

RISKWA-VERBUNDPROJEKT SCHUSSENAKTIVPLUS

Teilprojekt 02WRS1281G

**Bewertung der Auswirkung von Maßnahmen zur weitergehenden
Abwasserreinigung auf Fäkalkeimbelastungen durch Erfassung
der Emission (Kläranlagen und Anlagen zur
Mischwasserbehandlung) und Immission (Fließgewässer)**

Zuwendungsempfänger:

**Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt,
Messungen, Naturschutz Baden-Württemberg**

Projektzeitraum:

01.01.2012 – 30.06.2015

Autoren:

Frauke Lüddeke, Hans Güde, Herbert Löffler, Harald Hetzenauer

1. EINLEITUNG UND ZIEL DES TEILPROJEKTES

Bei der Betrachtung von Gewässerbelastungen und Bestimmung der Gewässergüte werden bakterielle Verunreinigungen traditionell nicht berücksichtigt und im Gegensatz zu einigen chemischen Parametern bestehen auch vom Gesetzgeber keine definierten Emissionsgrenzwerte. Aufgrund ihrer Bedeutung für die Trink- und Badewassereignung sind mikrobiologisch-hygienische Parameter jedoch von hohem öffentlichem Interesse und werden nicht selten von der Öffentlichkeit mit der Gewässergüte insgesamt gleichgestellt. Daher werden solche Belastungen zu Recht im Rahmen des als ganzheitlich orientierten Projekts SchussenAktivplus bei der Betrachtung der Auswirkung von weitergehenden Abwasserreinigungsmaßnahmen auf die Gewässerqualität mit einbezogen.

Zur hygienischen Gewässerüberwachung werden nicht alle Krankheitserreger (u. a. Viren, Bakterien, Protozoen) direkt erfasst, sondern es werden einfach messbare Indikatoren, meist *E. coli* und Enterokokken, herangezogen, die ihren ursprünglichen Lebensraum im Intestinaltrakt von Säugetieren haben. Unter den im Freiland herrschenden, jahreszeitlich wechselnden chemisch-physikalische Bedingungen (UV-Strahlung, Temperatur, limitierte Nährstoffe, pH-Wert) sowie durch biotische Faktoren (Bakteriophagen, „grazing“/ Biofiltration höherer Organismen) sterben Fäkalindikatorkeime aber auch pathogene Mikroorganismen in relativ kurzer Zeit ab (Wetzel et al., 2013). Die Überlebenszeit der allochthonen Bakterien kann allerdings durch nährstoffreiche Sedimente erhöht sein und dieses Habitat stellt ein mögliches Belastungspotential dar, denn durch Resuspension kann es zu erhöhten Lebendkeimzahlen im Gewässer kommen (Burton et al., 1987)

Durch die Integration in das örtlich und zeitlich simultan durchgeführte Probenahmekonzept des Gesamtprojekts wird die geplante Datenbank-Auswertung mit modernen statistischen Methoden durch bakterielle Parameter vervollständigt. Dadurch ergibt sich das Potential Unterschiede und Gemeinsamkeiten der verschiedenen, im Gesamtprojekt untersuchten Belastungsformen zu erkennen und zu definieren.

Neben diesem allgemeinen, sich aus dem Rahmen des Gesamtvorhabens ergebenden Zielen, wurden projektspezifische Ziele verfolgt:

- i) Emissionsbezogene Erfolgskontrolle durch Vergleich der Effizienz des Rückhalts von Fäkalindikatorkeimen (*E. coli* und Enterokokken) in Kläranlagen und Regentlastungssystemen vor und nach unterschiedlicher Ausbaumaßnahmen
- ii) Immissionsbezogene Abschätzung der Auswirkung der Ausbaumaßnahmen auf die mikrobiologische Belastungssituation des Bodenseezuflusses Schussen, die als Vorfluter für die gereinigten Abwässer dient
- iii) Bedeutung der Mobilisierung von Fäkalindikatorkeimen aus Sedimenten, die möglicherweise als Zwischenlager dienen
- iv) Bereitstellung von Isolaten von *E. coli* und Enterokokken, gewonnen aus den Testsystemen und aus dem Freiland, zur weiteren Charakterisierung durch das Teilprojekt am KIT.

2. TECHNOLOGIEBEWERTUNG

2.1 Indikatorkeime (Abwasser)

2.1.1 Methoden

Für die mikrobiologischen Bestimmung der Indikatorkeime *E. coli*, die Gruppe der Enterokokken sowie die Gesamtkeimzahl ist wie folgt vorgegangen worden:

- Wasserproben für die bakteriologischen Analysen wurden in autoklavierte Probenflaschen abgefüllt und bis zur Aufarbeitung in Kühltaschen bzw. im Labor-Kühlschrank aufbewahrt. Die Aufarbeitung im Labor erfolgt am folgenden Tag.
- Ereignisorientierte Probennahmen an RÜB und RBF wurden mit Hilfe von automatischen programmierbaren Probenahmegeräten durchgeführt.
- Alle bakteriologischen Proben werden in Triplikaten bestimmt.
- Vollmedien: zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl (GKZ) wurde Nähragar (Merck) verwendet und sämtliche Kolonien gezählt
- Selektivmedien: Zur Erfassung von *E. coli* wurde ECD Agar (Merck) verwendet. Unter UV-Licht blau fluoreszierende Kolonien wurden als *E. coli* bewertet, da sie die Produktion von Glucuronidase anzeigten.
- Enterokokken werden auf Nährkartonscheiben (Sartorius) mit Azid-Medien bebrütet; als Kriterium für einen positiven Nachweis gilt Schwarzfärbung der Kolonien nach Auflegen der Filter auf Kanamycin-Äsculin-Agar.
- Bereitstellung von Isolaten für das Teilprojekt des KIT: pro Probenstelle wurden 15 - 20 typische Kolonien von *E. coli* oder Enterokokken nach dem Zufallsprinzip ausgewählt und weiter vereinzelt. Als weiteres Kontrollkriterium galt eine positive Reaktion von *E. coli*-Isolaten auf Tryptophanase-Aktivität mittels Kovac's Reagenz bzw. die positive Äsculin-Reaktion auf Kanamycin-Äsculin-Agar.
- fluoreszenzmikroskopische Nachweismethoden: die Anfärbung mittels DAPI ermöglicht die Zählung aller Bakterienzellen
- Auswertung der Ergebnisse: nach Abschluss der Probennahmen im Jahr 2014 wurden die Ergebnisse in Koloniebildende Einheiten (KBE)/ 100 ml über Medianbildung zusammengefasst. Aus mikrobiologischer Sichtweise wird dabei häufig die Elimination in log-Stufen angegeben, wobei zu berücksichtigen ist, dass diese auch von der ermittelten Eingangskonzentration abhängig ist.

2.1.2 Ergebnisse

2.1.2.1 Kläranlagen

Das Testsystem an der KA Langwiese (KA LW) sowie an der KA Eriskirch (KA ER) wurden in ausreichender Anzahl beprobt (s. Tab. 1), um eine Bewertung der Effizienz bezüglich der Elimination von Fäkalindikatorkeimen bzw. dem globalen Parameter GKZ vorzunehmen. Für das System an der KA Merklingen, an welcher der Langsandsandfilter (LSF) nur einmal vor dem Anschluss an die Ozonung analysiert worden ist, fehlt eine ausreichend hohe Sicherheit für die Bewertung der auch von äußerlichen Einflüssen beeinflussten mikrobiologische Daten.

Tab. 1 KBE/ 100 ml von *E. coli*, Enterokokken und GKZ sowie deren Elimination bezogen auf den Ablauf Vorklärung in log-Stufen in den verschiedenen Testsystemen und jeweiligen Reinigungsstufen. Medianbildung aus Probenahmen 2012-2014 (n = Anzahl).

Testsystem	Reinigungsstufe (n = Anzahl Probennahme)	<i>E. coli</i> [KBE/ 100 ml] Elimination [log-Stufen]	Enterokokken [KBE/ 100 ml] Elimination [log-Stufen]	GKZ [KBE/ 100 ml] Elimination [log-Stufen]
KA Langwiese	Ab Vk (n= 12)	2,18E+06 -	3,12E+05 -	1,90E+08 -
	Ab Nk (n= 10)	1,06E+04 2,3	1,73E+03 2,3	2,92E+06 1,8
	Ab SF (n= 5)	7,33E+03 2,5	2,68E+03 2,1	1,77E+06 2,0
	Ab PAK (n= 8)	3,33E+03 2,8	2,99E+02 3,0	6,97E+02 2,4
	Ab PAK+SF (n= 8)	1,38E+03 3,2	1,64E+02 3,3	3,45E+02 2,7
KA Eriskirch	Ab Vk (n=12)	2,72E+06 -	6,13E+05 -	2,02E+08 -
	Ab Nk (n=13)	1,23E+04 2,3	4,25E+03 2,2	1,01E+06 2,26
	Ab FF (n=14)	3,54E+03 2,9	1,27E+03 2,7	6,19E+05 2,5
	Ab GAK (n=7)	1,33E+03 3,3	4,17E+02 3,2	7,27E+05 2,4
	Ab Oz (n=10)	4,25E+01 4,8	6,58E+01 4,0	1,29E+06 2,2
	Ab Oz+SF (n=12)	7,33E+01 4,6	1,56E+01 4,6	2,34E+06 1,9
	Ab Oz+GAK (n=12)	2,25E+01 5,1	1,75E+01 4,5	1,37E+06 2,2
Ab OZ+SF+GAK (n=5)	3,08E+02 3,95	1,18E+02 3,7	3,29E+06 1,8	
KA Merklingen	Ab VK (n=4)	4,29E+06 -	5,22E+05 -	5,92E+08 -
	Ab NK (n=5)	5,72E+04 1,9	1,33E+04 1,6	5,41E+07 1,04
	Ab LSF (n=1)	7,67E+03 2,8	3,33E+02 3,2	3,87E+06 2,19
	Ab Oz (n=1)	2,44E+03 3,3	1,02E+03 2,7	4,39E+06 2,13
	Ab Oz+LSF (n=4)	7,50E+01 4,8	1,89E+01 4,4	7,48E+05 2,90

In der KA Langwiese wurden im Zulauf zur Kläranlage im Median 2,18E+06 *E. coli* KBE/ 100 ml, 3,12E+05 Enterokokken KBE/100 ml und 1,90E+08 GKZ KBE/ 100 ml ermittelt (Tab. 1; Abb. 1). Im dreistufigen Reinigungsprozess mit Sandfilter als letzte Reinigungsstufe wurden 7,33E+03 *E. coli* KBE/ 100 ml, 2,68E+03 Enterokokken KBE/100 ml und 1,77E+06 GKZ KBE/ 100 ml bestimmt, was einer Eliminationsleistung von 2- 2,5 log-Stufen entspricht. Nach der Inbetriebnahme der Pulveraktivkohlestufe als zusätzliche Reinigungsstufe vor der Sandfiltration lagen die ermittelten Konzentrationen im Median bei 1,38E+03 *E. coli* KBE/ 100 ml, 1,64E+02 Enterokokken KBE/100 ml und 3,45E+02 GKZ KBE/ 100 ml und es wurde eine höhere Elimination in log-Stufen als durch Sandfiltration alleine erreicht. Im Falle der Enterokokken erreichte der KA-Auslauf Konzentrationen, die unterhalb des

Grenzwertes für ausreichende Badegewässerqualität liegen (330 Enterokokken KBE/100 ml auf Grundlage einer 90-Percentilbewertung).

