

Klinikum der Universität Bonn
Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit
Direktor: Prof. Dr. med. M. Exner

Abschlußbericht zum Forschungsprojekt:

**Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung
durch Kläranlagen**

Kurzfassung

von

Dr. med. Thomas Kistemann M.A.
Dipl.-Biol. Christoph Koch
Dipl.-Geogr. Susanne Herbst
Dipl.-Biol. Andrea Rechenburg
Prof. Dr. med. Martin Exner

unter Mitarbeit von

Dipl.-Geogr. Thomas Claßen, Dipl.-Geogr. Friederike Dangendorf,
Dr. rer. nat. Harald Färber, cand. geogr. Nicole Göbel,
cand. geogr. Joachim Hundhausen, Chem.-Ing. Andreas Jaensch,
cand. geogr. Katharina Lupp, Dipl.-Biol. Wiebke Pfensig,
cand. geogr. Ina Stalleicken, Dipl.-Biol. Karin Taxacher,
cand. geogr. Alexandra Wieland

1 Einleitung: Problemstellung und Auftrag

Wissenschaftliche Erkenntnisse der letzten Jahre über das Vorkommen neuer, seuchenhygienisch relevanter Mikroorganismen in Oberflächengewässern erfordern die Überprüfung der bisherigen Präventionsstrategien. Eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit kann hierbei nicht nur von der Nutzung des Wassers als Trinkwasser ausgehen, sondern auch von der Gewässernutzung für Bade- oder sonstige Freizeit Zwecke sowie für die Bewässerung landwirtschaftlicher Anbauflächen.

Bisher wurde nicht hinreichend geklärt, welche mikrobiellen Risiken für die Belastung von Fließgewässern mit (neu erkannten) Krankheitserregern von Kläranlagenabläufen und anderen abwassertechnischen Einrichtungen, wie z. B. Regenrückhaltebecken, ausgehen.

Vor diesem Hintergrund beauftragte das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (jetzt: Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) des Landes Nordrhein-Westfalen das Hygiene-Institut (jetzt: Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit) der Universität Bonn mit der Durchführung des F&E-Vorhabens "Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen".

Um die Möglichkeiten einer Verbesserung des mikrobiellen Gewässerschutzes durch die weitere Ertüchtigung von Kläranlagen besser bewerten zu können, wurde die mikrobielle Belastung eines Fließgewässers (Swistbach) durch unterschiedliche Kläranlagen untersucht und gleichzeitig die mikrobielle Eliminationsleistung der Anlagen erfasst.

Die Untersuchungen sollten weitergehenden Aufschluß insbesondere darüber geben,

- wie hoch die mikrobielle Belastung von Siedlungsabwässern vor ihrer abwassertechnischen Behandlung in Abhängigkeit von der Struktur des Entwässerungsgebietes ist,
- in welchem Maße die unterschiedlichen, im Einzugsgebiet vorhandenen Abwasserreinigungsverfahren geeignet sind, die mikrobielle Belastung von Abwässern zu reduzieren,
- wie sich die mikrobielle Belastung im Gewässerverlauf entwickelt,
- welche relative Bedeutung Einleitungen von Kläranlagen für die mikrobielle Fließgewässerbelastung im Vergleich zu anderen Eintragspfaden (Wildtiere, Landwirtschaft, Freizeitnutzung, Mischwasserabschläge, u.a.m.) haben,
- welche Verbesserungen der hygienisch-mikrobiologischen Fließgewässerqualität durch eine Ertüchtigung der Kläranlagen erwartet werden können,
- wie die aktuellen Nutzungen des Fließgewässers aus hygienisch-medizinischer Sicht zu bewerten und welche zukünftigen Nutzungen bei einer Verbesserung der hygienisch-mikrobiologischen Fließgewässerqualität möglich sind.

2 Untersuchungsmethoden

Als Untersuchungsraum wurde das Einzugsgebiet des Swistbaches ausgewählt. Sechs Kläranlagen unterschiedlichen Ausbaugrades (Hilberath, Loch, Rheinbach, Flerzheim, Miel, Heimerzheim) wurden in die Untersuchungen einbezogen.

Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde einer geoökologischen Charakterisierung unterzogen. Die Daten wurden durch eigene Begehungen, Auswertung vorhandener Literatur und Daten sowie durch Befragung entsprechender Fachinstitutionen gewonnen. Alle Informationen wurden in ein Geographisches Informationssystem (ArcView[®]) zur Analyse und Visualisierung überführt.

Am Swistbach und zwei seiner Nebenbäche (Wallbach, Schiefelsbach) wurden insgesamt neun Probestellen eingerichtet, die ebenso wie die Zu- und Abläufe der Kläranlagen physikalisch, chemisch, bakteriologisch und parasitologisch untersucht wurden. Außerdem wurde einmalig eine Probe aus einer Mischwasserentlastung genommen.

Neben den Indikatorbakterien *E. coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken und sulfitreduzierende anaerobe Sporenbildner (Clostridien) wurden weitere Bakterien in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, die teilweise erst in den letzten Jahren und Jahrzehnten als trinkwasserübertragene Krankheitserreger erkannt wurden: Salmonellen, *Campylobacter* und Yersinien.

Von zentralem Interesse war die Frage der parasitären Belastung. Die Probenahmen umfaßten daher eine parasitologische Untersuchung auf *Cryptosporidium* sp. und *Giardia lamblia*, die beim Menschen schwere Durchfallerkrankungen verursachen können. Flankierend wurden die chemischen Parameter CSB, Kjeldahl-Stickstoff, Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff gemessen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Geoökologische Charakterisierung des Einzugsgebietes

Das Einzugsgebiet des Swistbaches mit seinen tributären Fließgewässern erstreckt sich von der rheinland-pfälzischen Landesgrenze im Süden bis nach Weilerswist im Norden. Es umfaßt insgesamt ca. 285 km² und wird zu einem Großteil durch das großräumige und ausgeräumte Landschaftsbild der ebenen Lößgebiete der Zülpicher Börde bestimmt (LÖBF 1999), in dem ausgedehnte, offene Ackerfluren mit Weizen- oder Zuckerrübenanbau überwiegen. Im Eifelvorland kommt Grünlandwirtschaft und Obstanbau hinzu. Vor allem im Raum Meckenheim haben sich Obstanbau und Baumschulen gegenüber dem Ackerbau durchsetzen können (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Im Untersuchungsgebiet leben ca. 70.000 Menschen. Die Bevölkerungsdichte von 246 E/km² liegt dabei deutlich unter der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von NRW. Die kommunale Abwasserbehandlung im Untersuchungsgebiet obliegt dem Erftverband. Alle Ortschaften sind an die öffentliche Kanalisation angeschlossen (mündl. Mitteilung der Unteren Wasserbehörde des Rhein-Sieg Kreises vom 14.06.00). Zur Behandlung der kommunalen Abwässer werden 8 Kläranlagen unterhalten.

Von den durch die Landwirtschaftskammer Rheinland 1997 erfaßten 133 Betrieben bewirtschafteten 89 % die Betriebsflächen als Ackerland und nur 7,5 % als Grünland. Laut ATKIS-Abfrage werden ca. 40 % der Fläche im Einzugsgebiet des Swistbaches ackerbaulich, ca. 6 % als Grünland und ca. 6 % als Sonderkulturen genutzt.

Vereinzelt wird zur Beregnung von Sonderkulturen (z.B. Erdbeeren) Oberflächenwasser genutzt. An einigen Stellen im oder am Bachbett findet eine regelmäßige Spiel- und Badenutzung statt. Die direkte Entnahme von Flußwasser zur Viehtränkung wurde beobachtet.

