



DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT

**Weiterentwicklung und Erprobung einer
innovativen Mess- und Steuerungsmethode
zur Optimierung der Wasserqualität und der
Bewirtschaftung des Wasserkreislaufs von
Naturerlebnisbädern**

Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt gefördert unter dem
Az: 22295 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt

von

Dr. Klaus Winter, Dipl.-Oz. Johannes Post & Prof. Dr. Dirk Schönen

Version: 0.6 – Datum: 15. September 2006



Wissenschaftliche Beratung

EKO-PLANT

EKO-PLANT



Institut für Hygiene und
öffentliche Gesundheit

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	2
	2.1 Forschungsziel.....	2
3	Stand der Technik	4
4	Material und Methoden	6
	4.1 Probenahme	6
	4.2 Anorganische Chemie	7
	4.2.1 Phosphorbestimmung.....	8
	4.2.2 Nitrat und Ammoniumbestimmung.....	9
	4.2.3 Wasserhärte	9
	4.2.4 TOC.....	9
	4.3 Online Messung.....	10
	4.3.1 Messkammer	10
	4.3.2 Trübungsmessung.....	10
	4.3.3 Temperatur und pH Sonde	12
	4.4 Säulenversuche.....	13
	4.5 Methoden der Arbeitsgruppe Strömungsmodell.....	14
	4.5.1 Meteorologie.....	15
	4.5.2 Hydrophysik.....	16
	4.5.3 Strömungsmessungen.....	17
	4.5.4 Mikrostrukturmessungen (MST).....	20
	4.5.5 Tracertests.....	21
	4.6 Optimierung des hydrodynamischen Modellsystems.....	25
5	Ergebnisse und Diskussion	27
	5.1 Phosphorkonzentration und Sichttiefe	27
	5.2 Stickstoffkonzentrationen.....	30
	5.2.1 Ammonium	30
	5.2.2 Nitratkonzentration.....	31
	5.3 Wasserhärte	33
	5.4 TOC.....	33
	5.5 Trübung und Sichttiefe.....	34
	5.6 pH Wert und Temperatur.....	35
	5.7 Hygienemessung	36
	5.7.1 Beckenwasser	36
	5.7.2 Reinwasser.....	41
	5.8 Säulenversuche.....	43
	5.8.1 Phosphorkonzentration	43
	5.8.2 Hygieneparameter	44
	5.8.3 Trübung.....	48
	5.9 Meteorologie.....	49
	5.10 Hydrophysik.....	50

5.10.1	Strömungsmessungen.....	50
5.10.2	Tracertests.....	55
5.11	Optimierung des hydrodynamischen Modellsystems.....	56
6	Zusammenfassende Diskussion.....	59
7	Literatur.....	61

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lageplan des Naturfreibades Mettmann mit den eingezeichneten Probenahmestellen im Becken, im Filter und im Technikgebäude.....	7
Abbildung 2: Wetterstation am Steg im Schwimmbad Mettmann ca. 1,5 m über dem Wasserspiegel.....	15
Abbildung 3: Zulaufmengen und zeitlicher Ablauf der hydrophysikalischen Messungen im Juli 2005 im Naturschwimmbad Mettmann.	16
Abbildung 4: Akustischer Doppler-Vektor-Strömungsmesser (ADV).....	17
Abbildung 5: Strömungsmessung mit dem ADV über einer Bodendüse (u- (rot), v- (blau) und z-Komponente (grün)).....	18
Abbildung 6: Mechanischer Flügelströmungsmesser (Ott-Flügel).....	19
Abbildung 7: ADCP auf Rollwagen, um das Gerät am Beckenboden einfacher positionieren zu können.....	20
Abbildung 8: Aufbau des Mikrostruktur-Messsystems.....	21
Abbildung 9: Zeitlicher Ablauf der Tracerversuche inkl. Informationen über Zuflussmengen	22
Abbildung 10: Fluoreszenzmessgerät am Ablauf des Bodenfilters.....	23
Abbildung 11: Vogelperspektive von der Feuerwehrlleiter	24
Abbildung 12: Versuchsanordnung mit einer am Wetterballon montierten Videokamera. (Links: Wetterballon mit Videokamera; rechts: Aufnahme mit Wetterballon aus ca. 50 m Höhe)	24
Abbildung 13: Aktualisierte Beckengestalt und Tiefenverteilung im Naturbad Mettmann.	25
Abbildung 14: Vergleich der P_{ges} Konzentrationen im Beckenwasser mit der Sichttiefe und den Besucherzahlen. Vergleich der P - Messungen von 2 verschiedenen Laboren in 2004.	28
Abbildung 15: Vergleich der P_{ges} Konzentrationen im Beckenwasser mit der Sichttiefe und den Besucherzahlen. Vergleich der P - Messungen von 2 verschiedenen Laboren in 2005.	29
Abbildung 16: Ammoniumkonzentration im Vergleich zur Besucherzahl im Jahr 2005.....	31
Abbildung 17: Nitratkonzentration im Vergleich zur Besucherzahl im Jahr 2005.....	32
Abbildung 18: TOC Gehalt des Beckenwassers im Jahr 2005 im Vergleich zur Besucherzahl.....	33
Abbildung 19: Tagesmittelwerte von Sichttiefe und Trübungsmessung im Vergleich zur Besucherzahl im Jahr 2005.	34
Abbildung 20: Tagesmittelwert der Trübungsmessung von Reinwasser und Beckenwasser im Jahr 2006.....	35
Abbildung 21: Darstellung der kontinuierlichen Wasser- und Lufttemperatur sowie der pH Messung im Vergleich zu den Besucherzahlen im Jahr 2005	36

