

HENRY

Hydraulic Engineering Repository

Ein Service der Bundesanstalt für Wasserbau

Periodical Part, Report, Published Version

Böer, Simone; Brennholt, Nicole; Herrig, Ilona; Manz, Werner; Richardt, Simon; Reifferscheid, Georg

Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen

KLIWAS Schriftenreihe

Verfügbar unter/Available at: <https://hdl.handle.net/20.500.11970/105403>

Vorgeschlagene Zitierweise/Suggested citation:

Böer, Simone; Brennholt, Nicole; Herrig, Ilona; Manz, Werner; Richardt, Simon; Reifferscheid, Georg (2014): Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (KLIWAS Schriftenreihe, 50/2014). https://doi.org/10.5675/Kliwas_50/2014_5.03.

Standardnutzungsbedingungen/Terms of Use:

Die Dokumente in HENRY stehen unter der Creative Commons Lizenz CC BY 4.0, sofern keine abweichenden Nutzungsbedingungen getroffen wurden. Damit ist sowohl die kommerzielle Nutzung als auch das Teilen, die Weiterbearbeitung und Speicherung erlaubt. Das Verwenden und das Bearbeiten stehen unter der Bedingung der Namensnennung. Im Einzelfall kann eine restriktivere Lizenz gelten; dann gelten abweichend von den obigen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Documents in HENRY are made available under the Creative Commons License CC BY 4.0, if no other license is applicable. Under CC BY 4.0 commercial use and sharing, remixing, transforming, and building upon the material of the work is permitted. In some cases a different, more restrictive license may apply; if applicable the terms of the restrictive license will be binding.

Verwertungsrechte: Alle Rechte vorbehalten

KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-50/2014

**Schlussbericht
KLIWAS-Projekt 5.03**

**Klimabedingte Änderungen der Gewässer-
hygiene und Auswirkungen auf das Bagger-
gutmanagement der Binnenwasserstraßen**

Koblenz, im Dezember 2014



KLIWAS

KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-50/2014

Schlussbericht
KLIWAS-Projekt 5.03

Klimabedingte Änderungen der Gewässer-
hygiene und Auswirkungen auf das Bagger-
gutmanagement der Binnenwasserstraßen

Autoren:

Simone Böer
Nicole Brennholt
Ilona Herrig
Werner Manz
Simon Richardt
Georg Reifferscheid

Zitiervorschlag:

BÖER, S.I., BRENNHOLT, N., HERRIG I., MANZ, W., RICHARDT, S., REIFFERSCHIED, G. (2014): Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.03. KLIWAS-50/2014. BfG, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas_50/2014_5.03 URL: http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas_50_2014_5.03.pdf

Seite

Kapitel

Inhaltsverzeichnis

05		TABELLENVERZEICHNIS
05		ABBILDUNGSVERZEICHNIS
07	1	KURZFASSUNG
11	2	ZIELE
13	3	STAND DER FORSCHUNG
16	4	DURCHGEFÜHRTE ARBEITEN
16	4.1	GRUNDLAGEN FÜR DIE BEWERTUNG DER MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHEN WASSERQUALITÄT
16	4.2	BESTANDSAUFNAHME DER GEGENWÄRTIGEN MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHEN SITUATION IN DEN BINNENWASSERSTRABEN
17	4.3	EINJÄHRIGES HYGIENE-MONITORING IN DEN FLUSSGEBIETEN VON WESER UND EMS
18	4.4	ENTWICKLUNG VON STATISTISCHEN REGRESSIONSMODELLEN FÜR FÄKALINDIKATOREN ALS ERGÄNZUNG ZU KLASSISCHEN METHODEN DER BADEGEWÄSSERÜBERWACHUNG
19	4.4.1	ENTWICKLUNG VON MLR-MODELLEN FÜR DIE GÜTEMESSTELLEN KOBLENZ/RHEIN-KM 590,3 UND KOBLENZ/MOSEL-KM 2
20	4.4.2	ENTWICKLUNG VON MLR-MODELLEN FÜR DIE LAHN (UNTERES LAHTAL, RHEINLAND-PFALZ)
21	4.5	MESOKOSMENEXPERIMENTE ZUR UNTERSUCHUNG DES EINFLUSSES DER WASSERTEMPERATUR UND DER ANWESENHEIT VON SEDIMENT AUF DIE DAUER DER KULTIVIERBARKEIT DES FÄKALBAKTERIUMS E. COLI
22	5	VERNETZUNG DES PROJEKTES, KOOPERATIONSPARTNER
23	6	ERGEBNISSE
23	6.1	ENTWICKLUNG DER MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHEN WASSERQUALITÄT DES RHEINS VON 1997-2008
25	6.2	MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHE WASSERQUALITÄT VON WESER UND EMS – ERGEBNISSE EINES EINJÄHRIGEN HYGIENE-MONITORINGS (MAI 2011-JUNI 2012)
31	6.3	ERGEBNISSE EINES EINJÄHRIGEN HYGIENEMONITORINGS AN RHEIN (KOBLENZ) UND MOSEL (KOBLENZ)

Seite	Kapitel	
31	6.3.1	EINFLUSS VON HOCHWASSEREREIGNISSEN AUF DIE MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHE WASSERQUALITÄT AN DEN GÜTEMESSTELLEN KOBLENZ/RHEIN-KM 590,3 UND KOBLENZ/MOSEL-KM 2
34	6.3.2	MLR-MODELLE FÜR FÄKALINDIKATOREN AN DEN GÜTEMESSTELLEN KOBLENZ/ RHEIN-KM 590,3 UND KOBLENZ/ MOSEL-KM 2
36	6.3.3	EINFLUSS HYDRO-METEOROLOGISCHER EREIGNISSE AUF DIE MIKRO-BIOLOGISCH-HYGIENISCHE WASSERQUALITÄT DER LAHN
42	6.3.4	MULTIPLE LINEARE REGRESSIONSMODELLE FÜR FÄKALINDIKATOREN AN DER LAHN (UNTERES LAHNTAL, RHEINLAND-PFALZ)
44	6.4	EINFLUSS DER WASSERTEMPERATUR UND DER ANWESENHEIT VON SEDIMENT AUF DIE DAUER DER KULTIVIERBARKEIT DES FÄKALBAKTERIUMS E. COLI
46	6.5	KERNAUSSAGEN ZU DEN ERGEBNISSEN
47	6.5.1	NAHE ZUKUNFT
48	6.5.2	FERNE ZUKUNFT
49	6.6	EINSCHÄTZUNG ZUM GRAD DER BETROFFENHEIT DES SYSTEMS WASSERSTRASSE UND DES OPERATIVEN GESCHÄFTS DER WSV IM GESCHÄFTSBEREICH DES BMVI
51	6.7	KERNAUSSAGEN ÜBER MÖGLICHE ANPASSUNGSOPTIONEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN
54	7	DISKUSSION UND AUSBLICK
56	8	DANKSAGUNG
57	9	LITERATUR
61	10	ABKÜRZUNGEN

Seite

Tabelle

Tabellenverzeichnis

22	1	PROJEKT 5.03 - KOOPERATIONEN UND AUFTRÄGE
30	2	SPEARMAN-RANG-KORRELATIONEN ZWISCHEN FÄKALINDIKATOREN UND CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN BEGLEITPARAMETERN IN DEN FLUSSGEBIETEN VON WESER (A) UND EMS (B)
35	3	MLR-MODELLE FÜR DIE FÄKALINDIKATOREN E. COLI, INTESTINALE ENTEROKOKKEN UND SOMATISCHE BAKTERIOPHAGEN AM RHEIN/KOBLENZ UND AN DER MOSEL/KOBLENZ
43	4	MLR-MODELLE FÜR DIE FÄKALINDIKATOREN E. COLI, INTESTINALE ENTEROKOKKEN UND SOMATISCHE BAKTERIOPHAGEN AN DER LAHN (UNTERES LAHNTAL)
	All.1	MIKROBIOLOGISCHE BEWERTUNGSPARAMETER FÜR DIE EINSTUFUNG DER BA-DEGEWÄSSERQUALITÄT
	All.2	SYSTEM ZUR KLASSIFIZIERUNG DER GEWÄSSERGÜTE AUF BASIS DER MIKROBIELLEN VERSCHMUTZUNG MIT DEM FÄKALINDIKATOR E. COLI

Seite

Abbildung

Abbildungsverzeichnis

23	1	HÄUFIGKEIT DER ÜBERSCHREITUNG KRITISCHER E. COLI-KONZENTRATIONEN AN 8 GÜTEMESSSTELLEN DES RHEINS
24	2	BELASTUNG DES RHEINS MIT E. COLI VON 1997 BIS 2008
26	3	BELASTUNG VON EMS UND WESER MIT E. COLI IM ZEITRAUM MAI 2011 BIS JUNI 2012
27	4	JAHRESZEITLICHER VERLAUF DER BELASTUNG VON WESER UND EMS MIT E. COLI UND INTESTINALEN ENTEROKOKKEN
28	5	ERGEBNISSE DES MONATLICHEN HYGIENEMONITORINGS AN DER WESER UND WICHTIGER WESERZUFLÜSSE IM ZEITRAUM VON MAI 2011 BIS JUNI 2012

Seite	Abbildung	
29	6	ERGEBNISSE DES MONATLICHEN HYGIENEMONITORINGS AN DER EMS IM ZEITRAUM VON MAI 2011 BIS JUNI 2012
32	7	WINTERHOCHWASSER 2010/2011 AM RHEIN IN KOBLENZ
33	8	ERGEBNISSE DES WÖCHENTLICHEN HYGIENEMONITORINGS AN DEN GÜTEMESSTELLEN RHEIN/KOBLENZ (A) UND MOSEL/KOBLENZ (B) VOM 19.10.2010-19.10.2011
38	9	ERGEBNISSE DES WÖCHENTLICHEN HYGIENEMONITORINGS AN DER LAHN (UNTERES LAHNTAL) VOM 4.10.2011 BIS 17.12.2012
40	10	ERGEBNISSE MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHER WASSERUNTERSUCHUNGEN WÄHREND EINES HOCHWASSEREREIGNISSES AN DER LAHN (UNTERES LAHNTAL)
41	11	DARSTELLUNG DER ABHÄNGIGKEIT VON E. COLI VOM NIEDERSCHLAG AN DER LAHN (UNTERES LAHNTAL)

Anhang

Anhang I: Produkt- / Publikationsliste

Anhang II: Methodisches Vorgehen (Details)

1 Kurzfassung

Ziel des KLIWAS-Projektes 5.03 war es, die Auswirkungen des Klimawandels auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität der Binnenwasserstraßen des Bundes abzuschätzen und im Hinblick auf damit verbundene gegenwärtige und zu erwartende gesundheitliche Risiken für die Mitarbeiter der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes oder andere Nutzer der Bundeswasserstraßen zu bewerten. Hierfür war es erforderlich, eine Bestandsaufnahme der gegenwärtigen mikrobiologisch-hygienischen Situation in den bundesdeutschen Binnenwasserstraßen durchzuführen und ein besseres Systemverständnis für die Zusammenhänge zwischen Umweltvariablen und hygienisch relevanten Mikroorganismen zu erlangen. Auf dieser Grundlage konnte untersucht werden, inwiefern die wesentlichen Bestimmungsfaktoren der Gewässerhygiene durch den Klimawandel beeinflusst werden und mit welchen Veränderungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität als Folge des Klimawandels zu rechnen ist.

In den für die Studie berücksichtigten Bundeswasserstraßen Rhein, Mosel, Lahn, Aller, Werra, Fulda, Weser und Ems wurden in bis zu 68% der Stichproben kritische Fäkalbakterienkonzentrationen gemessen, wobei die Belastung mit Fäkalbakterien und somit auch mit potenziellen Krankheitserregern stark vom Gewässertyp, von standortspezifischen Gegebenheiten und den Eigenschaften des Einzugsgebietes abhängig war. Eine Abschätzung gesundheitlicher Risiken muss daher immer unter Berücksichtigung der standortspezifischen Gegebenheiten erfolgen. Gebietsübergreifend betrachtet lässt sich jedoch sagen, dass niedrige Fäkalbakterienkonzentrationen überwiegend in Verbindung mit trockenen Wetterverhältnissen, niedrigen Abflüssen, hoher Globalstrahlung und damit verbundener hoher biologischer Aktivität im Gewässer gemessen wurden, während hohe Fäkalbakterienkonzentrationen vor allem in Abhängigkeit von starken Niederschlägen und erhöhten Abflüssen auftraten. Es zeigte sich, dass insbesondere während Hochwasserereignissen in den Bundeswasserstraßen mit einem kritischen mikrobiologisch-hygienischen Verschmutzungsgrad zu rechnen ist.

Kritische Verschmutzungsgrade stellen bei verschiedenen Wassernutzungen und -kontakten ein Gesundheitsrisiko dar. Darunter fallen beispielsweise Freizeitnutzung wie Wassersportaktivitäten oder diverse Arbeiten in und am Wasser, wie Arbeiten zur Hochwasserbewältigung, Bewässerung, Probenahmen im Rahmen der Gewässerüberwachung, oder wasserbauliche Maßnahmen wie Ausbau- und Unterhaltungsarbeiten.

Wasserassoziierte Krankheiten umfassen neben gastro-intestinalen Erkrankungen Atemwegserkrankungen sowie Infektionen von Augen, Ohren und der Haut. Während intestinale Erkrankungen in erster Linie durch die orale Aufnahme kontaminier-

ten Wassers übertragen werden, werden Infektionen von Haut, Augen und Ohren durch direkten Kontakt mit kontaminiertem Wasser und Sediment, vor allem bei vorliegenden Hautverletzungen, hervorgerufen. Ein erhöhtes Risiko für Atemwegserkrankungen besteht beim Einatmen von Aerosolen. Als besonders gefährdend gelten Aktivitäten mit vollem Wasserkontakt wie Baden/Schwimmen und das Trinken kontaminierten Wassers. Bei Tätigkeiten ohne direkten Kontakt ist die Gefährdung hingegen als vergleichsweise gering einzuschätzen.

Im Sinne des Arbeitsschutzes und der Gesundheitsvorsorge für die Bevölkerung erachten wir daher eine stärkere Sensibilisierung der Mitarbeiter der WSV, des Katastrophenschutzes und der Bevölkerung in Hochwassergefährdungsgebieten z. B. im Rahmen von Arbeitssicherheitsschulungen oder in Form von Merkblättern als sinnvoll. Der jeweilige Informationsbedarf sollte dabei lokal in Absprache mit den Gesundheitsbehörden abgeklärt werden.

Die Untersuchungen dieses Projekts haben gezeigt, dass Bakterien im Sediment im Vergleich zur freien Wasserphase länger Überleben und die bakterielle Belastung von Sedimenten mitunter höher ist, als die des Wassers. Zudem konnte ein Zusammenhang zwischen mikrobieller Belastung und Trübung festgestellt werden, die sich zum einen durch den Eintrag von außen, zum anderen aber auch durch die Resuspension von belastetem Sediment erklären lässt. Aufgrund dieser Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass von Wasser in Verbindung mit Sedimenten in epidemiologischer Hinsicht ein höheres Gesundheitsrisiko ausgeht, als von Wasser alleine. Zudem ist anzunehmen, dass durch die Resuspension von Sedimenten, z. B. im Rahmen von Baggerarbeiten, mit dem Sediment auch Bakterien und potentielle Krankheitserreger verlagert bzw. verdriftet werden, woraus wiederum Gefährdungen andernorts entstehen können (z. B. Verdriftung in freizeitlich genutzte Gebiete), was bei der Durchführung von Baggerarbeiten berücksichtigt werden sollte.

Für die Zukunft zeigen Ergebnisse aus dem KLIWAS-Projekt 4.01, dass es für die nächsten Jahrzehnte eine Zunahme der mittleren jährlichen Hochwasserabflüsse für das Rheineinzugsgebiet außerhalb des unmittelbaren Einflussbereichs der Alpen (unterhalb Maxau) sowie für das Elbeeinzugsgebiet geben wird. Demnach lässt sich sagen, dass für die nahe Zukunft nur geringfügige Änderungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität in den Bundeswasserstraßen zu erwarten sind, zum Ende des Jahrhunderts hingegen mit vermehrten Abflussereignissen und damit erhöhten Fäkalbakterienkonzentrationen gerechnet werden muss.

Aussagen darüber, inwiefern diese Abflussereignisse zu Überflutungen führen, sind nicht durch das KLIWAS-Projekt 4.01 abgedeckt. Sollte es dabei jedoch zu vermehrten Überschwemmungen kommen, entsteht ein größeres Expositionsrisiko für betroffene Anlieger oder Personen, die an wasserbaulichen Reparatur- und Instandhaltungsmaßnahmen oder der Beseitigung von Hochwasserschäden beteiligt sind.

Während Niedrigwassersituationen hingegen sind vergleichsweise geringe Fäkalbakterienkonzentrationen zu erwarten. Häufigere Niedrigwasser wurden im KLIWAS-Projekt 4.01 für die nahe Zukunft nur an der Donau oberhalb der Innmündung und gegen Ende des 21. Jahrhunderts jedoch in allen drei Einzugsgebieten (Donau, Rhein, Elbe) projiziert.

Da Niedrigwasser vorwiegend in den Sommermonaten auftreten, lässt sich ableiten, dass sich die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in Zeiträumen, die für die Freizeitnutzung und die Landwirtschaft besonders relevant sind, in der fernen Zukunft im Vergleich zu heute tendenziell verbessern wird. Diese Aussagen werden auch durch weitere KLIWAS-Projektionen gestützt. So zeigen die Projektionen für den Rhein, aber auch für andere Flussgebiete in Deutschland, dass die mittleren Niederschläge sowie die Mittelwasser- und mittleren Niedrigwasserabflüsse im Sommer in der fernen Zukunft abnehmen werden. Aufgrund der im Projekt gewonnen Erkenntnisse rechnen wir als Folge dessen mit einem verringerten Eintrag von Fäkalbakterien in den Sommermonaten. Die Expositionswahrscheinlichkeit beim Baden oder anderen Aktivitäten am und im Wasser könnte dadurch sinken. Auch wäre die Nutzung von Flusswasser für eine Berieselung von Freiland- und Gewächshauskulturen sowie Sport- und Parkanlagen mit einem geringeren potenziellen Infektionsrisiko verbunden. Gleichzeitig kann es jedoch bei einer Zunahme der Häufigkeit und Dauer von Trockensommern zu einer stärkeren Frequentierung von Fließgewässern als Badegewässer kommen und die Notwendigkeit einer Bewässerung landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzter Flächen zunehmen. Der positive Effekt einer verbesserten mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität könnte hierdurch relativiert werden. Aufgrund der schlechten Referenzdatenlage, aber auch aufgrund der starken Bedeutung sozioökonomischer Komponenten (z. B. Änderungen des Nutzungsverhaltens, Weiterentwicklungen in der Abwassertechnik) können verlässliche quantitative Aussagen zu möglichen Auswirkungen veränderter Niederschlagsverhältnisse und mittlerer Abflusswerte auf die Gewässerhygiene und ein potenzielles Infektionsrisiko derzeit nicht getroffen werden.

Zudem zeigen die Ergebnisse des KLIWAS-Projektes 5.03, dass die mittleren Niederschläge zwar einen Einfluss auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität haben, dass aber insbesondere extreme Niederschlagsereignisse kurzfristig zu massiven Veränderungen des gewässerhygienischen Zustandes führen können. So konnten im Rahmen einer Monitoringstudie an der Lahn als Folge von Starkniederschlägen nach einer längeren Trockenperiode massiv erhöhte Fäkalbakterien- und Bakteriophagenkonzentrationen nachgewiesen werden. Zu möglichen Änderungen der Häufigkeit und Intensität von Extremwetterereignissen liegen bisher keine belastbaren Projektionen aus anderen KLIWAS-Projekten vor, sodass derzeit nicht abgeschätzt werden kann, ob extreme Belastungsspitzen in den Bundeswasserstraßen zukünftig vermehrt auftreten werden.

Das Projekt zeigte weiterhin, dass angemessene Instrumente für eine verlässliche Überwachung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität der Bundeswasserstraßen generell fehlen. Insbesondere aufgrund der kurzfristigen, temporären Veränderungen, denen die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität unterworfen ist, sind Bewertungsansätze, so wie sie für die Beschreibung des ökologischen Zustands oder der Badegewässerqualität von Oberflächenwasserkörpern verwendet wird, nicht geeignet, um die gewässerhygienische Situation in Fließgewässern abzubilden. Dennoch werden die Bundeswasserstraßen für Freizeitaktivitäten, u.a. auch zum Baden benutzt. Aus epidemiologischer Sicht besteht so eine Lücke zwischen realer Nutzung und Überwachungspraxis. Standorte an Bundeswasserstraßen, die prinzipiell einer geringen Grundlast mit Fäkalbakterien unterliegen, könnten stärker für nicht-schiffahrtliche Nutzungen verfügbar gemacht werden, vorausgesetzt, es können über die reguläre Badegewässerüberwachung hinaus geeignete Überwachungswerkzeuge zur Verfügung gestellt werden, die eine frühzeitige Vorhersage temporärer Verschlechterungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität ermöglichen.

Die Ergebnisse des KLIWAS-Projektes 5.03 haben gezeigt, dass die Entwicklung statistischer Modelle auf Basis einfach zu messender Bestimmungsfaktoren ein vielversprechendes Werkzeug ist, um an ausgewählten Standorten der Bundeswasserstraßen eine aus epidemiologischer Sicht sichere Freizeitnutzung zu ermöglichen. So wurden in der Projektlaufzeit für die Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel, sowie für die untere Lahn multiple lineare Regressionsmodelle entwickelt, um zu testen, wie genau sich Veränderungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität durch hydro-meteorologische, chemisch-physikalische und/oder biologische Variablen abbilden lässt. Es zeigte sich dabei, dass sich Fäkalindikatorkonzentrationen recht effektiv mit Hilfe entsprechender Variablen modellieren lassen, dass die Modellentwicklung insbesondere in langsam fließenden, nährstoffreichen Flussabschnitten aber gewisse Herausforderungen birgt und weiterführende Arbeiten notwendig macht.

2 Ziele

Ziel des KLIWAS-Projektes 5.03 war es, die Auswirkungen des Klimawandels auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität der Binnenwasserstraßen des Bundes abzuschätzen und im Hinblick auf damit verbundene gegenwärtige und zu erwartende gesundheitliche Risiken für die Mitarbeiter der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes oder andere Nutzer der Bundeswasserstraßen zu bewerten. Auf Basis der in der Studie gewonnenen Ergebnisse sollten für die WSV und weitere betroffene Mitarbeiter im Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Verkehr und Digitale Infrastruktur Handlungsempfehlungen für den hygienisch sicheren Umgang mit Wasser, Sediment und Baggergut im Rahmen von Ausbau- und Unterhaltungsarbeiten an den Binnenwasserstraßen ausgesprochen werden. Des Weiteren war es vorgesehen, Anpassungsvorschläge für eine gesundheitlich unbedenkliche anderweitige Nutzung der Binnenwasserstraßen, z. B. zur Naherholung, unter Gesichtspunkten der gegenwärtigen gewässerhygienischen Situation, aber auch der möglichen klimabedingten gewässerhygienischen Veränderungen zu erarbeiten.

Mikrobiologisch-hygienische Parameter sind in der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000) nicht als Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern vorgesehen und werden daher in den meisten Flüssen nicht routinemäßig erfasst. Eine Überwachung der Badegewässerqualität vor dem Hintergrund der EG-Badegewässerrichtlinie (EG-BadegewRL, 2006) findet nur an ausgewiesenen Badestellen statt, deren Anzahl jedoch in Fließgewässern und somit auch in den Binnenwasserstraßen gering ist. Erstes Ziel des KLIWAS-Projektes 5.03 war daher zunächst, verfügbare Hygienedaten aus dem Bundesgebiet zu sammeln, zu sichten und wo nötig durch eigene mikrobiologisch-hygienische Analysen zu ergänzen, um so eine möglichst umfassende Bestandsaufnahme der gegenwärtigen mikrobiologisch-hygienischen Situation in den Binnenwasserstraßen durchzuführen. Diese Bestandsaufnahme sollte der Fachöffentlichkeit als Entscheidungshilfe zur Einschätzung möglicher gesundheitlicher Gefahren für die Bevölkerung, sowie der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes zur Abwägung möglicher Arbeitsrisiken zur Verfügung gestellt werden.

Weiteres Ziel innerhalb des Projektes war es, ein besseres Systemverständnis für die Zusammenhänge zwischen Umweltvariablen und mikrobiologisch-hygienischen Verschmutzungen in den Bundeswasserstraßen allgemein zu erlangen und darüber hinaus insbesondere klimasensitive chemisch-physikalische, biologische und/oder hydro-meteorologische Parameter zu identifizieren, die die Gewässerhygiene nachhaltig beeinflussen könnten. Der aktuelle Wissensstand auf diesem Gebiet sollte zu diesem Zweck zunächst durch Sichtung wissenschaftlicher und populärwissenschaftlicher Medien sowie durch Kommunikation mit relevanten Wissensträgern hergestellt wer-

den. Weiterhin sollten fluss- bzw. ortsspezifische Abhängigkeiten zwischen mikrobiologisch-hygienischen Parametern und Umweltfaktoren durch qualitative Untersuchungen und Korrelationsanalysen historischer bzw. selbst erhobener Messdaten näher beleuchtet werden, um lokale Bestimmungsfaktoren für den gewässerhygienischen Zustand zu ermitteln. Auf Grundlage der in den anderen KLIWAS-Projekten gewonnenen Erkenntnisse sollten dabei mindestens qualitative Aussagen darüber getroffen werden, welche lokalen Bestimmungsfaktoren durch den Klimawandel beeinflusst werden und inwiefern hierdurch das Überleben und/oder die Vermehrung von Krankheitserregern begünstigt werden könnte, um so Abschnitte in den Binnenwasserstraßen zu identifizieren, an denen mit einer potenziellen Verschlechterung der gewässerhygienischen Situation zu rechnen ist.

Als weiterer Schritt war es Aufgabe des Projektes, multiple lineare Regressionsmodelle für ausgewählte Flussstellen zu entwickeln, um zu testen mit welcher Genauigkeit sich Gewässerverschmutzungen als Funktion einfach zu messender Bestimmungsfaktoren ableiten lassen und wie tauglich solche statistischen Modelle sind, um mikrobiologisch-hygienische Verschmutzungen in „Echtzeit“ zu ermitteln. Besonderes Augenmerk lag dabei auf Variablen, die im Rahmen hydrologischer, gewässerökologischer und/oder meteorologischer Messnetze kontinuierlich, mindestens aber täglich erfasst werden. Des Weiteren sollte die Auswahl unterschiedlicher Messstellen es ermöglichen, die Übertragbarkeit der Modellergebnisse über den Flussverlauf bzw. auf andere Flusssysteme zu prüfen. Wesentliches Ziel war es dabei, die so geschaffenen Grundlagen der mit Fragen der Arbeitssicherheit sowie des Gesundheits- und Tourismusmanagements befassten Fachöffentlichkeit und involvierten Wissenschaftlern als Instrument an die Hand zu geben, um angepasste ortsspezifische Vorhersagemodelle für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität entwickeln zu können. Diese gewinnen vor allem vor dem Hintergrund zu erwartender Nutzungsänderungen von Bundeswasserstraßen an Bedeutung.