Der Rehbestand liegt mit 15 Tieren pro 100 ha bedeutend über dem vertraglichen Wert von 5-10 Tieren. Über Verbiß wird allerdings nicht berichtet.

Nach den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung ist der natürliche Zustand des Swistbaches nur an wenigen Stellen erhalten. Seine biologische Gewässergüte hat sich bis zum Beginn der 1980er Jahre streckenweise verbessert. Die Ursache für die starke Belastung in den 70er Jahren waren vor allem Einleitungen unzureichend geklärter Abwässer. Erst die Durchführung der im "Gewässerauenprogramm Swist" geplanten Maßnahmen bewirkte eine erhebliche Verbesserung der Gewässergüte des Swistbaches (MUNLV 2000). Seit 1999 kann der Swistbach durchgängig in die Klasse II (gering belastet) eingestuft werden.

3.2 Charakterisierung der untersuchten Kläranlagen

Tab. 1: Technische Daten der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet

Kommune	Kläranlage	Einzugsgebiet [km ²]	Abwassertyp	EW ¹ (1996)	Anlagevolumen [m ³]	Abwasser 1996 [1000 m ³ /a]	EW-Gleichwert	TW-Zufluß ² Q _t [m ³ /h]	M-Zufluß ³ Q _m [m ³ /h]
Stadt Meckenheim	Flerzheim	12,48	Mischsystem	36.519	23.382	3.171	50.000	720	1440
Stadt Rheinbach	Rheinbach	7,63	(Trennsystem Industrie)	14.961	13.000	1.702	22.000	360	720
	Loch	0,35	Mischsystem	791	312	93	850	21,6	43,2
	Hilberath	0,22		388	308	37	850	10,8	50,4
Gemeinde Swisttal	Miel	2,99		9.986	5.667	721	11.000	180	396
	Heimerzheim	2,62	Mischsystem (Trennsystem Industrie)	7.340	5.446	544	10.700	192,6	385,2

¹ EW = Einwohner ohne Industrie- und Gewerbeanteil (vgl. Geschäftsbericht Erftverband 1996)

² TW-Zufluß = Trockenwetterzufluß (vgl. Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide Regierungsbezirk Köln 1991-1994)

³ M-Zufluß = Mischzufluß (vgl. Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide Regierungsbezirk Köln 1991-1994)

(Quelle: Erlaubnisbescheide 1991-94, Geschäftsbericht des Erftverbandes 1996, Kartenmaterial)

Die ausgewählten 6 Kläranlagen repräsentieren hinsichtlich Größe und Aufbau drei Typen:

- ◆ Kompaktanlagen mit Sandfang, einstufiger Belebung und Nachklärung (KA Loch, KA Hilberath)
- ◆ Anlagen mit Sandfang, mehrstufiger Biologie, Zwischenklärung, Tropfkörper und Nachklärung (KA Miel, KA Heimerzheim)
- ◆ Anlagen mit Sandfang, mehrstufiger Biologie, Nachklärung, Nachnitrifikation und Filtration (KA Rheinbach, KA Flerzheim).

Die wesentlichen technischen Daten sind in Tab. 1 zusammengestellt.

3.3 Regelmäßige Untersuchungen der Fließgewässer

Am Swistbach und zwei Nebenbächen (Schiefelsbach und Wallbach) wurden an 9 Probenahmestellen insgesamt 30 Probenahmen durchgeführt.

Die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Analytik an den Gewässerprobestellen waren unauffällig (CSB immer unter 20 mg/l, Kjeldahl-N i.d.R. unter 2 mg/l). Sie dokumentieren den Erfolg der langjährigen Bemühungen um weitergehende Reinigung der eingeleiteten Abwässer.

3.3.1 Bakterielle Belastung der Gewässer

Für einige Nutzungsarten von Oberflächengewässern existieren bakteriologische Grenz- oder Richtwerte bzw. Güteanforderungskriterien (Tab. 2), die zur Beurteilung der mikrobiellen Fließgewässerbelastung herangezogen werden konnten.

Tab.2: Richt-, Leit- und Grenzwerte bakteriologischer Parameter für Oberflächenwasser und Trinkwasser

Parameter	EG-Richtlinien Oberflächenwasser für die Trinkwasser- gewinnung Kategorie: A1	EG-Badegewässer- Richtlinie	TrinkwV (Einzelversorger)
KBE 20°C			1000/mL
KBE 36°C			100/mL
<i>E. coli</i> (Fäkalcoliforme)	20/100 mL	2.000/100 mL	0
Coliforme (Gesamtcoliforme)	50/100mL	10.000/100 mL	0
Fäkalstreptokokken	20/100mL	(100/100 mL)*	0
Clostridien	-	-	0/20 mL
Salmonellen	nicht nachweisbar in 5.000 mL	nicht nachweisbar in 1.000 mL	nicht nachweisbar

* Leitwert

Die Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen am Swistbach im Rahmen der Routineproben ergaben im Bachverlauf ansteigende Konzentrationen aller untersuchten Bakterienarten. Die Untersuchungsergebnisse für Bakterien hauptsächlich fäkalen Ursprungs wie *E. coli* und Coliforme lagen im Durchschnitt bei $10^3 - 10^4$ KBE/100 mL. Der Schiefelsbach wies die höchsten Belastungen mit Fäkalbakterien auf. Hier wurden Spitzenbelastungen von 14.000 *E. coli* und 16.000 Fäkalstreptokokken in 100 mL Wasserprobe ermittelt. Alle zitierten Grenzwerte für die unmittelbare Nutzung von Oberflächengewässern wurden damit, zumindest zeitweise, weit überschritten.

Der Swistbach und seine Nebengewässer sowie die Madbachtalsperre sind nicht als Badege­wässer ausgewiesen, werden aber gleichwohl z.T. als solche genutzt. Legt man für eine orientierende Beurteilung der bakteriologischen Fließgewässerqualität die Grenz- und Leitwerte der EG-Badegewässerrichtlinie für *E. coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken und Salmonellen zugrunde (vgl. Tab.2), so zeigt sich, daß der Swistbach diese Anforderungen mit Ausnahme des Parameter Salmonellen nicht erfüllt.

Potentielle Krankheitserreger wie *Campylobacter* und Vertreter der Gattung *Yersinia* wurden im Swistbach sporadisch, wenn auch im Jahresverlauf sehr unregelmäßig, nachgewiesen. Für am Wasser spielende Kinder kann also ein Infektionsrisiko mit Erregern bakterieller Enteritis, wie z.B. *Campylobacter*, nicht ausgeschlossen werden.