Abbildung 22: Mittelwerte der wöchentlichen Hygieneüberwachung der Jahre 2004 und 2005 im Vergleich zu den Besucherzahlen.....	38
Abbildung 23: Einzelwerte der 4 Messpunkte für die Hygieneüberwachung im Becken in 2005.....	39
Abbildung 24: Betrachtung der hygienischen Belastung des Beckenwassers im Tagesverlauf.....	41
Abbildung 25: Hygieneparameter im Reinwasser in 2005 im Vergleich zu Besucherzahl	42
Abbildung 26: Hygieneparameter im Reinwasser in 2005 im Vergleich zur Umwälzleistung	42
Abbildung 27: P_{ges} Ablaufkonzentration aus den mit Sand befüllten Säulen.....	43
Abbildung 28: P_{ges} Ablaufkonzentration aus den mit verschiedenen technischen Materialien befüllten Säulen.....	44
Abbildung 29: Gesamtcoliforme Keime im Ablauf der Sandsäulen mit verschiedenen Beschickungsintensitäten.....	47
Abbildung 30: Gesamtcoliforme Keime im Ablauf der Sandsäulen vor und nach dem Ablaufschlauch gemessen, nS = nach dem Schlauch; vS = vor dem Schlauch direkt an der Säule.....	48
Abbildung 31: Trübung im Ablauf der Sonden im Vergleich zum Zulauf bei den verschiedenen Säulen (technische Materialien oben, Säulen mit Sandfüllung unten).....	49
Abbildung 32: Solarstrahlung (links) und Winddaten (rechts) gemessen im Juli 2005 im Naturschwimmbad Mettmann.....	50
Abbildung 33: Strömungsgeschwindigkeitsspektren an 2 Horizontaldüsen (ADV-Messungen).....	51
Abbildung 34: Strömungsgeschwindigkeitsspektren im offenen Becken (ADV-Messungen).	51
Abbildung 35: Ausströmungsgeschwindigkeiten an den Beckenranddüsen (Ott-Flügel-Messungen).	52
Abbildung 36: Messergebnisse der ADCP - Nachtmessung (vertikal – Wassertiefe; horizontal Zeitachse).....	53
Abbildung 37: Messdaten der MST-Sonde – Geringe Wasserzufuhr (Nachtbetrieb) links und erhöhte Wasserzufuhr (Tagbetrieb) rechts.....	54
Abbildung 38: Fluoreszenzkonzentrationskurven gemessen am zentralen Ablaufschacht (schwarz) und am Ablauf des Bodenfilters (rot). Die blaue Linie markiert den Beginn des Tests.	55
Abbildung 39: Ausbreitungsverteilung des Tracerfarbstoffs (Zeitdauer 1 Stunde).....	56
Abbildung 40: Momentaufnahme der Strömungsvektoren während einer Modellrechnung mit modifiziertem Zufluss-Algorithmus.....	57
Abbildung 41: Gegenüberstellung der Verweilzeiten von Tracern im gesamten Wasserkörper (blau) und in der Oberflächenschicht (magenta).....	58

Abbildung 42: Gegenüberstellung der Verweilzeiten von Tracern im gesamten Wasserkörper (blau) und in der Oberflächenschicht (magenta) bei gleichförmiger Einleitung über Flach- und Tiefwasserdüsen. 58

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Größe der Vorlage der Probenahmeflaschen für die chemische Analytik von Labor 1 6

Tabelle 2: Umrechnungstabelle für die auf Formazin basierenden Einheiten:..... 12

Tabelle 3: Übersicht über die Materialien und die Beschickungsart und -menge beim Säulenversuch 13

Tabelle 4: Mittelwerte der Messung der Koloniebildenden Einheiten in der Badesaison 2005 40