Weiterer Untersuchungsgegenstand war die Frage nach mikrobiologisch-hygienischen Verschmutzungen von Sedimenten und Baggergut und den damit verbundenen potenziellen Infektionsrisiken für die Mitarbeiter der WSV und andere Nutzer der Binnenwasserstraßen, z. B. im Rahmen freizeitlicher Aktivitäten. Da hygienisch relevante Mikroorganismen und Krankheitserreger dazu neigen, sich an Partikel anzuheften, können diese mit Partikeln sedimentieren, aber auch erneut suspendiert werden. Der Kontakt mit Sedimenten selbst, aber auch die Freisetzung von Krankheitserregern in die Wassersäule als Folge von Resuspendierungsprozessen und einer damit verbundenen Verschlechterung der Wasserqualität beinhaltet somit ein mögliches Gefährdungspotenzial. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage nach der Überlebensdauer fäkalbürtiger Krankheitserreger in Sedimenten und Baggergut, die im Rahmen des Projektes modellhaft für den Fäkalindikator *Escherichia coli* (*E. coli*) an Hand von Mesokosmenexperimenten untersucht werden sollte.

3 Stand der Forschung

Binnenwasserstraßen unterliegen einer Vielzahl von Nutzungen, für die die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität unter Aspekten der Arbeitssicherheit und des umweltbezogenen Gesundheitsschutzes von Bedeutung ist. Hierzu zählen neben der Nutzung durch die Schifffahrt und den damit verbundenen Unterhaltungsaktivitäten auch die wassersportliche Freizeitnutzung, die Nutzung als Badegewässer sowie der Gebrauch als Quelle für Trink- und Berieselungswasser (Landwirtschaft und Sportanlagen).

Fließgewässer können durch punktförmige Belastungen wie die Einleitung von Abwässern einschließlich Regenüberläufen und Mischwasserentlastungen sowie durch diffuse Einträge wie Abschwemmungen aus der Landwirtschaft oder Einträge durch den Kot von Weide- und Wildtieren mit fäkalbürtigen Mikroorganismen und damit auch potenziellen Krankheitserregern belastet sein (Lorch, 2000). Des Weiteren kann das Wachstum von natürlich im Fließgewässer vorkommenden pathogenen Umwelt- oder Cyanobakterien die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität beeinflussen (Chorus, 2000; Janda & Abbott, 1998). Ein umfassender Überblick über die Arten und Ursachen mikrobiologischer Gewässerbelastungen sowie der wesentlichen Bestimmungsfaktoren und Überwachungswerkzeuge wurde von der Arbeitsgruppe GB-5.8 „Hygiene“ der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) in Form des Merkblattes „Risikobewertung von Badestellen aus gewässerhygienischer Sicht“ (Arbeitstitel, voraussichtliche Veröffentlichung in der zweiten Jahreshälfte 2014) erarbeitet, an dem auch im Rahmen des KLIWAS-PJ 5.03 aktiv mitgewirkt wurde. Guten Einblick in das Thema bieten auch Veröffentlichungen anderer Behörden (z. B. MUNLV, 2008).

Da Fließgewässer häufig als Vorfluter für Abwasser, Regen- und Drainagewasser dienen, gelangen Krankheitserreger entweder unmittelbar oder mit zeitlicher und räumlicher Verzögerung in die Binnenwasserstraßen. Während seit den 1970er Jahren bei der Abwasserreinigung erhöhte Anforderungen an die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphor-Elimination gestellt werden und sich die ökologische Gewässergüte seitdem deutlich verbessert hat, existieren keine gesetzlichen Anforderungen hinsichtlich mikrobiologischer Parameter (Richtlinie 91/271/EG, 1991; Richtlinie 98/15/EG, 1998), sodass es durch die Einleitung von Kläranlagenabläufen weitestgehend unverändert zu einer erheblichen kontinuierlichen Belastung der Fließgewässer mit fäkalbürtigen Mikroorganismen und somit auch mit potenziellen Krankheitserregern kommt. Eine Überwachung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität der Binnenwasserstraßen ist trotz der vielfältigen Nutzungsarten dennoch nicht gesetzlich vorgeschrieben. Bis zum Jahr 2000 wurden mikrobiologisch-hygienische Parameter im Rahmen der ökologischen Gewässergüteüberwachung zumindest in einigen Fluss-

gebieten routinemäßig miterfasst. Im Zuge der Umsetzung der neuen EG-WRRL (2000) entfielen bakteriologische Untersuchungen jedoch weitestgehend als Bestandteil der Monitoringprogramme der meisten Flussgebietsgemeinschaften. Auf Grund der vergleichsweise geringen Anzahl ausgewiesener Flussbadestellen tragen auch die Daten der Badegewässerüberwachung nicht wesentlich zu einer belastbaren Beschreibung des gewässerhygienischen Zustands der Binnenwasserstraßen bei, so dass eine Abschätzung möglicher Gesundheitsrisiken durch den Kontakt mit diesen Wässern schwierig ist.

Auf Grund dieser schwachen Referenzdatenlage wurde bereits bei der Konzeption des KLIWAS-PJ 5.03 von quantitativen Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene der Binnenwasserstraßen abgesehen und der Fokus auf die Beschreibung ihrer gegenwärtigen mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität, auf ein besseres Systemverständnis und auf qualitative Aussagen zu Folgen des Klimawandels gelegt. Es wurden dabei ausschließlich fäkalbürtige Mikroorganismen betrachtet; Untersuchungen zu einer möglichen Beeinflussung von Umweltbakterien waren nicht Gegenstand des Projektes.

Da belastbare Aussagen zu flussgebietspezifischen Klimaänderungen erst zum Ende des KLIWAS-Ressortforschungsprogrammes erwartet wurden, dienten die Projektionen des AR4 Synthesis Reports des Intergovernmental Panel on Climate Change aus dem Jahr 2007 (IPCC AR4 SYR, 2007) als Ausgangspunkt für eine Auswahl möglicher Steuerungsgrößen, die als Folge des Klimawandels zu einer Veränderung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität führen könnten und somit zu einer näheren Systembetrachtung herangezogen wurden. Von besonderem Interesse für das KLIWAS-PJ 5.03 zeigten sich dabei die Aussagen, dass als Folge des Klimawandels für Mitteleuropa eine Zunahme heißer, trockener Sommer und eine Zunahme milder, feuchter Winter, sowie eine Häufung von Extremwetterereignissen erwartet werden, alles Faktoren, die für den Eintrag und/oder die Überlebensfähigkeit von Fäkalbakterien bzw. für das Wachstum von Umweltbakterien im Gewässer eine Rolle spielen können. So besteht nach derzeitigem Stand des Wissens ein eindeutig positiver Zusammenhang zwischen Niederschlags- und Abflussereignissen und dem Eintrag von Fäkalbakterien in Oberflächengewässer.

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass bei Starkregen kurzzeitige, extrem hohe Belastungsspitzen auftreten können, die aus einer Entlastung von Mischwassersystemen einerseits und einer niederschlagsbedingten Abschwemmung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen andererseits resultieren (MUNLV, 2008; EAWAG/BUWAL, 2004). Im Gegensatz dazu konnte nachgewiesen werden, dass eine hohe Globalstrahlung, insbesondere vermutlich der darin enthaltene Anteil an ultravioletter Strahlung, eine hohe Absterberate von Fäkalbakterien zur Folge hat (Burkhart III et al., 2000; Craggs et al., 2004; Schultz-Fademrecht et al., 2008; Sinton et al., 2002; Sinton, 2005). Die mikrobiologisch-hygienische Qualität der Binnenwasserstraßen ist somit witterungsbedingt sehr großen Schwankungen unterworfen.

Während Fäkalbakterien in der Wassersphase relativ rasch nach ihrem Eintritt ins Gewässer absterben, konnte in einer Reihe von Studien gezeigt werden, dass sie in Sedimenten und Ufersand mehrere Tage bis zu mehreren Wochen kultivierbar bleiben (An et al., 2002; Craig et al., 2002; Davies et al., 1995; Davies & Bavor, 2000; Jeng et al., 2005; LaLiberte & Grimes, 1982), und sogar wachsen können (Szewzyk et al., 1994; Davies et al., 1995; Hirotani & Yoshino, 2010). Als Ursache hierfür wird insbesondere die Vergesellschaftung der Fäkalbakterien mit Umweltbakterien in Form von Biofilmen an der Wasser-Sediment-Grenzschicht gesehen. Diese bieten einen verbesserten Schutz vor Fraßfeinden, ein günstigeres Nährstoffangebot und führen zu einer Ausbildung von Mikrohabitaten mit chemisch-physikalischen und biologischen Charakteristika, die den hohen Nährstoffansprüchen der Fäkalbakterien besser gerecht werden (Holzapfel et al., 2008; Sherer et al., 1992). Die Beschaffenheit der Sedimente scheint dabei ein wesentlicher Faktor für die Überlebensfähigkeit der Fäkalbakterien zu sein; so wurde eine erhöhte Überlebensdauer in feinkörnigen, kohlenstoffreichen Sedimenten beobachtet (Chandran et al., 2011). Eine Freisetzung von sedimentgebundenen Fäkalbakterien wird somit als eine zusätzliche Ursache für die häufig beobachtete Verschlechterung der Wasserqualität nach Niederschlagsereignissen und erhöhten Abflüssen diskutiert.

So wird davon ausgegangen, dass durch die größeren Abflussmengen und die erhöhte hydraulische Belastung bei Starkniederschlägen und Hochwässern ein vermehrter Anteil an Sedimenten aufgewirbelt, und als Folge davon sedimentgebundene Fäkalbakterien resuspendiert und verdriftet werden können (Holzapfel et al., 2008; Wu et al., 2009). Neben witterungsbedingten Einflüssen könnten in diesem Zusammenhang auch hydraulische Belastungen durch die Schifffahrt sowie Sedimentbewegungen durch Badegäste am Flussufer als mögliche Ursache einer Resuspendierung von Fäkalbakterien aus Sedimenten gesehen werden.

Inwiefern die Umlagerung und Resuspendierung von Baggergut im Rahmen von Unterhaltungsarbeiten am Gewässer zu einer Freisetzung von sedimentgebundenen Fäkalbakterien und somit zu einer Verschlechterung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität in stromabwärts gelegenen Gewässerbereichen führen kann, ist bisher nur unzureichend untersucht worden und daher weitestgehend ungeklärt. Ältere Studien in den USA zeigen, dass freigesetzte Fäkalbakterien nur wenige Kilometer von der Baggerstelle entfernt durch den Wasserkörper verdünnt werden (Grimes, 1975; Grimes, 1980). Dabei ist davon auszugehen, dass dieser Effekt durch die Größe und Fließgeschwindigkeit des Wasserkörpers, die Menge des pro Zeiteinheit resuspendierten Baggerguts sowie der Kontaminationsgrad des Baggerguts mit Fäkalbakterien eine Rolle spielen. Die Bedeutung von Unterhaltungsbaggerungen für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität und die damit verbundenen Zusammenhänge bedürfen jedoch dringend weiterer experimenteller Aufklärung.

4 Durchgeführte Arbeiten und methodisches Vorgehen

4.1 Grundlagen für die Bewertung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität

Da es keine gesetzlich festgelegten Bewertungsparameter für eine Einstufung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität in Fließgewässern gibt, die den Umweltqualitätsnormen von Oberflächengewässern gleichzusetzen wären, wurden für dieses Projekt zwei verschiedene Klassifizierungsansätze für eine Einschätzung des gewässerhygienischen Zustandes verschiedener Bundeswasserstraßen angewendet. Weil die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität insbesondere für nicht-schiffahrtliche Nutzungen wie Tourismus oder Wassersport eine Rolle spielt, bei denen das Risiko einer oralen Aufnahme von Krankheitserregern besteht, wurde im ersten Klassifizierungsansatz eine Bewertung der Badegewässerqualität in Anlehnung an die EG-BadegewRL (2006) vorgenommen (siehe Anhang II, Tabelle AII.1a und Tabelle AII.1b). Aufgrund der von den Vorgaben der EG-BadegewRL abweichenden Berechnungsweise und der teils nur geringen Anzahl zur Verfügung stehender Datenpunkte können die in diesem Bericht präsentierten Bewertungen der Badegewässerqualität lediglich einen ersten Anhaltspunkt über die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in den angeführten Gewässern liefern.

Ergänzend zur Einstufung der Badegewässerqualität nach EG-BadegewRL wurde eine Klassifizierung nach Kavka (2006) durchgeführt (siehe Anhang II, Tabelle AII.2). Beiden Bewertungssystemen ist gemein, dass *E. coli*-Konzentrationen >1.000 Koloniebildende Einheiten (KBE)/100 ml insgesamt als kritisch anzusehen sind.

4.2 Bestandsaufnahme der gegenwärtigen mikrobiologisch-hygienischen Situation in den Binnenwasserstraßen

Um einen Überblick über die bestehende Datensituation zu Hygieneparametern zu gewinnen, wurden im Rahmen des KLIWAS-PJ 5.03 Daten und/oder Beschreibungen von laufenden oder abgeschlossenen Gewässermonitoring-Programmen auf mikrobiologisch-hygienische Parameter hin gesichtet. Existierende mikrobiologisch-hygienische Daten wurden von den betreffenden datenverantwortlichen Stellen (z. B. Umweltämtern, Flussgebietsgemeinschaften, Gesundheitsämtern) angefordert, geprüft und ausgewertet, wo möglich unter Einbeziehung chemisch-physikalischer und biologischer Begleitdaten aus der Gewässergüteüberwachung, um mögliche Einfluss-

faktoren auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität identifizieren zu können. Aufgrund der insgesamt schwachen und teils inkonsistenten Datenlage zu mikrobiologisch-hygienischen Parametern sowie einer fehlenden Standardisierung der gewählten Untersuchungsverfahren konnte die Bestandsaufnahme in der Projektlaufzeit nicht abgeschlossen werden. Eine Sammlung, Qualitätsprüfung und Aufbereitung gewässerhygienischer Daten wird jedoch über das Projektende hinaus an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) fortgeführt und in Zusammenarbeit mit der Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Hygiene in der Wasser- und Abfallwirtschaft“ der DWA weiter verfolgt. In diesem Schlussbericht wird daher zunächst nur die Entwicklung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität des Rheins von 1997-2008 vertiefend betrachtet. Hierzu wurden Monitoring-Daten der Flussgebietsgemeinschaft Rhein (Quelle: Zahlentafeln der chemisch-physikalischen Untersuchungen 1997 bis 2008; Ansprechpartner: Dr. Martin Keller, BfG) sowie des Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV; Ansprechpartner Jens Rosenbaum-Mertens) ausgewertet. Für die Betrachtung wurden die *E. coli*-Daten (in den Datenlisten angegeben als coliforme Bakterien) der Gütemessstellen Kleve-Bimmen/km 865, Duisburg-Walsum/km 792, Düsseldorf-Flehe/km 720, Bad Honnef/km 640, Koblenz/km 590, Mainz/km 498, Karlsruhe/km 362 und Vogelgrün/km 147 berücksichtigt. Nicht für alle Messstellen lagen dabei Daten aus dem gesamten Untersuchungszeitraum vor. Die Bewertungen erfolgten entsprechend der unter 4.1 und in Anhang II genannten Verfahren.

4.3 Einjähriges Hygiene-Monitoring in den Flussgebieten von Weser und Ems

Da zu Beginn des KLIWAS-PJ 5.03 keine Informationen und Daten zur mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität von Weser, Ems und ihren Zuflüssen vorlagen, wurde im Rahmen des Projektes ein einjähriges Gewässermonitoring initiiert. Im Zeitraum von Mai 2011 bis Juni 2012 wurden auf Anfrage durch die BfG monatliche Probenahmen durch Mitarbeiter der Betriebsstellen Brake-Oldenburg, Verden, Sulingen, Göttingen, Meppen und Aurich des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küste und Naturschutz (NLWKN), durch Mitarbeiter des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG), des Landesuntersuchungsamtes (LUA) beim Senator für Umwelt, Bau und Verkehr Bremen, und des LANUV an insgesamt 16 ausgewählten Messstellen durchgeführt. Es handelte sich dabei um 6 Messstellen an der Ems (Salzbergen/ km 58,1; Hanekenfähr/ km 84,4; Hilter/ km 185,9; Herbrum/ km 212,6; Leer/ km 240; Gandersum/ km 257,2), 6 Messstellen an der Weser (Hemeln/ km 11,7; Porta Westfalica/ km 199,326; Petershagen/ km 213; Drakenburg/ km 279; Bremen-Hemelingen/ km 361,1; Brake/ km 38 der Tideweser unterhalb Bremen, 1 Messstelle an der Fulda (Wahnhausen/ km 15,509 oberhalb Zu-

sammenfluss mit Werra), 1 Messstelle an der Werra (Witzenhausen/ km 13,048 oberhalb Zusammenfluss mit Fulda), und 1 Messstelle an der Aller (Verden/ km 113,34; unterhalb Straßenbrücke Celle, Mündung in die Weser bei Weser-Kilometer 326,4), die Bestandteil des bundesweiten Gütemessnetzes sind. Die mikrobiologisch-hygienischen Analysen der Wasserproben auf *E. coli* und intestinale Enterokokken erfolgten gemäß DIN EN ISO 9308-3:1998 (1998) und DIN EN ISO 7899-2:2000 (2000a) innerhalb von 24 Stunden durch die Wassertechnologisches Institut GmbH in Wolfenbüttel (WTI). Eine Bewertung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität wurde mit Hilfe der unter Kapitel 4.1 und im Anhang II beschriebenen Verfahren durchgeführt. Ausgewählte hydrologische, chemisch-physikalische und biologische Begleitparameter wurden durch die Mitarbeiter des KLIWAS-PJ 5.03 von den oben genannten Landesämtern sowie von der BfG (Abfluss) und dem Deutschen Wetterdienst (DWD; Niederschlag, Globalstrahlung) angefordert, gesichtet, und für weitere Auswertungen vorbereitet. Unter Verwendung des freien Statistikprogramms *R* (Version 3.0.1; R Core Team, 2013) wurden räumliche und jahreszeitliche Trends in den Fäkalbakterienkonzentrationen mittels Varianzanalysen (Kruskal-Wallis-Test) statistisch geprüft. Des Weiteren wurden Spearman-Rang-Korrelationskoeffizienten zwischen Hygiene- und Umweltparametern berechnet, um mögliche Hilfsparameter für mikrobielle Verschmutzungen zu identifizieren.

4.4 Entwicklung von statistischen Regressionsmodellen für Fäkalindikatoren als Ergänzung zu klassischen Methoden der Badegewässerüberwachung

Fließgewässer sind von starken, oft kurzzeitigen Schwankungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität betroffen, die über eine klassische Kultivierung von Fäkalindikatoren, so wie sie im Rahmen der Badegewässerüberwachung durchgeführt wird, nicht angemessen abgebildet werden können, da das Untersuchungsverfahren in der Regel erst nach ~48 Stunden belastbare Ergebnisse zum Kontaminationsgrad der Proben liefert. Da eine zeitnahe Beurteilung möglicher Gesundheitsgefahren in Fließgewässern somit schwierig ist, wurden nur wenige EU-Badestellen an Fließgewässern ausgewiesen. Ungeachtet dessen werden Fließgewässer häufig von der Bevölkerung zum Waten oder Baden sowie für wassersportliche Aktivitäten genutzt. Die Überwachungspraxis wird somit der Realität der tatsächlichen Nutzung von Fließgewässern nicht gerecht. Vorhersagemodelle stellen so eine vielversprechende Alternative zur gängigen Badegewässerüberwachung dar, da sie Aufschluss über auch kurzfristige Gewässerverunreinigungen geben können. Insbesondere multiple lineare Regressionsmodelle (MLR-Modelle), werden im internationalen Raum bereits als zuverlässiges Vorhersageinstrument im Rahmen der Badegewässerüberwachung genutzt (Brady et al., 2009; Brady et al., 2012; David & Haggard, 2011; Francy et al., 2006; Nevers

& Whitman, 2005). All diesen Modellen ist gemein, dass die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität und die Überschreitung von Grenzwerten an Hand einfach und schnell zu messender Parameter geschätzt werden kann, die optimalerweise ohnehin regelmäßig als Qualitätskomponenten für die Beschreibung des gewässer-ökologischen Zustandes im Rahmen nationaler Messprogramme erfasst werden.

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

Eine Entwicklung ähnlicher Modelle für die Bundeswasserstraßen könnte es ermöglichen, die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität an relevanten Gewässerabschnitten „in Echtzeit“ zu ermitteln und so Risiken bei Arbeiten am Gewässer, bei denen mit einem erhöhten Infektionspotenzial zu rechnen ist (z. B. bei der Hochwasserbewältigung, Deckwerksarbeiten, Beseitigung von Hindernissen), besser beurteilt werden. Weiterhin könnten die Risiken von Freizeitnutzungen besser eingeschätzt werden.

4.4.1 Entwicklung von MLR-Modellen für die Gütemessstellen Koblenz/ Rhein-km 590,3 und Koblenz/ Mosel-km 2

In einer ersten Studie wurden MLR-Modelle für zwei ausgewählte Flussstellen entwickelt, um zu testen, mit welcher Genauigkeit sich Gewässerverschmutzungen als Funktion einfach zu messender Bestimmungsfaktoren ableiten lassen. Um Erkenntnisse darüber zu gewinnen, welchen Einfluss die Gewässerbeschaffenheit auf die Modellstruktur- und Modellqualität hat, wurden mit den Gütemessstellen Koblenz/Rhein - km 590,3 und Koblenz/Mosel – km 2 zwei Standorte ausgewählt, die sich grundlegend in Aspekten der Hydrologie, der Gewässerchemie und der Ökologie unterscheiden. Während der Rhein nur im Oberlauf oberhalb von Iffezheim/ Rhein - km 334 Stauhaltungen aufweist und ansonsten durch ein frei fließendes Regime mit hohen mittleren Abflusswerten gekennzeichnet ist, ist die Mosel über ihren gesamten Verlauf als Bundeswasserstraße durch Stauhaltungen reguliert und im Vergleich zum Rhein durch eine niedrige Fließgeschwindigkeit und einem damit verbundenen hohen Eutrophierungsgrad charakterisiert (Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002; Bergfeld et al., 2009). Einträge aus der französischen Kaliindustrie führen zudem zu einer hohen Salzbelastung der Mosel (Beisel et al., 2011).

Der Modellierung wurde ein einjähriges Gewässermonitoring mit wöchentlichen Probenahmen vorangestellt, um mikrobiologisch-hygienische Daten in ausreichender zeitlicher Auflösung zu generieren (Anhang II). Im Anschluss wurden dann sowohl MLR-Modelle auf Grundlage aller verfügbaren unabhängigen Variablen entwickelt, als auch Modelle, in denen ausschließlich kontinuierlich gemessene, unabhängige Variablen berücksichtigt wurden (Anhang II). Alle Schritte erfolgten unter Verwendung des freien Statistikprogramms *R* (Version 3.0.1; R Core Team, 2013). Eine detaillierte Beschreibung der angewendeten Methoden und Modellerschritte sowie eine umfassende Darstellung und Diskussion der Ergebnisse dieser Studie finden sich in

folgendem Manuskript-Entwurf, der derzeit zur Veröffentlichung in einer wissenschaftlichen Zeitschrift vorbereitet wird (Anhang V):

Böer, S.I., Herrig, I., Brennholt, N., Manz, W., Reifferscheid, G. Development of multiple linear regression models for predicting fecal indicator concentrations at two selected sites in the rivers Rhine and Moselle, Germany

4.4.2 Entwicklung von MLR-Modellen für die Lahn (Unteres Lahntal, Rheinland-Pfalz)

Die Lahn unterliegt auf der Fließstrecke von Wetzlar bis zur Mündung in den Rhein als nicht klassifizierte Bundeswasserstraße der Unterhaltungspflicht durch die WSV. Wie auch die Mosel ist die Lahn durch eine intensive Stauhaltung und einer damit verbundenen geringen Fließgeschwindigkeit geprägt. Da die Lahn als Vorfluter für gereinigte Abwässer genutzt wird, die auf Grund des vergleichsweise geringen Wasserkörpers weniger verdünnt werden als in größeren Flüssen wie z. B. dem Rhein, hat sie insgesamt einen hohen mikrobiologisch-hygienischen Verschmutzungsgrad. Der Fluss wird dennoch intensiv für die Sportschifffahrt, insbesondere zum Rudern und Kanufahren, genutzt. Trotz Fehlens offizieller EU-Badestellen und damit einer gezielten Überwachung ihrer mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität dient die Lahn zudem auch als Badegewässer, sodass die Überwachungspraxis der tatsächlichen Nutzungsrealität widerspricht.

Im Rahmen des KLIWAS-PJ 5.03 wurde daher in einem gemeinschaftlichen Projekt der BfG und der Universität Koblenz-Landau getestet, ob sich MLR-Modelle für ein „Echtzeit-Monitoring“ der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität der Lahn eignen. Im Vergleich zur Rhein/Mosel-Studie wurde dabei eine größere Anzahl möglicher unabhängiger Variablen in der Modellentwicklung berücksichtigt, um möglichst optimale Modelle zu erzielen. Besonderer Schwerpunkt der Entwicklung lag auf der Frage der Übertragbarkeit der Modelle auf verschiedene Flussabschnitte bzw. der damit verbundenen Grenzen. Um mikrobiologisch-hygienische Daten in ausreichender zeitlicher Auflösung zu generieren, wurde der Modellierung zunächst ein mehrmonatiges Gewässermonitoring sowie zusätzlich ein ereignisbezogenes Monitoring während des Winterhochwassers 2013/2014 vorangestellt.

Eine detaillierte Beschreibung der angewendeten Methoden und Modellerschritte sowie eine umfassende Darstellung und Diskussion der Ergebnisse dieser Studie finden sich in folgendem Manuskript-Entwurf, der derzeit zur Veröffentlichung vorbereitet wird (Anhang V):

Herrig, I., Böer, S.I., Manz, W. Multiple linear regression modelling as a tool for predicting recreational water quality in the river Lahn, Germany.