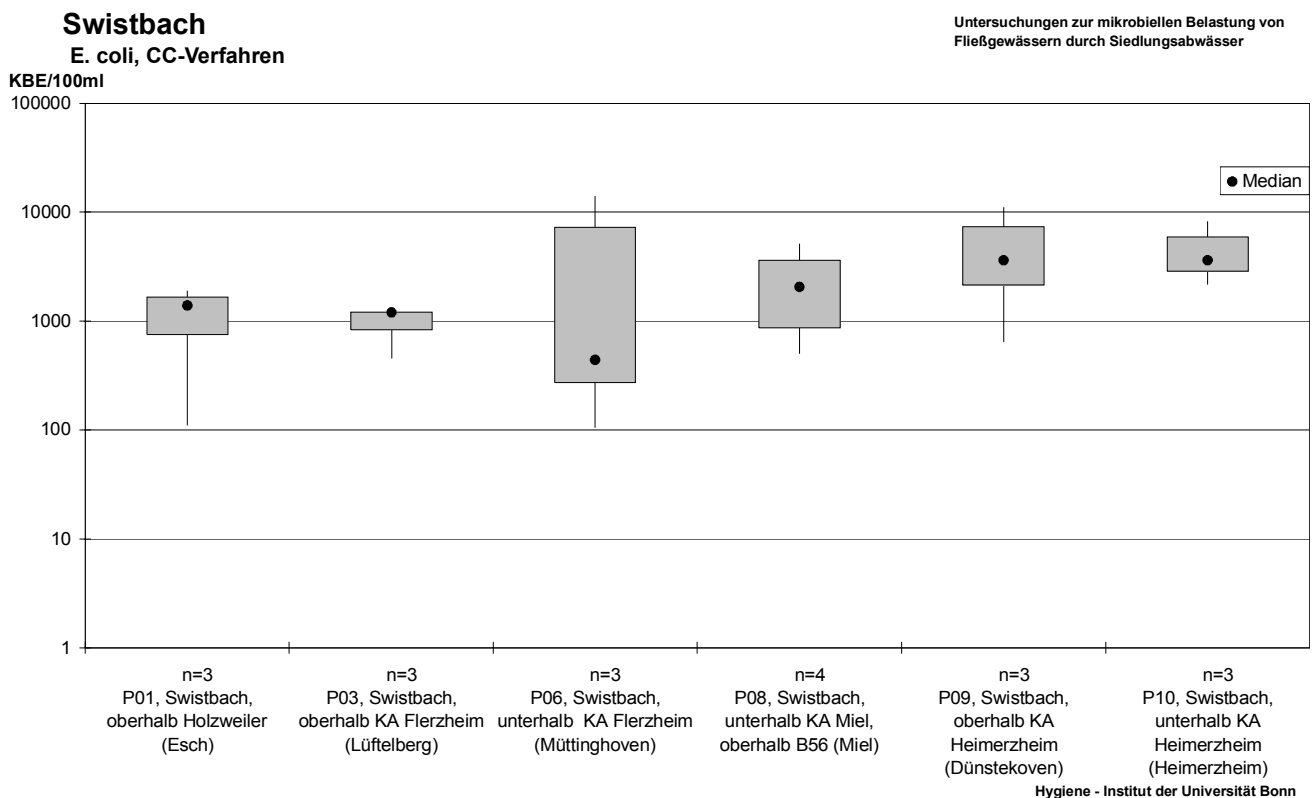


Abb. 1: Vergleich der *E. coli*-Konzentrationen an den Probenahmestellen im Verlauf des Swistbaches

Ein weiteres mikrobiologisches Bewertungssystem orientiert sich am klassischen Gewässergüte-Konzept und verwendet die Koloniezahl bei 20°C zur mikrobiologischen Beurteilung eines Gewässers (Popp, 1998). Als geeignet für den Badebetrieb gelten Gewässer mit der Wassergüte I - II. Der Swistbach ist nach dieser Klassifizierung fast auf seiner ganzen Länge

der Güteklasse II-III zuzuordnen, unterhalb der Kläranlage Miel sinkt die bakteriologische Wassergüte auf III. Auch unter diesem Gesichtspunkt entspricht das Gewässer also nicht den Anforderungen an Badegewässer.

Im Bereich des Swistbaches und seiner Nebengewässer werden Obstkulturen mit Wasser aus den Bächen beregnet. Laut AGA muß die mikrobielle Beschaffenheit dieses Wassers dreimal während der Beregnungssaison geprüft werden und dabei folgende Richtwerte einhalten: Gesamtcoliforme Bakterien 10 KBE/mL = 1.000 KBE/100 mL und fäkalcoliforme Bakterien 1 KBE/mL = 100 KBE/100mL. Bei Überschreiten dieser Richtwerte bei Gemüse und Obst (Rohverzehr) muß vor dem Verzehr eine Karenzzeit von 14 Tagen eingehalten werden. Unsere Ergebnisse weisen daraufhin, daß im Wasser des Swistbaches die mikrobielle Belastung immer so hoch ist, daß die Richtwerte erreicht oder überschritten werden. Die Nutzung zur Beregnung ist somit kritisch und der direkte Verzehr von Obst (z.B. Erdbeeren vom Feld) zu vermeiden.

3.3.2 Parasitäre Belastung der Gewässer

Giardia lamblia und *Cryptosporidium parvum* sind einzellige Darmparasiten, die schwere Durchfallerkrankungen verursachen können. Einen wesentlichen Übertragungsweg stellt Trinkwasser dar, welches aus mit menschlichen oder tierischen Fäkalien verunreinigtem Oberflächenwasser gewonnen wird (Exner & Gornik 1997, Exner et al. 2001). Die Parasiten werden von Mensch und Tier zum Teil in großen Mengen ausgeschieden. Im Wasser sind die Dauerformen der beiden Parasiten lange überlebensfähig. Hohe Desinfektionsmittel-Resistenz sowie geringe Infektionsdosen erklären ihre Bedeutung als Verursacher von Trinkwasserepidemien (Wagner & Kimmig 1992).

Giardien sind weltweit verbreitet und zählen zu den zehn häufigsten Parasiten des Menschen. Auch in entwickelten Ländern liegt die Durchseuchung bei 2-7% der Bevölkerung (Karanis & Seitz 1996). Die humanmedizinische Bedeutung von Cryptosporidien wurde 1976 erkannt (Gornik & Exner 1991).

In Deutschland sind Wasser-assoziierte Epidemien durch Cryptosporidien bisher nicht bekannt geworden (Wagner und Kimmig 1992). Deutliche Hinweise auf einen ersten trinkwasserbedingten Giardiasis-Ausbruch fanden sich im Jahr 2000 in einer Gemeinde in Rheinland-Pfalz (Gornik et al. 2001). Eine epidemiologische Untersuchung konnte inzwischen diesen Verdacht bestätigen (Kistemann, in Vorbereitung).

Beide Parasiten sind in deutschen Oberflächenwässern weit verbreitet (Karanis et al. 1996, Exner & Gornik 1991). Nach vorhandenen Erkenntnissen erfolgt die Kontamination der Fließgewässer mit Giardien vor allem über die Einleitung geklärter und ungeklärter Abwässer, mit Cryptosporidien vor allem durch flächenhafte Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Hier spielt die Gülleaufbringung eine wesentliche Rolle, besonders wenn sie aus Kälbermastbetrieben stammt. Darüber hinaus leben viele Wildtiere in unmittelbarer Nähe von Gewässern oder in direktem Kontakt mit dem Wasser, wie Biber und Bisamratten. Der Eintrag von Cryptosporidien in die Gewässer wird zum einen durch das breite Wirtsspektrum und die große Anzahl an ausgeschiedenen Dauerstadien ermöglicht, zum anderen spielt die Resistenz der Parasiten gegenüber Umwelteinflüssen eine große Rolle.

Im Rahmen dieses Projektes waren die Parasiten wegen der vielfältigen möglichen infektionsrelevanten Nutzungen interessant, denen der Swistbach dient: Baden und Spielen am Wasser, Bewässerung von Sonderkulturen, Viehtränkung. Viele dieser Nutzungen finden ohne eine entsprechende Ausweisung der Gewässerabschnitte für diesen Zweck statt.

An den Probenahmestellen am Swistbach gelang in 73 % der Proben der Nachweis von *Cryptosporidium*-Oocysten. Die Negativ-Befunde verteilten sich auf alle Probestellen am Gewässer. Die mit zunehmender Fließstrecke im Median leicht ansteigenden Werte lassen aufgrund der durchgeführten Probenanzahl pro Stelle allerdings keine statistische Trend-Absicherung zu.

