podersdorf, aber auch im Bereich Nordgraben nach dem Rückhaltebecken, genannt werden. Da das Wasser des Julagrabens nicht in die Abwasserreinigung miteinbezogen ist, werden diese fäkalen Frachten direkt Richtung See geleitet. Die Einträge im Bereich des Julagrabens vor und des Nordgrabens nach ARA führen dazu, dass die für das Abwasser der ARA Podersdorf erzielte hohe Reinigungs- und Desinfektionswirkung stark beeinträchtigt beziehungsweise sogar aufgehoben wird (Sommer et al. 2018).

Es hat sich gezeigt, dass vor allem bei Starkregenereignissen innerhalb kurzer Zeit ein Mehrfaches der mikrobiellen Fracht des Kläranlagenablaufes in den Vorfluter (Nordgraben) eingeleitet werden kann. Dadurch können erheblich höhere Frachten an Krankheitserregern aus den Entlastungsbauwerken in den Vorfluter eingetragen werden als aus der Kläranlage. Dies gilt insbesondere für widerstandsfähige Krankheitserreger wie Viren, Cysten und Oocysten von Protozoen, die lange Zeit in der Umwelt überleben können. Für den Südgraben ist festzustellen, dass der Frachtanteil, der in diesem Bereich auftretenden Fäkalindikatororganismen, bei Betrieb der UV-Anlage der ARA Podersdorf je nach Parameter bis zu 50% beträgt. Dazu kommt, dass die Ergebnisse der drei angewendeten Methoden zur fäkalen Herkunftsbestimmung übereinstimmend humanen Ursprung anzeigten. Somit ist auch in diesem Bereich Handlungsbedarf zur Vermeidung eines Abwassereintrages gegeben (Sommer et al. 2018).

5.3 Fäkalen Herkunftsbestimmung (Farnleitner et al. 2018)

5.3 Fäkalen Herkunftsbestimmung (Farnleitner et al. 2018)

Für die gesundheitliche Bewertung von fäkalen Einträgen ist es essenziell, den Verursacher festzustellen. Zum einen haben humane fäkalen Verunreinigungen die höchste Relevanz, da diese die Krankheitserreger mit dem höchsten Infektionspotenzial aufweisen. Zum anderen ist es zum Setzen von Sanierungsmaßnahmen unabdingbar, die Quelle(n) der fäkalen Verunreinigungen zu kennen (Mensch, Tier).

In der Pilotstudie wurde eindrucksvoll gezeigt, dass der Nachweis von human-assoziierten Abwassersignaturen für das Projektgebiet mithilfe der qPCR-Nachweisverfahren BacHum und HF183II erstmals „direkt“ sichtbar und somit spezifisch verfolgbar gemacht werden konnte. Diese Methodik wurde gemeinsam mit den mit Tieren assoziierten Fäkalmarkern für Möwe (Cat998-Verfahren), Wiederkäuer (BacR) und Schwein (Pig2Bac) eingesetzt.

Ein großer Vorteil dieser Methode ist es, dass Proben bzw. die DNA-Extrakte von Proben bei -80°C für lange Zeit gelagert werden können, bevor diese, bei Bedarf, einer qPCR-Analyse unterzogen werden (Rückstellproben). Somit kann auch nachträglich eine Ursachenergründung einer fäkalen Verunreinigung erfolgen. Die Methode kann optimal angewendet werden, wenn Fragen, wie z.B. der Einfluss von Weidetieren im Bereich des Seeufers, die Auswirkung von Seevögeln auf die Badegewässerqualität oder ein möglicher Eintrag humaner fäkaler Belastung bearbeitet werden sollen.