Zusätzlich zu den im Rahmen des KLIWAS-PJ 5.03 durchgeführten Analysen wurden ausgewählte Lahnproben durch das Umweltbundesamt virologisch untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in diesem Bericht nicht dargestellt. Nähere Auskünfte über die Untersuchungen kann das Umweltbundesamt (UBA) erteilen (Ansprechpartner: Dr. Regine Szewzyk, Dr. Hans-Christoph Selinka).

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

4.5 Mesokosmenexperimente zur Untersuchung des Einflusses der Wassertemperatur und der Anwesenheit von Sediment auf die Dauer der Kultivierbarkeit des Fäkalbakteriums *E. coli*

Aufgrund der potenziellen Rolle von Sedimenten und Ufersanden als Reservoir für Fäkalbakterien (siehe Kapitel 3), geht man davon aus, dass die Verschlechterungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität, die häufig nach Starkniederschlägen oder während Hochwässern gemessen werden, zum Teil Folge einer verstärkten Resuspendierung und Mobilisierung von sedimentgebundenen Fäkalbakterien unter erhöhter hydraulischer Belastung sind. In Zusammenarbeit zwischen der BfG und der Universität Koblenz-Landau wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit erste Mesokosmenversuche mit natürlichem Wasser und Sediment aus der Lahn durchgeführt, um zu untersuchen, ob sich die Dauer der Kultivierbarkeit des Fäkalindikators *E. coli* durch die Anwesenheit von Sediment verändert.

Um einen möglichen Einfluss von Fraßfeinden und Nahrungskonkurrenten zu berücksichtigen, wurden die Versuche sowohl unter Anwesenheit, als auch unter Abwesenheit der natürlichen Begleitflora und –fauna durchgeführt. Variationen der Versuchstemperatur sollten zudem den Einfluss der Wassertemperatur auf die Überlebensfähigkeit von *E. coli* im Flusswasser und –sediment näher beleuchten und somit einen Erkenntnisgewinn über mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den gewässerhygienischen Zustand liefern. Die wesentlichen Schritte der Mesokosmenexperimente, wie sie im Rahmen des KLIWAS-PJ 5.03 durchgeführt wurden, sind in Anhang II zusammengefasst. Eine ausführliche Beschreibung der angewendeten Methoden und Versuchsschritte sowie eine umfassende Darstellung und Diskussion der Versuchsergebnisse finden sich in folgender Bachelorarbeit (Anhang V):

Richardt, S. Temperaturabhängige Kultivierbarkeit eines *E. coli* Umweltisolates: Mesokosmen-Untersuchungen in Lahnsediment. Bachelorarbeit. Universität Koblenz-Landau. In Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz. Januar 2014.

5 Vernetzung des Projekts, Kooperationspartner

Tab. 1: Projekt 5.03 - Kooperationen und Aufträge

Kooperationspartner/ Auftragnehmer	Kurztitel	Ansprechpartner
Institut für Integrierte Naturwissenschaften (IfIN), Universität Koblenz-Landau (F&E-Partner)	Untersuchung funktionaler Zusammenhänge zwischen klimarelevanten Umweltfaktoren und der Verbreitung hygienisch-relevanter Fäkalkeime in Fließgewässern	Prof. Dr. Werner Manz
Abteilung II Umwelthygiene, Umweltbundesamt (UBA) (sonstige Kooperationspartner)	Virenuntersuchungen an der Lahn (Grundlast, Extremereignisse)	Dr. Regine Szewzyk, Dr. Hans-Christoph Selinka
Institut Dr. Nowak	TOC-Analysen	Dr. Jörg Ebert
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küste und Naturschutz (NLWKN) Betriebsstellen (1) Brake-Oldenburg, (2) Verden, (3) Sulingen, (4) Göttingen, (5) Meppen und (6) Aurich (sonstige Kooperationspartner)	Monatliche Wasserprobenahme im Rahmen des mikrobiologisch-hygienischen Gewässermonitorings an Weser und Ems	(1) Dr. Michael Hanslik (2) Andreas Austen (3) Dr. Dieter Steffen (4) Egbert Kleinhans (5) Anke Wiedelmann (6) Wilhelm Huisinga
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) (sonstiger Kooperationspartner)	Monatliche Wasserprobenahme im Rahmen des mikrobiologisch-hygienischen Gewässermonitorings an Fulda und Werra	Dr. Peter Cikryt
Landesuntersuchungsamt Bremen beim Senator für Umwelt, Bau und Verkehr, Bremen (sonstiger Kooperationspartner)	Monatliche Wasserprobenahme im Rahmen des mikrobiologisch-hygienischen Gewässermonitorings an der Weser	Dr. Britta Freiheit
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW) (sonstiger Kooperationspartner)	Monatliche Wasserprobenahme im Rahmen des mikrobiologisch-hygienischen Gewässermonitorings an der Weser	Dr. Nicole Tümmers
Wassertechnologisches Institut Wolfenbüttel (WTI) (Auftragnehmer)	Hygienisch-mikrobiologische Bade- gewässeruntersuchung der Proben von Weser und Ems (<i>E. coli</i> , intestinale Enterokokken)	Silke Kindt

6 Ergebnisse

6.1 Entwicklung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität des Rheins von 1997-2008

Die Ergebnisse der Auswertungen zeigen, dass die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität des Rheins zwischen 1997-2008 insgesamt als kritisch einzustufen war. Gemäß des Klassifizierungssystems nach Kavka (2006) wurden in diesem Zeitraum je nach Messstelle in ~10 bis ~40% der Wasserproben kritische *E. coli*-Konzentrationen erreicht bzw. überschritten, während in 60-90% der Proben nur eine schwache bis mäßige Verschmutzung angezeigt wurde (Abb. 1).

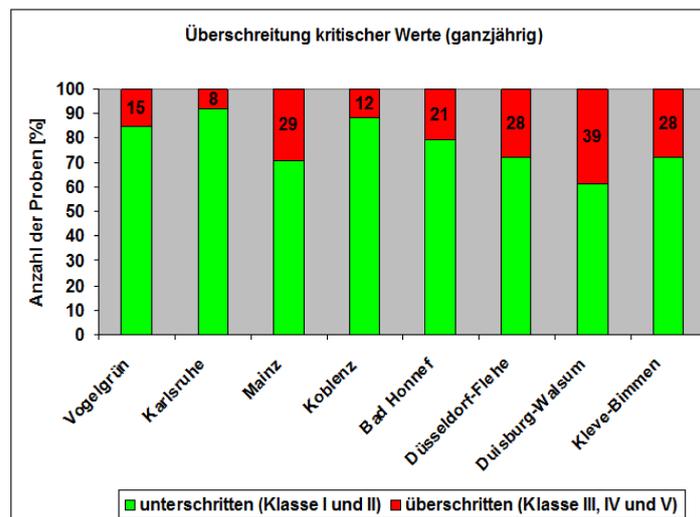


Abb. 1: Schematische Darstellung des prozentualen Anteils an Proben an den 8 ausgewählten Gütemessstellen des Rheins, in denen kritische *E. coli*-Konzentrationen über- bzw. unterschritten werden (Untersuchungszeit 1997 bis 2008, variierende Anzahl an Proben an den verschiedenen Messstellen). Die Einstufung erfolgte entsprechend des Klassifizierungsschemas nach Kavka (siehe Tabelle AII.2).

An den Messstellen Karlsruhe und Koblenz wurden am seltensten Überschreitungen kritischer *E. coli*-Konzentrationen festgestellt, während sich die Messstelle Duisburg-Walsum besonders häufig von einer kritischen Verschmutzung betroffen zeigte. Insgesamt traten kritische *E. coli*-Konzentrationen vermehrt an jenen Messstellen auf, die durch Zuflüsse aus urbanen Ballungsgebieten charakterisiert sind, wie z. B. Mainz (Main) oder Duisburg-Walsum (Ruhr). Eine ausschließliche Betrachtung der Badesaisondaten (15. Mai bis 15. September) ergab nur geringfügige Veränderungen dieser Verhältnisse. Lediglich die Messstelle Karlsruhe zeigte in diesem Zusammenhang

eine deutliche Verbesserung; so wurden während der Badesaison in nur 1% der Proben kritische Fäkalbakterienwerte erreicht. Eine Bewertung der Badegewässerqualität in Anlehnung an die EG-BadegewRL (2006; für abweichende Perzentilberechnung siehe Anhang II) ergab für alle berücksichtigten Messstellen aus Ganzjahressicht die Note „mangelhaft“. Wurden nur die Badesaisondaten aus dem gesamten Untersuchungszeitraum für die Bewertung berücksichtigt (Perzentilberechnung abweichend von EG-BadeGewRL, siehe Kapitel 4.1), so herrschte auch in diesem epidemiologisch bedeutsamen Zeitfenster an sieben von acht Messstellen eine „mangelhafte“ Badegewässerqualität vor. Lediglich die Messstelle Karlsruhe wies in den Sommermonaten eine insgesamt ausreichende Badegewässerqualität auf.

Insgesamt zeigte sich eine hohe zeitliche Variabilität der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität entlang des Rheins, wie sie für Fließgewässer typisch sind. So kam es an allen Messstationen zwischen aufeinanderfolgenden Probenahmenterminen häufig zu starken Schwankungen des gewässerhygienischen Zustandes, die insgesamt sehr viel deutlicher ausgeprägt waren als die Veränderungen über den gesamten Untersuchungszeitraum (Abb. 2).

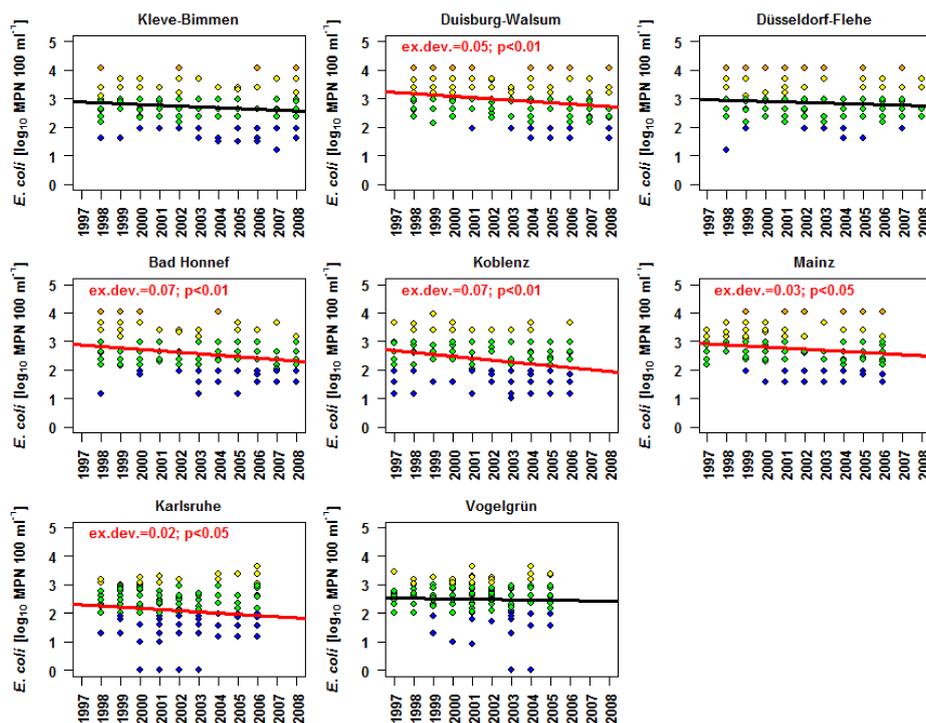


Abb. 2: Belastung des Rheins mit *E. coli* von 1997 bis 2008 an acht ausgewählten Gütemessstellen. Die Einstufung erfolgte entsprechend des Klassifizierungsschemas nach Kavka (Tabelle AII.2). Ein Punkt stellt das Ergebnis einer Wasserprobe dar. Für die Messstellen Kleve-Bimmen, Duisburg-Walsum, Düsseldorf-Flehe, Bad Honnef und Karlsruhe lagen für das Jahr 1997 keine Daten vor. An den Messstellen Koblenz, Mainz, Karlsruhe und Vogelgrün wurden 2007 und 2008 keine bakteriologischen Daten erhoben. MPN = most probable number.

Um die Entwicklung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität über den Zeitraum von 1997 bis 2008 dennoch näher zu untersuchen, wurden verallgemeinerte lineare Modelle der *E. coli*-Konzentrationen für die einzelnen Messstationen berechnet und der Einfluss der Zeit (=Jahr) auf die Variabilität der Bakteriendaten bestimmt. An den Messstellen Duisburg-Walsum ($p < 0,01$), Bad Honnef ($p < 0,01$), Koblenz ($p < 0,01$), Mainz ($p < 0,05$) und Karlsruhe ($p < 0,05$) konnte dabei eine leichte Tendenz zu einer Verbesserung der Gewässerbelastung mit *E. coli* von 1997 bis 2008 festgestellt werden, während die übrigen Messstellen keine Veränderung über den Untersuchungszeitraum zeigten. Die nominale Variable „Jahr“ erklärte in den 5 signifikanten Modellen jedoch nur 2% - 7% der Varianz in den *E. coli*-Konzentrationen (erklärte Varianz = 1 - (Restabweichung/Gesamtabweichung)). Die Variabilität der Fäkalbakterien wurde also im Wesentlichen durch andere Faktoren verursacht.

Im Jahr 2003, welches durch eine lange sommerliche Hitzeperiode und einen niedrigen durchschnittlichen Abfluss geprägt war, wurden an den Messstellen Koblenz, Karlsruhe und Vogelgrün signifikant niedrigere *E. coli*-Konzentrationen gemessen als in den übrigen Jahren des Untersuchungszeitraums. Dies könnte insbesondere auf einen verringerten Eintrag von Fäkalbakterien einerseits und einen stärkeren Abbau von Fäkalbakterien durch schädliche ultraviolette Strahlung (UV-Strahlung) andererseits zurückzuführen sein. Aufgrund der zeitlich gering aufgelösten bakteriologischen Messungen können jedoch keine belastbaren Aussagen hierzu getroffen werden. Weiterführende Analysen zum Einfluss meteorologischer, hydrologischer, biologischer und chemisch-physikalischer Umweltfaktoren auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität näher waren zum Zeitpunkt dieses Schlussberichtes noch nicht abgeschlossen.

6.2 Mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität von Weser und Ems – Ergebnisse eines einjährigen Hygienemonitorings (Mai 2011 - Juni 2012)

Durch ein einjähriges Hygienemonitoring in den Flussgebieten von Weser und Ems im Zeitraum von Mai 2011 bis Juni 2012 konnten wichtige Erkenntnisse über den gegenwärtigen gewässerhygienischen Zustand dieser Flussgebiete gewonnen werden. Untersuchungen in Anlehnung an die BadegewRL (2006) zeigten, dass die Badegewässerqualität von Weser und Ems und wichtiger Zuflüsse der Weser in weiten Teilen als mangelhaft einzuschätzen ist (siehe Anhang II für abweichende Perzentilberechnung). So wies in der Gesamtjahresbetrachtung nur die Gütemessstelle Bremen-Hemelingen (Weser) eine durchgehend „gute“ Badegewässerqualität auf, während die Badegewässerqualität an allen übrigen Messstellen aus Ganzjahressicht als „mangelhaft“ zu bewerten war. In ~25% der Emsproben und ~23% der Proben aus dem Un-

tersuchungsgebiet der Weser wurden die Anforderungswerte¹ der EG-BadegewRL (2006) für eine „gute“ Badegewässerqualität durch wenigstens einen der beiden Fäkalindikatoren überschritten. Dabei spielten in den tidebeeinflussten Bereichen der Binnenwasserstrassen Überschreitungen durch intestinale Enterokokken, in den Binnenbereichen Überschreitungen durch *E. coli* eine jeweils geringfügig größere Rolle.

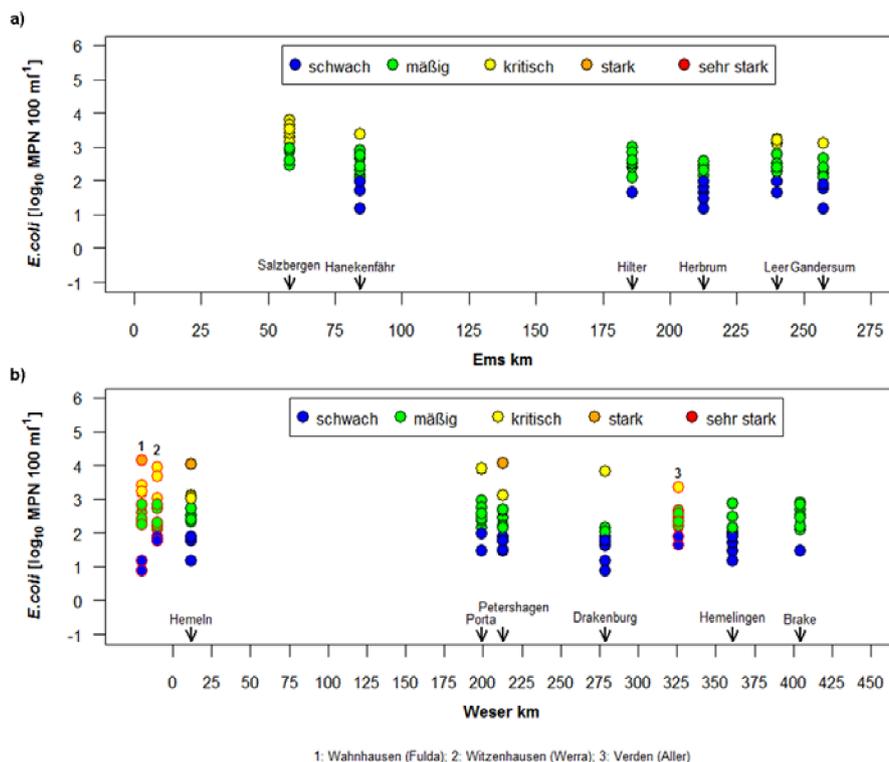


Abb. 3: Belastung von Ems (a) und Weser (b) mit dem Fäkalindikatorbakterium *E. coli* über den Flussverlauf im Zeitraum Mai 2011 bis Juni 2012. Die Einstufung erfolgte entsprechend des Klassifizierungsschemas nach Kavka (Tabelle AII.2). Ein Punkt steht für das Ergebnis einer Wasserprobe. An jeder Probenahmestelle wurden 12 Proben untersucht, in der Regel in monatlichen Abständen. Rot umrandete Punkte zeigen Ergebnisse von Zuflüssen der Weser (Fulda, Werra und Aller). MPN = most probable number.

Besonders betroffen von mikrobiologisch-hygienischen Verschmutzungen zeigten sich die tidebeeinflussten Messstellen Brake (Tideweser), Gandersum, Leer (beide Tideems) sowie die Messstellen Salzbergen (Ems), Wahnhausen (Fulda) und Hemeln

¹ Die Einstufung der Badegewässerqualität erfolgt als Folge der Umsetzung der neuen EG-BadegewRL (2006) ausschließlich an Hand der in Anhang II beschriebenen Perzentilberechnung. Grenzwerte im Sinne der alten Badegewässerrichtlinie von 1976 existieren nicht mehr. Der Begriff „Anforderungswerte“ steht daher hier für diejenigen mikrobiologischen Bewertungsparameter, die bei Durchführung einer Perzentilberechnung als höchstmöglicher akzeptabler Wert für die Einstufung einer „guten Qualität“ festgelegt wurden (Tabelle AII.1a und AII.1b). Es ist zu beachten, dass unterschiedliche Bewertungsparameter für Binnen- und Übergangsgewässer existieren.

(Weser). In ~15% der Emsproben und ~10% der Proben aus dem Wesergebiet wurden solch hohe Konzentrationen an *E. coli* und/oder intestinalen Enterokokken gemessen, dass aus epidemiologischer Sicht ein Gesundheitsrisiko beim Baden oder anderen Aktivitäten mit Gefahr einer oralen Wasseraufnahme bestand². An den entsprechenden Terminen der Probenahme wäre somit ein vorübergehendes Badeverbot empfehlenswert gewesen. Weitestgehend übereinstimmend mit diesen Ergebnissen zeigten ~18% der Emsproben und ~16% der Proben aus dem Wesergebiet entsprechend der Klassifizierung nach Kavka (2006) eine „kritische“ bis „starke“ Verschmutzung des Wassers an (Abb. 3, siehe oben).

Insgesamt war die zeitliche Schwankungsbreite der *E. coli*-Konzentrationen an der Weser und ihren Zuflüssen als Folge besonders stark ausgeprägter Belastungsspitzen sehr viel höher als an der Ems (Abb. 4).

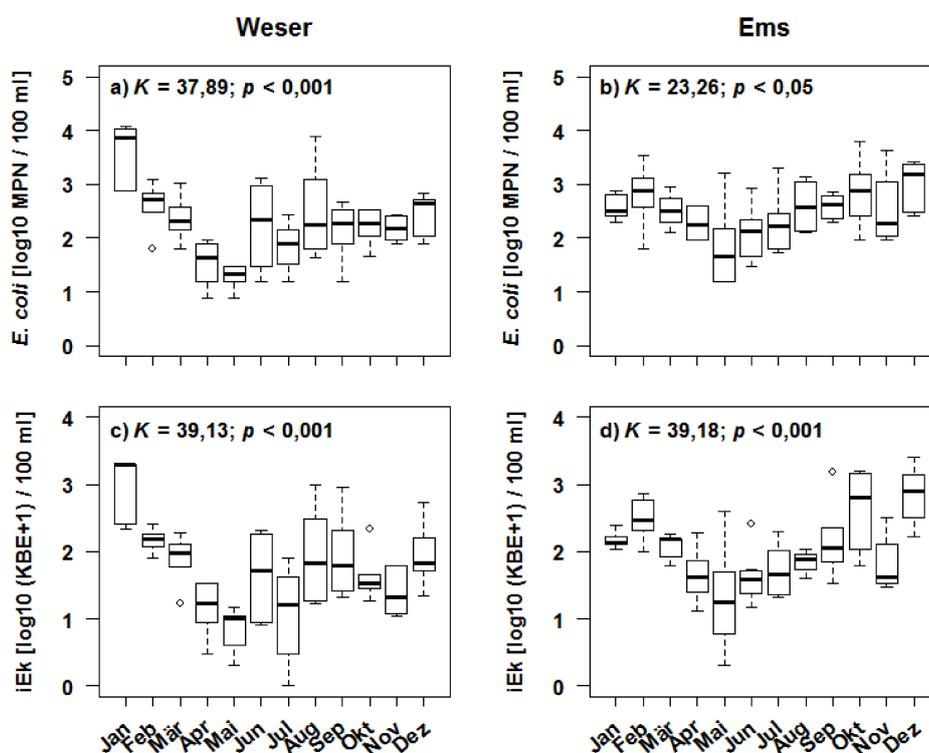


Abb. 4: Jahreszeitlicher Verlauf der Belastung von Weser (linke Spalte) und Ems (rechte Spalte) mit den Fäkalindikatorbakterien *E. coli* (a&b) und intestinale Enterokokken (c&d) im Zeitraum von Mai 2011 bis Juni 2012. Die Kruskal-Wallis-Teststatistiken sind jeweils in der linken oberen Ecke der Grafiken aufgeführt. Daten der Messstellen Verden (Aller), Wahnhausen (Fulda) und Witzenhausen (Werra) sind nicht gezeigt. MPN = most probable number. KBE = Koloniebildende Einheiten.

² Als gesundheitlich bedenklich gelten Werte von mehr als 1800 KBE/100 ml für *E. coli* und 700 KBE/100 ml für intestinale Enterokokken. Diese Werte wurden von der Badewasserkommission beim Bundesumweltamt für den Erlass kurzfristiger Badeverbote vorgeschlagen, die Empfehlung fand jedoch in der Endfassung der EG-BadegewRL (2006) keine Berücksichtigung.

So wurden die Anforderungswerte für *E. coli* im Wesergebiet vor allem während des Winterhochwassers 2011/2012 massiv überschritten (Abb. 5; maximale *E. coli*-Konzentration: 13.860 MPN (most probable number)/100 ml).

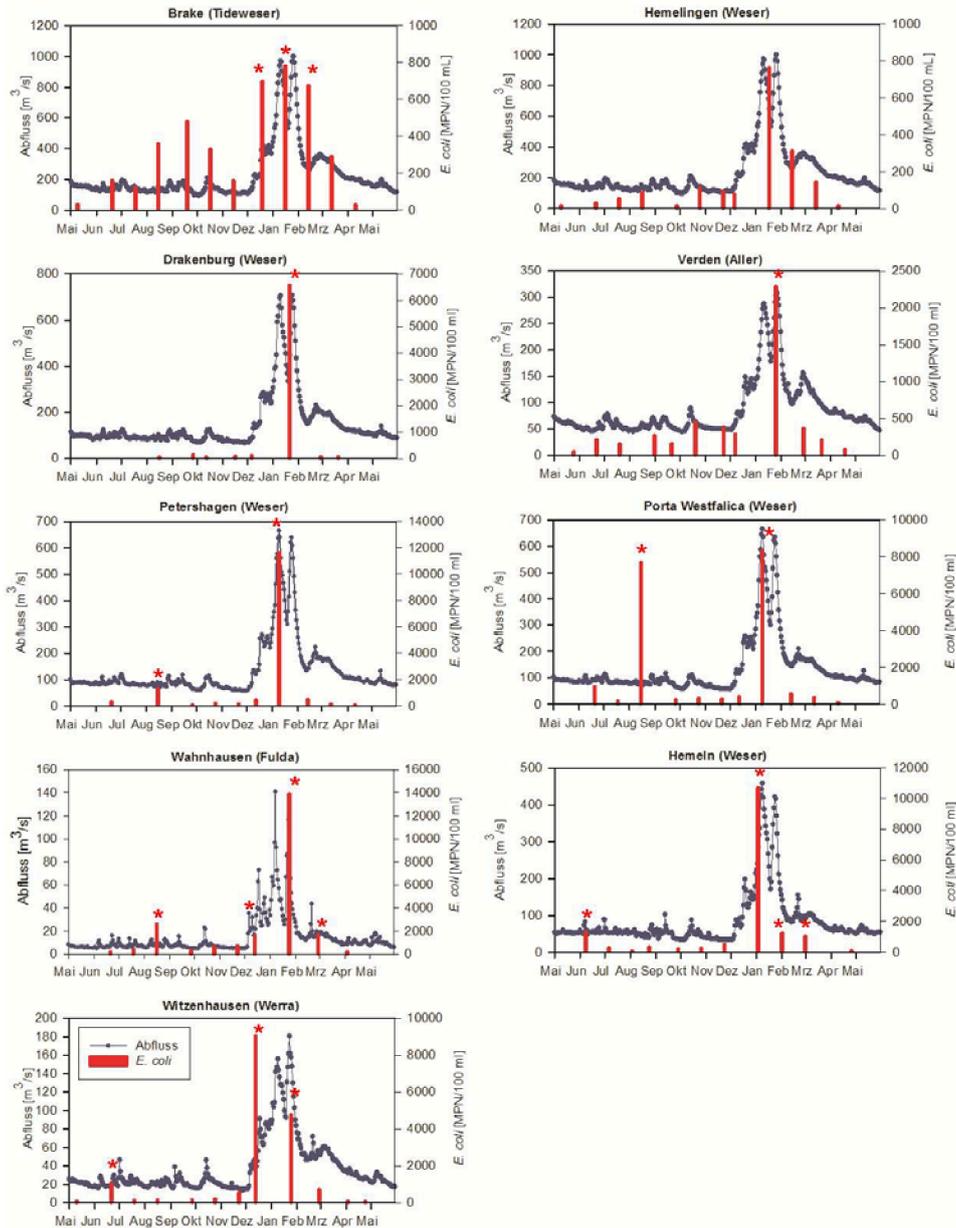


Abb. 5: Ergebnisse des monatlichen Hygienemonitorings an ausgewählten Gütemessstellen der Weser und an wichtigen Zuflüssen der Weser im Zeitraum von Mai 2011 bis Juni 2012. Dargestellt sind die Konzentrationen des Fäkalindikators *E. coli* (rote Balken) sowie die Abflusswerte (blaue Kurve). Termine, an denen die die Anforderungswerte der EG-BadegewRLWerte überschritten wurden (> 1.000 MPN/100 ml für Binnengewässer, bzw. > 500 MPN/100 ml für Übergangsgewässer) sind mit einem roten Stern markiert. Konzentrationen > 1.000 MPN/100 ml entsprechen laut Kavka einer kritischen bis starken Verschmutzung des Wassers. MPN = most probable number.