Da Cryptosporidien nicht regelmäßig nachgewiesen werden konnten, erfolgt deren Eintrag im Untersuchungsgebiet offensichtlich nur sporadisch. Die Aue des Swistbaches ist im Untersuchungsgebiet fast völlig waldfrei, und so ist in diesem Bereich auch von einem Eintrag durch Wild in den Bach nicht auszugehen. Die überwiegend ackerbauliche Nutzung der an den Swistbach angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen verhindert den regelmäßigen Eintrag von Cryptosporidien aus Viehbeständen. Hier wäre ein Eintrag allenfalls durch Abschwemmung von Wirtschaftsdünger (Gülle) möglich, die aber vor Ort nicht beobachtet werden konnte.

Dagegen ist der Einfluß von Nutztieren in den ackerbaulich ungünstigeren Bereichen an den Oberläufen der Gewässer des Untersuchungsgebietes offensichtlich. Im Oberlauf des Swistbaches grenzen ausgedehnte (Pferde-) Weiden direkt an den Uferstreifen an, und am Schiefelsbach haben Rinder sowohl im Oberlauf als auch im Bereich der Kläranlage Loch freien Zugang zum Gewässer. Eine weitere mögliche Eintragsquelle für Cryptosporidien stellt am Schiefelsbach außerdem ein Damwildgehege dar, welches den Tieren ebenfalls direkten Zutritt zum Gewässer gewährt.

In 90 % der Proben am Swistbach konnten Cysten von *Giardia lamblia* nachgewiesen werden. Negativ-Befunde fanden sich ausschließlich im Gewässer oberlauf. In diesen Bereichen lagen auch die messbaren Konzentrationen deutlich niedriger als im restlichen Gewässerverlauf. Im Verlauf des Swistbaches nimmt die Konzentration der *Giardia*-Cysten deutlich zu (Abb. 2).

Die regelmäßig im Mittel- und Unterlauf des Swistbaches nachgewiesenen *Giardia*-Cysten und deren Zunahme über die untersuchte Fließstrecke läßt sich durch den fast konstanten Nachweis der Cysten in den Kläranlagenausläufen erklären. Der gelegentliche Nachweis von *Giardia*-Cysten bereits im Oberlauf des Swistbaches deutet auf einen diskontinuierlichen Eintrag aus menschlichen oder tierischen Fäkalien hin.

Ebenso wie andere Partikel unterliegen auch die Parasitendauerformen im Gewässer einer Verdünnung und - vor allem in lenitischen Bereichen - der Sedimentation. Genauso läßt sich aber bei Hochwasserereignissen auch eine Remobilisierung der Dauerformen aus dem Sediment feststellen. Da die Parasitendauerformen darüber hinaus bei den im Gewässersediment gegebenen Temperaturen bis zu über einem Jahr lebensfähig sein können (Tagliareni & Ecker 1997, Medema et al. 1997), ist davon auszugehen, daß ein großer Teil der aus den Kläranlagen ständig in das Gewässer eingetragenen Parasitendauerformen zeitversetzt, dafür aber in konzentrierten Schüben, weiter bachabwärts gelegene Bereiche erreicht und sich in lenitischen Arealen wieder absetzt. Bedeutsam ist in diesem Zusammenhang auch, daß der Kontakt mit

Fäzes offenbar die Überlebensfähigkeit der sporadisch eingetragenen Cryptosporidien erhöht (Robertson et al. 1992). Gerade lenitische, also ruhigere Bereiche am Bach, sind nach Feldbeobachtungen sowohl bevorzugte Spielplätze für Kinder, als auch gerne genutzte Möglichkeiten für Landwirte, Tankwagen mit Beregnungswasser zu füllen.

In den zur Zeit gültigen Verordnungen existieren keine Grenz- oder Richtwerte für Parasitendauerformen in Oberflächenwasser. Medema et al. (1997) beschreiben allerdings für die Aufnahme einer einzigen *Giardia*-Cyste bereits eine Infektionswahrscheinlichkeit von 2%, für die Aufnahme einer einzigen Oocyste von *Cryptosporidium* eine Infektionswahrscheinlichkeit von 0,4%. Zieht man zusätzlich noch den von Haas & Rose (1995) vorgeschlagenen "Action-level" für *Cryptosporidium* von 10-30 Oocysten/100 L im Trinkwasser in Betracht, so ist die Nutzung des Swistbaches ab dem Bereich der Probenahmestelle P08 (oberhalb Kläranlage Miel) für Bade- und Spielzwecke und für die Bewässerung von Obstkulturen aus hygienisch-medizinischer Sicht bedenklich.

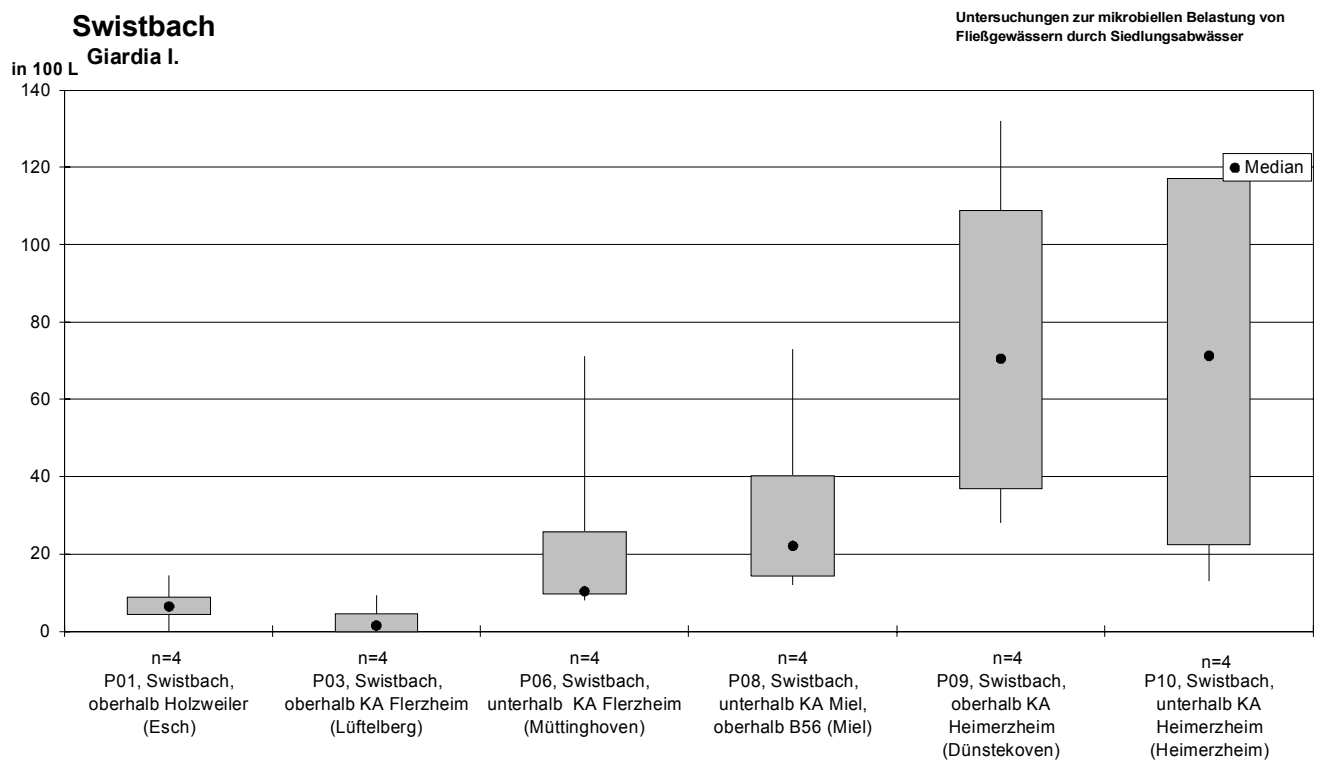


Abb. 2: Zusammenfassung der Giardia-Untersuchungen am Swistbach

3.4 Statistische Beziehungen der untersuchten Parameter am Gewässer

Auf der Grundlage einfacher Korrelationsbestimmungen der Gewässerparameter konnten folgende Feststellungen getroffen werden:

- Die untersuchten Parasiten wiesen untereinander keinen statistischen Zusammenhang auf; dies deutet auf eine im wesentlichen unterschiedliche Herkunft von Cryptosporidien (Nutz- und Wildtiere) und Giardien (Siedlungsabwässer) hin. In gleicher Weise kann auch der gegenläufige Zusammenhang der beiden Parasiten mit dem Gewässerdurchfluß interpretiert werden, der ganz wesentlich von den Kläranlageneinleitungen bestimmt wird: Hoher (kläranlagenbürtiger) Durchfluß führt zu erhöhten *Giardia*-Frachten und zu verdünnten *Cryptosporidium*-Frachten.
- Die in Diskussion stehende Eignung von Clostridien als Indikator parasitärer Belastung kann nur für Giardien bestätigt werden, nicht aber für Cryptosporidien. Die Beziehung von Clostridien zum Durchfluß entspricht derjenigen von Giardien zu diesem Parameter. Bei der Interpretation des Indikators Clostridien muß offensichtlich die gewässerspezifische hydraulische und Belastungssituation stets berücksichtigt werden.
- Die bakteriologischen Fäkalindikatoren wiesen untereinander starke Zusammenhänge auf.
- Der Parameter *Campylobacter* wies (bis auf Clostridien) zu allen untersuchten bakteriologischen Parametern signifikante Korrelationen auf.
- Die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe, mit Einschränkungen auch Trübung und elektrische Leitfähigkeit, stellen am untersuchten Gewässersystem mit hohem Eintrag gereinigter Siedlungsabwässer brauchbare physiko-chemische Indikatoren für fäkale Belastung dar.

3.5 Regelmäßige Untersuchungen der Kläranlagenu- und abläufe

An den 6 in die Untersuchung einbezogenen Kläranlagen wurden insgesamt 41 Zulauf- und 40 Ablaufproben gezogen. Unter Berücksichtigung der anlagenspezifischen Betriebsparameter wurde angestrebt, jeweils korrespondierende Proben in Zu- und Ablauf zu gewinnen, um abschätzende Aussagen zur Reinigungsleistung treffen zu können.

Die physikalisch-chemischen Reinigungsleistungen der Kläranlagen spiegeln Alter, Ausbaugrad und Größe der Anlagen wider. CSB-Konzentrationen lagen i.d.R. unter 20 mg/l; die höchsten Werte wurden mit 43 mg/l an der Kläranlage Loch gemessen. Kjeldahl-N wurde einheitlich niedrig mit Werten i.d.R. unter 3 mg/l gemessen.

3.5.1 Bakterielle Belastung der Kläranlagenu- und abläufe

Für die Einleitung von Abwässern in Oberflächengewässer bestehen in Deutschland hinsichtlich der bakteriellen Belastung keine Grenzwerte oder Auflagen. Humanpathogene Krankheitserreger werden weder in § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes ("Anforderungen an das Einleiten von Abwasser") noch in den dazugehörigen Abwasserverwaltungsvorschriften bzw. Anhängen als Gefährlichkeitsmerkmale genannt (Giesecke et al. 1992).

Die Zuläufe der beprobten Kläranlagen mit fast ausschließlich kommunalen Abwässern waren mit $10^5 - 10^6$ KBE/100 mL *E.coli*, $10^7 - 10^8$ KBE/100 mL coliformen Bakterien und $10^6 - 10^7$

KBE/100 mL Fäkalstreptokokken belastet. Damit handelt es sich um durchschnittlich hoch mit Bakterien belastete Kläranlagenzuläufe. Die bakteriologische Reinigungsleistung der Kläranlagen liegt je nach Ausbaugrad und Organismus median im Bereich einer Reduktion um zwei bis vier Logarithmenstufen. Die Kläranlagen mit nachgeschalteter Filtration (Flerzheim und Rheinbach) erbrachten die höchste bakteriologische Reduktionsleistung, die Kompaktanlagen (Hilberath und Loch) das geringste Reduktionsvermögen (Siehe auch Tab. 3). Dazwischen lagen die Reinigungsergebnisse der beiden Tropfkörperanlagen (Heimerzheim und Miel). Auffallend war der positive Reinigungseffekt einer intensiveren Zwischenklärung (Miel) auf einzelne Mikroorganismen.

Wie Calderon et al. (1991) beschrieben, konnte auch im Forschungsprojekt gezeigt werden, daß Abwassereinleitungen einen erheblichen Anteil der Belastung der Oberflächengewässer mit humanpathogenen Bakterien verursachen können. Zumindest für die Fäkalbakterien ist aber ein längeres Überleben oder eine Vermehrung im Fließgewässer aufgrund der niedrigeren Temperaturen und des geringeren Nährstoffangebots kaum möglich (Popp, 1993). Am Swistbach verteilen sich die Einleitungen über den gesamten Verlauf. Eine Verdünnung der eingeleiteten Bakterien ist aus diesem Grund nicht zu erwarten. Die mikrobiologische Belastung des Baches kann also vor allem dadurch verringert werden, daß die Einleiter eine entsprechend gute mikrobiologische Wasserqualität vorweisen, zumindest aber keine Aufstokkung der Konzentration an Fäkalbakterien verursachen.

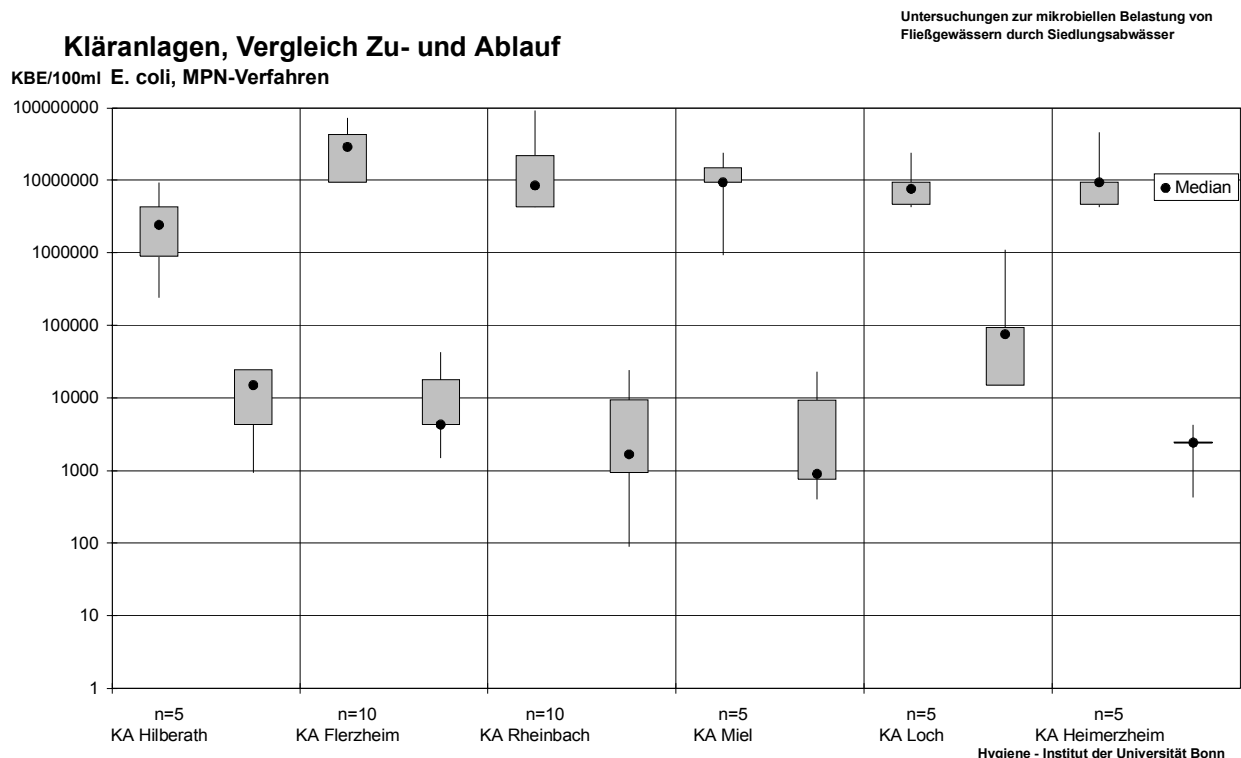


Abb. 3: Vergleich der *E. coli*-Konzentrationen in den Zu- und Abläufen der untersuchten Kläranlagen