5.4 *Vibrio cholerae*

Neben dem Eintrag von Fäkalkeimen können autochthone Vorkommen von mikrobiellen Krankheitserregern von Bedeutung sein, daher wird im Kap. 4. eine Kurzdarstellung über *Vibrio cholerae* gegeben. Diese Bakterien kommen als natürliche Bewohner im Neusiedler See ubiquitär in hohen Konzentrationen und in großer genetischer Diversität vor. Ihr Vorkommen steht nicht im Zusammenhang mit den dargestellten fäkalen Belastungsquellen. Die bisher im Neusiedler See gefundenen und analysierten Stämme (mehrere Tausend) gehören alle der Gruppe der nicht

toxigenen, nicht Cholera-auslösenden Stämme (NTVC) an. Dennoch können sie in seltenen Fällen, vor allem bei Personen mit geschwächtem Immunsystem, mit spezifischen Vorerkrankungen und bei älteren Personen Ohren- und Wundinfektionen beziehungsweise Durchfallerkrankungen auslösen. Daher sollte diesen Krankheitserregern eine erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

6 Empfehlungen

6.1 Badestellen Neusiedler See allgemein

- Bei den aufgrund der statistischen Auswertung der historischen Daten ausgewiesenen Badestellen mit erhöhter Verschmutzungsanfälligkeit („Hotspots“) ist es zweckmäßig, eine Ursachenerhebung durchzuführen. Hierfür kann die für den Bereich Podersdorf entwickelte Methodik, basierend auf Konzentrations- und Frachtbestimmungen von Fäkalindikatororganismen (Standard- und Zusatzparameter) im Einzugsbereich und der Anwendung der Methoden zur fäkalen Herkunftsbestimmung, basierend auf einem räumlich-zeitlich hoch aufgelösten Untersuchungsprogramm, direkt umgesetzt werden.
- Während der Badesaison sollen die Ergebnisse der Untersuchung von *E. coli* und Enterokokken in das im Rahmen der Pilotstudie entwickelte Auswerteprogramm (ICC Water & Health) eingegeben werden, um Abweichungen von den bakteriologischen Vorgaben rasch erkennen zu können. Ein effizientes Warnsystem soll erstellt werden, das die NutzerInnen bei Verschmutzungsereignissen auf die verminderte Badegewässerqualität hinweist.
- Es wird empfohlen, Rückstellproben im Zuge des saisonalen Badegewässersermonitorings vorzusehen, die im Falle des Verdachts von Verunreinigungen bzw. bei offensichtlicher Verschmutzung die Untersuchung der fäkalen Herkunft ermöglichen.
- Da *Vibrio cholerae* im gesamten Neusiedler See als natürliche Bewohner in hohen Konzentrationen vorkommen und in den letzten Jahren gut dokumentiert sind, ist ein flächendeckendes Monitoringprogramm nicht erforderlich. Untersuchungsprogramme zu wichtigen spezifi-

schen Fragestellungen wie z. B. Abschätzung des Invasionspotenzials toxigener, Cholera auslösender Stämme, Pathogenitätsfaktoren vorhandener Stämme, die spezifische Rolle der Vögel bei der Ausbreitung pathogener Stämme, sind jedoch zu empfehlen. Besonders wichtig ist die Aufklärung von ÄrztInnen im niedergelassenen Bereich und in Gesundheitseinrichtungen, dass primär Ohren- und Wundinfektionen, in seltenen Fällen auch Durchfallerkrankungen durch *Vibrio cholerae* ausgelöst werden können. Dies ist insofern von Bedeutung, da diese schnell wachsenden Bakterien bei Personen mit geschwächtem Immunsystem, mit spezifischen Vorerkrankungen und bei älteren Personen in seltenen Fällen zu starken Komplikationen führen können (Huhulescu et al. 2007; Hirk et al. 2016), die eine sehr rasche und gezielte Behandlung erfordern. Auch wenn keine Meldepflicht für solche Infektionen in Österreich besteht, sollten dennoch alle erkannten Fälle direkt an die *Vibrio*-Referenzzentrale der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) gemeldet bzw. etwaige Isolate oder Patientenproben geschickt werden.