Auch der Anstieg des zeitnah auftretenden Winterhochwassers an der Ems wurde zumindest teilweise durch eine Erhöhung der Fäkalbakterienkonzentrationen begleitet, die jedoch nicht im gleichen Maße ausgeprägt war, wie im Wesergebiet (maximale *E. coli*-Konzentration: 6.119 MPN/100 ml). Überdies wurden zwischen den beiden auftretenden Hochwasserwellen vergleichsweise niedrige *E. coli*-Konzentrationen in der Ems gemessen (Abb. 6).

Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen

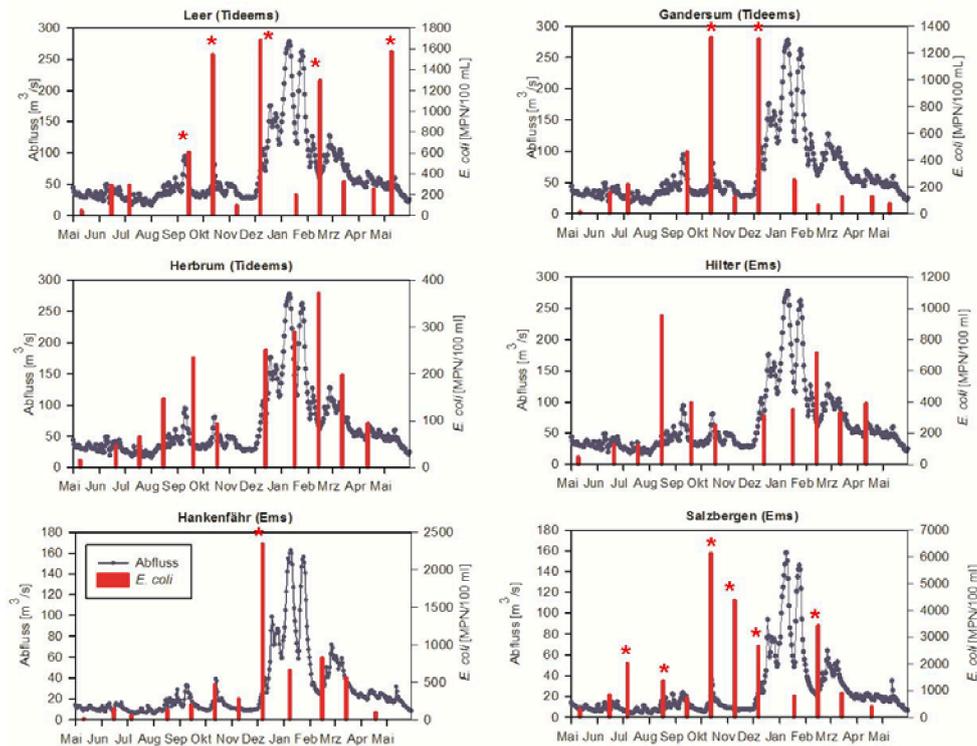


Abb. 6: Ergebnisse des monatlichen Hygienemonitorings an ausgewählten Gütemessstellen der Ems im Zeitraum von Mai 2011 bis Juni 2012. Dargestellt sind die Konzentrationen des Fäkalindikators *E. coli* (rote Balken) sowie die Abflusswerte (blaue Kurve). Termine, an denen die Anforderungswerte der EG-BadegewRL Werte überschritten wurden (> 1.000 MPN/100 ml für Binnengewässer, bzw. > 500 MPN/100 ml für Übergangsgewässer) sind mit einem roten Stern markiert. Konzentrationen > 1.000 MPN/100 ml entsprechen laut Kavka einer kritischen bis starken Verschmutzung des Wassers. MPN = most probable number.

Da die Emsproben ausschließlich in einer Phase zwischen diesen beiden Hochwasserspitzen genommen wurden und nicht wie an den meisten Messstellen im Wesergebiet während einer der Hochwasserspitzen, lässt sich rückwirkend nicht eindeutig klären, ob diese beobachtete Verringerung der *E. coli*-Konzentrationen ein Effekt der Probenahme oder womöglich auf Verdünnungseffekte durch das Hochwasser zurückzuführen war. Da in der Studie kein ereignisbezogenes Monitoring vorgesehen war,

lässt sich die Frage nach möglichen flussgebietspezifischen Besonderheiten in diesem Zusammenhang derzeit nicht abschließend beantworten.

Die sehr hohen Fäkalindikatorkonzentrationen während des Winterhochwassers hatten an einigen Messstellen starken Einfluss auf die Gesamtbewertung der Badegewässerqualität. Wurde ausschließlich die Badesaison betrachtet, in der eine Wasserexposition im Rahmen von Freizeitaktivitäten am wahrscheinlichsten ist, so war die Badegewässerqualität in diesem Zeitraum an einigen Messstellen deutlich besser als in der Gesamtjahresbetrachtung. An den Gütemessstellen Bremen-Hemelingen (Weser), Drakenburg (Weser), Herbrum (Tideems) und Hanekenfähr (Ems) lag demnach im genannten Zeitraum eine „ausgezeichnete“, an der Gütemessstelle Verden (Aller) eine „gute“ und an der Messstelle Hilter (Ems) immerhin noch eine „ausreichende“ Badegewässerqualität vor. Auch wenn dies aus epidemiologischer Sicht erfreulich ist, wurden doch auch während der Sommermonate an vielen Messstellen die Anforderungswerte für eine „gute“ Wasserqualität temporär überschritten, sodass insgesamt 60% der Flussstellen auch während der Badesaison nicht zum Baden oder für andere Aktivitäten mit Gefahr der oralen Wasseraufnahme geeignet waren. An den Messstellen Gandersum, Salzbergen, Porta und Wahnhausen wurden im Untersuchungszeitraum auch während der Badesaison temporär Fäkalindikatorkonzentrationen erreicht, die aus epidemiologischer Sicht ein unmittelbares Gesundheitsrisiko darstellen.

Um mögliche, einfach und schnell zu messende, Hilfsparameter für fäkale Verunreinigungen zu identifizieren, wurden zudem Spearman-Rang-Korrelationen zwischen Fäkalindikatoren und verschiedenen Begleitparametern berechnet. Hierzu wurden sowohl Daten aus den gesamten Flussgebieten gemeinsam betrachtet (Tabelle 2a und 2b), als auch messstellenspezifische Analysen durchgeführt (Daten nicht gezeigt).

Tab. 2: Spearman-Rang-Korrelationen zwischen Fäkalindikatoren und chemisch-physikalischen Begleitparametern in den Flussgebieten von Weser (a) und Ems (b). Dargestellt sind die Korrelationskoeffizienten. Signifikanzen angegeben als * ($p < 0,001$) und * ($p < 0,001$; Bonferroni-korrigiert). Einbezogen wurden ausschließlich Begleitparameter, die an allen Messstationen des jeweiligen Flussgebietes über den gesamten Untersuchungszeitraum erfasst wurden.**

a) Weser (inklusive Verden (Aller), Wahnhausen (Fulda) und Witzenhausen (Werra))

	iEk	Temp.	O ₂ gel.	LF	pH	TOC	N _{ges}	P _{ges}	o-PO ₄
EC	***0,842	***-0,455	0,035	-0,071	*-0,35	0,005	***0,437	0,238	***0,438
iEk		***-0,449	0,043	0,002	***-0,447	0,260	***0,455	***0,334	*0,288

b) Ems

	iEk	Temp.	O ₂ gel.	LF	pH	TOC	DOC	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	P _{ges}	o-PO ₄
EC	***0,800	*-0,363	0,077	*-0,404	0,148	-0,093	-0,098	0,239	-0,016	0,228	*0,261	*0,325
iEk		***-0,530	0,089	-0,235	-0,063	0,157	0,145	0,291	-0,101	*0,355	***0,443	*0,350

Abkürzungen wie folgt: EC (*E. coli*), iEk (intestinale Enterokokken), Temp. (Wassertemperatur, O₂ gel. (gelöster Sauerstoff), LF (elektrische Leitfähigkeit), TOC (Total organic carbon = gesamter organischer Kohlenstoff), DOC (dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff), N_{ges} (Gesamt-Stickstoff), NO₃-N (Nitrat-Stickstoff), NO₂-N (Nitrit-Stickstoff), NH₄-N (Ammonium-Stickstoff), P_{ges} (Gesamt-Phosphor), und o-PO₄ (ortho-Phosphat)

Es zeigte sich dabei, dass die Korrelationen zwischen den Fäkalindikatoren und den hydro-meteorologischen bzw. chemisch-physikalischen Umweltparametern mit Korrelationskoeffizienten $\leq \pm 0,53$ insgesamt nur schwach ausgeprägt und zudem räumlich äußerst variabel waren. Aufgrund der insgesamt geringen Anzahl zur Verfügung stehender Daten pro Messstelle ($n=12$) sind die Korrelationsanalysen jedoch mit einer großen Unsicherheit verbunden, sodass auf Grundlage der Studie bisher keine belastbaren Aussagen zu geeigneten Hilfsparameter getroffen werden konnten. Unsere Untersuchungen an Rhein, Mosel und Lahn zeigten, dass größere Datensätze mit einer höheren Messfrequenz dazu beitragen können, Zusammenhänge zwischen mikrobiologisch-hygienischen Verschmutzungen und Umweltfaktoren besser zu verstehen. Eine Intensivstudie könnte somit dazu beitragen, ein besseres Systemverständnis von Ems und Weser zu erlangen und so geeignete Hilfsparameter zu bestimmen.

6.3 Ergebnisse eines einjährigen Hygienemonitorings an Rhein (Koblenz) und Mosel (Koblenz)

Im Zeitraum von 1997 bis 2008 wurden am Rhein im Rahmen der Überwachung der ökologischen Gewässergüte routinemäßig mikrobiologisch-hygienische Parameter an vielen Gütemessstellen miterfasst (Kapitel 6.1). Im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL aus dem Jahr 2000 entfielen bakteriologische Untersuchungen jedoch als Bestandteil der meisten Monitoringprogramme an Fließgewässern in Deutschland. Eine der wenigen Ausnahmen bilden die Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel, an denen weiterhin monatlich Fäkalindikatorkonzentrationen bestimmt werden. Trotz dieser im Vergleich zu anderen Flussabschnitten und anderen Flüssen vergleichsweise guten Datenlage sind die Probenahmeintervalle dennoch insgesamt zu groß, um die für Fließgewässer typische zeitliche Dynamik der Bakterien abbilden und Bestimmungsfaktoren für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität identifizieren zu können.

Im Rahmen des KLIWAS-Projektes 5.03 konnten durch ein einjähriges wöchentliches Hygienemonitoring an den Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel im Zeitraum vom 19.10.2010 bis 19.11.2011 wichtige Erkenntnisse über die zeitliche Dynamik von Fäkalindikatoren und ihrer wesentlichen Einflussfaktoren an beiden Messstellen gewonnen werden.

6.3.1 Einfluss von Hochwasserereignissen auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität an den Gütemessstellen Koblenz/Rhein-km 590,3 und Koblenz/Mosel-km 2

Der Verschmutzungsgrad der Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel unterlag den für viele Fließgewässer typischen jahreszeitlichen Schwankungen mit

höheren Fäkalindikatorkonzentrationen im Winter als im Sommer. Besonderen Einfluss auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität hatte das Winterhochwasser 2010/2011 an Rhein (Abb. 7) und Mosel.

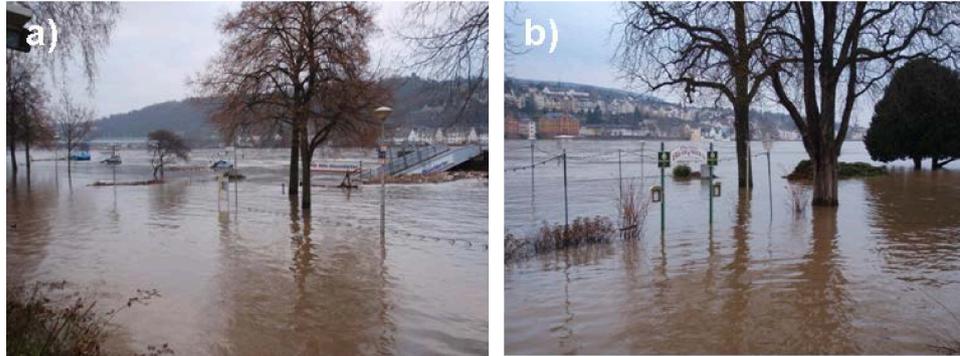


Abb. 7: Winterhochwasser 2010/2011 am Rhein in Koblenz, Kaiserin-Augusta-Anlagen, KD-Bootsanleger (a) und Pretzers Biergarten (b).

Wie bereits für die Flussgebiete von Weser und Ems beschrieben (Kapitel 6.3) zeigten unsere Untersuchungen, dass auch an den Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel die Belastung mit den Fäkalindikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken während Hochwasserereignissen massiv zunimmt (Abb. 8; intestinale Enterokokken vergleichbar, aber nicht gezeigt). So wurden während des Winterhochwassers 2010/2011 an Rhein und Mosel Indikatorkonzentrationen im Wasser erreicht, die gemäß Kavka (2006) einen kritischen bis starken Verschmutzungsgrad anzeigen (siehe Tabelle AII.2) und mit bis zu 12.690 MPN/100 ml für *E. coli*, bzw. mit bis zu 2.450 KBE/100 ml für intestinale Enterokokken weit über den Anforderungswerten (siehe Fußnote 1) lagen, die in der EG-BadegewRL (2006) für eine gute Wasserqualität benannt werden (siehe Tabelle AII.1 a). Da die Mehrzahl der Fäkalbakterien partikulär gebunden auftritt (im Falle von *E. coli* bis zu 70%; Daten durchgeführter Filterexperimente nicht gezeigt), ging der Anstieg der Fäkalindikatorkonzentrationen dabei mit einer erhöhten Trübung (hier gemessen als Konzentration abfiltrierbarer Stoffe) einher (Abb. 8).

Somatische Bakteriophagen, die zwar nicht als Qualitätskomponente zur Beurteilung der Badegewässerqualität nach EG-BadegewRL herangezogen werden, aber als Indikator für Verschmutzungen mit pathogenen Viren gelten, zeigten in der hier präsentierten Studie eine vergleichbare abflussabhängige Dynamik wie die bakteriellen Indikatoren. Das Risiko bakterieller und viraler Infektionen steigt somit während Hochwasserereignissen gleichermaßen an. Erhöhte Abflussereignisse im November 2010 und März 2011 hatten ebenfalls Überschreitungen der bakteriellen Anforderungswerte an eine gute Wasserqualität sowie eine Erhöhung der Konzentrationen an somatischen Bakteriophagen zur Folge, jedoch in geringerem Maße wie während des extremen Winterhochwassers im Januar und Dezember des Untersuchungszeitraums.

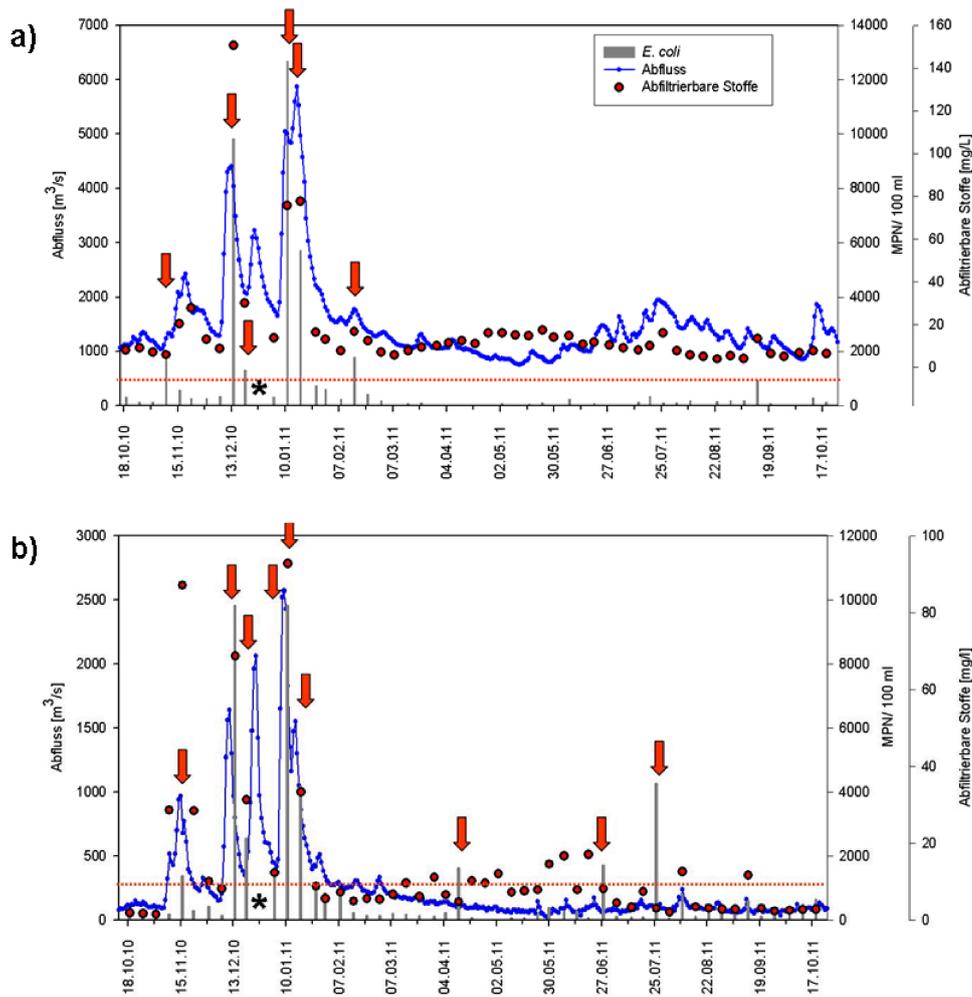


Abb. 8: Ergebnisse des wöchentlichen Hygienemonitorings an den Gütemesstellen Rhein/ Koblenz (a) und Mosel/ Koblenz (b) im Zeitraum vom 19.10.2010 bis zum 19.10.2011. Dargestellt sind die Konzentrationen des Fäkalindikators *E. coli* (graue Balken), die Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe (rote Punkte) und die Abflusswerte (blaue Kurve). Werte oberhalb der orangenen gestrichelten Linien zeigen laut Definition nach Kavka eine kritische bis starke Verschmutzung des Wassers an, die mit einer Überschreitung der Anforderungswerte für *E. coli* gemäß EG-BadegewRL (> 1.000 MPN/100 ml) einhergeht. Die betreffenden Termine sind mit einem Pfeil markiert. In der 52. Kalenderwoche 2010 fand keine Probenahme statt (*). MPN = most probable number.

Während an der Gütemesstelle Koblenz/Rhein kritische und starke Verschmutzungen ausschließlich in Verbindung mit erhöhten Abflusswerten auftraten (Abb. 8 a), wurden an der Gütemesstelle Koblenz/Mosel gelegentlich auch bei niedrigen Abflusswerten und schwacher Trübung sehr hohe Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken gemessen, deren Ursachen nicht geklärt werden konnten. Obwohl diese insgesamt niedriger lagen als die während des Winterhochwassers gemessenen Belastungsspitzen (Abb. 8 b), stellen sie doch ein besonderes Gefährdungspo-

tenzial dar, da insbesondere die Mosel im Sommer regelmäßig zum Baden und für andere wassersportliche Aktivitäten genutzt wird.

Die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 5.03 durchgeführten Untersuchungen an Rhein und Mosel bestätigen unsere während des Studienzeitraums gemachten Beobachtungen an Weser, Ems, Aller, Fulda, Werra und Lahn (Kapitel 6.2) bezüglich der besonderen Bedeutung von Hochwasserereignissen für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in Fließgewässern.

6.3.2 MLR-Modelle für Fäkalindikatoren an den Gütemessstellen Koblenz/ Rhein-km 590,3 und Koblenz/ Mosel-km 2

Während die Bedeutung mikrobieller Verschmutzungen für die Freizeitnutzung in Zusammenhang mit Hochwasserereignissen eher gering ist, spielt die Badegewässerqualität von Fließgewässern während der restlichen Zeit des Jahres, insbesondere aber während der Sommermonate, eine wichtige Rolle. Um eine sichere Freizeitnutzung von Fließgewässern zu gewährleisten, scheint es erforderlich, die Überwachungspraxis an die tatsächlichen Gegebenheiten anzupassen und über die üblichen Kultivierungsverfahren hinaus neue Überwachungsinstrumente zu schaffen, die eine zeitnahe Beurteilung möglicher Gesundheitsgefährdungen ermöglichen.

Im Rahmen des KLIWAS-Projektes 5.03 konnten basierend auf den Daten des einjährigen wöchentlichen Hygienemonitorings an Rhein und Mosel räumlich differenzierte MLR-Modelle für die Berechnung von Fäkalindikatorkonzentrationen an den Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel entwickelt werden. Die Ergebnisse der Studie werden in diesem Bericht zusammenfassend behandelt. Für eine umfassende Darstellung der Methoden und Modelle sei auf folgenden Manuskript-Entwurf verwiesen, der zurzeit für eine Einreichung bei einer wissenschaftlichen Zeitschrift überarbeitet wird (Anhang V):

Böer, S.I., Herrig, I., Brennholt, N., Manz, W., Reifferscheid, G. Development of multiple linear regression models for predicting fecal indicator concentrations at two selected sites in the rivers Rhine and Moselle, Germany.

Es erwies sich, dass an beiden Messstellen Fäkalindikatorkonzentrationen prinzipiell als Funktion einfach und schnell zu messender Begleitparameter berechnet werden können. Erwartungsgemäß gingen vor allem hydro-meteorologische Variablen wie die Globalstrahlung als wichtigste negative sowie Abfluss, Niederschlag bzw. abflussassoziierte Parameter wie die Gewässertrübung (hier gemessen als Konzentration abfiltrierbarer Stoffe) als wichtigste positive Bestimmungsfaktoren in die Modelle ein. Bereits in anderen Studien konnte nachgewiesen werden, dass Niederschlag und hohe Abflusswerte die Konzentrationen von Fäkalindikatoren im Gewässer erhöhen, indem sie deren Eintrag aus Mischwasserentlastungsbauwerken bzw. Abschwemmung von landwirtschaftlichen Oberflächen begünstigen und eine Remobilisierung

sedimentgebundener Fäkalbakterien fördern (Rechenburg et al., 2006; Schultz-Fademrecht et al., 2008). Die Gewässertrübung steht dabei stellvertretend für die Menge mobilisierter Sedimente und anderer partikulärer Bestandteile im Gewässer. Neben diesen Zusammenhängen konnte auch die Bedeutung der Globalstrahlung für den Abbau von Fäkalbakterien (siehe Kapitel 3) durch die vorliegende Studie bestätigt werden.

Während sich die Fäkalindikatorkonzentrationen an der Gütemessstelle Koblenz/Rhein mit relativ großer Genauigkeit auf Grundlage der genannten Variablen modellieren ließen, zeigte sich jedoch, dass diese Variablen zwar auch zur Modellierung somatischer Bakteriophagen, nicht aber für die Berechnung von Fäkalbakterienkonzentrationen an der Messstelle Koblenz/Mosel geeignet waren (Tabelle 3).

Tab. 3: MLR-Modelle für die Fäkalindikatoren *E. coli*, intestinale Enterokokken und somatische Bakteriophagen am Rhein/Koblenz und an der Mosel/Koblenz

Messstelle	Abhängige Variable	Modell	R ²	p
Rhein	log ₁₀ <i>E. coli</i>	$(-826 \times MQ^{-0.5}) - (0.01005 \times GS_{3T-\Sigma}^{0.5}) + (0.04678 \times (NIED_{7T-\Sigma}^{0.5})) + 3.383$	0,72	< 0,001
	log ₁₀ iEk	$(-0.009429 \times GS_{4T-\Sigma}^{0.5}) - (1115 \times MQ^{-0.5}) + (0.0332 \times NIED_{7T-\Sigma}^{0.5}) + 3.14$	0,79	< 0,001
	log ₁₀ SB	$(-0.0080533 \times GS_{7T-\Sigma}^{0.5}) + (0.0167195 \times NIED_{7T-\Sigma}^{0.5}) + 3.476$	0,77	< 0,001
Mosel	log ₁₀ <i>E. coli</i>	$(-7.5592 \times MQ_{6T-avg}^{-0.5}) + (249.94 \times pH_{4T-avg}^{-2}) - (0.8685 \times AS^{-0.5}) - 0.3788$	0,45	< 0,001
	log ₁₀ iEk	$(357 \times pH^{-2}) - (1.279 \times AS^{-0.5}) - (0.000001 \times LF^{-2}) - 2.525$	0,53	< 0,001
	log ₁₀ SB	$(-21.4327 \times MQ_{7T-avg}^{-0.5}) + (0.6324 \times AS^{-0.5}) + 4.0472$	0,81	< 0,001

Abkürzungen wie folgt: iEk (intestinale Enterokokken), SB (somatische Bakteriophagen), MQ (Abfluss), GS (Globalstrahlung), NIED (Niederschlag), AS (abfiltrierbare Stoffe), LF (Leitfähigkeit), xT-Σ (Summe von x aufeinanderfolgenden Tage), xT-avg (Durchschnitt von x aufeinanderfolgenden Tage)

So erwies sich die Gütemessstelle Koblenz/Mosel insgesamt als weitaus komplexeres System in Bezug auf Verschmutzungen mit Fäkalbakterien. Zwar konnten angemessene standortspezifische MLR-Modelle auf Basis der unabhängigen Variablen Leitfähigkeit und pH für diese Messstelle entwickelt werden, doch waren die Modellgüten insgesamt sehr viel schlechter als die der Rhein-Modelle (Tabelle 3).