1 Zusammenfassung

Im Naturbad Meltmann wurden über zwei Jahre Untersuchungen am Filter und im Beckenwasser durchgeführt. Ein Ziel der Forschung war die Sicherung der Badewasserqualität in Naturbädern mit einem baulich vom Badebereich getrennten Bodenfilter als Reinigungsstufe. Im Vordergrund stand neben umfangreichen Hygienemessungen im Becken und im Reinigungsbereich auch die Durchströmung im Beckenkörper selbst. Für die Hygienemessungen wurden neben den Überwachungsparametern E.coli, Interstinale Enterokokken und Pseudomonas aeruginosa auch die koloniebildenden Einheiten und teilweise die gesamtcoliformen Keime untersucht. Für Naturbäder ist ein gezielter Austausch des Wassers von hoher Bedeutung. Totzonen, also Beckenbereiche ohne Durchströmung gilt es zu vermeiden, da hier erhöhte Keimbelastungen auftreten können. Ein im Vorfeld entwickeltes computerbasiertes Simulationsmodell für Strömungsverhältnisse in Schwimmbadbecken erlaubt das Erkennen von Bereichen mit ungenügender Durchströmung schon in der Planungsphase. Dieses Modell wurde durch Praxismessungen adaptiert und optimiert. Durch das Forschungsprojekt steht jetzt ein ausgereiftes Modell zur Verfügung, mit welchem die Durchströmungen auch in unregelmäßig geformten Beckenkörpern sicher prognostiziert werden kann.

Als Nährstoffparameter wurde vor allem der P_{ges} Gehalt bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass der in verschiedenen Empfehlungen genannte Richtwert von $10 \mu\text{g/l } P_{ges}$ ein ehrgeiziges Ziel sind. Teilweise lag im ersten Betriebsjahr bei Konzentrationen von $P_{ges} < 10 \mu\text{g/l}$ Sichttiefen unter 2 m vor, wohingegen im zweiten und dritten Betriebsjahr selbst bei $30 - 50 \mu\text{g/l}$ Sichttiefen bis zum Boden (3,80 m) gegeben waren. Die isolierte Betrachtung des Parameters P_{ges} lässt keinen allgemeinen Rückschluss z. B. auf die Sichttiefe zu. Hierfür spielt die biologische Stabilität des Gesamtsystems eine ebenso große Rolle.

Die Hygienemessungen des Beckenwassers lieferten ein insgesamt sehr gutes Ergebnis. Die Parameter E.coli und Enterokokken zeigten während des gesamten Untersuchungszeitraums keine Auffälligkeiten. Beim Parameter Pseudomonas aeruginosa waren lediglich im ersten Betriebsjahr vier Überschreitungen aufgetreten. Im zweiten und dritten Betriebsjahr traten diese nicht mehr auf. Die Ursache für die Überschreitungen konnte auch nicht durch eine extra durchgeführte Sonderuntersuchung gefunden werden. Hier ist weitere Forschungsbedarf notwendig, um die Ursache bzw. auch die Eignung von P.a. als Überwachungsparameter festzustellen.

2 Einleitung

Konventionelle Freibäder verlieren heute immer mehr an Anziehungskraft, kosten viel Geld und kommen nie ohne Chlor oder Chlordioxid aus. Im Laufe der letzten Jahre werden als Alternative zu den konventionellen Freibädern vermehrt Naturbäder gebaut. Neben dem Effekt des Naturerlebens und des Wohlergehens ohne Chemikalien weisen Naturbäder auch ökonomisch beachtliche Vorteile auf. – Sowohl die Betriebskosten als auch die Instandhaltungskosten sind in der Regel niedriger als bei konventionellen Freibädern.

Die Hygieneanforderungen sind in konventionellen Schwimmbädern nur mit hohem technischen und chemischen Aufwand zu erfüllen. Hinzu kommt, dass der Einsatz von Chemikalien zu Haut- und Schleimhautreizungen führen kann. Hier bieten Naturbäder mit ihren biologischen Selbstreinigungskräften eine echte ökologische und ökonomische Alternative.

Viele Städte und Gemeinden befinden sich in dem Konflikt, dass der Unterhalt eines konventionellen Bades nicht mehr finanziert werden kann, ein Schließen des Bades aber von der Bevölkerung nicht ohne weiteres akzeptiert wird. Bäder stellen Naherholungsziele dar und dienen darüber hinaus auch der dem körperlichen Wohlbefinden.

Das erste öffentliche Naturbad in Deutschland wurde 1997 eingeweiht. In den letzten 4 Jahren erleben die öffentlichen Naturbäder einen kleinen Boom. Im Jahr 2006 öffnen rund 70 öffentliche Naturbäder in Deutschland für Gäste ihre Pforten.

Aufgrund der erst kurzen Laufzeit der Naturbäder liegen allerdings nur wenige Erfahrungen zum Betrieb und zur Wasserqualität in Naturbädern vor.

2.1 Forschungsziel

Schwerpunkt dieses Forschungsprojektes war die Optimierung der Wasserqualität in Naturbädern.