6.2 Bereich Podersdorf

- Es sollen weiterhin wöchentliche Untersuchungen der EU-Badestelle durchgeführt werden, um einerseits ausreichend Daten für eine robuste Berechnung zur Klassifizierung des Badegewässers gemäß BGewV zu erhalten und andererseits, im Fall des Auftretens erhöhter Konzentrationen an Fäkalbakterien, unmittelbar an das Verschmutzungsereignis an-

schließende Daten zur Verfügung zu haben.

- Während der Badesaison wird empfohlen, die Ergebnisse der Untersuchung von *E. coli* und Enterokokken weiterhin in das im Rahmen der Pilotstudie entwickelte Auswerteprogramm (ICC Water & Health) einzugeben, um Abweichungen von den bakteriologischen Vorgaben rasch erkennen zu können.
- Ein effizientes Warnsystems soll erstellt werden, welches Störfälle, wie z. B. den Ausfall der Kläranlage oder der UV-Anlage der ARA wie auch das Auftreten von Mischwasserentlastungen umfasst. Mit diesem Warnsystem sollen NutzerInnen auf die verminderte Badegewässerqualität hingewiesen werden. Hierbei können Wettervorhersagen hilfreich sein.
- Es wird empfohlen, Rückstellproben im Zuge des saisonalen Badegewässermonitorings vorzusehen, die im Falle des Verdachts von Verunreinigungen bzw. bei offensichtlicher Verschmutzung auf die fäkale Herkunft untersucht werden können.

6.3 Fäkaleintrag über den Golser Kanal

- Es ist erforderlich, die Herkunft der fäkalen Einträge durch das Abwassersystem im Bereich Golser Kanal vor der ARA Gols-Mönchhof abzuklären.
- Können die Abwassereinträge in den Golser Kanal im Oberlauf vor der Kläranlage nicht eliminiert werden, wäre die Möglichkeit zu prüfen, das Wasser des Kanals in das Abwasserreinigungssystem einzubinden.

Danksagung Für die langjährige Unterstützung in Labor und Freiland gilt

mein persönlicher Dank (A. Herzig) allen MitarbeiterInnen der Biologischen Station Neusiedler See und besonders folgenden Damen und Herren: P. Gisch, A. Gartner, B. Golda, R. Haidler, F. Rauchwarter und R. Schalli. Im Rahmen der Untersuchungen im Neusiedler See gab es immer eine sehr gute Zusammenarbeit mit den Herren H. Rojacz und H. Szinovatz (beide Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 5), dafür herzlichen Dank. Die lange Liste der Unterstützer der Pilotstudie und die entsprechende Danksagung ist im Gesamtbericht der Studie zu finden. Die Pilotstudie wurde vom Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 5 finanziert. Zusätzliche finanzielle Unterstützung kam für die beiden ungarischen Autoren über das MTA „Lendület“-Programm (LP2012-27/2012) und durch ein János-Bolyai-Forschungsstipendium der Ungarischen Akademie der Wissenschaften.

Funding Open access funding provided by Medical University of Vienna.

Open Access Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden. ■

Literatur

Alm, E.W., Burke, J., Spain, A. (2003): Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Res* 37: 3978–3982
Badegewässerverordnung-BGewV (2009): BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung
 Blaschke, A.P., Exner-Kittridge (2018): Arbeitspaket 5. Emissionsquellen und Frachtabschätzung – Teil Hydrologie. In: Sommer et al. Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der Umlandgemeinden. Phase 1: „Pilotstudie“. Bericht Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien, 211–257

Bliem, R., Schauer, S., Plicka, H., Obwallner, A., Sommer, R., Steinrigl, A., Alam, M., Reischer, G.H., Farnleitner, A.H., Kirschner, A. (2015): A Novel Triplex Quantitative PCR Strategy for Quantification of Toxigenic and Nontoxigenic *Vibrio cholerae* in Aquatic Environments. *Appl Environ Microbiol* 81: 3077–3085
 Davies, C.M., Long, J.A., Donald, M., Ashbolt, N.J. (1995): Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol* 61: 1888–1896
 Dinka, M., Kiss, A., Magyar, N., Szabo-Ágoston, E. (2016): Effects of the introduction of pre-treated wastewater in a shallow lake reed stand. *Open Geosciences* 8:62–77
Directive 2006/7/EC concerning the management of bathing water quality (2006): EU Par-