Dies bestätigten auch die Ergebnisse der Modellvalidierung sowohl mittels Kreuzvalidierungsverfahren als auch mittels Anwendung der *E. coli*-Modelle auf unabhängig im Rahmen der Gewässergüteüberwachung gemessenen Bakteriendaten ($R^2 = 0,89$, $p < 0,001$ (Rhein/Koblenz); $R^2 = 0,20$ bzw. $0,32$, $p < 0,001$ (Mosel/Koblenz)).

Der Eintrag, bzw. der Abbau von Fäkalbakterien scheint an der Gütemessstelle Koblenz/Mosel somit in weitaus geringerem Maße durch direkte hydrologische oder meteorologische Einflüsse bestimmt zu werden, als vielmehr durch Umweltfaktoren, die in dieser Studie nicht berücksichtigt wurden. Auf Grundlage der uns zur Verfügung stehenden Daten und Kenntnisse der hydrologischen und ökologischen Situation an der Mosel stellen wir die Hypothese auf, dass die Fäkalbakterienkonzentrationen an der Gütemessstelle Koblenz/Mosel in hohem Maße durch „Top-Down“-Faktoren (Bi-

omasseregulierung durch Fraßfeinde) bestimmt werden. So konnten frühere Studien zeigen, dass durch die staubedingte, niedrige Fließgeschwindigkeit und den hohen Eutrophierungsgrad der Mosel das Algenwachstum und als Folge dessen das Zooplanktonwachstum in diesem Fluss sehr viel stärker ausgeprägt ist als im Rhein (Bergfeld et al., 2009). Diese biologischen Komponenten erfordern in der Regel einen hohen Untersuchungsaufwand; komplexe ökologische Wechselwirkungen lassen sich im Grunde nicht durch einfache Messungen erfassen. Die Entwicklung simpler statistischer Modelle auf Basis kontinuierlich messbarer Parameter für die Vorhersage der Badegewässerqualität dürfte daher in Flüssen mit niedriger Fließgeschwindigkeit und einer hohen Nährstoffbelastung allgemein eine Herausforderung darstellen, da biologische Komponenten sich nur schwer in die Modelle integrieren lassen.

Die Ergebnisse der hier vorgestellten Studie belegen, dass die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität an Rhein und Mosel, wie auch in den Flussgebieten von Weser und Ems (Kapitel 6.2), lokalen Einflussfaktoren unterliegt, die von den Eigenschaften des spezifischen Gewässers bzw. Standortes am Gewässer bestimmt werden. Mikrobiologisch-hygienische Aspekte lassen sich demnach, sowohl im Hinblick auf gegenwärtige Zustände als auch im Hinblick auf zukünftige Entwicklungen, nicht einheitlich betrachten. Stattdessen müssen räumlich und strukturell bedingte standortspezifische Gegebenheiten bei der Beschreibung gegenwärtiger bzw. Vorhersage zukünftiger gewässerhygienischer Zustände Berücksichtigung finden.

Die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 5.03 geleisteten Vorarbeiten zeigen jedoch, dass statistische Modelle zumindest an frei fließenden Gewässern prinzipiell ein einfaches Werkzeug und eine geeignete methodische Ergänzung für die Badegewässerüberwachung darstellen könnten. Im Hinblick auf die Freizeitnutzung von Fließgewässern könnten sie so einen wichtigen Beitrag für die Gesundheitsvorsorge leisten, was auch vor dem Hintergrund von Nutzungsänderungen von Bundeswasserstraßen für das BMVI Bedeutung erlangen könnte. An nährstoffreichen, langsam fließenden Gewässern dürften statistische Modelle aufgrund des starken Einflusses biologischer Faktoren allgemein nicht ausreichen, um eine zeitnahe Einschätzung des mikrobiologisch-hygienischen Gewässerzustandes zu ermöglichen. Für Fließgewässer bzw. Fließgewässerabschnitte, für die bereits ökologische Modelle existieren, könnte die Entwicklung deterministischer Modelle unter Berücksichtigung biologischer Komponenten eine sinnvolle Alternative darstellen.

6.3.3 Einfluss hydro-meteorologischer Ereignisse auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität der Lahn

Die Lahn ist ein beliebtes Kanu- und Ruderrevier. Da bei wassersportlichen Aktivitäten die Möglichkeit eines direkten Wasserkontaktes besteht, kommt der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität der Lahn eine nicht zu unterschätzende Bedeutung zu.

Unsere Untersuchungen zeigten, dass der mikrobiologisch-hygienische Zustand der unteren Lahn insgesamt als kritisch zu bewerten ist. So wurden an den 5 Messstellen im Zeitraum vom 4.10.2011 bis 17.12.2012 in 68% (Nievern), 34% (Dausenau), 33% (Nassau), 57% (Langenau) und 44% (Obernhof) der Proben *E. coli*-Konzentrationen im Wasser gemessen, die gemäß Kavka (2006) einen kritischen bis starken Verschmutzungsgrad anzeigen (siehe Tabelle AII.2) und über den Anforderungswerten (siehe Fußnote 1) lagen, die in der EG-BadegewRL (2006) für eine gute Wasserqualität benannt werden (Tabelle AII.1).

Legt man eine Perzentilberechnung in Anlehnung an die EG-BadegewRL zu Grunde, die abweichend von der Richtlinie nicht ausschließlich Daten von Messungen aus drei aufeinanderfolgenden Badesaisons berücksichtigt (siehe Kapitel 4.1 und Anhang II), sondern alle Messdaten des Monitorings, so war die Badegewässerqualität entlang des gesamten untersuchten Lahnabschnittes als „mangelhaft“ zu bewerten. Die Messstellen Nievern und Langenau, die unmittelbar hinter den Abläufen kommunaler Kläranlagen (an der Lahn selbst bzw. kurz vor der Mündung des Gelbaches in die Lahn) liegen, wiesen erwartungsgemäß die schlechteste mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität auf. Wurde ausschließlich der Zeitraum der Badesaison betrachtet, so musste auch hier die Badegewässerqualität als „mangelhaft“ klassifiziert werden, wenn auch mit einem Anteil von 50% (Nievern), 11% (Dausenau), 11% (Nassau), 39% (Langenau), und 22% (Obernhof) insgesamt weniger Proben kritische *E. coli*-Konzentrationen bzw. Überschreitungen der Anforderungswerte für eine gute Badegewässerqualität aufwiesen als im Gesamtuntersuchungszeitraum. Aus epidemiologischer Sicht ist somit bei freizeithlichen Aktivitäten an der unteren Lahn, die die Gefahr einer fäkal-oralen Aufnahme von Flusswasser bergen (insbesondere Baden), auch während der Badesaison mit einem potenziellen Gesundheitsrisiko zu rechnen. Als besonders problematisch erweist sich in diesem Zusammenhang die hohe Grundlast mit Fäkalbakterien an den Messstellen Nievern und Langenau, die mit der Einleitung von Kläranlagenabwässern in Zusammenhang zu bringen ist.

Wie bereits im Kontext dieses Schlussberichtes für andere Bundeswasserstraßen wie Rhein, Mosel, Weser und Ems etc. beschrieben, unterlag auch die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in der unteren Lahn starken temporären Schwankungen. So waren die durchschnittlichen Indikatorkonzentrationen in den Wintermonaten insbesondere gegenüber dem späten Frühjahr deutlich erhöht, jedoch wurden gelegentlich auch im Frühjahr und Sommer erhöhte Werte gemessen. Wie bereits für die anderen Untersuchungsgebiete gezeigt, traten die niedrigsten Fäkalindikatorkonzentrationen während und nach der Phytoplanktonblüte im Frühjahr auf (Chlorophyll *a* als Indikator für die Algenbiomasse im Rahmen der Studie gemessen, Daten nicht dargestellt). Für die Mosel konnten wir darlegen, dass die niedrigen Fäkalindikatorkonzentrationen bei Trockenwetter während der Vegetationsperiode vor allem die Folge einer höheren Globalstrahlung und eines erhöhten Fraßdruckes ist, der durch das Wachstum des Zooplanktons in Antwort auf die Entwicklung der Algenpopulation hervorgerufen wird.

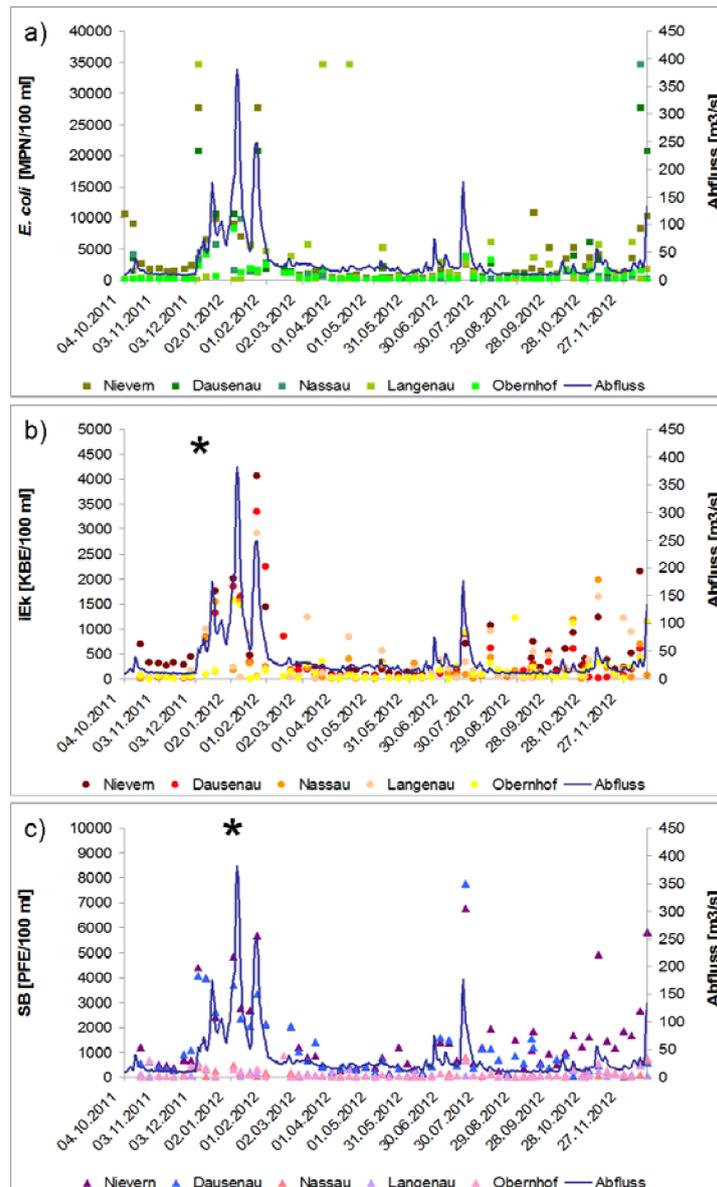


Abb. 9: Ergebnisse des wöchentlichen Hygienemonitorings an der Lahn (Unteres Lahntal, Rheinland-Pfalz; Untersuchungszeitraum 4.10.2011 bis 17.12.2012). Dargestellt sind die Konzentrationen an *E. coli* (a), intestinalen Enterokokken (b), und somatischen Bakteriophagen (c) an den Messstellen in Obernhof, Langenau, Nassau, Dausenau und Nievern in Abhängigkeit von den Abflusswerten am Pegel Kalkofen (blaue Kurve). Abkürzungen wie folgt: iEk (intestinale Enterokokken), SB (somatische Bakteriophagen), MPN (most probable number), KBE (koloniebildende Einheiten), und PFE (plaqueformende Einheiten). An Terminen, die mit einem Stern (*) gekennzeichnet sind, lagen die Konzentrationen an intestinalen Enterokokken bei >10.000/100 ml, konnten aber aufgrund Überwucherung der Membranfilter nicht eindeutig bestimmt werden (b), bzw. wurde an der Messstelle in Langenau eine Bakteriophagenkonzentration von 21.500 PFE/100 ml gemessen (c), die zur besseren Übersicht nicht dargestellt wird.

Ausgeprägte Belastungsspitzen zeigten sich an der Lahn vor allem in Verbindung mit Starkniederschlägen und Hochwasserereignissen. So wurde während des Winter-

hochwassers im Dezember 2011 und Januar 2012 eine massive mikrobiologisch-hygienische Belastung der Lahn mit Indikatorkonzentrationen von bis zu 27.330 MPN/100 ml (*E. coli*; oberste Nachweisgrenze des eingesetzten MPN-Verfahrens), > 4.060 KBE/100 ml (intestinale Enterokokken) und 21.500 PFE (plaqueformende Einheiten)/100 ml (somatische Bakteriophagen) erreicht. Erhöhte Abflusswerte im Juli 2012 hatten im Vergleich zum Winterhochwasser nur im Falle der somatischen Bakteriophagen an den Messstellen Nievern und Dausenau einen gegenüber den Ganzjahreswerten deutlich erhöhten Indikatoreintrag zur Folge (Abb. 9).

Um die Entwicklung der Fäkalindikatorkonzentrationen im Verlauf eines Hochwasserereignisses näher zu beleuchten, wurde während des Winterhochwassers 2013 im Zeitraum vom 29.01.2013 bis 4.02.2013 ein ereignisbezogenes Intensivmonitoring mit insgesamt 5 Probenahmen durchgeführt. Diese Studie lieferte wichtige Kenntnisse über das Transportverhalten der Fäkalbakterien und somatischen Bakteriophagen. So zeigte es sich, dass im Verlauf eines Hochwasserereignisses an der Lahn die höchsten Fäkalbakterienkonzentrationen nicht während der Hochwasserspitze auftreten, sondern bereits mit der ansteigenden Hochwasserwelle. Die Konzentrationen der somatischen Bakteriophagen nahmen dabei nach Erreichen der Maximalwerte im Vergleich zu den Fäkalbakterien besonders rasch ab (Abb. 10). Fäkalindikatoren scheinen sich während eines Hochwasserereignisses somit ähnlich zu verhalten, wie es bereits für schwebstoffgebundene Schadstoffe in Binnengewässern beschrieben wurde. Wie auch schwebstoffassoziierte Schadstoffe tritt ein hoher Anteil der Fäkalindikatoren im Gewässer partikulär gebunden auf (siehe Kapitel 3).

Die Ergebnisse des ereignisbezogenen Monitorings sprechen dafür, dass ein möglicher Grund für die massive Erhöhung der Fäkalindikatorkonzentrationen während des Winterhochwassers 2013 an der Lahn in der Überschreitung der Schwellwerte für eine Remobilisierung von Schwebstoffen und somit einer Remobilisierung schwebstoffgebundener Indikatororganismen zu suchen ist. So war der Trübungsgrad des Wassers während des Zeitraums des Hochwasserereignisses gegenüber Zeiten mit normalen Abflüssen deutlich erhöht (Daten nicht gezeigt) und auch während des einjährigen Hygienemonitorings gingen hohe Abflusswerte stets mit hohen Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe und einem hohen Trübungsgrad einher. Für diese Hypothese spricht, dass an der Messstelle Langenau bereits am ersten Tag des ereignisbezogenen Monitorings Maximalkonzentrationen der Fäkalindikatoren gemessen wurden.

Im Gegensatz zu allen anderen Messstellen trat in Langenau bereits an diesem Tag des Monitorings eine starke Gewässertrübung auf, die über dem Trübungsgrad der Folgetage lag, während die maximale Trübung an allen anderen Messstellen am zweiten bzw. dritten (Nievern) Tag des Monitorings erreicht wurde. Als mögliche Quellen für Fäkalindikatoren kommen in diesem Zusammenhang Ablagerungen von Fäkalien in der Kanalisation sowie belastete Sedimente an der Gewässersohle bzw. im Uferbereich (auch der Zuflüsse) in Frage, die in Folge einer Schwellwertüberschreitung resuspendiert und mobilisiert werden. Zusätzliche Experimente zeigten in der Tat, dass

Fäkalbakterien insbesondere bei kalten Temperaturen, bei denen die allgemeine biologische Aktivität im Gewässer gering ist, mehrere Tage in Gewässersedimenten überdauern können (Kapitel 6.4).

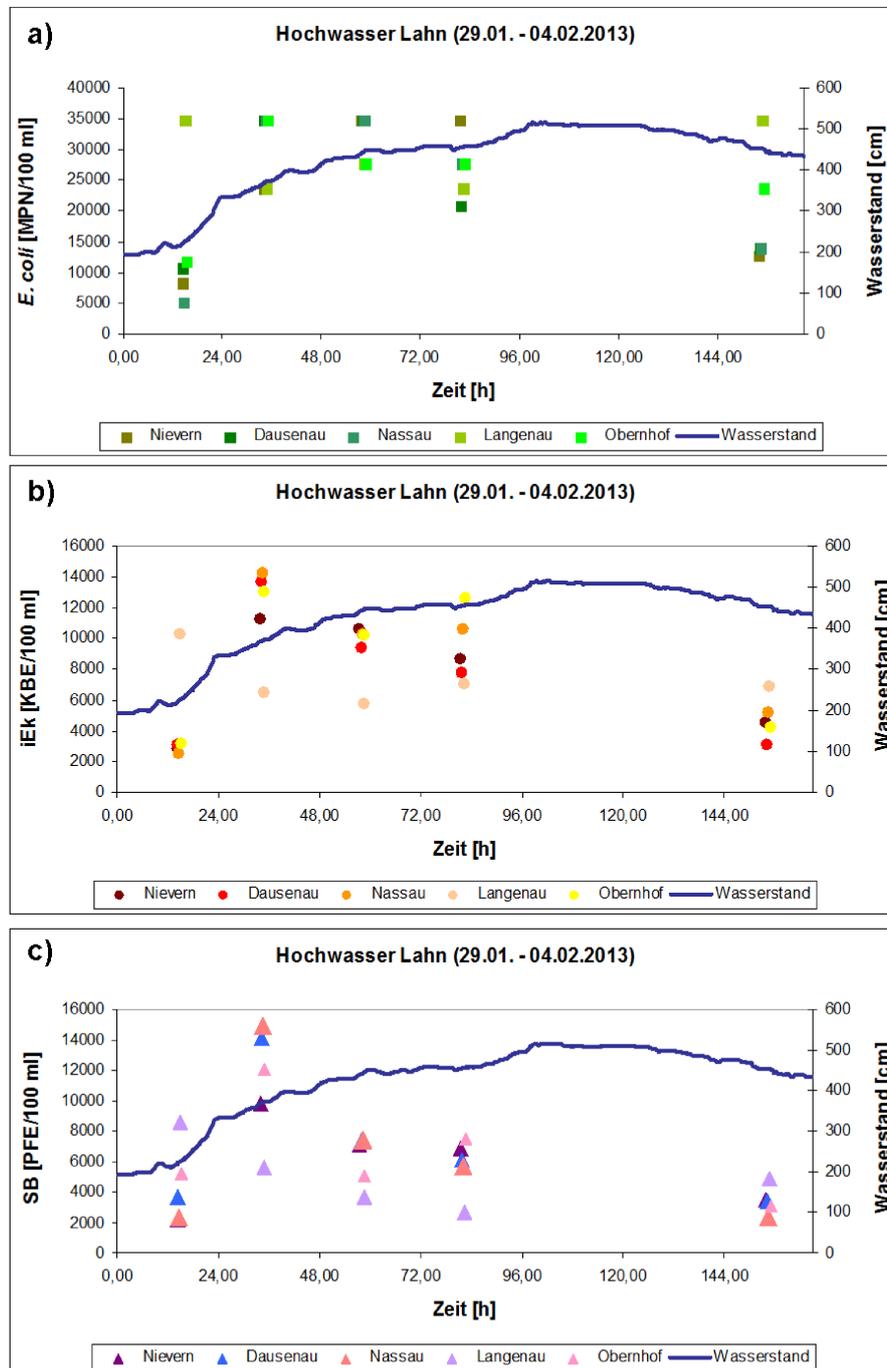


Abb. 10: Ergebnisse mikrobiologisch-hygienischer Wasseruntersuchungen während eines Hochwasserereignisses an der Lahn (Unteres Lahntal, Rheinland-Pfalz; Untersuchungszeitraum 29.01. – 4.02.2013). Dargestellt sind die Konzentrationen an *E. coli* (a), intestinalen Enterokokken (b) und somatischen Bakteriophagen (c) an den Messstellen in Obernhof, Langenau, Nassau, Dausenau und Nievern (in Fließrichtung) in Abhängigkeit vom Wasserstand. Abkürzungen wie folgt: iEk (intestinale Enterokokken), SB (somatische Bakteriophagen), MPN (most probable number), KBE (koloniebildende Einheiten), und PFE (plaqueformende Einheiten).

Da es am ersten Probenahmetag der ereignisbezogenen Monitorings zu hohen Niederschlägen kam, ist nicht auszuschließen, dass auch punktuelle, lokale Einträge aus der Mischwasserentlastung zu der starken Erhöhung der Fäkalindikatorkonzentrationen beigetragen haben. Ergebnisse des einjährigen Hygienemonitorings belegten z. B., dass niederschlagsbedingte Einträge von Fäkalindikatoren zeitweise eine wichtige Rolle für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität der Lahn spielen. So wurden die höchsten Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken nicht während des Winterhochwassers 2011/2012 gemessen, sondern in Verbindung mit starken Niederschlägen am 4./5.12.2011, die nach einer vorhergehenden mehrwöchigen Trockenperiode im Oktober und November (Abb. 11) einsetzten.

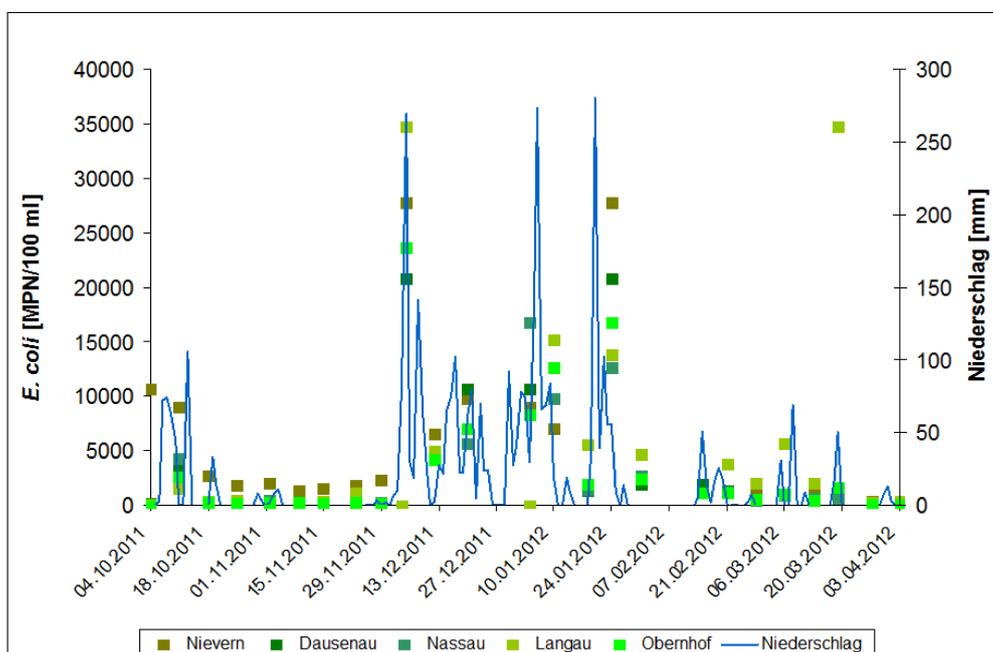


Abb. 11: Abhängigkeit der Konzentration von *E. coli* vom Niederschlag an der Lahn (unteres Lahntal, Rheinland-Pfalz) im Zeitraum von Oktober 2011 bis April 2012. Dargestellt sind die Konzentrationen des Fäkalindikators *E. coli* (grüne Symbole) an den jeweiligen Messstellen, sowie die Niederschlagsdaten der meteorologischen Station Nassau (blaue Kurve, Datenquelle: Agrameteorologie Rheinland-Pfalz). MPN = most probable number.

Die *E. coli*-Konzentrationen erreichten am 5.12.2011 an der Messstelle Langenau einen Wert von > 34.660 MPN/100 ml, und somit den höchsten gemessenen Wert während des Untersuchungszeitraums vom 4.10.2011 bis 17.12.2012. Die Anzahl der intestinalen Enterokokken im Wasser konnte aufgrund massiven Wachstums und einer damit verbundenen Überwucherung der Kulturmedien nicht eindeutig bestimmt werden, lag aber ebenfalls deutlich über dem höchsten während des Hochwassers gemessenen Wert von 4.060 KBE/ml.

Diese Ergebnisse sprechen deutlich dafür, dass sich während der Trockenperiode im Herbst 2011 mikrobiologisch-hygienische Verschmutzungen ablagern konnten, die

als Folge der darauffolgenden starken Niederschläge remobilisiert wurden. Als mögliche Quelle sind dabei vor allem Ablagerungen von Fäkalien in der Kanalisation anzusehen, da der Abfluss zu diesem Zeitpunkt den kritischen Schwellwert für eine Remobilisierung belasteter Sedimente noch nicht erreicht gehabt haben dürfte. Die mikrobiologisch-hygienischen Parameter zeigen somit ein ähnliches Verhalten, wie es bereits für Schadstoffe beschrieben wurde, das sogenannte „First Flush Phenomenon“ (Bertrand-Krajewski et al. 1998), was für eine besondere Rolle von Mischwasserentlastungen für die starken Belastungsspitzen zu diesem Zeitpunkt spricht. Weitergehende Untersuchungen wären notwendig, um die Bedeutung von Einträgen aus der Mischwasserentlastung bei Starkregen, insbesondere nach längerer Trockenzeit, eindeutig klären zu können. Auch müssen weitergehende Studien zeigen, bei welchen Schwellwerten mit einer Remobilisierung schwebstoffassoziiierter, hygienisch relevanter Mikroorganismen zu rechnen ist, um so epidemiologisch bedenkliche Gewässerbelastungen während Hochwasserereignissen möglichst exakt vorhersagen zu können. In diesem Zusammenhang sollte bei zukünftigen Studien darauf geachtet werden, in einem ausreichenden Zeitfenster vor Anstieg der Abflusswerte Proben zu nehmen und zu analysieren; so waren die Fäkalindikatorkonzentrationen zu Beginn unserer ereignisbezogenen Studie bereits deutlich erhöht.