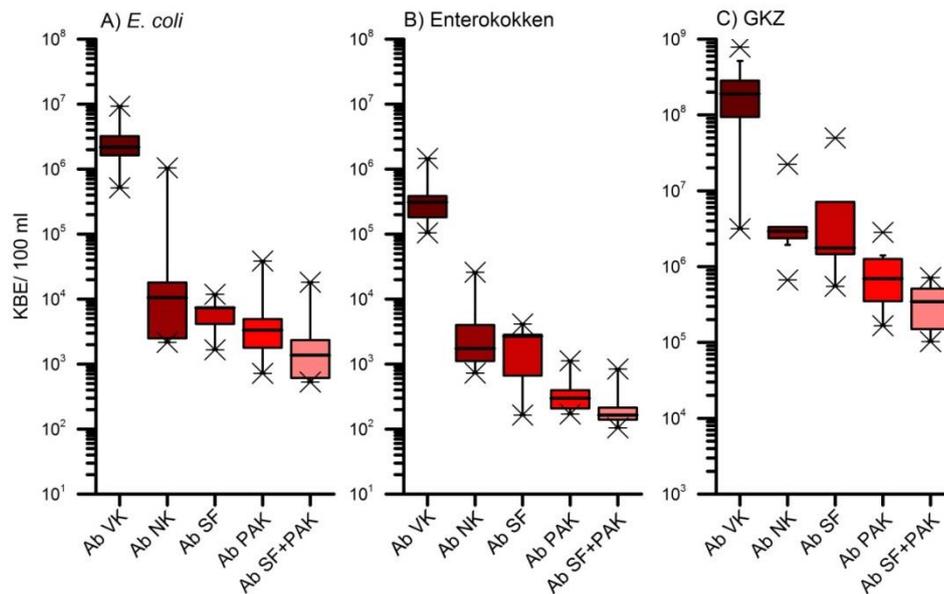


Abb. 1 Boxplot Darstellung der Konzentration von *E. coli* (A), Enterokokken (B) und GKZ (C) in den verschiedenen Reinigungsstufen der KA Langwiese. Ab = Ablauf; VK = Vorklärung, NK = Nachklärung, SF = Sandfiltration, PAK = Pulveraktivkohle, SF+PAK = Sandfiltration + Pulveraktivkohle. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

In der KA Eriskirch wurde eine zusätzliche Reinigungsstufe mit Ozonung in Kombination mit verschiedenen nachgeschalteten Filtern getestet (Sandfilter (SF), granulierte Aktivkohle (GAK) sowie SF+GAK) als auch eine zusätzliche Reinigungsstufe mit GAK allein (anderes Material im Gegensatz zur Pulveraktivkohle in der KA Langwiese). Bei einer Konzentration im Zulauf von 2,72E+06 *E. coli* KBE/ 100 ml, 6,13E+05 Enterokokken KBE/100 ml sowie 2,02E+08 GKZ KBE/ 100 ml wurden nach der dreistufigen Reinigung mittels eines Flockungsfilter die Konzentrationen jeweils um 2,9 (*E. coli*), 2,7 (Enterokokken) und 2,5 (GKZ) log-Stufen reduziert (Tab. 1; Abb. 2). Mittels einer zusätzlichen Reinigungsstufe über GAK wurden nur mäßig höhere bzw. vergleichbare Eliminationsleistungen erreicht, nämlich 3,3 (*E. coli*), 3,2 (Enterokokken) und 2,4 (GKZ) log-Stufen. Der Einsatz von Ozonung in Kombination mit unterschiedlichen nachgeschalteten Filtermaterialien war dagegen hoch effektiv, was die Reduktion der Fäkalindikatoren *E. coli* und Enterokokken betrifft. Die in den jeweiligen Abläufen ermittelten Konzentrationen in den Abläufen Oz, Oz+GAK, Oz+SF sowie Oz+GAK+SF lag immer deutlich unterhalb der der Grenzwerte für ausreichende Badegewässerqualität (900 *E. coli* KBE/ 100 ml und 330 Enterokokken KBE/100 ml auf Grundlage einer 90-Percentilbewertung). Bei einzelnen Probenahmen war die Konzentration nach Durchlaufen der Filter höher als direkt nach der Ozonung, damit zeigte sich, dass die nachgeschalteten Filter auch als Reservoir für diese Gruppe dienen können (Abb. 2).

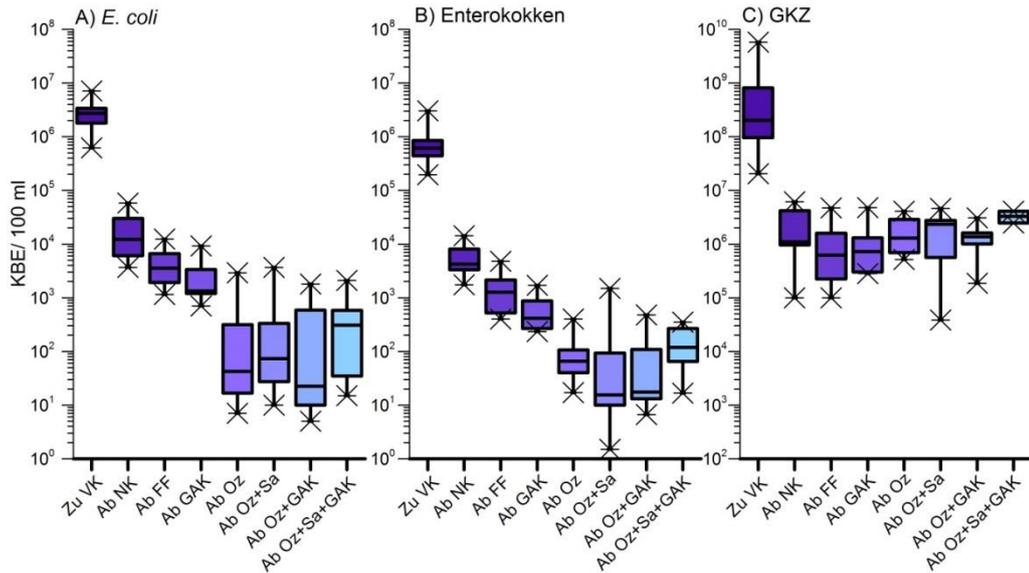


Abb. 2 Boxplot Darstellung der Konzentration von *E. coli* (A), Enterokokken (B) und GKZ (C) in den verschiedenen Reinigungsstufen der KA Eriskirch. Zu = Zulauf; Ab = Ablauf; VK = Vorklärung, NK = Nachklärung, FF = Flockungfiltration, GAK = granulierte Aktivkohle, Oz = Ozonung; Sa = Sandfiltration. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

In der KA Merklingen wurde vor einen bestehenden Langsandsandfilter eine Anlage zur Ozonierung zwischengeschaltet. Abb. 3 zeigt die Boxplot-Darstellung der Elimination von *E. coli* und Enterokokken und GKZ ohne den Vergleich zum Langsandsandfilter allein, da dieser nur einmal beprobt worden ist. Damit ist eine sichere Bewertung des Effekts der zusätzlichen Reinigungsstufe nicht möglich. Die Zulaufkonzentrationen liegen im Median etwa genauso hoch wie in den KA Eriskirch und Langwiese (s. Tab. 1). Die emittierten Auslaufkonzentrationen des Ablaufs Ozonung + Langsandsandfilter lagen bei $7,50E+01$ *E. coli* KBE/ 100 ml, $1,89E+01$ Enterokokken KBE/ 100 ml und $7,48E+05$ GKZ KBE/ 100 ml. Die Fäkalindikatoren wurden um 4,8 bzw. 4,4 log-Stufen eliminiert und ihre Konzentration lag unterhalb des Grenzwertes für ausreichende Badegewässerqualität.

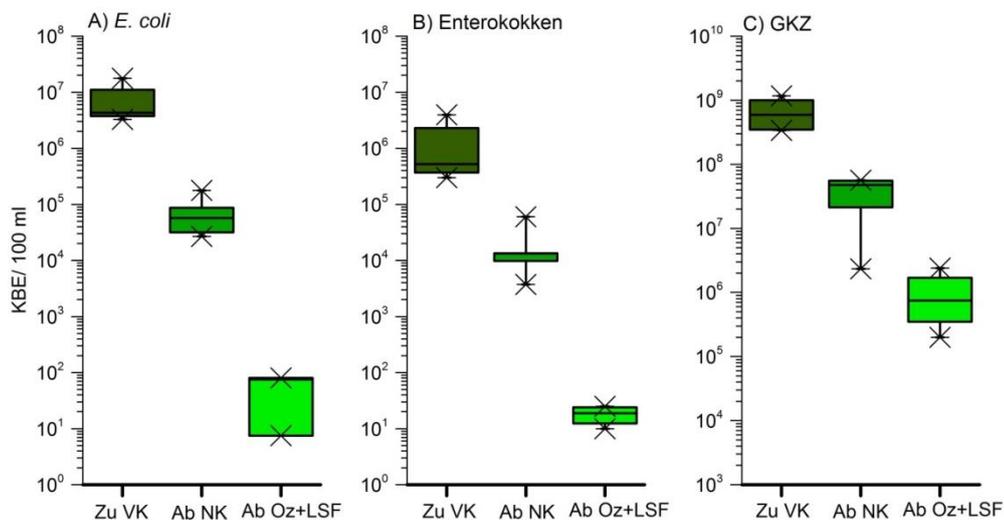


Abb. 3 Boxplot Darstellung der Konzentration von *E. coli* (A), Enterokokken (B) und GKZ (C) in den verschiedenen Reinigungsstufen der KA Merklingen. Zu = Zulauf; Ab =

Ablauf; VK = Vorklärung, NK = Nachklärung, Oz = Ozonung; LSF = Langsamsandfilter.
Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

2.1.2.2 Regenentlastungssysteme

Tab. 2 KBE/ 100 ml von *E. coli*, Enterokokken und GKZ sowie deren Elimination bezogen auf den Zulauf in log-Stufen in den getesteten Regenwasserentlastungssystemen Regenüberlaufbecken (RÜB) Mariatal und Retentionsbodenfilter (RBF) Tett nang. Medianbildung aus Probenahmen 2012-2014 (n= Anzahl).