liament and Council Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung (2006) Europäisches Parlament und Rat
 Dokulil, M.T. (1984): Assessment of components controlling phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in a shallow, alkaline, turbid lake (Neusiedler See, Austria). *Int Rev Hydrobiol* 69: 679–727
 Dokulil, M.T. (2017): Alpenrandseen im Anthropozän: Verschlechterung und Sanierung – eine österreichische Erfolgsgeschichte. *Acta ZooBot Austria* 154: 1–53
 Farnleitner, A.H., Reischer, G., Mayer, R., Ixenmaier, S., Linke, R. (2018): Arbeitspaket 3 – Machbarkeitsstudie „Mikrobiologische Herkunftsbestimmung (MST)“. In: Sommer R et al.

- Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der Umlandgemeinden. Phase 1: „Pilotstudie“. Bericht Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien, 90–162
- Hatvani, I.G., Kirschner, A.K.T., Farnleitner, A.H., Tanos, P., Herzig, A. (2018):** Hotspots and main drivers of fecal pollution in Neusiedler See, a large shallow lake in Central Europe. *Environ Sci Pollut Res* 25: 28884–28998
- Herzig, A. (1990):** Zur limnologischen Entwicklung des Neusiedler Sees. Symposium „Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseelandschaften: Bodensee – Neusiedler See – Balaton“: 91–98
- Herzig, A. (1991):** Hygienisch-bakteriologische und limnologische Entwicklung des Neusiedler Sees. *Umwelt Burgenland* 20 (Zweiter Burgenländischer Umweltbericht): 99–131
- Herzig, A. (1994):** Monitoring of lake ecosystems. *Int Waterfowl Wetlands Res Bureau Publ* Nr 30: 17–28
- Herzig, A. (1996):** Neusiedler See. *Umwelt Burgenland* 28 (Dritter Burgenländischer Umweltbericht): 155–175
- Herzig, A., Stalzer, W. (1989):** Neusiedler See. In: Sampl H, Schulz L, Gusinde R-E, Tomek H (Seereinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981–1987. *Wasserwirtschaft* 6a: 151–160
- Hirk, S., Huhulescu, S., Allerberger, E., Lepuschitz, S., Rehak, S., Weil, S., Gschwandtner, E., Hermann, M., Neuhold, S., Zoufaly, A., and Indra, A. (2016):** Necrotizing fasciitis due to *Vibrio cholerae* non-O1/non-O139 after exposure to Austrian bathing sites. *Wien Klin Wochenschr* 128: 141–145
- Huhulescu, S., Indra, A., Feierl, G., Stoeger, A., Ruppitsch, W., Sarkar, B. et al. (2007):** Occurrence of *Vibrio cholerae* serogroups other than O1 and O139 in Austria. *Wiener Klinische Wochenschrift* 119: 235–241
- Kirschner, A.K.T. (2016):** *Vibrio cholerae* in österreichischen Badegewässern. Bericht im Auftrag Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilungen 5, 6 und 9
- Kirschner, A.K.T., Herzig, A., Pálffy, K., Wolfram, G. (2014):** Mikrobiologie und Hygiene. In: Wolfram et al. (ed.) *Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission*. Wien-Szombathely, 83–87
- Kirschner, A.K.T., Hatvani, I.G., Tanos, P. & Herzig, A. (2018):** Arbeitspaket 2 – Historische Datenanalyse. In: Sommer et al. *Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der Umlandgemeinden. Phase 1: „Pilotstudie“*. Bericht Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien, 50–89
- Kirschner, A.K.T., Schauer, S., Steinberger, B., Wilhartitz, I., Grim, C.J., Huq, A., Colwell, R.R., Herzig, A., Sommer, R. (2011):** Interaction of *Vibrio cholerae* non-O1/non-O139 with Copepods, Cladocerans and Competing Bacteria in the Large Alkaline Lake Neusiedler See, Austria. *Microb Ecol* 61: 496–506