3.5.2 Parasitäre Belastung der Kläranlagenzu- und abläufe

Giardia lamblia ist einer der häufigsten Durchfallerreger beim Menschen (Jephcott et al. 1986, Thompson et al. 1990, Rose & Botzenhart 1990). Das Protozoon kann aus bis zu 10% der Stuhlproben von Erwachsenen isoliert werden, ohne daß klinische Symptome bestehen

(MacKenzie et al. 1994). Ein erhöhtes Auftreten in kommunalen Abwässern ist damit sehr wahrscheinlich.

Bis auf eine Probe (Hilberath) konnte *Giardia lamblia* in allen Zulaufproben der untersuchten Kläranlagen nachgewiesen werden, *Cryptosporidium sp.* dagegen nur in 20 bis 60 % der Zulaufproben. Die Mediane im Zulauf der einzelnen Anlagen schwanken für *Giardia* zwischen 1.618 und 46.696 Cysten/100 L. Die Mediane für *Cryptosporidium* liegen zwischen 0 und 59 Oocysten/100 L.; der höchste gemessene Wert betrug 151 Oocysten/100 L.

In den Abläufen der Kläranlagen konnten Cysten von *Giardia lamblia* bis auf zwei Proben (Miel und Rheinbach) immer nachgewiesen werden. *Cryptosporidium* konnte hingegen nur sporadisch und in sehr niedrigen Konzentrationen nachgewiesen werden.

Die parasitologische Reinigungsleistung der untersuchten Kläranlagen liegt für Giardien median zwischen einer und dreieinhalb Logarithmus-Stufen. Auch hier zeigen sich insofern deutliche Parallelen zwischen dem Ausbaugrad der Anlagen und dem Reduktionsvermögen, als daß die Anlagen mit nachgeschalteter Filtration oder einer verstärkten Zwischenklärung (=zusätzliche Sedimentationszeit) deutlich bessere Reinigungsleistungen erbringen als die Kompaktkläranlagen (Siehe auch Tab. 3). Cryptosporidien sind im Zulauf der Kläranlagen regelmäßig nicht nachzuweisen.

3.6 Statistische Beziehungen der untersuchten Parameter an den Kläranlagen

Auf der Grundlage der einfachen Korrelationsbestimmungen der Zulaufparameter können folgende Feststellungen getroffen werden:

- Die untersuchten Parasiten wiesen untereinander keinen statistischen Zusammenhang auf; dies steht im Zusammenhang mit der Tatsache, dass Cryptosporidien in den Zuläufen nicht regelmäßig und nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden.
- Die Ergebnisse der physiko-chemischen sowie der bakteriologischen Parameter korrelierten innerhalb der Gruppen untereinander jeweils deutlich, während die Korrelationen zwischen den Gruppen überwiegend schwach waren.
- Ein statistischer Zusammenhang der Giardia-Konzentrationen mit physiko-chemischen Parametern wurde nicht, mit bakteriologischen Parametern nur an der Kläranlage Rheinbach nachgewiesen.

Für die Ablaufparameter ergab sich folgendes Bild:

- Die untersuchten Parasiten wiesen untereinander keinen statistischen Zusammenhang auf; dies ist in Zusammenhang damit zu sehen, dass Cryptosporidien in den Abläufen nicht regelmäßig und nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden.
- Die physiko-chemischen Parameter korrelierten untereinander schwächer, die bakteriologischen Parameter ähnlich wie in den Zulaufproben.
- Ein statistischer Zusammenhang der *Giardia*-Konzentrationen mit physiko-chemischen Parametern wurde nur in der Kläranlage Flerzheim (Trübung und elektrische Leitfähigkeit), mit bakteriologischen Parametern nur an der Kläranlage Rheinbach beobachtet.

3.7 Ereignisbezogene Untersuchungen von Regenüberlaufbecken

Einmalig gelang die Beprobung des Überlaufes von RÜB II auf der Kläranlage Flerzheim (19.10.2000), welches ein Speichervolumen von 7.500 m³ hat. Die Trübung betrug 62,2 FNU, die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe 17,6 mg/l. Von den bakteriologischen Parametern konnten neben den Indikatorbakterien auch Salmonellen und *Campylobacter* als humanpathogene Bakterien nachgewiesen werden. Die Konzentration der nachgewiesenen Cryptosporidien war gering, die der Giardien hingegen sehr hoch (1.929 Cysten/100 L).

4 Schlussfolgerungen

4.1 Reduktion der mikrobiellen Abwasserbelastung durch Kläranlagen

Die mikrobielle Reinigungsleistung einer Kläranlage hängt im wesentlichen davon ab, ob die Mikroorganismen mechanisch aus dem Wasser entfernt werden, da sie aufgrund der guten Nährstoff- und Belüftungssituation im Klärprozess nur langsam absterben. Durch die Sedimentation in den Nachklärbecken wird in der Regel eine Reduktion der Bakterienkonzentrationen von 2 Logarithmus-Stufen erreicht. Erhöht wird diese Reduktionsleistung, wenn noch eine weitere Flockung erfolgt (Rheinbach und Flerzheim).

Tab. 3: Mittlere Reduktionsleistungen der untersuchten Kläranlagen in Log.-Stufen

	Giardia I. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	E. coli, CC-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	Fäkalstreptokokken (/100ml)	sulfitred., sporenb. Anaerobier (/100ml)	Median
KA Flerzheim	3,0	2,8	3,0	3,5	3,2	3,3	3,3	2,9	3,0
KA Heimerzheim	2,3	2,9	2,9	3,6	3,7	2,8	3,1	2,6	2,8
KA Hilberath	1,8	1,7	1,6	2,2	2,2	2,6	2,5	1,8	1,8
KA Loch	0,9	2,1	1,9	2,0	2,5	1,7	2,3	1,4	1,7
KA Miel	3,1	2,6	2,6	4,0	3,5	3,0	3,6	2,3	2,6
KA Rheinbach	3,5	2,9	3,3	3,7	3,6	4,0	3,5	3,0	3,3

Die Reinigungsleistungen der untersuchten Anlagen sind in Tab. 3 zusammengefasst. Vor allem an der über alle untersuchten Organismen gemittelten Reinigungsleistung der Anlagen spiegelt sich die Unterteilung in die drei oben genannten Typen gut wider: Die beste Reinigung erzielen die beiden Anlagen mit einer nachgeschalteten Filtration (Rheinbach und Flerzheim), gefolgt von den beiden Anlagen ohne Filtration (Heimerzheim und Miel). Die beiden Kompaktanlagen (Loch und Hilberath) erzielen die geringsten Reinigungsleistungen. Für die einzelnen Organismen fällt die Reihenfolge der Reinigungsleistungen teilweise etwas anders aus, die Tendenz bleibt aber immer gleich. Die Reinigungsleistung der Kläranlage Miel lag für viele Einzelorganismen näher an den Werten der Anlagen mit Filtration (und teilweise darüber) als an denen der Kläranlage Heimerzheim. Die Erklärung dafür liegt offenbar in der aufwendigeren Zwischenklärung in Miel.