Testsystem	Reinigungsstufe (n = Anzahl Probennahme)	<i>E. coli</i> [KBE/ 100 ml] Elimination [log-Stufen]	Enterokokken [KBE/ 100 ml] Elimination [log-Stufen]	GKZ [KBE/ 100 ml] Elimination [log-Stufen]
RÜB Mariatal	Zu (n = 4)	5,14E+05 -	1,87E+05 -	2.26E+08 -
	Ab ohne Lamellenkläler (n = 4)	7,62E+05 -0,2	2,38E+05 -0,1	2.92E+08 -0,1
	Ab mit Lamellenkläler (n = 4)	6,39E+05 -0,1	1,88E+05 0,0	1.70E+08 -0,1
RBF Tett nang	Zu (5)	4,93E+05 -	1,03E+05 -	2.25E+08 -
	Ab (5)	1,00E+03 2,7	6,67E+02 2,2	1.52E+07 1,2

Beim RÜB Mariatal findet aufgrund der kurzen Verweilzeit im Becken keine Keimelimination statt; die Konzentrationen des RÜB-Ablaufs liegen in etwa so hoch wie in der Nachklärung einer Kläranlage. Auch nach Ausbau mit einem Lamellenkläler, der zur Feststoffabtrennung dient, zeigte sich keinerlei Effekt auf die mikrobiologische Situation (Tab. 2, Abb. 4). Im Gegensatz zum RÜB wies das RBF Tett nang eine Eliminationsleistung vergleichbar mit denen der im Projekt untersuchten Kläranlagen auf (2,2 log-Stufen Elimination für *E. coli* bzw. 2,7 log-Stufen Elimination für Enterokokken), wobei die Zulaufkonzentrationen sogar etwas niedriger als in den Kläranlagen waren (Tab. 2, Abb. 4).

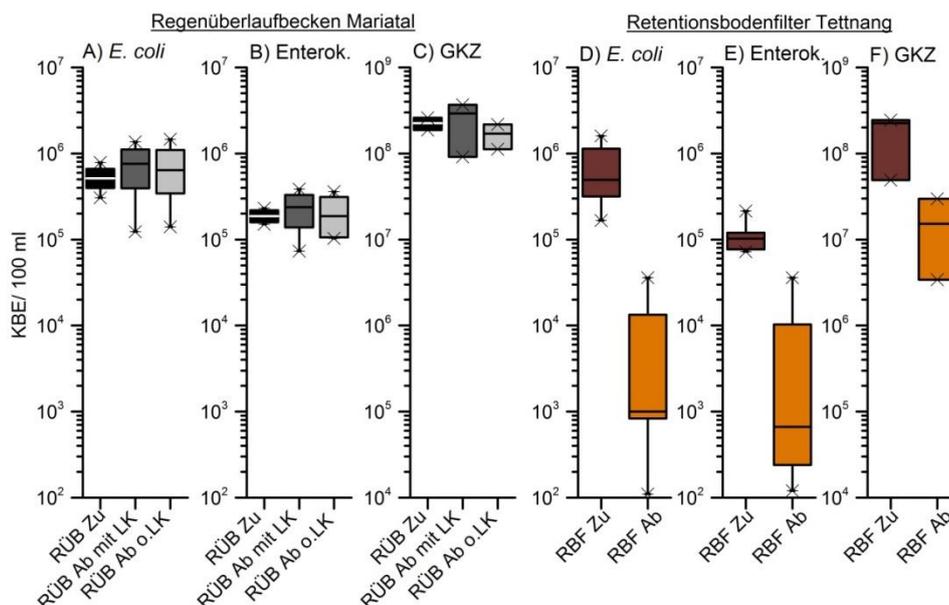


Abb. 4 Boxplot Darstellung der Konzentration von *E. coli* (A, D), Enterokokken (B, E) und GKZ (C, F) in den untersuchten Regenentlastungssystemen Regenüberlaufbecken Mariatal und Retentionsbodenfilter Tett nang. Zu = Zulauf; Ab = Ablauf; LK = Lamellenkläler. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

2.1.3 Diskussion

Die hygienische Belastung von Gewässern durch fakultativ pathogene Bakterien kommt eine Sonderrolle zu, da nicht nur ökologische/ ökotoxikologische Schadwirkungen ermittelt werden, sondern das mögliche Gesundheitsrisiko für Menschen im Fokus steht. Obwohl die Schussen selbst nicht als Badegewässer genutzt wird, kommt es in den der Flussmündung nahe gelegenen Strandbädern in Eriskirch und Langenargen aktuell immer noch zu lokalen Verunreinigungen, die teilweise sogar zu Badeverboten führen. Bislang bestehen vom Gesetzgeber keine definierten Grenzwerte, welche bakteriellen Konzentrationen Kläranlagen mit dem gereinigten Abwasser wieder in die Vorfluter entlasten dürften. Der technische Ausbau von Kläranlagen bzw. Regenentlastungssystemen entlang des Bodenseezuflusses Schusses kann dazu beitragen, die hygienisch-mikrobiologische Situation des Flusses zu verbessern. Die Bewertung der Effizienz aktueller Abwasserreinigungsmaßnahmen soll dazu beitragen, wissenschaftlich basierte Informationen über die effizienteste Maßnahme für die Entscheidungsträger zur Verfügung zu stellen.

Die Ablaufwerte der im Projekt untersuchten Kläranlagen, die Abwasser im Normalbetrieb in einem dreistufigen Reinigungsprozess reinigen, lagen im Median um zwei bis drei Größenordnungen niedriger als im jeweiligen Zulauf. Im Vergleich mit Eliminationsleistungen anderer Kläranlagen mit ähnlichem Reinigungsprozess werden ähnliche Werte erreicht (Kistemann et al., 2008). In Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen wurde bereits durch die Nachklärung ein Großteil der Eliminationsleistung erbracht (George et al., 2002; Hijnen et al., 2000). Es gibt mehrere mutmaßliche Mechanismen, die zur bakteriellen Elimination in dieser Stufe führen, u. a. durch „grazing“ von Protozoen, Konkurrenzsituation mit der vorhandenen Mikroflora oder auch Sedimentation von an Flocken adsorbierten Bakterien.

Durch den vierstufigen Reinigungsprozess mit einer zusätzliche Pulveraktivkohlestufe vor der Sandfiltration an der KA Langwiese wurde eine Elimination von mehr als drei log-Stufen von *E. coli* und Enterokokken erreicht. Bezogen auf den Ablauf der Nachklärung werden prozentual 87% der *E. coli*-Konzentration bzw. 90,5% der Enterokokken-Konzentration reduziert, was deutlich über der von Margot et al. (2013) ermittelten prozentualen Reduzierung von 11 % der *E. coli* bzw. 78% der Enterokokken liegt (ebenfalls bezogen zum Ablauf der biologischen Reinigungsstufe). Der Mechanismus, mit dem die Keimkonzentrationen reduziert werden, beruht auf Adsorption an die PAK und ist von vielen Faktoren wie z. B. der Porengröße des Materials, dem pH-Wert oder auch Eigenschaften der bakteriellen Zelle abhängig. Bei der Interpretation der vorliegenden Werte muss zudem berücksichtigt werden, dass die PAK-Stufe erst im November 2013 in Betrieb genommen worden ist und noch verschiedene Parameter wie z. B. Menge der PAK im System etc. variierten.

In der Kläranlage Eriskirch wurden als weitere Reinigungsstufen Ozonung in Kombination mit verschiedenen nachgeschalteten Filtern (Sandfilter (SF), granuliert Aktivkohle (GAK) sowie SF+GAK) als auch eine zusätzliche Reinigungsstufe mit GAK allein (anderes Material im Gegensatz zur Pulveraktivkohle in der KA Langwiese) getestet. Im Vergleich zum Ablauf der Flockungsfiltration, dem letzten Reinigungsschritt im Großmaßstab, sind die Konzentration von *E. coli* und Enterokokken nach der Ozonung um 1,9 bzw. 1,3 log-Stufen geringer in Übereinstimmung mit Daten von Abegglen et al. (2009). Verschiedene Faktoren wie die Dauer der Ozonierung, die O₃-Konzentration aber auch die Zusammensetzung des Abwassers beeinflussen die

erreichbaren Inaktivierungsraten, die zudem bei verschiedenen Genera oder auch Spezies variieren (Gehr et al., 2003; Herbold et al., 1989; Xu et al., 2002) und in Biofilmen geringer sein können (Zimmermann et al., 2011). Dies deckt sich auch mit der von uns gemachten Beobachtung, dass die Gesamtkeimzahl durch die Ozonung nicht verringert wird.

Durch die Passage in den nachgeschalteten Filtern wurde im Median keine signifikante Erhöhung der Eliminationsleistung erreicht, da u. a. bei einigen Probenahmen sogar tw. wieder höhere Konzentrationen als nach der Ozonung erreicht worden. Die Struktur des Filtermaterials spielt bei der Adsorption und damit der Entfernung von Bakterien aus dem Abwasser vermutlich ebenfalls eine Rolle, denn Foppen et al. (2010) berichtet, dass die Anlagerung an Quartsand u. a. abhängig ist von der Sphärizität, der Beweglichkeit, oder auch dem Vorhanden bzw. Nicht-Vorhandensein von Zellaußenwandproteinen. Anderes Filtermaterial könnte demnach auch andere Eliminationsleistungen erreichen. Zur reinen Elimination von Bakterien sind die nachgeschalteten Filter nicht unbedingt notwendig, aufgrund der Problematik der unbekanntem Transformationsprodukte als auch dem prozentualen Anstieg der antibiotika-resistenten Bakterien aber unbedingt beizubehalten. Letzendlich sind die durch Ozonierungs-Kombination erreichten Eliminationsleistungen in jedem Fall mehr als eine log-Stufe höher als die durch die Flockungsfiltration allein erreichten Keimkonzentrationen. Außerdem liegen die erreichten Werte immer unterhalb der Grenzwerte für ausreichende Badegewässerqualität (900 *E. coli* KBE/ 100 ml und 330 Enterokokken KBE/100 ml auf Grundlage einer 90-Percentilbewertung).

Für die KA Merklingen liegt keine gesicherte Bewertungsgrundlage zur Effizienz der zusätzlich eingesetzten Ozonung vor, da es nur eine „vorher“-Beprobung gab. Zudem ist durch die lange Aufenthaltszeit des Abwassers im Langsandsandfilter keine genaue Korrelation zwischen dem Zulauf zum Langsandsandfilter und dessen Ablauf gegeben. Vermutlich werden die Keime durch die natürliche UV-Strahlung der Sonne, der sie in diesem Becken ausgesetzt sind, andere bakterivore Organismen, oder ungünstiger Bedingungen (Nährstoffe, Temperaturen) reduziert.