Über den Einfluss von Niederschlags- und Abflussereignissen hinaus kam es an der unteren Lahn gelegentlich zu stark erhöhten Fäkalindikatorkonzentrationen, die nicht mit hydro-meteorologischen Ereignissen in Verbindung gebracht werden konnten, und deren Ursache unbekannt ist. Da diese kritischen Indikatorkonzentrationen insbesondere an der Messstelle Langenau nachgewiesen wurden, stellt eine direkte Einleitung geklärter Abwässer in die Lahn kurz vor Probenahme die plausibelste Erklärung für diese abfluss- und niederschlagsunabhängigen Verschmutzungen dar, da Kläranlageneinleitungen die Hauptquelle niederschlagsunabhängiger Verunreinigungen sind.

6.3.4 Multiple lineare Regressionsmodelle für Fäkalindikatoren an der Lahn (Untere Lahntal, Rheinland-Pfalz)

Wie unsere Untersuchungen zeigen, kann die untere Lahn unter den derzeitigen Randbedingungen die Anforderungen, die an eine offizielle EU-Badestelle gestellt werden, nicht erfüllen. Da die Lahn dennoch intensiv für wassersportliche Aktivitäten genutzt wird, würde es aus epidemiologischer Sicht jedoch eine Verbesserung darstellen, der Bevölkerung eine Entscheidungshilfe an die Hand zu geben, auf Grundlage derer das mögliche gesundheitliche Risiko einer Gewässernutzung bei Bedarf verlässlich und eigenverantwortlich abgeschätzt werden kann.

Im Rahmen des KLIWAS-Projektes 5.03 konnten basierend auf den Daten des einjährigen wöchentlichen Hygienemonitorings an 5 Messstellen der Lahn multiple lineare Regressionsmodelle zur Berechnung von Fäkalindikatorkonzentrationen für den

Fließstreckenabschnitt von Obernhof bis Nievern entwickelt werden. Die wesentlichen Ergebnisse der Studie werden in diesem Bericht zusammenfassend dargestellt. Für eine umfassende Darstellung der Methoden und Modelle sei auf folgenden Manuskript-Entwurf verwiesen, der zurzeit für eine Einreichung bei einer wissenschaftlichen Zeitschrift überarbeitet wird (Anhang V):

Herrig I, Böer SI, Brennholt N, Manz W, 2014. Development of multiple linear regression models as predictive tools for fecal indicator concentrations in a river stretch. Wat. Res. (eingereicht).

Es zeigt sich, dass sich Fäkalindikatorkonzentrationen an allen 5 Messstellen mit den im Rahmen der Zusammenarbeit entwickelten fließstreckenspezifischen MLR-Modellen mit recht guter Genauigkeit berechnen lassen (Tabelle 4). Die hydrometeorologischen Variablen Globalstrahlung, Abfluss sowie abflussassoziierte Parameter wie die Gewässertrübung erweisen sich dabei als nützlichste Parameter für eine Modellierung aller Fäkalindikatoren. Variablen wie pH, gelöster Sauerstoffgehalt, Algenbiomasse (gemessen als Chlorophyll *a*) und Niederschlag flossen zusätzlich in die Modelle einzelner Indikatoren ein. Die Modelle spiegeln somit in deutlicher Weise das Wechselspiel zwischen Hydrometeorologie und mikrobiologisch-hygienischer Gewässerverschmutzung wieder, die an der Lahn im Hinblick auf die zeitliche Dynamik der Fäkalindikatoren beobachtet werden konnten (Kapitel 6.3.3). Trotz des deutlichen beobachteten Zusammenhangs zwischen hohen Niederschlägen und dem Eintrag von Fäkalindikatoren ins Gewässer (Kapitel 6.3.3; Abb. 11), erwies sich der Ammoniumgehalt insgesamt als wichtigerer Bestimmungsfaktor für die Variabilität von *E. coli*, intestinalen Enterokokken und somatischen Bakteriophagen als der Niederschlag.

Tab. 4: MLR-Modelle für die Fäkalindikatoren *E. coli*, intestinale Enterokokken und somatische Bakteriophagen an der Lahn (unteres Lahntal, Rheinland-Pfalz).

Abhängige Variable	Modell
$\log_{10} E. coli$	$(-2.6 * MQ^{-0.5}) - (0.6 * TRÜB^{-0.5}) + (0.6 * \log_{10}NH_4-N) - (0.01 * GS_{(3T-\Sigma)}^{0.5}) + (0.5 * CHL^{-0.5}) + (0.1 * NIED_{(4T-\Sigma)}^{0.5}) + 4,5$
$\log_{10} iEk$	$(-3.1 * MQ^{-0.5}) - (0.6 * TRÜB^{-0.5}) + (0.6 * \log_{10}NH_4-N) - (0.01 * GS_{(3T-\Sigma)}^{-0.5}) - (0.11 * O_{2\ gel.}) + (0,04 * NIED_{(4T-\Sigma)}^{0.5}) + 0.01 * pH^2 + 5.24$
$\log_{10} SB$	$(-2.7 * MQ^{-0.5}) - (0.5 * TRÜB^{-0.5}) + (0.3 * \log_{10}NH_4N) - (0.003 * GS_{(3T-\Sigma)}^{0.5}) + (0.7 * CHL^{-0.5}) + (0.01 * pH^2) + 3.26$

Abkürzungen wie folgt: iEk (intestinale Enterokokken), SB (somatische Bakteriophagen), MQ (Abfluss), TRÜB (Trübung), NH4-N (Ammonium-Stickstoff), GS (Globalstrahlung), CHL (Chlorophyll *a*), O_{2 gel.} (gelöster Sauerstoff), NIED (Niederschlag), xT-Σ (Summe von x aufeinanderfolgenden Tagen)

Da die Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet nur eine untergeordnete Rolle spielt und Ammonium bei der Abwasserbehandlung in den Kläranlagen zum größten Teil

nitrifiziert wird, liefert dieses Ergebnis einen deutlichen Hinweis darauf, dass hohe Fäkalindikatorkonzentrationen in der unteren Lahn zum Teil auf Einleitungen ungeklärter Abwässer zurückgeführt werden können, wie sie bei starken Regenfällen durch eine Überschreitung der Kapazitäten von Mischwasserentlastungen verursacht werden. Dies würde die Hypothese bestätigen, dass die ausgeprägte Belastungsspitze, die im Verlauf des einjährigen Monitorings in Zusammenhang mit einem Regenergebnis nach längerer Trockenperiode gemessen wurde (Abb. 11) vor allem auf einer Einleitung von Mischwasser beruhte.

Um die „Vorhersage“genauigkeit der Modelle zu überprüfen, wurde zusätzlich getestet, wie genau Überschreitungen der Anforderungswerte für eine gute Badegewässerqualität mit den entwickelten MLR-Modellen vorhergesagt werden konnten. Im Falle von *E. coli* wurden 80% der gemessenen Überschreitungen der Anforderungswerte (1000 MPN/100 ml) durch das MLR-Modell abgebildet, 20% der Überschreitungen wurden durch das Modell nicht angezeigt. In 14 von 118 Fällen war das Modell zu konservativ, d.h. es wurden Überschreitungen des Anforderungswertes vorhergesagt, obwohl unkritische *E. coli*-Konzentrationen gemessen wurden. Im Falle der intestinalen Enterokokken wurden 85% der Überschreitungen der Anforderungswerte (400 KBE/100 ml) durch das entsprechende MLR-Modell abgebildet, 15% der Überschreitungen wurden nicht angezeigt und in 19 von 118 Fällen war das Modell zu konservativ. Obwohl das Potenzial der Modelle als Werkzeug für die Badegewässerüberwachung von Fließgewässern an diesem Ergebnis deutlich wird, ist es aus epidemiologischer Sicht als kritisch zu betrachten, dass ein hoher Anteil der Überschreitungen der Anforderungswerte für eine gute Badegewässerqualität (15-20%) noch nicht durch die Modelle wiedergegeben wird. Es erscheint jedoch als vielversprechend, weitere Entwicklungsarbeit in die Verbesserung der Vorhersagekraft statistischer Fäkalindikator-Modelle zu investieren.

6.4 Einfluss der Wassertemperatur und der Anwesenheit von Sediment auf die Dauer der Kultivierbarkeit des Fäkalbakteriums *E. coli*

Die wichtigsten Ergebnisse der durchgeführten Experimente werden nachfolgend zusammengefasst. Eine umfassende Darstellung und Diskussion der Versuchsergebnisse finden sich in folgender Bachelorarbeit (Anhang V):

Richardt, S. Temperaturabhängige Kultivierbarkeit eines *E. coli* Umweltisolates: Mesokosmen-Untersuchungen in Lahnsediment. Bachelorarbeit. Universität Koblenz-Landau. In Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz. Januar 2014.

In den Mesokosmenversuchen zeigte sich ein Einfluss der folgenden vier Faktoren auf die Dauer der Kultivierbarkeit von *E. coli*: 1) die Anwesenheit von Fraßfeinden und Nahrungskonkurrenten, 2) die Wassertemperatur, 3) die Anwesenheit von Sediment, und 4) die Verfügbarkeit von Nährstoffen.

Der Einfluss der Wassertemperatur auf die Dauer der Kultivierbarkeit von *E. coli* manifestierte sich unter Anwesenheit und Abwesenheit von natürlichen Fraßfeinden und Nahrungskonkurrenten in unterschiedlicher Weise. Ohne biologische Einflussfaktoren wie Konkurrenz oder Prädation wirkten Temperaturen $\geq 15^{\circ}\text{C}$ sowohl im Sediment, als auch im Wasser förderlich auf die Dauer der Kultivierbarkeit von *E. coli* (Abb. 12), während die Anzahl kultivierbarer *E. coli*-Zellen bei 5°C insbesondere in den reinen Wassermesokosmen durch einen schnellen Rückgang gekennzeichnet war. Demgegenüber zeigte sich *E. coli* in Anwesenheit der natürlichen Begleitflora bei 5°C länger kultivierbar als bei Wassertemperaturen zwischen 15°C und 25°C . Wir führen dies auf den Einfluss der Wassertemperatur auf die biologische Aktivität von *E. coli* einerseits und die biologische Aktivität der natürlichen Begleitflora andererseits zurück. So ist die biologische Aktivität der natürlichen Begleitflora und –fauna bei einer Temperatur von 5°C deutlich geringer als bei Wassertemperaturen von 15°C und mehr. Übertragen auf unsere weiteren Lahnuntersuchungen legen die Versuche somit nahe, dass Fäkalbakterien bei warmen Wassertemperaturen verstärkt Reduktionsmechanismen unterliegen, während bei kühlen Wassertemperaturen Eintragsprozesse eine prozentual größere Rolle für die Fäkalbakterienpopulation im Fließgewässer spielen dürften. Bei der Entwicklung von Vorhersagemodellen sollte daher der Einfluss biologischer Komponenten nicht nur generell Berücksichtigung finden, sondern er ist ggf. auch jahreszeitlich unterschiedlich zu gewichten.

Die Anwesenheit von Lahnsediment spielte in den Mesokosmenversuchen ebenfalls eine Rolle für die Überlebensfähigkeit der Fäkalbakterien. So nahmen die *E. coli*-Konzentrationen in den naturnahen Mesokosmen mit natürlicher Begleitflora und –fauna tendenziell langsamer ab, als in den reinen Wassermesokosmen. In den Mesokosmen ohne Fraßfeinde und Nahrungskonkurrenten konnte sogar ein Wachstum von *E. coli* in Anwesenheit von Sediment beobachtet werden, jedoch wurde dieses vermutlich überwiegend durch die Freisetzung verfügbarer Nährstoffe während des Autoklavivorgangs verursacht. Auch wenn der tatsächliche Einfluss der Sedimente allein somit wahrscheinlich weitaus geringer war, liefert der Versuch dennoch einen wertvollen Hinweis auf den Einfluss der Nährstoffverfügbarkeit auf das Wachstumspotenzial des Fäkalindikators und legt nahe, dass die Beschaffenheit der Sedimente in Bezug auf den Nährstoffgehalt mit großer Wahrscheinlichkeit eine Rolle für die Überlebensfähigkeit von *E. coli* spielt, wie bereits in anderen Studien gezeigt.

Die Ergebnisse der hier vorgestellten Mesokosmenexperimente zeigen, dass Lahnsedimente als Reservoir und Quelle von *E. coli*-Bakterien in Frage kommen und die massive Erhöhung der Fäkalbakterienkonzentrationen während Starkregen und erhöhten Abflussereignissen nicht nur durch einen verstärkten Eintrag von Fäkalien

aus diffusen und punktuellen Quellen (insbesondere Mischwasser) verursacht wird, sondern zum Teil auf eine Resuspendierung schwebstoffgebundener Fäkalbakterien zurückzuführen ist. Der Temperaturvergleich legt dabei nahe, dass eine Resuspendierung von *E. coli* im Winter eine anteilig größere Rolle für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität spielen dürfte als im Sommer, da die Fäkalbakterien bei kalten Wassertemperaturen aufgrund der eingeschränkten Aktivität der autochthonen Begleitflora und -fauna länger kultivierbar bleiben.

6.5 Kernaussagen zu den Ergebnissen

Auswertungen historischer sowie im Rahmen des KLIWAS-PJ 5.03 erhobener bakteriologischer Daten von 29 Messstellen an Rhein, Mosel, Ems, Weser, Aller, Fulda, Werra und Lahn zeigten, dass die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in diesen Bundeswasserstraßen insgesamt als schlecht zu bewerten ist. So wurden nur an drei Messstellen zu keinem Zeitpunkt kritische Fäkalbakterienkonzentrationen gemessen, während an allen übrigen 26 Messstellen in 8% bis 68% der Stichproben kritische Fäkalbakterienkonzentrationen erreicht wurden. Dabei zeigte sich eine starke Variabilität über die Flussverläufe. Erwartungsgemäß hatten insbesondere jene Messstellen, die einem starken Einfluss von Kläranlagenabläufen unterliegen (z. B. Salzbergen/Ems), den höchsten Verschmutzungsgrad: 42% bis 68% der an diesen Messstellen entnommenen Stichproben enthielten kritische Fäkalbakterienkonzentrationen. Die Lahn, obwohl für die Freizeitnutzung von besonderer Bedeutung, war von allen in dieser Studie berücksichtigten Bundeswasserstraßen am meisten verschmutzt. So wurden im Schnitt in ~50% der Lahnproben kritische Fäkalbakterienkonzentrationen gemessen, aber nur in ~20% der Wasserproben aus Rhein, Weser und Ems. Die Belastung mit Fäkalbakterien und somit auch mit potenziellen Krankheitserregern ist demnach stark vom Gewässertyp, von standortspezifischen Gegebenheiten und den Eigenschaften des Einzugsgebietes abhängig, sodass eine Abschätzung gesundheitlicher Risiken immer räumlich differenziert erfolgen muss.

Neben der räumlichen Variabilität war die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in allen Flüssen und an allen Messstellen starken temporären Schwankungen unterworfen. Niedrige Fäkalbakterienkonzentrationen traten dabei überwiegend in Verbindung mit trockenen Wetterverhältnissen, niedrigen Abflüssen, hoher Globalstrahlung und damit verbundener hoher biologischer Aktivität im Gewässer auf, während nach starken Niederschlägen und bei hohen Abflüssen tendenziell höhere Fäkalbakterienkonzentrationen gemessen wurden. Die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität war dementsprechend in allen Flussgebieten tendenziell im späten Frühjahr am besten. Während Hochwasserereignissen zeigten sich in den untersuchten Gewässern extreme temporäre Belastungsspitzen, die aus epidemiologischer Sicht ein Gesundheitsrisiko darstellen können. Neben dem deutlichen Zusammenhang zwischen Abflusswerten und Fäkalbakterienbelastung zeigten die Ergebnisse der Lahn-Studie au-

ßerdem, dass auch Starkniederschläge nach längeren Trockenperioden zu einem massiven Eintrag fäkalbürtiger Mikroorganismen in die Bundeswasserstraßen führen können.

Insbesondere in nährstoffreichen, langsam fließenden Bundeswasserstraßen spielen zudem gewässerbiologische Komponenten eine wichtige Rolle für die Überlebensdauer eingetragener Fäkalbakterien. So zeigten das mikrobiologisch-hygienische Monitoring an der Mosel, als auch die Mesokosmenversuche mit Lahnwasser und – sedimenten, die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 5.03 durchgeführt wurden, dass Fraßdruck und Nahrungskonkurrenz durch die Begleitflora und -fauna einen erheblichen Einfluss auf die Fäkalbakterienbelastung dieser Gewässer zu haben scheinen. Der Einfluss variierte dabei stark in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. In weniger nährstoffreichen, schnell fließenden Gewässern (Beispiel Messstelle Koblenz/Rhein) scheint die Gewässerbiologie hingegen eine geringere Rolle zu spielen; vielmehr wird die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität hier überwiegend durch hydro-meteorologische Variablen bestimmt.

6.5.1 Nahe Zukunft

Die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität von Elbe und Donau wurde im KLIWAS-Projekt 5.03 nicht näher betrachtet, sodass für diese Bundeswasserstraßen weder für die nahe, noch für die ferne Zukunft Einschätzungen zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene vorgenommen werden können.

Für den Rhein (Basel, Kaub, Lobith) zeigen die KLIWAS-Projektionen, dass für die nahe Zukunft (2021-2050) im Mittel mit Temperaturanstiegen um $+1^{\circ}\text{C}$ bis $+2,5^{\circ}\text{C}$ zu rechnen ist. Für die Niederschläge sind weder für den meteorologischen Winter (Dezember bis Februar), noch für den meteorologischen Sommer (Juni bis August) eindeutige Trends zu erkennen. In Bezug auf die Gewässerhydrologie werden für die nahe Zukunft Zunahmen der Mittel- und Niedrigabwasserabflüsse im hydrologischen Winter um bis zu $+20\%$ bzw. bis zu $+15\%$ erwartet, während für den hydrologischen Sommer kein eindeutiger Trend ermittelt werden konnte.

Für die nahe Zukunft sind nur geringfügige Änderungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität durch den Klimawandel zu erwarten. Eine Zunahme der Mittel- und Niedrigwasserabflüsse im hydrologischen Winter könnte zu einem verstärkten Eintrag von Fäkalbakterien in den Rhein führen, sodass es potenziell zu einer leichten Verschlechterung des gewässerhygienischen Zustandes im Winter kommt. Im Sommer ist in Bezug auf die Gewässerhydrologie keine Veränderung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität zu erwarten.

Ein Anstieg der durchschnittlichen Temperatur könnte im Gegensatz dazu möglicherweise das Absterben von Fäkalbakterien im Gewässer fördern, da die biologische

Aktivität der Begleitflora und –fauna bei höheren Temperaturen zunimmt. Es ist jedoch nicht zu erwarten, dass ein Anstieg der mittleren Temperatur um maximal $+2,5^{\circ}\text{C}$ einen signifikanten Effekt auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität haben wird.

Insgesamt wird die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in weitaus höherem Maße durch extreme Niederschlags- und Abflussereignisse beeinflusst, als durch vergleichsweise geringe Änderungen durchschnittlicher Werte. Für das Rheineinzugsgebiet liegen derzeit für die nahe Zukunft noch keine Projektionen zu zukünftigen Änderungen der Häufigkeit und des Ausmaßes von Extremereignissen vor, so dass sich derzeit nicht abschätzen lässt, inwiefern es ggf. bedingt durch den Klimawandel zu häufigeren bzw. massiveren Belastungsspitzen mit Fäkalbakterien kommen kann.

6.5.2 Ferne Zukunft

Für den Rhein (Basel, Kaub, Lobith) zeigen die KLIWAS-Projektionen, dass für die ferne Zukunft (2071-2100) im Mittel mit Temperaturanstiegen um bis zu $+5^{\circ}\text{C}$ zu rechnen ist. Ferner werden für das Ende des Jahrhunderts im Rheineinzugsgebiet Veränderungen der Niederschlagsverhältnisse hin zu trockeneren Sommern (bis zu -30%) und feuchteren Wintern (bis zu $+25\%$) erwartet. Die Ergebnisse der Projektionen zeigen weiterhin einen deutlichen Trend zu einer Zunahme der Mittel- und Niedrigwasserabflüsse um bis zu $+25\%$ bzw. um bis zu $+15\%$ im hydrologischen Winter sowie eine Abflussabnahme um bis zu -30% im hydrologischen Sommer.

Für die ferne Zukunft sind als Folge des Klimawandels stärkere jahreszeitliche Schwankungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität des Rheins zu erwarten. Während eine Zunahme der Mittel- und Niedrigwasserabflüsse im hydrologischen Winter zu einem verstärkten Eintrag von Fäkalbakterien in den Rhein führen, sodass es potenziell in diesem Zeitraum zu einer Verschlechterung des gewässerhygienischen Zustandes kommt, ist im Sommer mit einem verringerten Eintrag von Fäkalbakterien und einer damit verbundenen Verbesserung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität zu rechnen. Für die nicht-schiffahrtliche Nutzung des Rheins würde dies eine Verringerung des Infektionsrisikos darstellen, da sich die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in den Monaten mit dem höchsten Expositionspotenzial tendenziell verbessert. Überdies könnte ein Anstieg der durchschnittlichen Temperatur um bis zu $+5^{\circ}\text{C}$ ganzjährig einen positiven Einfluss auf den gewässerhygienischen Zustand haben, da als Folge einer erhöhten biologischen Aktivität im Gewässer mit einer verkürzten Lebensdauer von Fäkalbakterien zu rechnen ist.

Es ist hierbei jedoch zu beachten, dass die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in weitaus höherem Maße durch extreme Niederschlags- und Abflussereignisse

beeinflusst sein kann, als durch vergleichsweise geringe temperaturbedingte Schwankungen. Auch für die ferne Zukunft liegen für das Rhein-Einzugsgebiet keine Projektionen zu zukünftigen Änderungen der Häufigkeit und des Ausmaßes von Extremereignissen vor, sodass auch für das Ende des Jahrhunderts keine Einschätzung über Auswirkungen des Klimawandels auf die Häufigkeit und Ausprägung von Belastungsspitzen mit Fäkalbakterien vorgenommen werden kann. Zukünftige Untersuchungen sollten in diesem Zusammenhang aber ein besonderes Augenmerk auf Wetersituationen legen, bei denen längere Trockenperioden im Sommer durch Starkregenereignisse abgelöst werden, da hier potenziell besonders massive Belastungsspitzen zu erwarten sind.

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

6.6 Einschätzung zum Grad der Betroffenheit des Systems Wasserstraße und des operativen Geschäfts der WSV im Geschäftsbereich des BMVI

Bundeswasserstraßen unterliegen einer Vielzahl von Nutzungen, für die die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität unter Aspekten der Arbeitssicherheit und des umweltbezogenen Gesundheitsschutzes von Bedeutung ist. Neben der Nutzung durch die Schifffahrt und den damit verbundenen Unterhaltungsaktivitäten werden zukünftig wassersportliche Freizeitnutzungen, die Nutzung als Badegewässer sowie der Gebrauch als Quelle für Trink- und Berieselungswasser (Landwirtschaft und Sportanlagen) eine noch bedeutendere Rolle spielen.

Für das operative Geschäft der WSV im Geschäftsbereich des BMVI spielt die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in ihrem gegenwärtigen, aber auch in ihrem zukünftigen Zustand bezüglich eines Infektionsrisikos der Mitarbeiter insgesamt eine eher untergeordnete Rolle, da die Gefahr einer fäkal-oralen Aufnahme von verschmutztem Wasser bei Unterhaltungstätigkeiten an den Bundeswasserstraßen gering ist.

Bei Baggerarbeiten jedoch können durch Verdriftung in Abhängigkeit der Strömungsverhältnisse Gefährdungen an anderer Stelle entstehen. Eine zuverlässige quantifizierende Aussage hierzu lässt sich aufgrund der Ergebnisse dieses Projektes allerdings nicht treffen. Für die Durchführung von Baggerarbeiten bedeutet dies aber, dass aufgrund dessen Nutzungen und Funktionen, die gegenüber hygienischen Belastungen sensitiv sind, beeinträchtigt werden können, wodurch sich gegebenenfalls besondere Anforderungen an das Baggergutmanagement ergeben.

Infektionsrisiken sind vor allem bei Arbeiten zu sehen, die im Zusammenhang mit der Hochwasserbewältigung, insbesondere der Beseitigung von Hochwasserschäden, stehen, da es bei extremen Abflussereignissen zu massiven Gewässerbelastungen mit fäkalbürtigen Bakterien kommt. Eine unzureichende Händehygiene nach Umgang mit

kontaminiertem Wasser, Schlamm oder Gegenständen bei Arbeiten in und am Gewässer im Rahmen von „Aufräumarbeiten“ sowie der Verzehr von mit kontaminiertem Wasser in Berührung gekommener Lebensmittel (z. B. aus Kellerräumen) stellt in diesem Zusammenhang eine besondere Gefährdung dar, von der sowohl die Mitarbeiter der WSV, als auch die Helfer des Katastrophenschutzes und die Bevölkerung im Überschwemmungsgebiet betroffen sind.

Zusätzlich kann es zu einer Beeinträchtigung der Trinkwassergewinnung kommen, wenn in Folge des Hochwassers Uferfiltrat oder Brunnenwässer mit Fäkalbakterien kontaminiert werden. In warmen Monaten sind außerdem mögliche Infektionsrisiken durch Freizeitaktivitäten zu beachten. So zeigten persönliche Beobachtungen während des Sommerhochwassers 2013 am Rhein, dass Kinder mitunter überschwemmte Uferbereiche zum Spielen nutzen. Da das Immunsystem von Kindern noch nicht vollständig ausgeprägt ist, besteht bei Ihnen ein erhöhtes Infektionsrisiko.

Für die Zukunft wurde eine Zunahme der mittleren Winterabflüsse als Folge des Klimawandels projiziert. Aussagen zu daraus resultierenden Überflutungen sind durch die KLIWAS-Projektionen nicht abgedeckt. Sollte es dadurch jedoch vermehrt zu Überschwemmungen von Uferbereichen, Grundstücken und Wohn- sowie Geschäftsräumen kommen, könnten sich potenzielle Gefährdungssituationen für die benannten Bevölkerungsgruppen zukünftig häufen. Auch wenn sich auf Grundlage der vorhandenen mikrobiologisch-hygienischen Daten aus Fließgewässern derzeit keine quantitativen Aussagen zu zukünftigen Zuständen treffen lassen, sollten mögliche Infektionsrisiken, die von Hochwasserereignissen ausgehen, bereits gegenwärtig im Sinne einer angemessenen Gesundheitsvorsorge berücksichtigt werden.