4.2 Entwicklung der mikrobiellen Belastung im Gewässerverlauf

Im Gewässerverlauf des Swistbaches verschlechtert sich die Qualität der mikrobiologischen Gewässergüte unterhalb der Kläranlage Miel von II-III auf III (Bewertungsgrundlage Popp (1998)). Die Konzentrationen der Cryptosporidien steigen im untersuchten Verlauf des Swistbaches leicht an, die Konzentrationen von *Giardia lamblia* erhöhen sich ab Miel deutlich.

Vor allem an den Ergebnissen der parasitologischen Untersuchungen zeigt sich der große Einfluß von Siedlungsabwässern auf das Gewässer: Erst unterhalb der ersten Einleitungsstelle sind regelmäßig Giardien nachweisbar. Deren Konzentration steigt im weiteren Verlauf des Gewässers mit zunehmender Anzahl der Kläranlagen-Einleitungen stetig an.

Aufgrund der von den obersten Probestellen an vorhandenen Grundbelastung des Gewässers mit Bakterien können ähnliche Effekte wie für die Parasiten für Bakterien nicht gezeigt werden. Ein weiterer Grund dafür, daß die Bakterienkonzentrationen im Gewässerverlauf nur gering ansteigen, ist in ihrer geringeren Resistenz gegenüber Umwelteinflüssen zu sehen.

Ein einheitlicher Zusammenhang zwischen Abflußmenge und Höhe der Organismenkonzentrationen ist nicht feststellbar. Es wurden Hinweise darauf gefunden, daß einige Organismen bei Hochwasser eher verdünnt werden (*Cryptosporidium sp.*), wogegen es für andere Organismen durch Resuspension aus Sedimenten zu einer Erhöhung mit steigender Wasserführung zu kommen scheint (*E. coli*).

4.3 Relative Bedeutung der Kläranlagen für die mikrobielle Belastung

Der Einfluß der Kläranlagen für die mikrobielle Belastung der Fließgewässer ist in Tab. 4 vereinfacht dargestellt als der theoretisch ermittelte Anteil der am Ausgang des Untersuchungsgebietes im Gewässer nachgewiesenen Organismen, die aus den Abläufen der Kläranlagen stammen.

Tab. 4: Theoretisch ermittelter Kläranlagenanteil der am Ausgang des Untersuchungsgebietes nachgewiesenen Organismen

	Giardia I. (/100 L)	Cryptosporidium sp. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	sulfited., sporenb. Anaerobier (/100ml)
Anteil der Kläranlagen an der Gesamtfracht der Swist bei P10	71%	0%	28%	45%	58%	20%	46%

Die Kläranlagen Flerzheim, Rheinbach, Miel und Heimerzheim geben gereinigtes Abwasser mit einer mikrobiologischen Wasserqualität von II ab (Bewertungsgrundlage Popp (1998)). Das gereinigte Abwasser hat demnach eine höhere Qualität als das Bachwasser. Die beiden Kompaktanlagen (Hilberath, Loch) geben gereinigtes Abwasser mit einer mikrobiologischen Wassergüte von II – III ab. Auch sie verschlechtern damit die Wasserqualität im Swistbach und den Nebenbächen aus bakteriologischer Sicht nicht.

An allen Kläranlagen, an denen eine Probenahme im Gewässer ober- und unterhalb möglich war, ergaben sich im Median Erhöhungen der *Giardia*-Konzentrationen, vorhandene *Cryptosporidium*-Oocysten wurden dagegen durch die Einleitungen verdünnt.

4.4 Einfluß von Ertüchtigungsmaßnahmen an den Kläranlagen auf das Gewässer

Um die Effekte von Ertüchtigungsmaßnahmen an den Anlagen abschätzen zu können, wurden unter vereinfachenden Annahmen Überschlagsrechnungen aus den erhobenen Daten durchgeführt, die die Frachten und Konzentrationen im Gewässer bei gegenwärtiger Reinigung und bei einer Null-Emission (z.B. durch Mikrofiltration) gegenüberstellen.

Der Einsatz einer Mikrofiltration auf den Kläranlagen würde sich am deutlichsten im Bereich der *Giardia*-Konzentrationen auf das Gewässer auswirken. Die zu erwartenden Änderungen der Bakterienkonzentrationen liegen niedriger, auch wenn gezeigt werden konnte, daß die Konzentrationen vor allem fäkaler Kontaminationen im Bachverlauf, und damit mit steigendem Einfluß von Siedlungsabwässern, zunehmen.

4.5 Hygienisch-medizinische Beurteilung aktueller und zukünftiger Nutzungen

Für den Swistbach und seine Nebengewässer sind keine Nutzungen außer als Vorfluter für die Kläranlagen ausgewiesen. Jedoch sind vielfältige Nutzungen bekannt, und diese konnten auch im Feld während der Untersuchungen belegt werden. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang Badenutzung, Spielstellen von Kindern im Bach, Viehtränken und Verwendung des Bachwassers zur Beregnung von Sonderkulturen.

Die an Wasser für solche Nutzungen anzulegenden Richtwerte für bakteriologische Parameter werden in dem untersuchten Gewässersystem regelmäßig erreicht oder überschritten. Vor diesem Hintergrund ist bei derartigen Nutzungen von einem erhöhten Infektionsrisiko auszugehen.

Es ist zu erwarten, daß mit einer weiteren Ertüchtigung der in das Gewässersystem einleitenden Kläranlagen vor allem die Parasitenbelastung deutlich reduziert werden kann. Eine Nutzung als Badegewässer nach den gültigen Richtlinien wäre aber auch dann noch nicht möglich, da offenbar andere Kontaminationsquellen gerade für die bakteriologische Belastung eine große Rolle spielen (Nutztiere, Mischwasserabschläge).

5 Zusammenfassung

Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen wurde im Zeitraum von August 1999 bis November 2000 vom Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit des Universitätsklinikums Bonn ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zum mikrobiellen Einfluß von Kläranlagenabläufen auf die Qualität des Swistbaches durchgeführt.

Am Swistbach und an zwei Nebenbächen wurden insgesamt neun Probestellen eingerichtet, die ebenso wie die Zu- und Abläufe von sechs Kläranlagen unterschiedlichen Ausbaugrades mehrfach physikalisch, chemisch, bakteriologisch und parasitologisch untersucht wurden. Außerdem wurde einmalig eine Probe aus einer Mischwasserentlastung genommen.

Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde einer geoökologischen Charakterisierung unterzogen. Die Daten wurden durch Begehungen, Auswertung vorhandener Literatur und Daten sowie durch Befragung entsprechender Fachinstitutionen gewonnen und in ein Geographisches Informationssystem überführt.

Die Ergebnisse der chemischen Analytik an den Gewässerprobestellen waren unauffällig. Sie dokumentieren den Erfolg der langjährigen Bemühungen um weitergehende physikalisch-chemische Reinigung der eingeleiteten Abwässer. Dies zeigen auch die chemischen Reinigungsleistungen der untersuchten Kläranlagen.