In Naturerlebnisbädern muss ein hygienisch einwandfreies Badevergnügen gegeben sein. Dafür ist ein aus dem Badebereich ausgegliederter externer Aufbereitungsbereich genauso wichtig wie eine gute Durchströmung des Badebereichs selbst. Um eine, sowohl zeitlich wie örtlich, durchgängig hygienisch gute Wasserqualität zu gewährleisten gilt es vor allem „Totzonen“ im Badebecken zu vermeiden. Für eine gute Durchströmung des Beckenkörpers ist eine optimierte Anordnung von Einströmdüsen und Abzugseinrichtungen (Überlaufrinnen) entscheidend. Hier soll der Stand der Technik bezüglich den Anforderungen an die Durchströmung eines Naturerlebnisbades fortgeschrieben werden.

Dazu wurde ein prognostisches hydrodynamisch-numerisches Strömungsmodell auf die speziellen Fragestellungen und Hygieneanforderungen für Naturbäder angepasst, auf seine Praxistauglichkeit hin überprüft und, sofern erforderlich, weiterentwickelt und optimiert.

Wesentliches Ziel dieses F&E-Projektes war es anhand von zielgerichteten Messungen und Beprobungen sowohl das hydrodynamische Modell zu verifizieren und optimieren als auch die Wasserqualität im Naturbecken zu optimieren und langfristig zu gewährleisten.

Allgemeine Zielstellung des Projektes in Hinblick auf die prognostische Modellierung von Strömungen und Wasseraustausch ist die Generalisierung der entwickelten Methodik zur Verwendung in beliebigen Naturerlebnisbädern.

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen war die Hygienemessung. Dabei wurden neben den Überwachungsparametern E.coli, Enterokokken und Pseudomonas aeruginosa auch die Koloniebildenden Einheiten (KBE) sowie die gesamtcoliformen Keime untersucht. Im Rahmen einer Schwerpunktuntersuchung wurden mögliche Quellen und/oder ein Herd für die Vermehrung von Pseudomonas aeruginosa gesucht.

Für die Wasserqualität in Naturbädern spielen verschiedene wasserchemikalische und -physikalische Kenngrößen eine wichtige Rolle. Diese Parameter wurden ebenfalls untersucht und bewertet.

3 Stand der Technik

Der Stand der Technik von Naturschwimmbädern wird in dem im September 2003 herausgegebenen Weißdruck der FLL Richtlinie „Empfehlung für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“ wiedergegeben (ANONYM 2003).

Im Bezug zum Wasserkreislauf sind darin pro 1.000 m² Beckennutzungsbereich 10 m Wasserabzugsvorrichtungen und für jede weitere 1.000 m² jeweils zusätzliche 4 m vorgeschrieben. Diese Werte orientieren sich an den bisher verwendeten geringen Volumenströmen.

Die Austauschrate, also die Zeitdauer um das gesamte Wasser im Beckenkörper auszutauschen, ist nicht definiert. Es wird zwar darauf hingewiesen, dass der Nutzungsbereich gleichmäßig durchströmt sein soll, aber eine Kontrolle dieses Parameters ist nicht vorgesehen. Durch die derzeitigen Vorgaben ist nicht sichergestellt, dass der Beckenkörper keine „Totzonen“ aufweist.

In Bereichen mit geringen Austauschraten besteht die Gefahr erhöhter mikrobieller Kontamination. Deutlich wird dies durch Untersuchungen an in Betrieb befindlichen Naturerlebnisbädern. Auch bei geringen Besucherzahlen kam es zu stark erhöhten mikrobiellen Kontaminationen, was ein Hinweis auf schlechte Austauschraten sein kann (ANONYM 2002). Ein hygienisch unbedenklicher Badespass ist damit gefährdet.

Die Wasserreinigung findet in Naturschwimmbädern auf unterschiedliche Art und Weise statt. Allen Systemen gleich ist die biologisch-mechanische Wasserreinigung ohne Chemieeinsatz. Dabei wird zwischen baulich vom Schwimmbereich getrennten und baulich nicht getrennten Aufbereitungsbereichen unterschieden.

Ein gezieltes Ansteuern des Aufbereitungsbereichs ist nur bei den baulich getrennten Reinigungsstufen möglich, weshalb die FLL Richtlinien diese bei intensiv genutzten Anlagen wie sie öffentliche Schwimmbäder darstellen auch empfehlen. Erst die Möglichkeit der gezielten Steuerung des Aufbereitungsbereichs erlaubt eine Reaktion auf verschiedene Belastungssituationen. Bewachsene Bodenfilter werden als baulich getrennte Reinigungsstufen konzipiert. Aus der Abwasserreinigung liegen hier schon vielfältige Erfahrungen speziell auch zur Reduzierung der mikrobiellen Kontamination mittels Bodenfiltern vor (HAGENDORF 2003, FEHR et.al. 2003). Diese sind aber nicht ohne weiteres auf die Situation in Naturerlebnisbädern übertragbar. Während bei der Abwasserreinigung sehr hohe Keimzahlen mit einer geringen hydraulischen Fracht dem Bodenfilter zufließen, ist die Situation in Naturerlebnisbädern genau umgedreht. Der Filter wird hier mit sehr hohen hydraulischen Frachten und mit geringen Keimkonzentrationen belastet.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens war es daher notwendig die mikrobiologische Beschaffenheit des Wassers engmaschig zu kontrollieren.