Für die Landwirtschaft hat die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität von Fließgewässern bereits gegenwärtig eine hohe Bedeutung. Wasser aus den Bundeswasserstraßen wird beispielsweise für eine Berieselung von Gewächshaus- und Freilandkulturen, Parkanlagen und Sportplätzen genutzt. Insbesondere im landwirtschaftlichen und kleingärtnerischen Bereich stellt eine Kontamination von Bewässerungswasser mit Fäkalbakterien aus epidemiologischer Sicht ein potenzielles Gesundheitsrisiko dar, da Obst und Gemüse für den menschlichen Verzehr vorgesehen sind und damit das unmittelbare Risiko einer fäkal-oralen Aufnahme von Krankheitserregern besteht. Während die hygienische Qualität von Berieselungswasser im landwirtschaftlichen Bereich vor dem Hintergrund der DIN 19650:1999-02 (1999) analysiert werden muss und das Infektionsrisiko daher minimiert wird, dürfte die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität im privaten Gartenbau insgesamt von größerer Bedeutung sein, da Flusswasser hier unkontrolliert für die Bewässerung pflanzlicher Lebensmittel genutzt wird.

Die größte Betroffenheit in Bezug auf die Gewässerhygiene besteht für den Tourismus, insbesondere für die Nutzung von Bundeswasserstraßen für Freizeitaktivitäten, die ein Verschlucken von mit Krankheitserregern belastetem Flusswasser begünstigen, wie beispielweise Baden, Surfen oder Kanusport.

Die Ergebnisse des KLIWAS-Projektes 5.03 deuten darauf hin, dass sich die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität in Zeiträumen, die für die Freizeitnutzung und die Landwirtschaft besonders relevant sind, als Folge des Klimawandels tendenziell eher verbessern als verschlechtern wird. So ist in den von uns untersuchten Flussgebieten im Sommer aufgrund der projizierten Abnahme von Niederschlägen sowie der damit verbundenen Abnahme der Mittel- und Niedrigwasserabflüsse zukünftig mit einem verringerten Eintrag von Fäkalbakterien zu rechnen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass es bei einer Zunahme der Häufigkeit und Dauer von Trockensommern zu einer stärkeren Frequentierung von Fließgewässern als Badegewässer kommen kann und die Notwendigkeit einer Bewässerung landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzter Flächen ggf. steigt. Weiterführende Untersuchungen müssen zeigen, inwiefern der positive Effekt einer verbesserten mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität auf ein Infektionsrisiko bei diesen Aktivitäten relativiert wird. An Flusstandorten, die aufgrund eines hohen Abwasseranteils eine hohe Grundlast an Fäkalbakterien mit sich führen, ist zudem als Folge des Klimawandels nicht mit einer signifikanten Verbesserung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität während der Sommermonate zu rechnen. An Flusstandorten mit niedriger Grundlast ist zudem auch zukünftig zu beachten, dass Niederschlags- und Abflussereignisse temporär massiven Einfluss auf die Badegewässerqualität haben.

6.7 Kernaussagen über mögliche Anpassungsoptionen und Handlungsempfehlungen

Potenzielle Gefährdungssituationen, die insbesondere im Zusammenhang mit der Hochwasserbewältigung stehen, könnten sich in Zukunft häufen. Im Sinne des Arbeitsschutzes und der Gesundheitsvorsorge sollte bereits im Hinblick auf die gegenwärtige Situation durch die jeweiligen Zuständigkeiten geprüft werden, inwiefern Beschäftigte mit Expositionsrisiko über mögliche Infektionsrisiken, die in Verbindung mit Aktivitäten mit Wasser- und Sedimentkontakt stehen, informiert sind. Betroffen hiervon sind u. a. die Mitarbeiter der WSV, des Katastrophenschutzes oder die Bevölkerung in Hochwassergefährdungsgebieten. Bei Bedarf sollte eine entsprechende Sensibilisierung der betroffenen Personengruppen in Absprache mit den Gesundheitsbehörden angestrebt werden. Optional könnten hygienische Aspekte im Zusammenhang mit Arbeiten in Hochwassergebieten und Hinweise zu Hygienemaßnahmen im Rahmen von Arbeitssicherheitsschulungen und in spezifischen Merkblättern Berücksichtigung finden, um das Bewusstsein für mögliche Infektionsrisiken zu schärfen. Die betroffene Bevölkerung in Hochwassergebieten kann insbesondere über Zeitung, Rundfunk oder neue Medien auf das Thema aufmerksam gemacht werden. Vielfach werden bereits entsprechende Informationen durch die Gesundheitsbehörden bereitgestellt, wie beispielsweise die „Hygienetipps des Gesundheitsamtes für die Aufräumarbeiten nach einem Hochwasserschaden“ des Zollernalbkreises

(<http://www.zollernalbkreis.de/site/LRA-ZAK-ROOT/get/110180/Merkblatt-Hygienetipps-Aufrumarbeiten.pdf>) oder das Merkblatt „Hygienemaßnahmen für Personen in Hochwassergebieten“ des Niedersächsischen Landesgesundheitsamtes (NLGA; 2003). In Zusammenarbeit mit den Gesundheitsbehörden sollte geprüft werden, ob diese Informationen tatsächlich die betroffene Bevölkerung erreichen.

Für die Durchführung von Baggerarbeiten ist zu berücksichtigen, dass es durch die Baggerungen und Verlagerung von Sedimenten zu einer Remobilisierung potentieller Pathogene aus belasteten Sedimenten kommen kann, die durch die Strömung weiter verdriftet werden. Daher sollte im Vorfeld geprüft werden, ob im Umkreis der Baggerungen und der Orte der Verlagerung Nutzungen oder Funktionen bestehen, die gegenüber hygienischen Belastungen sensitiv sind und die Gefahr einer strömungsabhängigen Verdriftung in betreffende Gebiete besteht. Ist dies der Fall, sollten geeignete Maßnahmen zur Gefährdungsvermeidung getroffen werden. Besteht beispielsweise die Möglichkeit einer Verdriftung in zum Baden oder Wassersport genutzte Gebiete, könnte eine Gefährdung der Badenden bzw. Wassersportler vermieden werden, wenn die Baggerungen außerhalb der Bade- bzw. Wassersportsaison durchgeführt werden.

In welchem Maße sich das Infektionsrisiko bei nicht-schiffahrtlichen Nutzungen der Bundeswasserstraßen als Folge des Klimawandels verändern wird, kann derzeit nicht zuverlässig vorhergesagt werden, sodass auch keine entsprechenden Anpassungsoptionen ausgesprochen werden können. Während wir in den relevanten Sommermonaten tendenziell eine Verbesserung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität zumindest an Flusstandorten mit geringer Grundlast erwarten, könnte eine Zunahme warmer und trockener Sommerperioden gleichzeitig zu einem veränderten Nutzungsverhalten der Bevölkerung führen, sodass nicht-schiffahrtliche Nutzungen eine größere Bedeutung bekommen. Darüber hinaus können politische oder ökonomische Entscheidungen in der Abwasser- und Landwirtschaft den Eintrag von Fäkalbakterien und damit die Wasserqualität von Fließgewässern in so erheblichem Maße beeinflussen, dass mögliche Klimasignale überdeckt werden. So könnte z. B. die Einführung einer vierten Reinigungsstufe in Kläranlagen, wie sie derzeit in der Fachöffentlichkeit diskutiert wird, zu einer allgemeinen Verbesserung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität beitragen.

Bereits gegenwärtig zeigt sich, dass angemessene Instrumente für eine Überwachung der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität von Fließgewässern fehlen. In Anbetracht der gegenwärtigen Situation, aber auch vor dem Hintergrund von Nutzungsänderungen von Bundeswasserstraßen sollten mikrobiologisch-hygienische Aspekte bei der Bewertung und Überwachung der Gewässergüte von Fließgewässern prinzipiell stärker berücksichtigt werden. Eine Abschätzung möglicher Risiken durch eine Freizeitnutzung der Bundeswasserstraßen müsste in diesem Fall räumlich differenziert erfolgen. Während jene Flussgebiete, die durch eine hohe Abwassergrundlast geprägt sind, langfristig nur unter großem technischem Aufwand durch die Wasserentsorgungs- und Stadtentwässerungsbetriebe für Nutzungen außerhalb der Schiff-

fahrt verfügbar gemacht werden können, könnten Flussgebiete, an denen nur gelegentlich kritische Fäkalbakterienkonzentrationen auftreten offiziell für nicht-schiffahrtliche Nutzungen, z. B. zum Baden, freigegeben werden, wenn über die übliche Badegewässerbewertung hinaus geeignete Überwachungswerkzeuge zur Verfügung gestellt werden, die eine frühzeitige Vorhersage von temporären Verschlechterungen des gewässerhygienischen Zustandes ermöglichen. In diesen Flussgebieten könnten sich neue Möglichkeiten für die Tourismusindustrie eröffnen, die aus ökonomischer Sicht interessant sind. Die Ergebnisse zur Modellierung der Fäkalindikatorkonzentrationen in Rhein, Mosel und Lahn haben gezeigt, dass regressionsbasierte statistische Modelle dazu geeignet sind, eine schnelle und flexible Abschätzung der gegenwärtigen mikrobiellen Gewässerbelastung zu liefern. Damit stellen sie ein vielversprechendes Werkzeug dar, um an ausgewählten Standorten der Bundeswasserstraßen eine gewässerhygienisch sichere Nutzung als Badegewässer zu ermöglichen. Die Entwicklung und Implementierung von Vorhersagemodellen für die Badegewässerqualität stellt jedoch eine Herausforderung dar, die nur unter Schaffung und Vorhaltung entsprechender Kompetenzen gewährleistet werden kann.

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

7 Diskussion und Ausblick

Unsere Untersuchungen an verschiedenen bundesdeutschen Binnenwasserstraßen zeigten einen deutlichen Einfluss von hohen Abflüssen und Starkniederschlägen auf den Eintrag von Fäkalbakterien ins Gewässer, sowie einen deutlichen Effekt von Globalstrahlung und biologischer Aktivität auf den Abbau von Fäkalbakterien, und bestätigten so in hohem Maße Erkenntnisse aus internationalen wissenschaftlichen Studien, aber auch aus thematisch verwandten Projekten wie INTERREG IVb „Di-Pol“ (siehe z. Z. B.B. <http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/35693/33707-228SCH.pdf?sequence=1>) oder RiSKWa „Sichere Ruhr“. Gleichzeitig lieferten die Arbeiten des KLIWAS-Projektes 5.03 aber neues Wissen über den mikrobiologisch-hygienischen Zustand einiger wichtiger Bundeswasserstraßen und der wesentlichen Bestimmungsfaktoren für die Gewässerhygiene. Die Ergebnisse ermöglichen so eine bessere Abschätzung möglicher gesundheitlicher Risiken, die aus einer Belastung der Binnenwasserstraßen mit hygienisch relevanten Mikroorganismen erwachsen können. Zudem zeigte sich, dass die starke räumliche und zeitliche Variabilität auftretender mikrobiologisch-hygienischer Verschmutzungen in Fließgewässern für die Entwicklung von Bewertungs- und Überwachungssystemen eine große Herausforderung darstellt und diese daher nur auf Grundlage eines tieferen Verständnisses lokaler Systeme erfolgen kann. Die Entwicklung statistischer Modelle für eine Vorhersage mikrobiologisch-hygienischer Verschmutzungen erwies sich in diesem Zusammenhang grundsätzlich als vielversprechender Ansatz. Bis zur praktischen Anwendbarkeit solcher Modelle sind jedoch weitergehende Entwicklungsarbeiten und Gewässeruntersuchungen zwingend notwendig, insbesondere auch, um den Einfluss gewässerspezifischer Besonderheiten berücksichtigen zu können.

Wir haben in diesem Schlussbericht verallgemeinernd dargestellt, dass die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität im Sommer aufgrund geringerer Abflüsse tendenziell eher niedriger ist, während sie im Winter aufgrund höherer Abflüsse tendenziell eher höher ist. Insbesondere an Flussstellen mit niedriger Grundlast war der starke Einfluss der Abflussverhältnisse in allen von uns untersuchten Bundeswasserstraßen zu erkennen. Weitere Forschungen müssen jedoch klären, welche Rolle das Gesamtwasservolumen in Verbindung mit dem Abwasseranteil für den gewässerhygienischen Zustand spielt, da davon auszugehen ist, dass Verdünnungseffekte räumlich variieren können und in Fließgewässern mit geringem Gesamtwasservolumen und hoher Abwasserlast mitunter gegenteilige Effekte auftreten können.

Forschungsbedarf besteht auch in Bezug auf die Rolle von Sedimenten als Reservoir für Fäkalindikatoren und pathogene Organismen. Erste Laborexperimente bestätigten, dass Fäkalindikatoren in Sedimenten abhängig von Faktoren wie Wassertemperatur

und der biologischen Aktivität der Begleitflora und –fauna kürzere oder längere Zeit überdauern können. Inwiefern sich diese Ergebnisse auf die natürliche Umwelt übertragen lassen, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Nicht eindeutig geklärt ist z. B., inwiefern Fäkalindikatoren und darmbürtige Krankheitserreger im Gewässer bzw. Gewässersedimenten eine ähnliche Überlebensfähigkeit zeigen und ob das Indikatorensystem tatsächlich in der Lage ist, alle Gesundheitsrisiken durch Krankheitserreger angemessen anzuzeigen. Deutlich ist dabei bereits jetzt, dass insbesondere Gefährdungen, die von Umweltbakterien ausgehen, nicht durch den Nachweis von Fäkalindikatoren abgebildet werden, da diese als Mitglieder der autochthonen Gewässergemeinschaft weitestgehend anderen Bestimmungsfaktoren unterliegen und so beispielsweise in weitaus stärkerem Maße direkt durch die Wassertemperatur beeinflusst werden (siehe hierzu auch KLIWAS-Projekt 3.04). Neben Bakterien spielen zudem Viren und Parasiten eine wichtige Rolle für die Gewässerhygiene. Während die Bedeutung von Parasiten in der Projektlaufzeit nicht näher verfolgt werden konnte, konnten im Rahmen einer Zusammenarbeit mit dem UBA erste Erkenntnisse zur Virenbelastung der Lahn gewonnen werden. Frühere wissenschaftliche Untersuchungen zeigten bereits, dass auch Viren offenbar einer zumindest teilweise anderen Dynamik unterliegen als Fäkalbakterien, und das Indikatorensystem somit nur bedingt in der Lage ist, mögliche Risiken durch Viren abzubilden (siehe z. B. Jurzik et al. 2010).

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

Verschiedenste Studien, darunter auch unsere Ergebnisse, belegten die hervorragende Rolle von extremen Wetter- und Abflussereignissen für die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität. Um zukünftige gewässerhygienische Zustände und Infektionsrisiken in den Bundeswasserstraßen abschätzen zu können, sollte der Fokus weitergehender Untersuchungen zum Klimawandel auf Projektionen zu Veränderungen der Häufigkeit und Ausprägung solcher Extremereignisse liegen. Es zeigt sich zudem, dass belastbare Aussagen zu Auswirkungen des Klimawandels, aber auch ein gutes Systemverständnis und eine Risikoabschätzung allgemein, nur durch eine ausreichende Datenlage zu gewährleisten ist. In diesem Sinne sollten gewässerhygienische Untersuchungen in den Gütemessprogrammen und bei der Bewertung der Wasserqualität der Bundeswasserstraßen stärker berücksichtigt werden.

8 Danksagung

Wir danken:

- Den Mitarbeitern der Betriebsstellen Brake-Oldenburg, Verden, Sulingen, Göttingen, Meppen und Aurich des NLWKN, des HLUG, des LUA beim Senator für Umwelt, Bau und Verkehr Bremen, sowie des LANUV (Dienstbezirk Minden) für die Durchführung der Probenahmen im Rahmen des Hygienemonitorings in den Flussgebieten von Weser und Ems und für die Bereitstellung der chemisch-physikalischen und biologischen Begleitparameter aus den Gütemessprogrammen
- Dem Wassertechnologischen Institut Wolfenbüttel für das freundliche Entgegenkommen bei der Probenbearbeitung am Wochenende
- Dem LANUV (Jens Rosenbaum-Mertens) und der Flussgebietsgemeinschaft Rhein (Dr. Martin Keller) für die Bereitstellung der mikrobiologisch-hygienischen, biologischen und chemisch-physikalischen Daten des Rheineinzugsgebietes und der Mosel
- Dr. Helmut Fischer und Paulin Hardenbicker für die Bereitstellung von Chlorophylldaten für die Gütemessstellen Koblenz/Rhein und Koblenz/Mosel
- Dem DWD für die Bereitstellung meteorologischer Daten für die Flusseinzugsgebiete von Weser, Ems, Rhein, Mosel und Lahn
- Der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz für die Bereitstellung meteorologischer Daten für Rhein, Mosel und Lahn
- Bianca Konrath, Michaela Theis und Britta Braun für die Durchführung der Probenahmen und Laboruntersuchungen im Rahmen des einjährigen Hygienemonitorings an den Messstellen Koblenz/Rhein sowie Koblenz/Mosel und des Hygienemonitorings an der Lahn
- Wilfried Wiechmann (BfG) für die Bereitstellung von Abflussdaten für die Flusseinzugsgebiete von Weser, Ems, Rhein, Mosel und Lahn
- Dr. Regine Szewzyk und Dr. Hans-Christoph Selinka (UBA) für die Bereitstellung von Daten und Informationen zur virologischen Belastung der Lahn
- Dr. Ernst-August Heinemeyer (NLGA) und Dr. Margit Schade (Bayerisches Landesamt für Umwelt) für die Beantwortung gewässerhygienischer Fragen und Unklarheiten
- Dem BMVI für den Forschungsauftrag und die Finanzierung

9 Lite ra tur

Kursiv gedruckte Referenzen beziehen sich auf Literaturangaben, die ausschließlich im Anhang auftreten.

Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE T Automat Contr 19(6): 716-723

An Y, Kampbell D, Breidenbach G, 2002. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at Lake Marinas. Environ. Pollut. 120:771-778

Beisel J-N, Peltre M-C, Usseglio-Polatera P. 2011. Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel – Abschlussbericht März 2011.
[<http://www.iksms-cipms.org/servlet/is/411/Einfluss%20der%20Salzbelastung.pdf?command=downloadContent&filename=Einfluss%20der%20Salzbelastung.pdf>]

Bergfeld T, Scherwass A, Ackermann B, Arndt H, Schöl A, 2009. Comparison of the components of the planktonic food web in three large rivers (Rhine, Moselle and Saar). River. Res. Applic. 25:1232-1250.

Bertrand-Krajewski J-L, Chebbo G, Saget A, 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. Wat. Res. 32(8):2341-2356

Box GEP, Cox DR, 1964. Analysis of transformations. Journal of the Royal Society, Series B. 26:211-225

Brady AMG, Bushon RN, Plona MB, 2009. Predicting recreational water quality using turbidity in the Cuyahoga River, Cuyahoga Valley National Park, Ohio, 2004-7. Scientific Investigations Report 2009-5192. [<http://pubs.usgs.gov/sir/2009/5192/pdf/sir20095192.pdf>].

Brady AMG, Plona MB, 2012. Development and implementation of a regression model for predicting recreational water quality in the Cuyahoga River, Cuyahoga Valley National Park, Ohio 2009-11. Scientific Investigations Report 2012-5074.
[http://pubs.usgs.gov/sir/2012/5074/pdf/SIR2012-5074_050812.pdf].

Burkhardt III W, Calci KR, Watkins WD, Rippey SR, Chirtel SJ, 2000. Inactivation of indicator microorganisms in estuarine waters. Wat. Res. 34(8):2207-2214.

Chandran A, Varghese S, Kandeler E, Thomas A, Hatha M, Mazumder A. 2011. An assessment of potential public health risk associated with the extended survival of indicator and pathogenic bacteria in freshwater lake sediments. Int J Hyg Environ Health. 214(3):258-264

Chorus I, 2000. Algenbürtige Schadstoffe – Auftreten, Wirkung und Bedeutung. In: R Guderian & G Gunkel (Hrsg.). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. 2000

- Craggs RJ, Zwart A, Nagels JW, Davies-Colley RJ, 2004. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. *Ecol Eng.* 22(2):113-122.
- Craig DL, Fallowfield HJ, Cromar NJ, 2002. Comparison of decay rates of faecal indicator organisms in recreational coastal water and sediment. *Water Sci. Technol. Water Supply.* 2(3):131-138
- Cyterski M, Zhang S, White E, Molina M, Wolfe K, Parmar R, Zepp R, 2012. Temporal synchronization analysis for improving regression modelling of fecal indicator bacteria levels. Water Air Soil Pollut.* 223:4841-4851.
- David MM, Haggard BE, 2011. Development of regression-based models to predict fecal bacteria numbers at select sites within the Illinois river watershed, Arkansas and Oklahoma, USA. *Water Air Soil Pollut.* 215:525-547.
- Davies CM, Long J, Donald M, Ashbolt N, 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:1888-1896
- Davies CM, Bavor HJ, 2000. The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *Journal of Applied Microbiology.* 89(2):349-360
- DIN 19650:1999-02. 1999. Bewässerung - Hygienische Belange von Bewässerungswasser.
- DIN EN ISO 9308-3:1998-11. 1998. Water quality - Detection and enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria in surface and waste water – Part 3: Miniaturred method (most probable number) by inoculation in liquid medium. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- DIN EN ISO 7899-2:2000-11. 2000a. Water quality - Detection and enumeration of iEc – Part 2: Membrane filtration method. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- DIN EN ISO 10705-2: 2000. 2000b. Water quality – Detection and enumeration of bacteriophages – Part 2: Enumeration of SC. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.*
- DIN EN ISO 19458:2006-12. 2006. Water quality – Sampling for microbiological analysis. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.*
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2003. Leitfaden Nr. 2-2 – Betrieb von Abwasseranlagen; Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe.*
- EG-BadegewRL: Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. ABl. 64/37 vom 4.03.2006.
- EAWAG, BUWAL, 2004. Krejci V, Frutiger A, Kreikenbaum S, Rossi L (Bearbeiter): Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter.
[http://www.rebeka.ch/storm/regenwasser_d_dr.pdf]

- EG-WRRL: Richtlinie 2000/60/RG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000
- Francy DS, Darner RA, Bertke EE, 2006. Models for predicting recreational water quality at Lake Erie beaches. Scientific Investigations Report 2006-5192.
[\[http://pubs.usgs.gov/sir/2006/5192/pdf/SIR2006-5192.pdf\]](http://pubs.usgs.gov/sir/2006/5192/pdf/SIR2006-5192.pdf)
- Grimes DJ, 1975. Release of sediment-bound fecal coliforms by dredging. Appl. Environ. Microbiol. 29(1):109-111
- Grimes DJ, 1980. Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi river bottom sediment. Appl. Environ. Microbiol. 39(4):782-789
- Hirofani H, Yoshino M, 2010. Microbial indicators in natural biofilms developed in the riverbed. Water Sci Technol. 62(5):1149-1153
- Holzäpfel I, Krause N, Stresius I, Grottker M, 2008. Sediment. In: Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde. Abschlussbericht des INTERREG IIIA Forschungsprojektes Deutscher Projektpartner. Fachhochschule Lübeck. 31-32
- IPCC AR4 SYR, 2007. Core Writing Team; Pachauri, R.K; and Reisinger, A., ed., *Climate Change 2007: Synthesis Report*, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC
- Janda JM, Abbott SL, 1998. Evolving concepts regarding the genus *Aeromonas*: an expanding panorama of species, disease presentations, and unanswered questions. Clinical Infectious Diseases. 27:332-344
- Jeng HC, Sinclair R, Daniels R, Engle AJ, 2005. Survival of *Enterococci faecalis* in estuarine sediments. International Journal of Environmental Studies. 62:283-291
- Kavka GG, Kasimir GD, Farnleitner AH, 2006. Microbiological water quality of the River Danube (km 2581-km15): longitudinal variation of pollution as determined by standard parameters. Proceedings 36th International Conference of IAD, Austrian Committee Danube Research/IAD, Vienna (2006), pp. 415-421 ISBN: 13:978-3-9500723-2-7
- Kohl W, 1975. Über die Bedeutung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der österreichischen Donau. Arch. Hydrobiol./Suppl. 44(4):392-461
- LaLiberte P, Grimes DJ, 1982. Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment. Appl. Environ. Microbiol. 43:623-628
- Landesamt für Wasserwirtschaft, 2002. Gewässergüte der Mosel in Rheinland-Pfalz 1964 bis 2000. Bericht Nr. 202/02
- Lorch H-J, 2000. Bakteriologisch-hygienische Belastung der Gewässer. In: R Guderian & G Gunkel (Hrsg.). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. 2000

- MUNLV, 2008. Kistemann T et al. (Bearbeiter): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. URL: <http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/mikro.pdf>
- Nevers M, Whitman RL, 2005. Nowcast modeling of *Escherichia coli* concentrations at multiple urban beaches of southern Lake Michigan. *Water Res.* 39:5250-5260.
- NLGA, 2003. Hygienemaßnahmen für Personen in Hochwassergebieten.
- R Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. Version 3.0.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [<http://www.R-project.org>]
- Rechenburg A, Koch C, Claßen T, Kistemann T. 2006. Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water. *Water Sci Technol.* 54(3):95-99
- Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. ABl. L 135 vom 20.05.1991
- Richtlinie 98/15/EWG der Kommission vom 27. Februar 1998 zur Änderung der Richtlinie 91/271/EWG des Rates im Zusammenhang mit einigen in Anhang I festgelegten Anforderungen (Text von Bedeutung für den EWR). ABl. L67 vom 07.03.1998
- Schultz-Fademrecht C, Wichern M, Horn H, 2008. The impact of sunlight on inactivation of indicator microorganisms both in river water and benthic biofilms. *Wat. Res.* 42(19):4771-4779.
- Sherer BM, Miner JR, Moore JA, Buckhouse JC, 1992. Indicator bacterial survival in stream sediments. *J. Environ. Qual.* 21:591-595
- Sinton LW, 2005. Biotic and abiotic effects, pp 69. *In* Belkin S, Colwell RR (ed), *Oceans and health – Pathogens in the marine environment*, Springer Science + Business Media, Inc., New York.
- Sinton LW, Hal ICH, Lynch PA, Davies-Colley RJ, 2002. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Appl Environ Microb.* 68(3):1122-1131.
- Szewzyk U, Manz W, Amann R, Schleifer KH, Stenström TA, 1994. Growth and in situ detection of a pathogenic *E. coli* in biofilms of a heterotrophic water-bacterium by use of 16S- and 23S-rRNA-directed fluorescent oligonucleotide probes. *FEMS Microbiol. Ecol.* 13:169-176
- Wu XQ, Gao M, Wang D, Wang Y, Lu QS, Zhang ZD. 2012. Framework and practice of integrated coastal zone management in Shandong Province, China. *Ocean and Coastal Management.* 69:58-67

10 Abkürzungen

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

AS	Abfiltrierbare Stoffe
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
CHL	Chlorophyll <i>a</i>
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
EC	Escherichia coli
E. coli	Escherichia coli
EG- BadegewRL	EG-Badegewässerrichtlinie
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
iEk	Intestinale Enterokokken
GLS (Anhang II)	generalized least squares (bezieht sich auf „verallgemeinerte Kleinstquadrat-Methode“)
GS	Globalstrahlung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KBE	Koloniebildende Einheiten
KLIWAS	Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen
LANUV	Landesbetrieb für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LF	Leitfähigkeit
LUA	Landesuntersuchungsamt (hier des Landes Bremen)
MLR	Multiple lineare Regression
MPN	Most probable number
MQ	Mittlerer Oberflächenabfluss
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
n	Anzahl Proben
N _{ges.}	Gesamt-Stickstoff
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NIED	Niederschlag

NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
OLS (Anhang II)	ordinary least squares (bezieht sich auf „gewöhnliche Kleinstquadratrate-Methode“)
O ₂ gel.	Gelöster Sauerstoff
o-PO ₄	Ortho-Phosphat
PFE	Plaquetformende Einheiten
P _{ges.}	Gesamt-Phosphor
SB	Somatische Bakteriophagen
Temp.	Wassertemperatur
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
TRÜB	Trübung
UBA	Umweltbundesamt
UV-Strahlung	Ultraviolette Strahlung
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung
WTI	Wassertechnologisches Institut Wolfenbüttel GmbH
xT-Σ	Summe von x aufeinanderfolgenden Tagen
xT-avg	Durchschnitt von x aufeinanderfolgenden Tagen

Anhang

Das BMVI / die WSV erhalten keinen Ausdruck der Anlagen, sondern die Zugriffsmöglichkeiten auf die digitalen Versionen über www.kliwas.de bzw. über den BSCW-Server. Anzahl und Umfang der Anlagen liegen im Ermessen der Projektleiter / Behörde.