Durch die Passage durch einen bestehenden Retentionsbodenfilter in Tettngang wurden die Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken reduziert. Die ermittelten Eliminationsraten (2,7 bzw. 2,2 log-Stufen) sind vergleichbar mit denen, die in Kläranlagen erreicht werden (s. o.), jedoch mit deutlich geringerem technischen Aufwand. Es existieren nur wenige, direkt vergleichbare Daten zu anderen Retentionsbodenfiltern: In einem von Tondera et al. (2013) beschriebenen Retentionsbodenfilter wurden durchschnittliche Eliminationsraten von 1,1 log-Stufen für *E. coli* und Enterokokken bestimmt, also niedrigere Werte als beim RBF Tettngang. Von anderen mit Schilf (*Phragmites spec.*) bepflanzten Bodenfiltern werden ähnlich hohe maximal erreichte Eliminationen berichtet (Mertens et al., 2012; Morato et al., 2014). Der bakterielle Rückhalt wird von Faktoren wie die Retentionszeit, die Eigenschaften des Filtermaterials, Gehalt an organischem Material und die Biozönosen-Zusammensetzung beeinflusst und variiert von Filter zu Filter. Mögliche Mechanismen, die zum Rückhalt/Abbau der Bakterien führen, sind vermutlich Fraß in der Kolmationsschicht oder Adsorption (Davies & Bavor, 2000; Sidrach-Cardona & Bécares, 2013; Stevik et al., 2004). Das vorliegende Projekt hatte nicht zum Ziel diese Schlüsselfaktoren aufzuklären, sollen aber in zukünftigen Studien untersucht werden, um tatsächliche Planungshilfen für den Bau von Retentionsbodenfiltern ableiten zu können

Im Gegensatz zum RBF Tettngang findet im RÜB Mariatal keine Elimination von Bakterien statt, unabhängig davon, ob mit oder ohne Einsatz eines Lamellenklärsers. Langeveld et al. (2012) berichten zwar eine Reduktion von 46 % der *E. coli* - Konzentration durch einen Lamellenklärer, der aber durch größere Feststoffe verstopfte, so dass vermutlich die Bakterien durch Anheften an diese Partikel zurückgehalten worden sind. Die Konzentrationen die im Zu – bzw- Ablauf des RÜB gemessen worden sind, liegen auf fast demselben Niveau wie in den Abläufen der Vorklärung der Kläranlagen. Ist die Speicherkapazität des RÜB erschöpft, werden demnach bei entsprechenden Wetterlagen hohe Mengen hygienisch belastetes Wasser in die Schussen abgeschlagen. Die oben beschriebenen Badeverbote an den Bodensee - Strandbädern Eriskirch oder Langenargen werden auch immer nach Starkregenereignissen verhängt. Bereits aus früheren Untersuchungen im Schusseneinzugsgebiet ist bekannt, dass die Regenentlastung des Kanalnetzes die bedeutendste Eintragsquelle von *E. coli* – Bakterien darstellt (Auerbach et al., 2008; Güde, 2010). Andere mögliche Maßnahmen zur Desinfektion von Abwasser aus Regenüberlaufbecken im großtechnischen Maßstab müssen gefunden und überprüft werden. So werden z. B. Kläranlagenausläufe an der Isar in den Sommermonaten mit UV-Strahlung behandelt, um dort eine Nutzung als Badegewässer zu ermöglichen.

2.1.4 Bewertung Effizienz der Testsysteme

Die vorgestellten Testsysteme zur verbesserten Abwasserreinigung können mittels eines Punkteschemas bewertet werden.

Anzahl Punkte	Elimination/Rückhalt in log- Stufen größer als ...
4	>4 und/ oder Grenzwerte für ausreichende Badegewässerqualität unterschritten
3	3
2	2
1	1

Nach Addition der jeweiligen Punkte für *E. coli* und Enterokokken ergibt sich folgende Bewertung mit Hinblick auf die Elimination von Fäkalindikatorbakterien (Abb. 5):

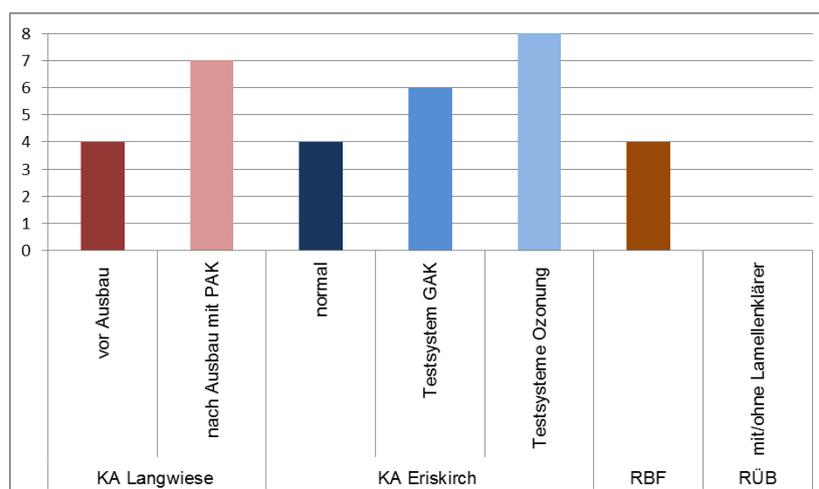


Abb. 5 Bewertung der Testsysteme nach Punkten. Testsysteme Ozonung alle Kombinationen zusammengefasst. RÜB = 0 Punkte.

Die Ozonung in Kombination mit verschiedenen nachgeschalteten Filtern ist die am besten geeignete Technologie, um die hygienische Belastung durch

Kläranlagenausläufe zu minimieren. Sowohl Pulveraktivkohle als auch granuliert Aktivkohle führen ebenfalls zu einer Verbesserung. Ebenfalls deutlich wird die gute Eliminationsleistung des Retentionsbodenfilters, der dieselbe Punktzahl wie der dreistufige Reinigungsprozess der Kläranlagen erreicht.

3. AUSWIRKUNGEN AUSBAU LANGWIESE AUF DAS ÖKOSYSTEM DER SCHUSSEN

3.1 Indikatorkeime (Freilandproben – Wasser und Sediment)

3.1.1 Methoden

Die Probestellen an Schussen und Argen richteten sich dabei nach den im Projekt vorgegebenen Probestellen PN 0 (Schussen, oberhalb vom RÜB Mariatal), PN 1 (Schussen, zwischen RÜB Mariatal und KA Langwiese), PN 3 (Schussen, unterhalb KA Langwiese), PN 6 (Schussen, unterhalb KA Eriskirch, nahe der Schussenmündung in den Bodensee) sowie PN 4 (Argen, Referenzstelle anthropogen weniger belastetes Gewässer).

Im Rahmen des Projektes wurden acht Untersuchungskampagnen über drei Jahre verteilt im Freiland an Probestellen an Schussen und Argen durchgeführt. Fünf Freilandkampagnen fanden vor Inbetriebnahme der PAK-Stufe an der KA Langwiese statt, drei danach.

Für die mikrobiologischen Bestimmung der Indikatorkeime *E. coli*, die Gruppe der Enterokokken sowie die Gesamtkeimzahl wurde wie folgt vorgegangen:

Wasserproben für die bakteriologischen Analysen wurden in autoklavierte Probenflaschen abgefüllt und bis zur Aufarbeitung in Kühltaschen bzw. im Labor-Kühlschrank aufbewahrt. Die Aufarbeitung im Labor erfolgte am folgenden Tag.

Sedimentproben werden mit Sedimentstechern aus Plexiglas (4 cm Durchmesser) bzw. Sedimentgreifern entnommen. Im Labor wurde 1 g Feuchtsediment des obersten Zentimeters in 9 ml Verdünnungsmedien gebracht. Geeignete Aliquots der so erhaltenen Suspension werden auf Agar-Platten ausgespatelt.

- Alle bakteriologischen Proben werden in Triplikaten bestimmt.
- Vollmedien: zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl (GKZ) wurde Nähragar (Merck) verwendet und sämtliche Kolonien gezählt
- Selektivmedien: Zur Erfassung von *E. coli* wurde ECD Agar (Merck) verwendet. Unter UV-Licht blau fluoreszierende Kolonien wurden als *E. coli* bewertet, da sie die Produktion von Glucuronidase anzeigten.
- Enterokokken werden auf Nährkartonscheiben (Sartorius) mit Azid-Medien bebrütet; als Kriterium für einen positiven Nachweis gilt Schwarzfärbung der Kolonien nach Auflegen der Filter auf Kanamycin-Äsculin-Agar.
- Bereitstellung von Isolaten für das Teilprojekt des KIT: pro Probenstelle wurden 15 - 20 typische Kolonien von *E. coli* oder Enterokokken nach dem Zufallsprinzip ausgewählt und weiter vereinzelt. Als weiteres Kontrollkriterium galt eine positive Reaktion von *E. coli*-Isolaten auf Tryptophanase-Aktivität mittels Kovac's Reagenz bzw. die positive Äsculin-Reaktion auf Kanamycin-Äsculin-Agar.

- Mikrokosmenexperimente zum Überdauern von *E. coli* bzw. Enterokokken in sterilen bzw. natürlichen Sedimenten bei unterschiedlichen Temperaturen (Bestimmung des Konzentrationsverlaufs über mehrere Tage). Dabei wurden die Keimzahlen mit einem most probable number Verfahren (Colilert® bzw. Enterolert®, Idexx GmbH) ermittelt, das weniger zeitintensiv ist als das Plattenverfahren.

3.1.2 Ergebnisse

3.1.2.1. Mikrobiologische Situation an Schussen und Argen – Wasser und Sediment

Im Wasserkörper der Schussen liegen über den gesamten Probenahmezeitrahmen hinweg die Mediane für *E. coli*, Enterokokken und GKZ innerhalb einer log-Stufe, d. h. bei *E. coli* zwischen 10^2 - 10^3 KBE/100 ml, bei den Enterokokken bei etwa 10^2 KBE/100 ml, bei der GKZ etwa 10^6 KBE/100 ml. Die Schwankungen an den jeweiligen Probestellen reichen über einen weit höheren Bereich von bis zu 2 log-Stufen. Im Wasserkörper der Argen liegen im Median etwas geringere bakterielle Konzentrationen als in der Schussen vor (Abb. 6, blau hinterlegt).

Im Sediment treten bei der Bestimmung auf Selektivmedien größere Schwankungen auf, bedingt durch die schwierige Matrix. Dennoch liegen die Mediane für den jeweiligen Keimparameter an den Schussenprobenstellen innerhalb einer halben log-Stufe. Wie beim Wasserkörper liegen auch im Sediment der Argen etwas geringere Konzentrationen vor (Abb. 6, braun hinterlegt). Insgesamt liegen im Sediment gegenüber dem Wasser etwa 100fach höhere Keimkonzentrationen vor (unter der vereinfachenden Annahme, dass 1 g Feuchtsediment etwa 1 ml Wasser entsprechen).