Dies galt für das Wasser im Badebereich, mit dem die Badenden unmittelbar in Berührung kommen, für das Wasser, das aus dem Bad abgezogen und auf die Filter geleitet wird sowie für das aus den Filtern ablaufende und gereinigte Wasser. Durch die Kontrolle von Filterzu- und -ablauf war es möglich, die Leistungsfähigkeit in der Aufbereitungsanlage festzustellen. Um eine ausreichend zuverlässige Aussage über die Wasserbeschaffenheit machen zu können, war es erforderlich, das Wasser in einem festen Rhythmus unabhängig von äußeren Ereignissen – wie Wetterbedingungen und Besucheraufkommen – an den festgelegten Entnahmestellen zu entnehmen und zu untersuchen. Darüber hinaus wurden Beprobungen entnommen, wenn aufgrund günstiger Witterungsverhältnisse hohe Besucherzahlen zu verzeichnen war. Auch bei einem hohen Besucheraufkommen muss eine einwandfreie Wasserbeschaffenheit gewährleistet werden können.

Neben der Wasserreinigung mittels bewachsenem Bodenfilter ist in Naturbädern ein optimaler Wasseraustausch wesentlicher Faktor für die Gewährleistung der erforderlichen Wasserqualität (Hygiene, Trübung, Sichttiefe, etc.).

Teilweise wird die geforderte Wasserqualität in Naturbädern dadurch erreicht, dass einerseits ein hoher Wasseraustausch gewährleistet wird und andererseits Boden und Ränder mit einer großen Anzahl von Zufuhrdüsen bestückt sind. Beide Maßnahmen verursachen erhöhte Kosten! Während der hohe Wasseraustausch die täglichen Betriebskosten in die Höhe treibt, führt eine aus Sicherheitsgründen gewählte hohe Düsendichte im Becken ebenfalls zu entsprechend höheren Baukosten.

Mit prognostischen hydrodynamischen Modelluntersuchungen, in denen sowohl die Düsenanzahl und -anordnung im Becken als auch die Höhe der Wasserzufuhr variiert wurden, konnten diese beiden Parameter bereits in der Planungsphase zum Naturschwimmbad Mettmann wesentlich optimiert werden. Eine Überprüfung der Randbedingungen (Beckengestalt, Düsenanzahl und -anordnung, Anordnung der Ablaufrinnen, Wasserzufuhr, etc.) führte zu einer beträchtlichen Reduzierung der Düsenanzahl und des Wasseraustauschs.

Des Weiteren konnte durch eine Optimierung der Düsenanordnung die Bildung von Totzonen im Wasserkörper, in denen sich krankheitserregende Keime ansammeln und vermehren könnten, im Modell weitestgehend vermieden werden. Die Verifizierung der Modellrechnungen erfolgte innerhalb dieses Projektes.

4 Material und Methoden

4.1 Probenahme

Die Probenahme für die Hygieneparameter sowie für die chemischen Werte von Labor 2 und 3 wurden durch das laboreigene Fachpersonal durchgeführt. Beide Labore besitzen eine Akkreditierung und sind als offizielle Labore zur Hygieneüberwachung zugelassen.

Labor 1 führte ausschließlich chemische Analytik durch. Die Probenahme fand durch die Projektbearbeiter selbst statt. Das Labor stellte abhängig von den zu analysierenden Größen die Probenahmeflaschen mit den entsprechenden Vorlagen zur Verfügung.

Die Verwendung der Probenahmeflaschen ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Größe der Vorlage der Probenahmeflaschen für die chemische Analytik von Labor 1

Parameter	Flasche
Säurekapazität, NH ₄ , NO ₃ , NO ₂ , o-PO ₄ ; TOC	0,5L Kautex (Enghals) blau
Gesamthärte, Gesamt-Phosphat	0,25L Kautex (Enghals) schwarz
BSB ₅	0,5 l Kautex (Enghals) blau

Schwarze Markierung: HNO₃ vorgelegt

Blaue Markierung: keine Säurevorlage

Die Proben wurden, wenn nicht ausdrücklich anders im Text erwähnt, aus einer Tiefe von 0,3 bis 0,4 m unterhalb der Wasseroberfläche und 50 cm vom Beckenrand entfernt entnommen und in die jeweiligen Flaschen überführt. Anschließend wurden die Proben in einer Kühلتasche bei 4°C gelagert und an das Labor versandt.