Bakteriologisch ist der Swistbach fast auf seiner ganzen Länge der Güteklasse II-III nach Popp (1998) zuzuordnen. Unterhalb der Kläranlage Miel sinkt die bakteriologische Wassergüte auf III. Potentielle Krankheitserreger wie *Campylobacter* und Vertreter der Gattung *Yersinia* wurden sporadisch nachgewiesen. Die bakteriologische Reinigungsleistung der Kläranlagen liegt je nach Ausbaugrad und Organismus median im Bereich einer Reduktion um zwei bis vier Logarithmus-Stufen. Die Kläranlagen mit nachgeschalteter Filtration (Flerzheim und Rheinbach) erbrachten die höchste bakteriologische Reduktionsleistung, die Kompaktanlagen (Hilberath und Loch) das geringste Reduktionsvermögen. Dazwischen lagen die Reinigungsergebnisse der beiden Tropfkörperanlagen (Heimerzheim und Miel). Auffallend war der positive Reinigungseffekt einer intensiveren Zwischenklärung (Miel) auf einzelne Mikroorganismen.

Während für die vor allem von Wild- und Nutztieren ins Gewässer abgegebenen Cryptosporidien über die untersuchte Fließstrecke des Gewässers nur eine geringe Steigerung feststellbar war, konnte für die vor allem vom Menschen ausgeschiedenen Giardien eine deutliche Erhöhung der Konzentrationen mit steigendem Einfluß von Siedlungsabflüssen gezeigt werden. Die parasitologische Reinigungsleistung der untersuchten Kläranlagen liegt für Giardien median zwischen einer und dreieinhalb Logarithmus-Stufen. Auch hier zeigen sich insofern deutliche Parallelen zwischen dem Ausbaugrad der Anlagen und dem Reduktionsvermögen, als daß die Anlagen mit nachgeschalteter Filtration oder einer verstärkten Zwischenklärung (=zusätzliche Sedimentationszeit) deutlich bessere Reinigungsleistungen erbringen als die Kompaktkläranlagen.

Es konnte gezeigt werden, daß es durch die Einleitungen der Kläranlagen im Gewässerverlauf zu einer mäßigen Erhöhung der Bakterienkonzentrationen kommt. Eine Null-Emission (z.B. durch abschließende Mikrofiltration) der Kläranlagen würde die bakteriologische Wassergüte allerdings nicht maßgeblich verändern. Auf den Parasitengehalt des Bachwassers würde sich eine

Null-Emission aus den Kläranlagen hingegen deutlich auswirken. Es bleibt zu klären, welche weiteren Eintragspfade für Bakterien und Parasiten im Swisteinzugsgebiet bestehen. Vor allem die Rolle von Mischwasserentlastungen und die Möglichkeiten der Reinigung über Bodenfilter muß dabei geklärt werden.

Für die derzeit bestehenden Nutzungen des Swistbaches und einiger seiner Nebenbäche als Res-
source für Beregnungswasser von Obstkulturen und zur Freizeitgestaltung vor allem von Kin-
dern bestehen aus hygienisch-medizinischer Sicht Bedenken. Eine Infektionsgefahr besteht
durch direkte Aufnahme von Bachwasser bzw. beim Direktverzehr von Obst durch Bakterien
und Parasitendauerformen, die über die Beregnung aufgebracht werden.

6 Literatur

6.1 Zeitschriften und Monographien

- Calderon R., Mood E.W., Dufour P. (1991): Health effects of swimmers and non-point sources of contaminated water, In: J. Env. Health Research 1, 21-31
- Erftverband (Hrsg.) (1996): Erftverband – Jahresbericht 1996
- Exner M. & Gornik V. (1997): Cryptosporidiosis, In: Bundesgesundheitsblatt 12/97, 475 – 484
- Exner M., Gornik V., Kistemann T. (2001): Charakterisierung, Risikoeinschätzung und Prävention wasserassoziiierter Parasitosen, In: Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 44, 358-363
- Giesecke P., Wiedemann W., Czychowski M. (1992): Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar, München
- Gornik V. & Exner M. (1991): Cryptosporidium sp. - Vorkommen und Bedeutung eines neuen Erregers im Wasser, In: Forum Stadt-Hygiene 42, 106-108
- Gornik V., Behringer K., Kölb B., Exner M. (2001): Erster Giardiasisausbruch im Zusammenhang mit kontaminiertem Trinkwasser in Deutschland, In: Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 44, 351-357
- Gornik, V., Exner, M. (1997): Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung, in: Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, 173-204
- Haas C.N. & Rose J.B. (1995): Developing an action level for Cryptosporidium, In: JAWWA 87(9), 81-84
- Jephcott A.E., Baker I.A., Bregg N.T. (1986): Outbreak of giardiasis in Sweden, In: Scand J. Inf. Dis 21 Suppl. 1/8, 57-61
- Karanis P. & Seitz H. (1996): Vorkommen und Verbreitung von Giardia und Cryptosporidium im Roh- und Trinkwasser von Oberflächenwasserwerken. gwf Wasser Abwasser 137(2), 94-99
- Karanis P., Opiela K., Renroth S. & Seitz H.M. (1996): Possible contamination of Surface Waters with Giardia spp. through Muskrats, In: Zbl. Bakt. 284, 302-306
- MacKenzie W.R., Hoxie N.J., Proctor M.E., Gradus M.S., Blair K.A., Peterson D.E., Kazmierczak J.J., Addiss D.G., Fox K.R., Rose J.B. & Davis J.P. (1994): A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water supply, In: New Engl. J. Med. 331(3), S. 161-167

Medema G.J., Asperen I.A. van, Havelaar A.H. (1997): Assessment of the Exposure of Swimmers to Microbiological Contaminants in Fresh Water, In: *Water Science and Technology* 35, 11-12, 157-163

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2000): *Gewässergütebericht 2000 - Sonderbericht - 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen*, Düsseldorf

Popp W. (1998): Mikrobiologische Bewertung von Fließgewässern, In: *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei-, und Flußbiologie* 51, 475-489

Popp, W., Baumann, M., Möller de Vargas, D. (1993): Bewertungsschema zur bakteriologisch-hygienischen Beurteilung der Wasserqualität von Fließgewässern anhand von Fäkalindikatorbakterien als Ergänzung zur biologischen Gewässergütebeurteilung, In: *Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie*, 47, S. 1-10

Robertson L.J., Campbell A.T. und Smith H.V. (1992): Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures, In: *Appl. Env. Microbiol.* 58, 3494-3500

Rose J.B. & Botzenhart K. (1990): *Cryptosporidium* und *Giardia* im Wasser - Nachweisverfahren, Häufigkeit und Bedeutung als Krankheitserreger. *gwf Wasser Abwasser* 131(10), 563-572

Strukturatlas Regio Rheinland 1996

Tagliareni F. und Ecker C. (1997): Mikrobielle Reinigungsleistung und Reduktion von Parasiten in einer mechanisch/biologischen Kläranlage und einer Teichkläranlage, In: *gwf Wasser Abwasser* 138 (5), 255 – 259

Thompson R.C.A., Lymbery J.A., Meloni P.B. (1990): Genetic variation in *Giardia* KUNSTLER 1882: Taxonomic and epidemiological aspects, In: *Protozool. Abstr.* 14, 1-28

Wagner C. & Kimmig P. (1992): *Cryptosporidium parvum* und *Giardia lamblia* - Vorkommen in Oberflächen- und Trinkwasser - Bedeutung und Nachweisverfahren, In: *Gesundh.-Wes.* 54, 662-665

6.2 Richtlinien und Gesetze

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Hilberath vom 17.09.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Flerzheim vom 06.12.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach vom 24.01.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Loch-Queckenberg vom 09.08.1991

Bezirksregierung Köln (1994): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Swisttal-Heimerzheim vom 20.10.1994

Bezirksregierung Köln (1995): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Swisttal-Miel vom 24.01.1995

Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer vom 8. Dezember 1975 (76/160/EWG), 137. Ergänzung - SMBl. NW (Stand 1. Mai 1980), Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, Nr. 36 einschl.

Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Trinkwasser. In: *DVGW - Arbeitsblatt W 101*