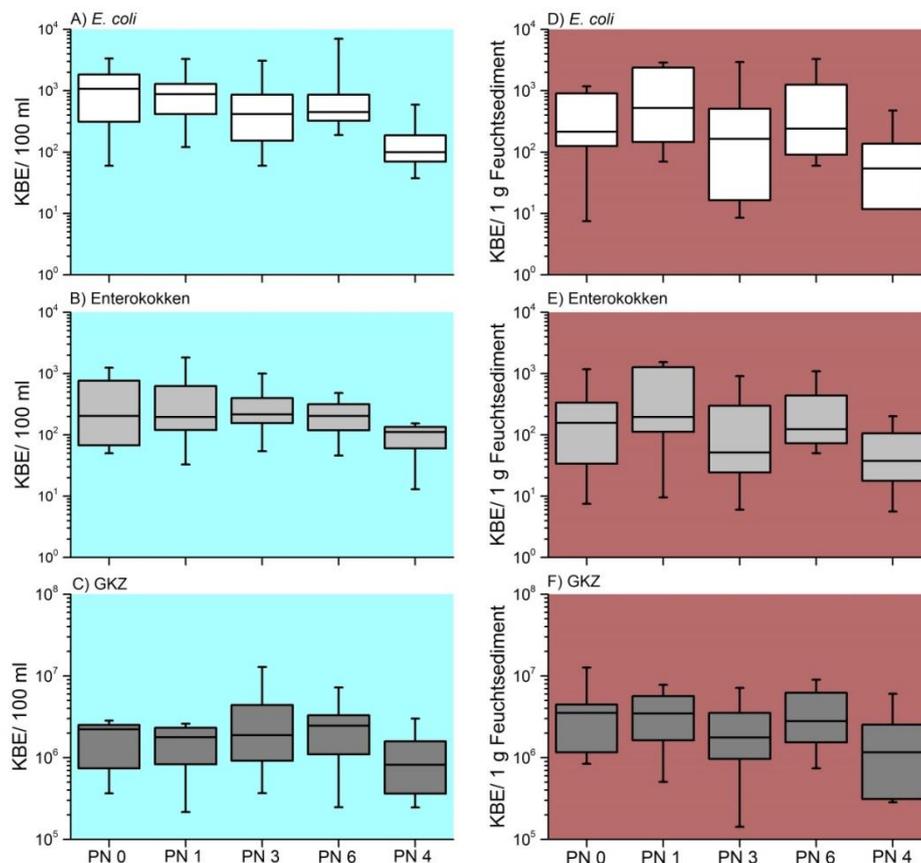


Abb. 6 Konzentrationen von *E. coli* (A, D), Enterokokken (B, E) und GKZ (C, F) (KBE/ 100 ml bzw. KBE/ g Feuchtsediment) an verschiedenen Probestellen in den Flüssen Schussen

und Argen. Blau hinterlegt: im Wasser, braun hinterlegt: im Sediment. Probestellen: PN 0 (Schussen, oberhalb vom RÜB Mariatal), PN 1 (Schussen, zwischen RÜB Mariatal und KA Langwiese), PN 3 (Schussen, unterhalb KA Langwiese), PN 6 (Schussen, unterhalb KA Eriskirch, nahe der Schussenmündung in den Bodensee) sowie PN 4 (Argen, Referenzstelle anthropogen weniger belastetes Gewässer).

Anhand Abb. 6 ist eine auffällig belastete Probestelle nicht ersichtlich. Wird ein ortsspezifisches Belastungsmuster (Abb. 7, links) über alle Probenahmen hinweg erstellt (Quotient des Medians einer bestimmten Probestelle durch den Median aller Probestellen; ist der Wert < 1, liegt eine unterdurchschnittliche Belastung vor, ist der Wert > 1 liegt eine überdurchschnittliche Belastung vor), ist die PN 4 an der Argen deutlich unterdurchschnittlich belastet (alle Parameter), während die PN 0 (oh KA LW und RÜB Mariatal) und PN1 (uh RÜB Mariatal, oh KA LW) bei *E. coli* überdurchschnittlich belastet sind. Die Belastung mit Enterokokken ist an allen Schussen-Probestellen auf einem ähnlich hohem Niveau.

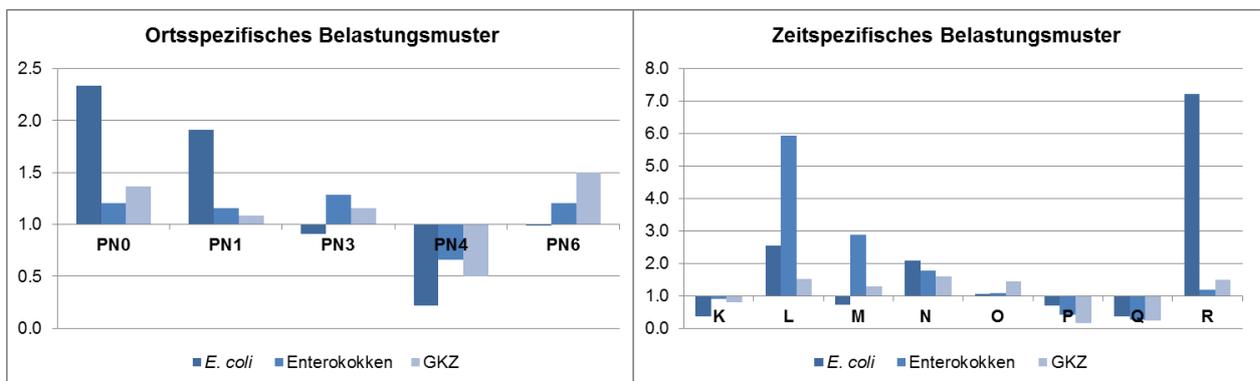


Abb. 7 Spezifische Belastungsmuster der mikrobiellen Parameter *E. coli*, Enterokokken und GKZ ermittelt in Abhängigkeit der Probestelle (links) und Probenahmezeitpunkt (rechts).

Durch ein zeitspezifisches Belastungsmuster (Abb. 7, rechts) können Auffälligkeiten der jeweiligen Probenahme ermittelt werden. Die unterdurchschnittliche Belastungssituation bei den Probenahmekampagnen K (Mai 2012), P (Nov 2013) und Q (Mai 2014) ist vermutlich bedingt durch die zum damals vorherrschenden niedrigen Wasserstände (s. auch Abb. 9). Überdurchschnittliche Belastungen traten bei den PN L und R auf, welche kurz nach einem Regenereignis durchgeführt worden sind. Besonders auffällig sind die hohen Belastungen mit *E. coli* während der R-Probenahme, die sich über alle Probestellen hinweg durchzieht. Am Tag vor der Probenahme hat es durchgehend geregnet, so dass vermutlich eine akute Belastungssituation ausgelöst durch entlastende RÜBs beprobt worden ist.

3.1.2.2. Bewertung des Ausbaus der Kläranlage Langwiese mit PAK im Vollstrom auf die mikrobiologische Belastung der Schussen

Es fanden nach Inbetriebnahme der Pulveraktivkohlestufe an der KA Langwiese drei Probenahmekampagnen statt, die erste bereits etwa nach 2 Wochen. Abb. 8 stellt die Boxplots der Probenahmen vor und nach Inbetriebnahme an den verschiedenen Probestellen an Schussen und Argen gegenüber. Zwar sind für *E. coli* und Enterokokken an PN3 und PN6, also unterhalb der KA Langwiese, die Mediane niedriger als vorher. Bei den Enterokokken sind aber auch die Konzentrationen im Median, die an PN0 und PN1 bestimmt worden sind und sich oberhalb der KA Langwiese befinden, niedriger. Dasselbe gilt zudem auch für die PN4 an der Argen,

die durch die technische Nachrüstung an der KA Langwiese nicht betroffen ist. Der Varianzbereich der Daten ist besonders bei *E. coli* durch die niedrige Probenahmeanzahl jedoch sehr viel größer und die Maximalwerte liegen teilweise über denen der „vorher“-Probenahme.

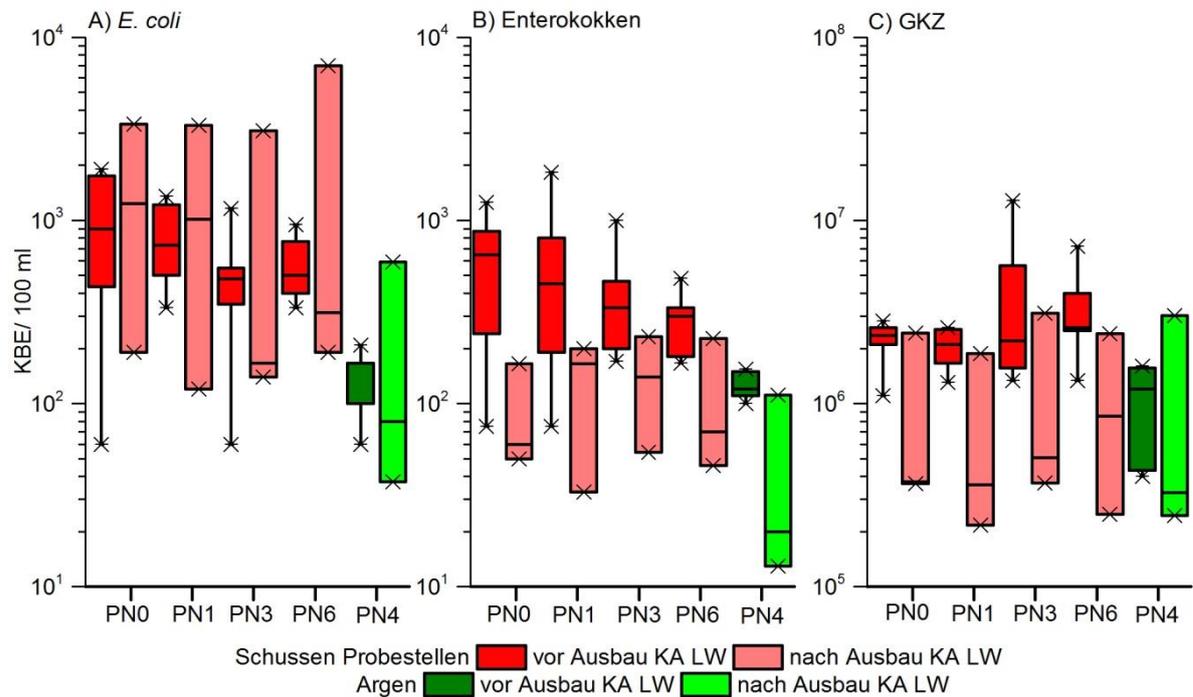


Abb. 8 Konzentration von *E. coli* (A), Enterokokken (B) und GKZ in KBE/ 100 ml an allen Probestellen an Schussen und Argen vor (nicht schraffiert) und nach (schraffiert) Inbetriebnahme der PAK-Stufe an der KA Langwiese.

Im Freiland spielen noch mehr als in den Kläranlagen hydrologische Bedingungen wie Niederschlag bzw. Abflussmenge eine Rolle. Daher stellt Abb. 9 die Lebendkeimzahlen von *E. coli* und Enterokokken den jeweiligen Abflüssen von Schussen und Argen gegenüber.