Die Probenahmestellen wurden in einem für alle Projektpartner verbindlichen Probenahmeplan eingezeichnet.

Von den insgesamt 6 im Becken festgelegten Probenahmestellen waren 3 im Flachwasser und 3 im Tiefwasser angeordnet. Als weitere Probenahmestellen wurden die Abläufe der einzelnen Filter sowie das Reinwasser festgelegt (Abbildung 1).

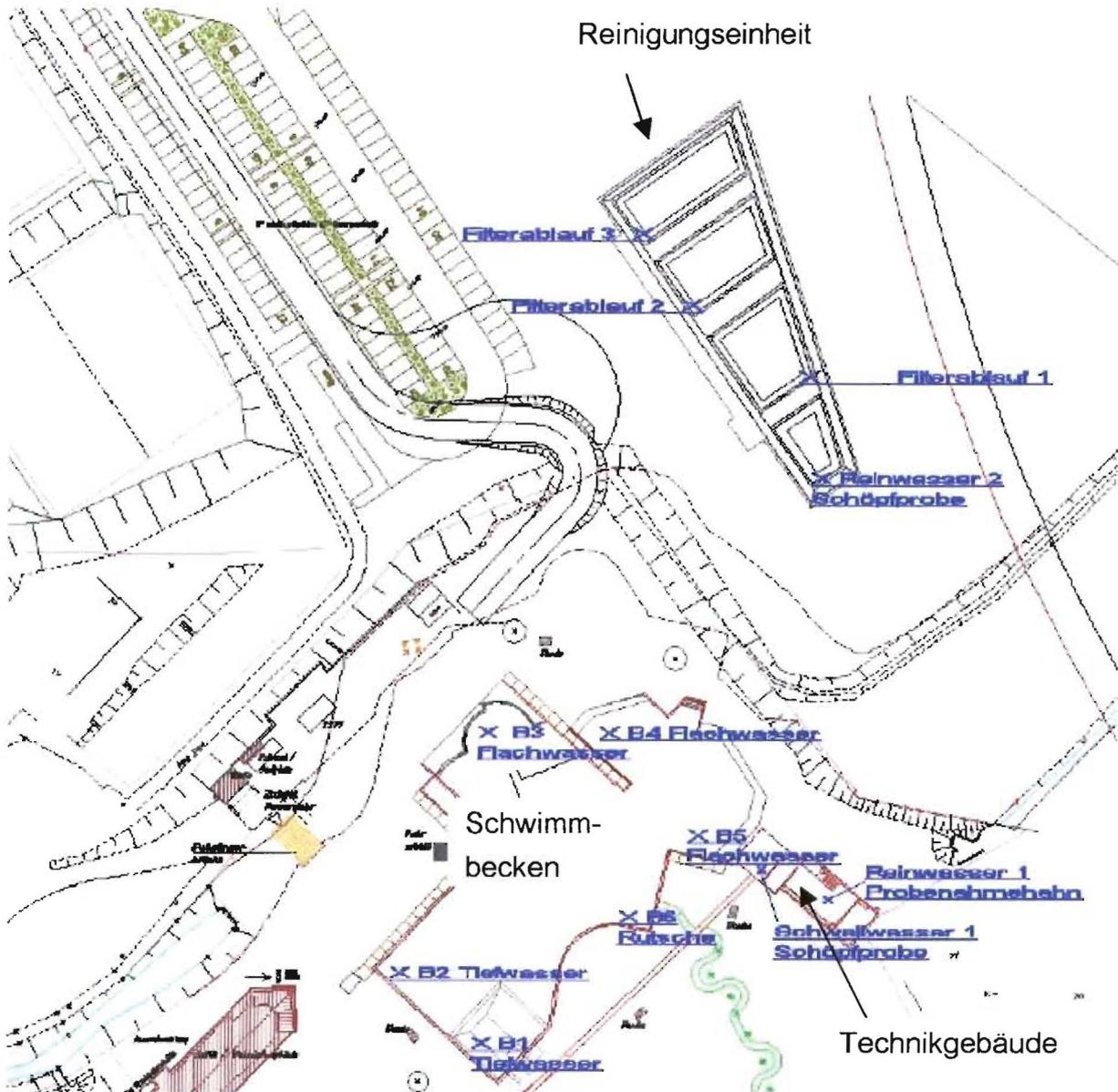


Abbildung 1: Lageplan des Naturfreibades Mettmann mit den eingezeichneten Probenahmestellen im Becken, im Filter und im Technikgebäude

Soweit nicht explizit anders im Text erwähnt, werden die nachfolgenden Ergebnisse immer als arithmetisches Mittel aus den Einzelwerten der verschiedenen Messpunkte im Becken dargestellt.