- Kirschner, A.K.T., Schlesinger, J., Farnleitner, A.H., Hornek, R., Süß, B., Golda, B., Herzig, A., Reitner, B. (2008):** Rapid growth of planktonic *Vibrio cholerae* non-O1/non-O139 strains in a large alkaline lake in Austria: Dependence on temperature and dissolved organic carbon quality. *Appl Environ Microbiol* 74: 2004–2015
- Kirschner, A.K.T., Zechmeister, T.C., Kavka, G.G., Beiwil, C., Herzig, A., Mach, R.L., Farnleitner, A.H. (2004):** Integral strategy for evaluation of the fecal indicator performance in bird-influenced saline inland waters. *Appl Environ Microbiol* 70: 7396–7403
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E. (2010):** *Effective Ecological Monitoring*. CSIRO Publishing, Collingwood VIC 3066, Australia
- Löffler, H., Kohl, W. (1982):** Neusiedler See. In: Sampl, H., Gusinde, R.-E., Tomek, H. *Seereinhaltung in Österreich*. *Wasserwirtschaft* 6: 231–240
- Magyar, N., Hatvani, I.G., Székely, I.K., Herzig, A., Dinka, M., Kovács, J. (2013):** Application of multivariate statistical methods in determining spatial changes in water quality in the Austrian part of Neusiedler See. *Ecol Eng* 55: 82–92
- Mayer, H.F., Winkler, D. (1992):** Neusiedler See. Die Schifffahrt in Burgenland. Edition S, Verlag Österreichische Staatsdruckerei
- ÖNORM 6230 (1980):** Anforderungen an die Beschaffenheit natürlicher und künstlicher Badegewässer
- Pretzer, C., Druzhinina, I., Amaro, C., Benediktsdóttir, E., Hedenström, I., Hervio-Heath, D., Huhulescu, S., Schets, F.M., Farnleitner, A.H., Kirschner, A.K.T. (2017):** High micro-diversity of *Vibrio cholerae* in the Central European lake Neusiedler See is associated with intensive genetic recombination in the reed stand habitat and the long-distance transfer of strains. *Environ Microbiol* 19: 328–344
- Rojacz, H. (1996):** Neusiedler See – Koordination. *Umwelt Burgenland* 28 (Dritter Burgenländischer Umweltbericht): 177–203
- Sampl, H., Gusinde, R.-E., Tomek, H. (1982):** Seereinhaltung in Österreich. *Wasserwirtschaft* 6
- Sampl, H., Schulz, L., Gusinde, R.-E., Tomek, H. (1989):** Seereinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981–1987. *Wasserwirtschaft* 6a
- Schauer, S., Jakwerth, S., Bliem, R., Baudart, J., Lebaron, P., Huhulescu, S., Kundi, M., Herzig, A., Farnleitner, A.H., Sommer, R., Kirschner, A.K.T. (2015):** Dynamics of *Vibrio cholerae* abundance in Austrian saline lakes, assessed with quantitative solid-phase cytometry. *Environ Microbiol* 17: 4366–4378
- Schauer, S., Sommer, R., Farnleitner, A.H., Kirschner, A.K.T. (2012):** Rapid and Sensitive Quantification of *Vibrio cholerae* and *Vibrio mimicus* Cells in Water Samples by Use of Catalyzed Reporter Deposition Fluorescence In Situ Hybridization Combined with Solid-Phase Cytometry. *Appl Environ Microbiol* 78: 7369–7375
- Sommer, R., Blaschke, A., Farnleitner, A., Kirschner, A.K.T. (2018):** Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der Umlandgemeinden. Phase 1: „Pilotstudie“. Bericht Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien
- Wolfram, G., Déri, L., Zech, S. (2014):** Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission. Wien-Szombathely

Hinweis des Verlags Der Verlag bleibt in Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutsadressen neutral.