Die Lebendkeimzahlen an *E. coli* und Enterokokken, die während der Freilandkampagnen an den verschiedenen Probestellen bestimmt worden sind, schwanken i. d. R. für die jeweilige Kampagne und die jeweilige Keimgruppe innerhalb einer log-Stufe, auch bei unterschiedlichen hydrologischen Verhältnissen und unabhängig von der Jahreszeit (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Eine auffällig belastete Probenstelle wird nicht ersichtlich, sondern es ist eher von einer kontinuierlichen Kontamination auszugehen, zu der bei Trockenwetter hauptsächlich die Kläranlagen beitragen, da sie ständig Bakterien in mäßig hohen Konzentrationen in die Schussen eintragen (s. Tab. 1). Bei erhöhten Abflüssen sind aber andere Eintragsquellen bspw. durch Regenentlastungen maßgeblich an der hygienisch-mikrobiologischen Belastung beteiligt (Auerbach et al., 2008). Diese Tatsache lässt sich gut bei der Probenahmekampagne R im Juli 2014 beobachten: sowohl in der Schussen als auch in der Argen wurden bei dieser Kampagne die höchsten *E. coli*-Konzentrationen bestimmt, während im Gegensatz dazu die Enterokokken-Konzentration mit anderen Kampagnen vergleichbaren niedrigem Niveau bleibt.

Ob die Veränderungen im Belastungsmuster auf den Ausbau der KA Langwiese zurückzuführen ist, kann nicht beurteilt werden: 1.) liegt zwischen der „unterhalb“ zur Kläranlage gelegenen PN3 ca. 12 km Fließstrecke und 2.) münden zwischen diese beiden Probestellen diverse kleinere Bäche (u. a. Schwarzach, Tobelbach) in die Schussen. Dadurch werden mögliche Effekte durch den KA-Ausbau allein durch die Frachten aus den Nebenflüssen überdeckt.

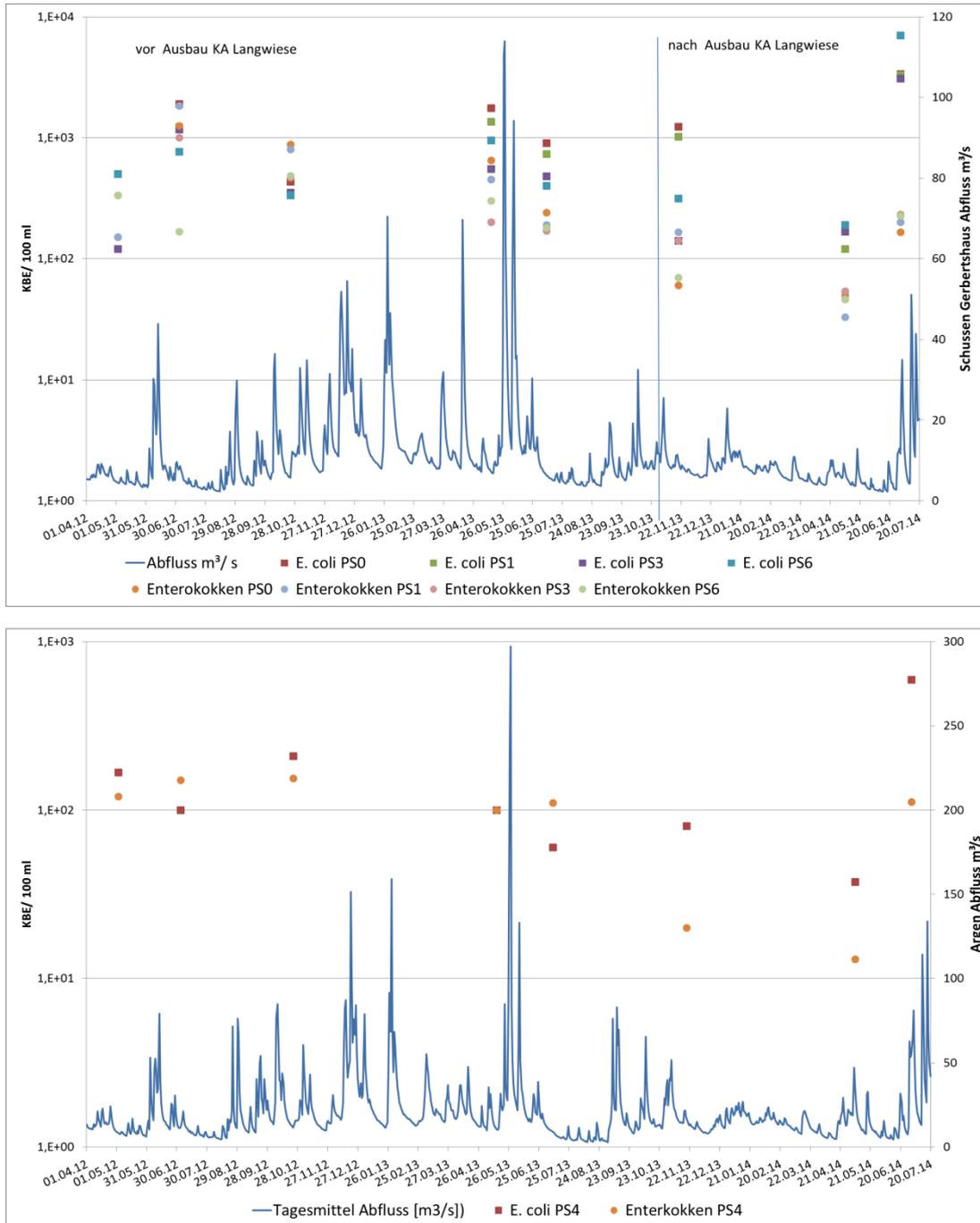


Abb. 9 KBE/ 100 ml von *E. coli* und Enterokokken im Wasser von Schussen und Argen sowie die jeweilige Abflussmenge (m³/s).

3.2.2.2. Persistenz von Fäkalindikatorkeimen in Abhängigkeit von Sediment

In Mikrokosmos-Studien wurde das Überleben von Fäkalindikatoren bestimmt in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern wie Temperatur, Anwesenheit von

Sediment oder Protozoen. Die Inkubation erfolgte in allen Fällen bei Dunkelheit, um negative Einflüsse durch UV-Strahlung zu vermeiden. Die quantitative Bestimmung erfolgte für diese Experimente mittels most probable number (MPN)-Methode, um keine mögliche Ergebnisverzerrung durch Überwachsen der Selektivmedienplatten bei Sedimentproben zu erhalten.

In künstlich gestalteten Mikrokosmos-Studien mit sterilem Frischwassermedium und gefriergetrocknetem Sediment zeigte sich ein unterschiedliches Überlebensverhalten der beiden untersuchten Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und *Enterococcus faecalis* (Abb. 10). Reinkulturen von *E. coli* (aus vorliegendem Untersuchungsprojekt) überdauerten in sterilem Frischwassermedium für mehrere Wochen (bei Raumtemperatur und 10 °C), ohne sichtbares Wachstum oder Absterben. Dagegen nahm die Konzentration an *E. faecalis* in sterilem Frischwassermedium konstant ab.

In Anwesenheit von gefriergetrocknetem Sediment fand in der Wassersäule über dem Sediment eine konstante Abnahme der *E. coli*-Konzentration statt, während im Sediment selber erst eine kurze Wachstumsphase einsetzte, gefolgt von einer ebenfalls konstanten Abnahme der *E. coli*-Konzentration. Die Konzentration der *E. coli* im Sediment lag dabei immer über der in der darüber liegenden Wassersäule. Im Gegensatz zu *E. coli* überdauert *E. faecalis* nicht im sterilen Frischwassermedium. In Anwesenheit von gefriergetrocknetem Sediment nahm in beiden Kompartimenten, also Wasser über dem Sediment und Sediment, die *E. faecalis*-Konzentration stetig ab; dabei lag die Konzentration im Sediment immer über der in der darüber liegenden Wassersäule.

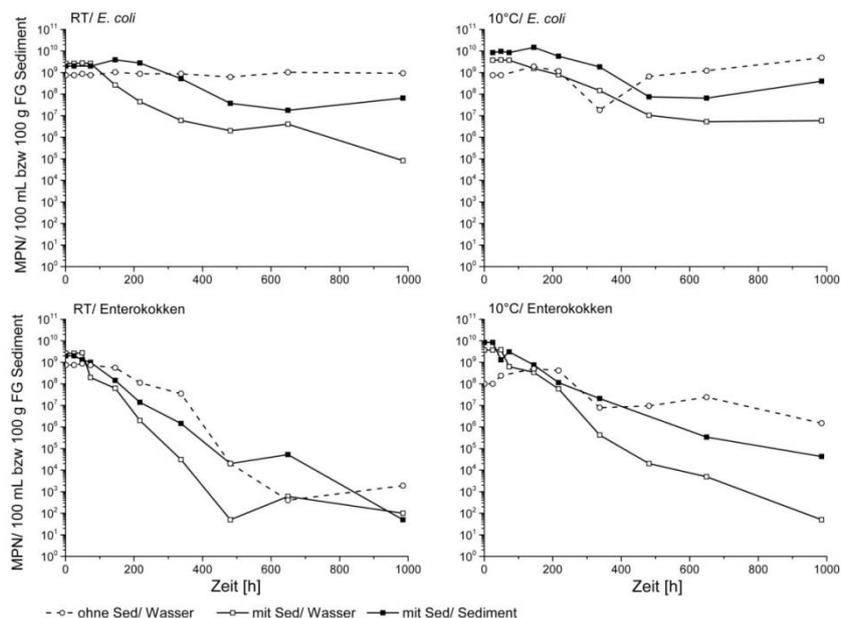


Abb. 10 Mikrokosmosstudie zur Verweildauer von *E. coli* und *E. faecalis* bei Raumtemperatur (RT) und 10 °C sowie in An- oder Abwesenheit von Sediment

Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zeigt Mikrokosmos-Studien, welche das natürliche Habitat widerspiegeln sollen, also Wasser der Schussen, das für die Sediment-Variante mit frischem Sediment versetzt wurde. Bei der Variante Wasser ohne Sediment nahm die Konzentration an *E. coli* und Enterokokken von Beginn des Experiments an ab, unabhängig von der Temperatur. War dem Mikrokosmos Sediment zugefügt, wurde bei RT eine Wiederzunahme der MPN/100mL bei beiden Fäkalindikatorbakterien beobachtet, bei 10 °C dagegen eine ständige Abnahme. Im

Sediment lag die MPN/100mL bei beiden FIB nach Beendigung der Studien auf fast demselben Niveau wie zu Beginn, wobei teilweise eine kurzzeitige Zunahme beobachtet wurde.

Im Vergleich zu *E. coli* überdauert *E. faecalis* Nährstoffmangel weniger gut. Sediment stellt aber für beide, *E. coli* und Enterokokken, ein Rückzugshabitat mit verbessertem Nährstoffangebot dar, aus dem es zu Wiederanstieg der Konzentration in der darüber liegenden Wassersäule kommen kann, wenn die Bedingungen geeignet sind.