4.2 Anorganische Chemie

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden die Parameter Gesamtphosphor, Nitrat und Ammonium im Normalfall wöchentlich bestimmt. Darüber hinaus wurde die Wasserhärte in unregelmäßigen Abständen gemessen.

4.2.1 Phosphorbestimmung

Die Phosphatbestimmung von Labor 2 und 3 fanden nach der Norm EN 1189 statt. Labor 1 wendete die DIN 38 405: 11 an.

Zwar können laut EN 1189 P_{ges} Konzentrationen bis zu 5 µg/l gemessen werden, alle angeschlossenen Labore haben jedoch als eigenen Grenzwert 10 µg/l angegeben.

Phosphatbestimmung nach EN 1189

Aus der Norm geht hervor, dass in allen Wässern einschließlich Meerwasser und Abwässer folgende Spezies in Konzentrationsbereichen von 0,005 - 0,8 mg/L Phosphor (ohne Verdünnung) bestimmt werden können:

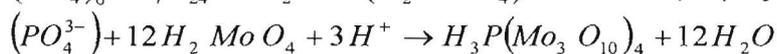
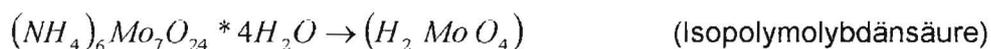
- Orthophosphat
- Orthophosphat nach Lösemittel-Extraktion (Extraktion mit Hexanol)
- Hydrolysierbares Phosphat und Orthophosphat
- Gesamtphosphor nach Oxidation mit Peroxodisulfat (v.a. Organophosphorverbindungen)
- Gesamtphosphor nach Salpetersäure-Schwefelsäure-Aufschluss (schwer aufschließbare Verbindungen)

Die Bestimmung des Phosphats nach dem Phosphormolybdänblau-Verfahren beruht auf der Reaktion der Orthophosphationen in stark schwefelsaurer Lösung mit denen als Reagenzien zugesetzten Molybdat- und Antimonionen. Bei pH < 1 entsteht aus Ammoniumheptamolybdat Isopolymolybdänsäure. Diese reagiert mit Phosphationen zur Heteropolysäure Phosphormolybdänsäure. Die zugegebenen Antimonionen fördern die Bildung der Heteropolysäure. Die vier O-Atome des Phosphats werden dabei durch 4 (Mo₃O₁₀)-Gruppen ersetzt. Die entstandene Phosphormolybdänsäure weist eine schwach gelbe Färbung auf.

Eine photometrische Bestimmung wäre schon jetzt möglich. Aufgrund des geringen Extinktionskoeffizienten ist diese Methode zur Phosphatbestimmung allerdings nur für hochkonzentrierte Lösungen geeignet.

Eine Empfindlichkeitssteigerung wird erreicht, indem die entstandene Heteropolysäure nochmals reduziert wird, so dass Phosphormolybdänblau entsteht.

Diese Verbindung zeichnet sich durch eine höhere Absorptivität aus und ist daher auch zur Bestimmung geringerer Konzentrationen geeignet.



Bestimmung von Gesamtphosphor nach Oxidation mit Peroxodisulfat

Zur Bestimmung des Gesamtphosphors muss die unfiltrierte homogenisierte Probe mit Peroxodisulfat aufgeschlossen werden.

Nach den notwendigen chemischen Behandlungsschritten wird die Extinktion des entstandenen Farbstoffs im Photometer bestimmt. Mit Hilfe einer Kalibriergeraden wird die Konzentration ermittelt.

Gesamtphosphor nach Salpetersäure-Schwefelsäure-Aufschluss

Bei einem hohen Gehalt an organischen Bestandteilen ist die Oxidation mit Peroxodisulfat meist nicht ausreichend. In diesem Fall kann auf die Oxidation mit Salpetersäure-Schwefelsäure zurückgegriffen werden.

4.2.2 Nitrat und Ammoniumbestimmung

Die Nitratanalyse wurde von allen drei beteiligten Laboren gemäß DIN EN ISO 10304-1-D19 durchgeführt.

Für die Ammoniumanalyse wurde von Labor 1 die EN ISO 11732 als Verfahren mittels Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion angewendet. Labor 2 und 3 analysierten Ammonium gemäß der DIN 38 406 E5. als photometrische Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs mittels Natriumdichlorisocyanurat und Natriumsalicylat.

4.2.3 Wasserhärte

Die Wasserhärte wurde als Gesamthärte und als Carbonathärte bestimmt. Die Bestimmung der Gesamthärte erfolgte gemäß DIN 38409 – H6 als Summe aller Erdalkalimetalle.

Für die Carbonathärte wurde die Säurekapazität $K_S 4,3$ bestimmt. Dies gibt das Salzsäure Bindungsvermögen des Wassers bis zum pH von 4,3 an. Die Bestimmung erfolgte gemäß DIN 38409 – H7-1.