Auswirkungen
des Klimawandels
auf die Gewässer-
hygiene und
Auswirkungen
auf das Baggergut-
management der
Binnenwasser-
straßen

Anhang I: Produkt- / Publikationsliste

Produkt-Kategorie	Autoren (bzw. Bearbeiter, je nach Kategorie)	Jahr	Zitat (-rest) oder Link bei 10.2
1.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Werner Manz	2010	KLIWAS: Auswirkungen des Klimawandels auf die Hygiene von Fließ- und Küstengewässern. In: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsband Oldenburg 2009. Hardegsen, 2010.
1.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2010	The role of sediments for microbial water quality under a changing climate. SedNet E-News December 2010.
1.6.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2010	Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. 1. Zwischenbericht Januar 2009 bis Februar 2010
1.6.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2011	Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. 2. Zwischenbericht März 2010 bis Dezember 2010
1.6.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2012	Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. 3. Zwischenbericht Januar 2011 bis Dezember 2011
1.6.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2013	Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen. 4. Zwischenbericht Januar 2012 bis Dezember 2012
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Werner Manz	2009	Titel: Veränderungen in der gewässerhygienischen Situation der Bundeswasserstraßen und deren Auswirkungen auf die Situation bei Unterhaltungsbaggerungen. 1. KLIWAS-Plenum. 8. Juli 2009 BfG Koblenz
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt	2009	Titel: KLIWAS-PJ 5.03. KLIWAS-Sedimentworkshop. 22.09.2009 WSD Mitte, Münster
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2009	Titel: Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement in den Binnenwasserstraßen (PJ 5.03). KLIWAS-Workshop der VH 1, 4 und 5. 1.12.2009 BfG Koblenz
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2010	Titel: Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Bagger-

	scheid		gutmanagement der Bundeswasserstraßen (PJ 5.03). 2. KLIWAS-Plenum. 8./9. Juni 2010 BfG Koblenz
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2011	Titel: KLIWAS-Projekt 5.03: Gewässerhygiene. 3. KLIWAS-Plenum. 24./25. Mai 2011. DWD-Offenbach
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2011	Titel: Schwebstoffe und Bakterien. Workshop "Schwebstoffe in Ästuaren". 14. November 2011. BSH-Hamburg
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Ilona Herrig, Georg Reifferscheid	2012	Titel: Hygienisch-mikrobiologische Qualität der Bundeswasserstraßen (unter dem Aspekt des Klimawandels). Sprechtag des Bundesumweltministeriums an der BfG. 11.01.2012 BfG Koblenz
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid	2012	Titel: Betroffenheit der Wasserstraße aus Sicht des Baggergutmanagements und Arbeitsschutzes: Welche möglichen Probleme sind aus Sicht der Gewässerhygiene zu erwarten? Regionale Informations- und Diskussionsveranstaltung WSD SW. 7.03.2012 Mainz
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Ilona Herrig, Georg Reifferscheid	2012	Titel: Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene in den Bundeswasserstraßen. 4. KLIWAS Plenum Mai 2012 Hamburg
2.1	Simone Böer, Nicole Brennholt, Ilona Herrig	2012	Titel: Die hygienisch-mikrobiologische Wasserqualität in deutschen Fließgewässern und die möglichen Folgen des Klimawandels. DGL-Jahrestagung 2012. 24.-27.09.2012 Koblenz
2.1	Ilona Herrig, Simone Böer, Nicole Brennholt, Werner Manz	2013	Titel: Verbreitung von Fäkalindikatoren in der Lahn als Funktion klimarelevanter Faktoren – ein Modellierungsansatz. DGL-Jahrestagung 2013. 9.09.-13.09.2013 Potsdam
2.1	Simone Böer	2013	Titel: Änderungen der mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität in den Bundeswasserstraßen. 3. KLIWAS-Statuskonferenz. 12.11.-13.11.2013 Berlin
2.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Werner Manz	2009	Titel: KLIWAS - The impact of climate change on pathogens in German Waterways: risk assessment and adaptation options. 11th Symposium on Aquatic Microbial Ecology. 30.08.-4.09.2009 Piran/Slowenien
2.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Werner Manz	2009	Titel: Auswirkungen des Klimawandels auf die Hygiene von Fließ- und Küstengewässern. DGL-Tagung 29.09.-1.10.2009 Oldenburg
2.2	Nicole Brennholt, Simone Böer, Georg Reifferscheid	2010	Titel: Impacts of climate change on water hygiene situation in German inland waterways.

Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen

			Final Workshop & Open Science Conference "Aquashift - Life in warming waters". 04.-07.10.1020 Kiel
2.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Ilona Herrig, Georg Reifferscheid	2011	Titel: Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene in den Binnenwasserstraßen. Kolloquium "Partikuläre Stoffströme in Flusseinzugsgebieten. 20./21. September 2011. BfG - Koblenz
2.2	Simone Böer, Nicole Brennholt, Ilona Herrig, Georg Reifferscheid	2011	Titel: Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene in den Binnenwasserstraßen. 2. KLIWAS-Statuskonferenz. 25./26. Oktober 2011. Berlin
2.2	Ilona Herrig, Simone Böer, Werner Manz	2012	Titel: Impacts of climate-sensitive environmental factors on fecal bacterial loads in the river Lahn. VAAM 2012. 18.-21.03.2012 Tübingen
2.2	Ilona Herrig, Simone Böer, Werner Manz	2012	Titel: Impacts of climate-sensitive environmental factors on fecal bacterial loads in the river Lahn. DGL 2012. 24.-27.09.2012 Koblenz
2.2	Simone Böer, Ilona Herrig, Nicole Brennholt	2013	Titel: Predictive modelling of faecal indicator loads in two German rivers. SAME13 2013. 8.-13.09.2013 Stresa
3.3	Simone Böer	2010	Microbial Ecology
3.3	Simone Böer	2011	International Journal of Hygiene and Environmental Health
4.1	Simone Böer	2010-2011	Anerkennungspraktikum Britta Braun. 15.09.2010-14.03.2011. Biologisch-technische Assistentin. Anerkennungspraktikum für Erreichung der Fachhochschulreife
4.1	Simone Böer	2012	Praxissemester Richardt, Simon. 1.11.2012-20.12.2012. Universität Koblenz-Landau. Studiengang BioGeoWissenschaften
4.2	Simone Böer	2013	Bachelorarbeit: Richardt, Simon. Temperaturabhängige Kultivierung eine E. coli-Umweltisolates: Mesokosmen-Untersuchungen in Lahnsediment. 1.01.2013-4.04.2013. Universität Koblenz-Landau. Studiengang BioGeoWissenschaften
4.2	Simone Böer	2011-2014	Dissertation: Herrig, Ilona. Untersuchungen zum Einfluss des Klimawandels auf die Gewässerhygiene in den Binnenwasserstraßen. Universität Koblenz-Landau. Studiengang BioGeoWissenschaften
7.2	Simone Böer, Ilona Herrig	2011	Fachgespräch zum Vorkommen von Fäkalbakterien und humanpathogenen Viren in Fließgewässern. Veranstalter Simone Böer. Mitveran-

			stalter Regine Szewzyk. Berlin. 26. August 2011
14.1	Simone Böer, Ilona Herrig	2011-2013	Vernetzung mit dem Bundesumweltamt. Ereignisbezogene Untersuchungen von Oberflächengewässern auf Viren.
14.1	Simone Böer, Nicole Brennholt	2011-2013	Vernetzung mit NLWKN, LANUV, HLUG, Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa Bremen. Probenahmen an Weser und Ems, Bereitstellung von Gewässergütedaten
14.2	Simone Böer	2011	Mitarbeit in der DWA-Arbeitsgruppe GB-5.8 „Hygiene“; Erarbeitung eines Merkblattes zur Badegewässerhygiene
15.1	Simone Böer, Nicole Brennholt	2011-2014	F&E-Vertrag Universität Koblenz-Landau. Untersuchungen funktionaler Zusammenhänge zwischen klimarelevanten Umweltfaktoren und der Verbreitung hygienisch relevanter Fäkalkeime in Fließgewässern.
15.3	Simone Böer	2011-2012	WTI Wolfenbüttel. Untersuchungen auf Fäkalkeime nach EU-Badegewässerrichtlinie im Rahmen eines Weser- und Emsmonitorings

Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement der Binnenwasserstraßen

Anhang II: Methodisches Vorgehen (Details)

Zu Kapitel 4.1

Bewertung der Badegewässerqualität gemäß EG-Badegewässerrichtlinie:

Gemäß EG-Badegewässerrichtlinie (EG-BadegewRL, 2006) wird an Hand der gemessenen Konzentrationen an Fäkalindikatoren im Wasser die Badegewässerqualität einer Badestelle auf Basis einer Perzentilberechnung als „ausgezeichnet“, „gut“, „ausreichend“ oder „mangelhaft“ eingestuft, wobei die Werte von mindestens 16 Wasserproben aus 4 aufeinanderfolgenden Badesaisons (in der Regel 15. Mai bis 15. September) in die Klassifizierung einfließen. Dabei existieren unterschiedliche Vorgaben für Binnengewässer und Küsten bzw. Übergangsgewässer (Tabelle AII.1a und Tabelle AII.1b). Zeigen *E. coli* und intestinale Enterokokken eine unterschiedliche Badegewässerqualität an, so erfolgt die Einstufung nach allgemeiner mikrobiologischer Praxis auf Grundlage desjenigen Parameters, der die schlechtere Wasserqualität indiziert.

Tabelle AII.1: Mikrobiologische Bewertungsparameter für die Einstufung der Badegewässerqualität (Anhang I, EG-Badegewässerrichtlinie 2006).

a) Binnengewässer

Binnengewässer	Ausgezeichnete Qualität	Gute Qualität	Ausreichende Qualität	Referenzanalyse-methode
Intestinale Enterokokken (KBE/100 ml)	200*	400*	330**	ISO 7899 Teil 1 oder Teil 2
<i>Escherichia coli</i> (KBE/100 ml)	500*	1.000*	900**	ISO 9308 Teil 1 oder Teil 3

(*) Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung

(**) Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung

b) Übergangs- und Küstengewässer

	Ausgezeichnete Qualität	Gute Qualität	Ausreichende Qualität	Referenzanalyse-methode
Intestinale Enterokokken (KBE/100 ml)	100*	200*	185**	ISO 7899 Teil 1 oder Teil 2
<i>Escherichia coli</i> (KBE/100 ml)	250*	500*	500**	ISO 9308 Teil 1 oder Teil 3

(*) Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung

(**) Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung

Für die Arbeiten im KLIWAS-Projekt 5.03 wurden von der EG-BadegewRL abweichende Perzentilberechnungen durchgeführt, um alle Daten in die Klassifizierung einbeziehen zu können. So wurden für alle Bewertungen zunächst alle vorliegenden Messdaten aus den betreffenden Monitoringprogrammen in die Perzentilberechnung einbezogen und nicht ausschließlich Messungen aus vier aufeinanderfolgenden Badesaisons. Zum Vergleich wurde dann zusätzlich eine Perzentilberechnung durchgeführt, die ausschließlich Monitoringdaten berücksichtigte, die im Zeitraum vom 15. Mai bis 15. September gewonnen wurden. Dabei wurden je nach Monitoring-Programm Daten aus nur einem Jahr (z. B. Weser und Ems, siehe Kapitel 6.2) bzw. aus bis zu 11 Jahren (z. B. Rhein, siehe Kapitel 6.1) in die Bewertung einbezogen.

Bewertung der Badegewässerqualität nach Kavka:

Das Bewertungssystem nach Kavka (2006) gründet auf einem Vorschlag von Kohl (1975) und sieht eine Einstufung des Verschmutzungsgrades in 5 Güteklassen abhängig von der Anzahl nachgewiesener *E. coli*-Bakterien in 100 ml Wasserprobe vor (Tabelle AII.2).

Tabelle AII.2: System zur Klassifizierung der Gewässergüte auf Basis der mikrobiellen Verschmutzung mit dem Fäkalindikator *E. coli*.

		I	II	III	IV	V
Parameter	Verschmutzung	schwach	mäßig	kritisch	stark	sehr stark
<i>E. coli</i>	in 100 ml Wasser	≤ 100	> 100 – 1.000	> 1.000 – 10.000	> 10.000 – 100.000	>100.000

Das System unterscheidet nicht zwischen Binnen- und Küstengewässern und wurde bereits für andere Fließgewässer angewendet (Kirschner et al., 2009).

Zu Kapitel 4.4.1

Das einjährige Gewässermonitoring an Rhein und Mosel beinhaltete die folgenden Schritte und Messungen:

- Wöchentliche aseptische Wasserprobenahme vom 19.10.2010 bis 19.10.2011 entsprechend DIN EN ISO 19458:2006 (2006) an beiden Standorten.

- Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen der Proben auf Fäkalindikatoren an der BfG entsprechend DIN EN ISO 9308-3:1998 (1998; *E. coli*), DIN EN ISO 7899-2:2000 (2000a; intestinal enterococci), und DIN EN ISO 10705-2:2000 (2000b; somatic coliphages).
- Bestimmung der Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe in Anlehnung an den Leitfaden Nr. 2.2 der DWA (DWA, 2003).
- Sammlung, Sichtung und Aufbereitung der folgenden chemisch-physikalischen Begleitparameter aus der Daten- und Kommunikationsplattform WasserBLiCK: Wassertemperatur, pH, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff [<http://maps.wasserblick.net:8080/dkrr-zt>]; zusätzliche Messung der Parameter vor Ort mit entsprechenden Messsonden (MultiLine F/ Set-3, WTW).
- Sammlung, Sichtung und Aufbereitung von Abflussdaten zu beiden Probenahmestellen aus der hydrologischen Datenbank HYDABA I der BfG.
- Anforderung von Niederschlagsdaten der Wetterstationen Oberwesel (ID 3743) und Kail (ID 723) des DWD; Sichtung und Aufbereitung der Daten.
- Sammlung, Sichtung und Aufbereitung von Daten der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz zur durchschnittlichen täglichen Globalstrahlung, meteorologische Station Winnigen [<http://www.wetter.rlp.de>].

Die MLR-Modelle wurden dann unter Berücksichtigung der nachfolgend beschriebenen Schritte entwickelt:

- Zeitliche Synchronisierung der chemisch-physikalischen und hydro-meteorologischen Begleitparameter (Cyterski et al., 2012) auf Basis der höchsten Spearman-Rang-Korrelationskoeffizienten.
- Transformation der Daten mittels Versuch-und-Irrtum-Prinzip in Verbindung mit einem Box-Cox-Verfahren (Box & Cox, 1964).
- Ausschluss unabhängiger Variablen mit einem Pearson Korrelationskoeffizienten von $r > \pm 0.75$ und einem Varianzinflationsfaktor von 2,5 zur Vermeidung von Multicollinearität.
- Entwicklung individueller und standortspezifischer MLR-Modelle mit OLS-Schätzer (OLS: ordinary least squares; Kleinste-Quadrate-Methode) für *E. coli*, intestinale Enterokokken, und somatische Bakteriophagen mit einer standardisierten schrittweisen Vorwärtsselektion der unabhängigen Variablen basierend auf dem Akaike Informationskriterium (Akaike, 1974).
- Überprüfung der Modelle auf Linearität und Normalverteilung der Residuen sowie auf Homoskedastizität mittels visueller Überprüfung der Diagnose-

Plots sowie statistischer Testverfahren; Autokorrelation wurde als unwichtig erachtet, da zwischen den wöchentlichen Probenahmen ein vollständiger Wasseraustausch in beiden Fließgewässern stattfindet.

- Anwendung eines 10-fachen Kreuzvalidierungsverfahrens zur Überprüfung der Modellgüte aller MLR-Modelle.
- Zusätzliche Validierung der Modelle für *E. coli* und intestinale Enterokokken durch Anwendung der Modelle auf an beiden Standorten unabhängig im Rahmen der Gewässergüteüberwachung gemessene Bakteriendaten.

Zu Kapitel 4.4.2

Das Gewässermonitoring an der Lahn beinhaltet die folgenden Schritte und Messungen:

- Wöchentliche aseptische Wasserprobenahme von Oktober 2011 bis Dezember 2012 entsprechend DIN EN ISO 19458:2006 (2006) an insgesamt 5 Standorten im unteren Lahntal (Rheinland-Pfalz): Nievern (Parkplatz unterhalb Lahnbrücke), Dausenau (Stadtmauer unterhalb Unterbach), Nassau (Ortsrand, Straßenbiegung „In der Laach“), Langenau (Campingplatz gegenüber Schloss Langenau), Obernhof (Steg Kanuverleih unterhalb Lahnbrücke).
- Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen der Proben auf Fäkalindikatoren an der BfG entsprechend DIN EN ISO 9308-3:1998 (1998; *E. coli*), DIN EN ISO 7899-2:2000 (2000a; intestinal enterococci), und DIN EN ISO 10705-2:2000 (2000b; somatic coliphages).
- Bestimmung der Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe in Anlehnung an den Leitfaden Nr. 2.2 der DWA (DWA, 2003).
- Spektrophotometrische Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen mit den Küvettentests LCK 341/342 (Nitrit-Stickstoff), LCK 339 (Nitrat-Stickstoff), LCK 304 (Ammonium-Stickstoff), LCK 340 (Phosphat) und LCK 138 (Gesamtstickstoff) der Firma Hach-Lange entsprechend Herstellerangaben.
- Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehalts (TOC) durch das Institut Dr. Nowak in Ottersberg.
- *In situ*-Messung der folgenden chemisch-physikalischen und biologischen Begleitparameter mittels Multiparametersonde, Modell YSI 6600 V2: Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH, Trübung, Gesamtchlorophyllgehalt, gelöster Sauerstoff.

- Sammlung, Sichtung und Aufbereitung von Niederschlagsdaten sowie Globalstrahlungsdaten der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz, meteorologische Station Nassau [<http://www.wetter.rlp.de>].
- Sammlung, Sichtung und Aufbereitung von Abflussdaten der Lahn aus der hydrologischen Datenbank HYDABA I der BfG.

Das Vorgehen bei der Entwicklung der MLR-Modelle war wie folgt:

- Zeitliche Synchronisierung der chemisch-physikalischen und hydro-meteorologischen Begleitparameter (Cyterski et al., 2012) auf Basis der höchsten Spearman-Rang-Korrelationskoeffizienten.
- Transformation der Daten mittels Versuch-und-Irrtum-Prinzip in Verbindung mit einem Box-Cox-Verfahren (Box & Cox, 1964).
- Ausschluss unabhängiger Variablen mit einem Pearson Korrelationskoeffizienten von $r > \pm 0.69$ und einem Varianzinflationsfaktor von 5 zur Vermeidung von Multicollinearität.
- Entwicklung individueller MLR-Modelle für *E. coli*, intestinale Enterokokken, und somatische Bakteriophagen für den gesamten Lahnabschnitt von Obernhof bis Nievern (d.h. auf Basis der Daten aller 5 Messstellen) auf Grundlage aller zur Verfügung stehenden unabhängigen Variablen. Standardisierte schrittweise Vorwärtselektion der unabhängigen Variablen basierend auf dem Akaike Informationskriterium (Akaike, 1974). Auf Grund heteroskedastischer und autokorrelierter Residuen in MLR-Modellen mit OLS-Schätzer wurden die Modelle durch die Methode der verallgemeinerten kleinsten Quadrate (GLS: generalized least squares) angepasst.
- Entwicklung zusätzlicher Modelle auf Basis einer möglichst geringen Anzahl von unabhängigen Variablen. Auswahl der am besten geeigneten Variablen* mit Hilfe der Funktion *regsubsets* im R package *leaps* (Thomas Lumley using Fortran code by Alan Miller (2009). *leaps*: regression subset selection. R package version 2.9. [<http://CRAN.R-project.org/package=leaps>]) (*hier definiert als möglichst kleine Anzahl an Variablen mit einer möglichst großen Übereinstimmung an Variablen für alle drei Fäkalindikatoren)
- Anwendung eines 10-fachen Kreuzvalidierungsverfahrens zur Überprüfung der Modellgüte aller GLS-Modelle
- Zusätzliche Validierung der Modelle für *E. coli*, intestinale Enterokokken und somatische Bakteriophagen durch Anwendung der Modelle auf an allen 5 Probenahmestellen unabhängig gemessene Hygienedaten aus 2012 und 2013

Zu Kapite l 4.5

Im Rahmen der Bachelorarbeit wurden zwei verschiedene Versuchsansätze verfolgt. Die wichtigsten Schritte werden nachfolgend zusammengefasst:

Mesokosmenexperiment 1: Untersuchung des Einflusses der Wassertemperatur und der Anwesenheit von Sediment auf die Dauer der Kultivierbarkeit von *E. coli* unter Abwesenheit der natürlichen Mikro- und Meiofauna („autoklavierter“ Ansatz)

- Entnahme von Lahnwasser (Nievern, Parkplatz unterhalb Lahnbrücke) und Lahnsediment (Campingplatz gegenüber Schloss Langenau).
- Absieben der grobkörnigen Sedimentfraktion >4 mm, um eine möglichst homogene Verteilung der Sedimente auf die Mesokosmen zu ermöglichen.
- Homogenisieren des gesiebten Sedimentes durch 15-minütiges Rühren und des Wassers durch Schütteln von Hand.
- Vorbereitung von insgesamt 8 „Sedimentmesokosmen“: Befüllen von 2000 ml-Schottflaschen mit jeweils 300 g präpariertem Lahnsediment und 1500 ml präpariertem Lahnwasser.
- Vorbereiten von insgesamt 8 „Wassermesokosmen“: Befüllen von 2000 ml-Schottflaschen mit 1800 ml präpariertem Lahnwasser.
- Abdunklung der Mesokosmen mit Aluminiumfolie. Sterilisieren der Mesokosmen für 15 Minuten bei 121°C im Dampfautoklaven.
- Beimpfen der Mesokosmen mit jeweils $\sim 2 \cdot 10^6$ Zellen einer aktiv wachsenden *E. coli*-Kultur
- Inkubation von je 2 „Sedimentmesokosmen“ und 2 „Wassermesokosmen“ bei 5°C, 15°C, 20°C, und 25°C
- Entnahme von Unterproben aus den gut geschüttelten Mesokosmen nach 0, 1, 5, 7, 11, 13, 19, 21, 42, 46 und 49 Versuchstagen
- Bestimmung der Anzahl kultivierbarer *E. coli*-Zellen (=KBE: koloniebildende Einheiten) mittels Membranfiltrationsverfahren entsprechend des in der DIN EN ISO 9308-1:2000 festgelegten Standardtests. Herstellung für den Nachweis geeigneter Verdünnungsstufen mit Pepton-Salz-Lösung

Mesokosmenexperiment 2: Untersuchung des Einflusses der Wassertemperatur und der Anwesenheit von Sediment auf die Dauer der Kultivierbarkeit von *E. coli* unter Anwesenheit der natürlichen Mikro- und Meiofauna („unautoklavierter“ Ansatz)

Die Durchführung des Mesokosmenexperimentes 2 erfolgte im Wesentlichen wie unter „Mesokosmenexperiment 1“ beschrieben, mit Ausnahme des Autoklavierschrittes, der in Experiment 2 entfiel, um die natürliche Mikro- und Meiofauna zu erhalten. Die Bestimmung der Anzahl kultivierbarer *E. coli*-Zellen (=KBE: koloniebildende Einheiten) erfolgte mittels Membranfiltrationsverfahren, allerdings nach dem in der DIN EN ISO 9308-1:2000 als Schnelltest beschriebenen Verfahren. Auch hier erfolgte die Herstellung der für den Nachweis geeigneten Verdünnungsstufen mit Pepton-Salz-Lösung.



Bundesanstalt für Wasserbau
Kompetenz für die Wasserstraßen

Bundesanstalt für Wasserbau (BAW)

Kußmaulstraße 17
76187 Karlsruhe

www.baw.de
info@baw.de

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)

Bernhard-Nocht-Straße 78
20359 Hamburg

www.bsh.de
posteingang@bsh.de



**BUNDESAMT FÜR
SEESCHIFFFAHRT
UND
HYDROGRAPHIE**



Deutscher Wetterdienst (DWD)

Frankfurter Straße 135
63067 Offenbach/Main

www.dwd.de
info@dwd.de

**Bundesanstalt für
Gewässerkunde (BfG)**

Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

www.bafg.de
posteingang@bafg.de



IMPRESSUM

Herausgeber:

Bundesanstalt für Gewässerkunde
KLIWAS Koordination
Am Mainzer Tor 1
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Tel.: 0261 / 1306-0
Fax: 0261 / 1306-5302
E-Mail: kliwas@bafg.de
Internet: <http://www.kliwas.de>

Redaktion: KLIWAS-Koordination
Bundesanstalt für Gewässerkunde

Autoren: Simone Böer, Nicole Brennholt,
Ilona Herrig, Werner Manz,
Simon Richardt, Georg Reifferscheid

Layout: Christin Hantsche und Tobias Knapp,
Bundesamt für Seeschifffahrt
und Hydrographie - Rostock

Druck: Bundesanstalt für Gewässerkunde

DOI: 10.5675/Kliwas_50/2014_5.03