Die Studien mit Reinkulturen von *E. faecalis* und der autochthonen Enterokokken-Population zeigten, dass es unterschiedliche Überlebensmuster in Abhängigkeit der Art gibt.

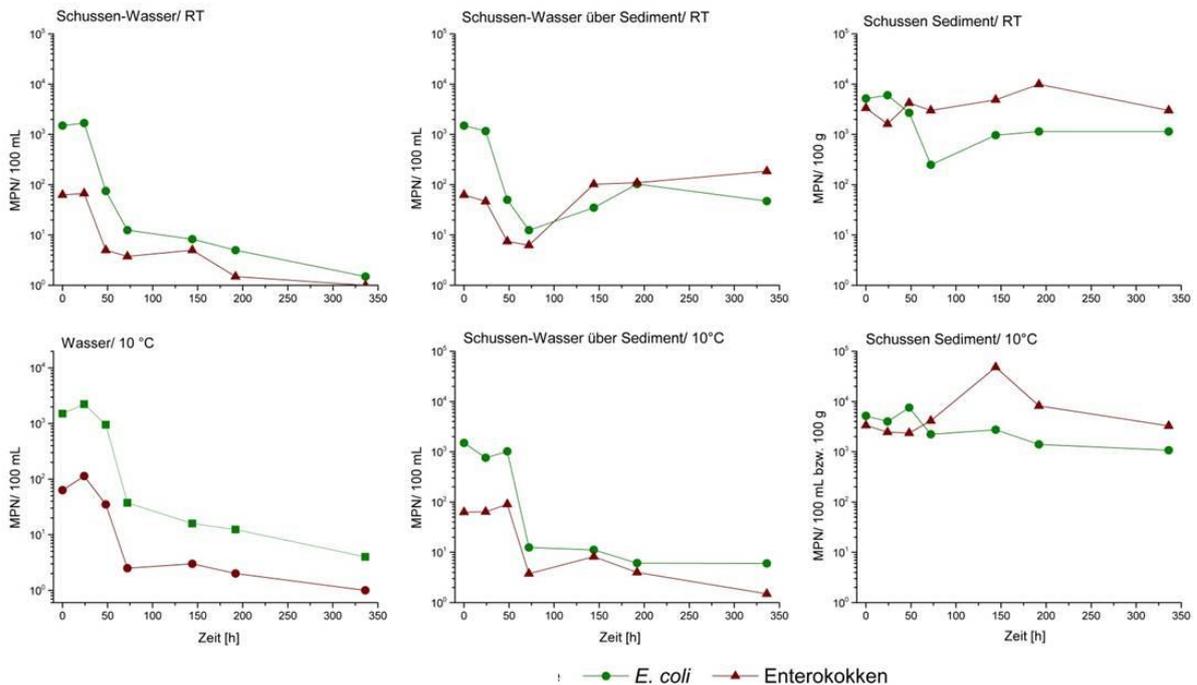


Abb. 11 Mikrokosmen-Studien zum Überleben autochthoner *E. coli* und Enterokokken mit Wasser und Sediment der Schussen und Einfluss der Temperatur.

Eine genaue Quantifizierung des Einflusses des Sediments auf die mikrobiologische Belastungssituation war durch die Komplexität der Materie nicht möglich.

3.2.3 Diskussion

Eine Bewertung der Wirksamkeit von Ausbaumaßnahmen im Abwasserbereich für ein natürliches Gewässer sollte nicht allein auf die Überprüfung der Effizienz einer Technologie beschränkt bleiben, sondern sollte ebenfalls vor dem Hintergrund der Gesamtbelastung eines Gewässers erfolgen. Der Fokus im Projekt Schussenaktivplus lag dabei auf Einträgen von Fäkalindikatorbakterien aus dem Siedlungsbereich, allerdings weisen verschiedene Studien daraufhin, dass auch diffuse Einträge z. B. aus der Landwirtschaft oder durch Oberflächen-Abfluss zur hygienischen Belastung beitragen.

Die Konzentrationen von *E. coli*, Enterokokken und der GKZ entlang der Probenahmestellen an der Schussen sind höher als am Referenzgewässer Argen, das als weniger belastet gilt. Letztendlich gelangen aber durch die annähernd doppelt so hohe Fließgeschwindigkeit der Argen ($MQ_{\text{Schussen}} 11,8 \text{ m}^3/\text{s}$; $MQ_{\text{Argen}} 20,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Auerbach et al., 2008) durch beide Flüsse ähnlich hohe bakterielle Frachten in den

Bodensee, nämlich etwa 2 bis 5E+07 *E. coli* KBE/s oder 2,2-2,4E+07 Enterokokken KBE/ s (basierend auf den Medianen der PN6 bzw. PN4) (Abb. 13).

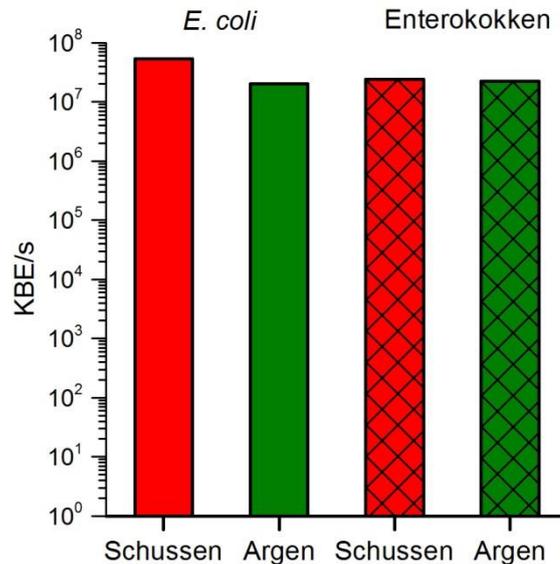


Abb. 12 Frachten von *E. coli* (nicht schraffiert) und Enterokokken (schraffiert), die durch Schussen und Argen in den Bodensee gelangen. Berechnet anhand der Mediane der PN6 (Schussen, Mündung) und PN4 (Argen, Neumühle) und der mittleren Fließgeschwindigkeit MQ (s. Text).

Die Bewertung des Ausbaus der KA Langwiese auf die hygienische Situation an der Schussen ist nicht möglich. Bereits vor der PN0 entlasten Kläranlagen bzw. Regenentlastungssysteme in die Schussen und insgesamt liegen 20 Kläranlagen und über 100 Regenentlastungssysteme im Einzugsgebiet (Triebskorn et al., 2013). Zwar können gereinigte Abwässer, die durch diese in ein Gewässer eingetragen werden, die mikrobiellen Lebensgemeinschaften und bakterielle Konzentrationen beeinflussen wie verschiedene Studien berichten (u. a. Czekalski et al., 2012). Im vorliegenden Projekt kann allerdings aufgrund mehrere Faktoren keine Aussage über den Einfluss der PAK-Stufe an der KA Langwiese auf das Ökosystem Schussen getroffen werden. 1.) wurde nur ein relativ kurzer Zeitraum beprobt, in dem die PAK-Stufe zudem noch in einer Beprobungsphase unter verschiedenen Bedingungen getestet worden ist. 2.) liegen zwischen der „unterhalb“ zur Kläranlage gelegenen PN3 ca. 12 km Fließstrecke und 3.) münden zwischen diese beiden Probestellen diverse kleinere Bäche (u. a. Schwarzach, Tobelbach) in die Schussen, über deren mikrobiellen Frachten keine aktuellen Daten vorliegen, so dass deren Einfluss nicht beziffert werden kann. Gerade kleinere Bäche können aber wichtige Punktquellen darstellen (Wetzel et al., 2013)

Das Sediment eines Gewässers kann als Senke für Bakterien dienen, die sich nach Anheftung an Partikel dort akkumulieren (Davies et al., 1995). Viele Studien beschreiben, dass das Sediment höhere Konzentrationen an Fäkalindikatorkeimen enthält als das darüberliegende Wasser (u.a. Burton et al., 1987). Auch das Sediment der Gewässer Schussen und Argen enthält etwa 100fach höhere Konzentrationen und in Mikrokosmenstudien wurde gezeigt, dass sich das Überlebensverhalten der beiden untersuchten Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und *Enterococcus faecalis* voneinander unterscheidet. Es wurden die bereits bekannten Fakten bestätigt, dass im natürlichen Wasser (mit bakteriovoren Organismen) die Lebendkeimzahlen kontinuierlich

abnehmen, während im Sediment die Lebendkeimzahlen konstant bleiben. Problematisch ist dieses Reservoir dann, wenn es zu Turbulenzen kommt, wodurch die Bakterien wieder ins Freiwasser gelangen und kurzzeitig zur Erhöhung der bakteriellen Fracht beitragen. Im Fließgewässersystem dieses Reservoir für Bakterien zu quantifizieren ist aufgrund der Komplexität der Materie nicht möglich. Neuere Studien weisen zudem darauf hin, dass die als Indikatoren genutzten Bakterien natürliche Habitate in Gewässern und an Land sekundär besiedeln können und damit das Indikatorkonzept in Frage gestellt wird (Byappanahalli et al, 2012; van Elsas et al., 2011)

Auch wenn der direkte Effekt des Ausbaus der KA Langwiese auf die mikrobiologische Belastungssituation nicht im Freiland ermittelt werden kann, ist dennoch festzuhalten, dass durch die technischen Maßnahmen sowohl an der KA Langwiese und der KA Eriskirch eine teils deutliche Reduzierung der Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken unter das Konzentrationsniveau der Schussen erfolgt (Abb. 14). Über den Jahresverlauf hinweg ergeben sich dadurch auch reduzierte Frachten, die durch die Kläranlagen in den Vorfluter Schussen eingetragen werden. Ebenfalls deutlich wird aber das äußerst hohe hygienische Belastungspotential, das durch die Regenüberlaufbecken in die Schussen gelangt.

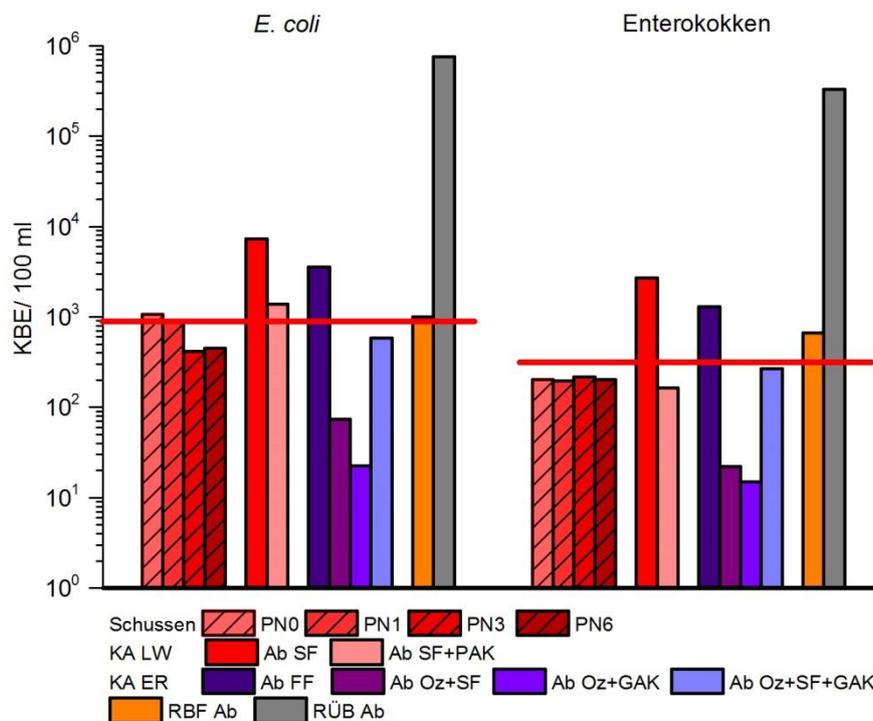


Abb. 13 Lebendkeimzahlen von *E. coli* und Enterokokken an Schussen und Testsystemen (Median aus allen Probenahmen); rote Linie = jeweiliger Grenzwert für ausreichende Badegewässerqualität (basierend auf 95 % Perzentil).

Letztendlich kann eine Verbesserung der mikrobiologischen Belastungssituation auch nicht allein durch die Aufrüstung einer einzigen Kläranlage im 815 m² großen Einzugsgebiet der Schussen erfolgen. Es empfiehlt sich zumindest die größeren Kläranlagen ebenfalls technisch zu verbessern, um einen summativen Effekt auf die hygienische Grundbelastungssituation bei Trockenwetter zu erzielen. Die Einführung neuer Technologien sollte zusätzlich zu vollständige Ausschöpfung von Optimierungspotenzialen in den bestehenden Einrichtungen begleitet werden wie sie z.B. von Güde (2010) skizziert worden sind. Ein Fokus sollte dabei auch auf den

Ausbau der Regenwasserbehandlung liegen, entweder durch Vergrößerung des Rückhaltvolumens oder durch Erhöhung der Anzahl von Retentionsbodenfiltern.

4. Verwertung der Projektergebnisse /Publikationen/Vorträge

Als weiteres Ziel des Teilprojektes wurde die Gewinnung von Isolaten von *E. coli* und Enterokokken bezweckt, die im Teilprojekt des KIT weiter taxonomisch charakterisiert auf Antibiotikaresistenzen untersucht worden sind. Insgesamt wurden aus den Proben der Hauptkampagnen und tw. der Ereignisbeprobungen knapp über 1100 *E. coli*-Isolate und über 1000 Enterokokken-Isolate gewonnen und zur Verfügung gestellt. Auf dieser Zusammenarbeit ergaben sich folgende Publikationen:

- Lüddeke, F., Heß, S., Gallert, C., Winter, J., Güde, H., & Löffler, H. (2015). Removal of total and antibiotic resistant bacteria in advanced wastewater treatment by ozonation in combination with different filtering techniques. *Water research*, 69, 243-251.
- Scheurer, M., Heß, S., Lüddeke, F., Sacher, F., Güde, H., Löffler, H., & Gallert, C. (2015). Removal of micropollutants, facultative pathogenic and antibiotic resistant bacteria in a full-scale retention soil filter receiving combined sewer overflow. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(1), 186-196.
- Heß, S., Lüddeke, F., Gallert, C.: Fate of facultative pathogenic bacteria and of antibiotic resistance genes during sewage treatment and in receiving rivers – culture-based versus qPCR data. Manuskript eingereicht bei *Water Research*.

Folgende Vorträge bzw. Poster mit Vorstellung der Ergebnisse aus dem vorliegenden Teilprojekt sind erfolgt:

- 09.-11.09.2013: Jahrestagung Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Potsdam. Poster mit dem Titel: „SchussenAktivplus: Teilprojekt Rückhalt, Eintrag und Verbleib von Fäkalkeimen“, Lüddeke, Güde, Löffler (ISF)
- 11.04.2014: Kolloquiumsreihe des Instituts für Seenforschung der LUBW, Langenargen, Titel: SchussenAktivplus: Reduktion von Fäkalindikatorbakterien im Oberflächenwasser durch verbesserte Abwasser- und Regenwasserbehandlung. Lüddeke (ISF)
- 27.05.2014: Wasser 2014 – Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft der GdCH, Haltern am See, Titel: SchussenAktivplus: Reduktion von Fäkalindikatorbakterien im Oberflächenwasser durch verbesserte Abwasser- und Regenwasserbehandlung – Fallbeispiele Kombinationsverfahren mit Ozonung und Retentionsbodenfilter. Lüddeke (ISF)
- 22.04.15: Abschlusskonferenz SchussenAktivplus: Welchen Effekt hat eine vierte Reinigungsstufe in Kläranlagen auf die Konzentration von fakultativ pathogenen und Antibiotika-resistenten Keimen im Abwasser und Oberflächenwasser? Lüddeke, Güde, Hess, Gallert

Außerdem wurden erste Ergebnisse bei der Erstellung des DWA-Merkblatt 624 der Arbeitsgruppe GB-5.8 Hygiene „Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht“ (Entwurf August 2014 erschienen) berücksichtigt.

5. LITERATUR

- Abegglen, C., Escher, B.I. Hollender, J., Koepke, J., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., von Gunten, U., Zimmermann, S., Koch, M., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Brocker, S., Moser, R., Rensch, D. (2009). Ozonation of treated effluent – final report pilot plant Regensdorf (report in German with English summary). Swiss Federal Office for the Environment.
<http://www.eawag.ch/media/20090616/indexDOI>
- Anderson, K. L., Whitlock, J. E., & Harwood, V. J. (2005). Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. . *Appl. Environ. Microbiol.* 71(6), 3041-3048.
- Auerbach, B., Güde, H., Miller, G., Wurm, K., & Vogel, H. J. (2008). „Schussenprogramm – Erfolgskontrolle und Maßnahmenoptimierung. Abschlussbericht zum Untersuchungsvorhaben des UM Baden-Württemberg. Download unter:
<http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/11158/>
- Brookes, J. D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M. D., Ashbolt, N. J., & Ferguson, C. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environment International*, 30(5), 741-759.
- Burton, G. A., Gunnison, D., & Lanza, G. R. (1987). Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 53(4), 633-638.
- Byappanahalli, M. N., Nevers, M. B., Korajkic, A., Staley, Z. R., & Harwood, V. J. (2012). Enterococci in the environment. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 76(4), 685-706.
- Czekalski, N., Berthold, T., Caucci, S., Egli, A., & Bürgmann, H. (2012). Increased levels of multiresistant bacteria and resistance genes after wastewater treatment and their dissemination into Lake Geneva, Switzerland. *Front. Microbiol.* 3.
- Davies, C. M., Long, J. A., Donald, M., & Ashbolt, N. J. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 61(5), 1888-1896.
- Davies, C. M., & Bavor, H. J. (2000). The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *J. Appl. Microbiol.* 89(2), 349-360.
- Foppen, J. W., Lutterodt, G., Röling, W. F. M., Uhlenbrook S. (2010). Towards understanding inter-strain attachment variations of *Escherichia coli* during transport in saturated quartz sand. *Water Res.* 44 (4), 1202-1212.
- Gehr, R., Wagner, M., Veerasubramanian, P., Payment, P. (2003). Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water Res.* 37 (19): 4573-4586.
- George, I., Crop, P., Servais, P. (2002). Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Res.* 36 (10): 2607-2617.
- Güde, H (2010). Die Schussen: Bilanz der Belastung eines Bodenseezuflusses; Entwicklung, gegenwärtiger Zustand und Zukunftsperspektiven für die Schussen aus wasserwirtschaftlicher Sicht. LUBW, 2010. Download unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de

- Herbold, K., Flehmig, B., Botzenhart, K. (1989). Comparison of ozone inactivation, in flowing water, of hepatitis A virus, poliovirus 1, and indicator organisms. *Appl. Environ. Microbiol.* 55 (11): 2949-2953.
- Hijnen, W. A. M., Veenendaal, D., van der Speld, W. M. H., Visser, A., Hoogenboezem, W., van der Kooij, D. (2000). Enumeration of faecal indicator bacteria in large water volumes using on site membrane filtration to assess water treatment efficiency. *Water Res.* 34 (5): 1659-1665.
- Kistemann, T., Rind, E., Rechenburg, A., Koch, C., Classen, T., Herbst, S., Wienand, I., Exner, M. (2008). A comparison of efficiencies of microbiological pollution removal in six sewage treatment plants with different treatment systems. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 211 (5-6): 534-545.
- Langeveld, J. G., Liefing, H. J., & Boogaard, F. C. (2012). Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: Implications for stormwater handling. *Water Res.* 46(20), 6868-6880.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., De Alencastro, L. F., Abegglen, C., Thonney, D., Chevre, N., Schärer, M., Barry, D. A. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Sci. Total Environ.* 461, 480-498.
- Mertens, F. M., Christoffels, E., Schreiber, C., Kistemann, T. (2012). Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, 59, 12.
- Morató, J., Codony, F., Sánchez, O., Pérez, L. M., García, J., Mas, J. (2014). Key design factors affecting microbial community composition and pathogenic organism removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 481, 81-89.
- Sidrach-Cardona, R., & Bécares, E. (2013). Fecal indicator bacteria resistance to antibiotics in experimental constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 50, 107-111.
- Stevik, T. K., Aa, K., Ausland, G., & Hanssen, J. F. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Res.* 38(6), 1355-1367.
- Tondera, K., Koenen, S., & Pinnekamp, J. (2013). Survey monitoring results on the reduction of micropollutants, bacteria, bacteriophages and TSS in retention soil filters. *Water Sci. Technol.* 68(5), 1004-1012.
- Triebskorn, R., Amler, K., Blaha, L., Gallert, C., Giebner, S., Güde, H. et al. (2013) SchussenAktivplus: reduction of micropollutants and of potentially pathogenic bacteria for further water quality improvement of the river Schussen, a tributary of Lake Constance, Germany. *ESEU* 25: 2.
- van Elsas, J. D., Semenov, A. V., Costa, R., & Trevors, J. T. (2011). Survival of *Escherichia coli* in the environment: fundamental and public health aspects. *The ISME journal*, 5(2), 173-183.
- Wetzel, R. G., Ward, A. K., & Stock, M. (2013). Bakteriologisch-hygienische Belastung der Gewässer. *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren—Organische Stoffeinträge—Verhalten von Xenobiotika.*

- Wu, J., Rees, P., Storrer, S., Alderisio, K., & Dorner, S. (2009). Fate and Transport Modeling of Potential Pathogens: The Contribution From Sediments¹. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 45(1), 35-44.
- Xu, P., Janex, M. L., Savoye, P., Cockx, A., Lazarova, V. (2002). Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. *Water Res.* 36 (4): 1043-1055.
- Zimmermann, S. G., Wittenwiler, M., Hollender, J., Krauss, M., Ort, C., Siegrist, H., von Gunten, U. (2011). Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Res.* 45 (2): 605-617.