4.2.4 TOC

Zur Bestimmung der organischen Substanz wurde im Jahr 2005 der TOC im Becken- und im Reinwasser gemessen. Die Analyse wurde durch das Labor 1 nach DIN EN 1484 durchgeführt.

4.3 Online Messung

4.3.1 Messkammer

Online konnten die Parameter pH, Temperatur und Trübung gemessen werden. Dazu wurden eine pH und eine Trübungssonde in einer eigens gebauten Messkammer platziert.

Der Zulauf zur Messkammer konnte mittels Magnetventilen gesteuert werden. Es bestand die Möglichkeit Wasser aus der Schwallkammer (= Beckenwasserprobe) und aus dem Reinwasserstrom nach dem Filter zu entnehmen.

Die Messkammer hatte einen Durchmesser von 0,3 m und eine Länge von 40 cm und bestand aus einer KG Leitung DN 300 mit zwei Blindflanschen an den beiden Enden.

In die Blindflansche wurden Halterungen zur Aufnahme der Messsonden sowie der Zu- und Ablauf zur Kammer integriert.

Die Messkammer wurde permanent mit Wasser durchflossen.

4.3.2 Trübungsmessung

Die Trübung im Wasserkreislauf wurde mit einer handelsüblichen Trübungsmesssonde gemessen.

Zum Einsatz kam hier die Trübungs- / Feststoffsonde COSMOS – 25 der Firma Züllig AG aus CH- 9424 Rheineck.

Die Sonde ist softwaremäßig mit einem Auto Ranging Programm ausgestattet und kann einen Messbereich zwischen 0,001 und 10.000 FNU (Formazine Nephelometric Units) auflösen.

Zur praktischen Interpretation des Trübungswerts werden die Trübungsmessgeräte mit einer Standardsuspension kalibriert. Die Anzeige erfolgt somit nicht in Form der gemessenen Lichtintensität, sondern als Konzentration der Kalibriersuspension. Bei der Messung einer beliebigen Suspension bedeutet also die Anzeige, dass die betreffende Flüssigkeit die gleiche Lichtstreuung verursacht wie die Standardsuspension der angezeigten Konzentration.

Der international festgelegte Trübungsstandard ist Formazin.

Die geläufigsten Einheiten sind:

ASBC - "American Society of Brewing Chemists".

In der Brauerei angewandte amerikanische Einheit.

EBC - "European Brewery Convention".

In der Brauerei angewandte europäische Einheit.

FAU - "Formazine Attenuation Units".

In der Wasseraufbereitung verwendete Einheit für die Durchlichtmessung (Winkel 0°) gemäss den Vorschriften der Norm ISO 7027.

FNU - "Formazine Nephelometric Units".

In der Wasseraufbereitung verwendete Einheit für die Messung bei 90° gemäß den Vorschriften der Norm ISO 7027.

FTU - "Formazine Turbidity Unit".

In der Wasseraufbereitung verwendete Einheit.

NTU - "Nephelometric Turbidity Unit".

In der Wasseraufbereitung verwendete Einheit für die Messung bei 90° gemäß den Vorschriften der US-EPA (Environmental Protection Agency)

TE/F - "Trübungseinheit/Formazin".

Deutsche Einheit, die in der Wasseraufbereitung verwendet wird.

Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht über die heute noch verwendeten Einheiten. Mit Hilfe der Umrechnungstabelle können die verschiedenen Einheiten miteinander in Bezug gesetzt werden.

Tabelle 2: Umrechnungstabelle für die auf Formazin basierenden Einheiten:

1 EBC	1 FNU 1 NTU 1 FTU 1 TE/F	1 ASBC	
1	0.25	0.014	EBC
4	1	0.057	FNU NTU FTU TE/F
70	17.5	1	ASBC

4.3.3 Temperatur und pH Sonde

Der pH Wert und die Temperatur des Wasserkreislauf wurden mit der Sonde pHZB - 25 der Firma Züllig AG aus CH- 9424 Rheineck gemessen. Diese hat eine automatische Temperaturkompensation. Beide Signale stehen zur permanenten Messwerverfassung zur Verfügung.

Der Messbereich der pH Sonde beträgt pH 0 - 14 bei einer Messwertauflösung von 0,01. Der Temperaturbereich beträgt 0 - 60° C.

Die Lufttemperatur wurde mit einem PT 100 Sensor kontinuierlich erfasst. Dieser Sensor musste aufgrund der Signalkabellänge am Technikgebäude angebracht werden.

Zwar war die Messstelle permanent beschattet, trotzdem kann die Temperatur nicht als absoluter Wert, sondern nur als Trend angesehen werden, da die Wärmestrahlung und die Pufferwirkung des Backsteingebäudes den Messwert verfälschten.

4.4 Säulenversuche

Für die Säulenversuche wurden insgesamt 24 Säulen mit einer Höhe von 1,2 m und einem Durchmesser von 0,2 m verwendet.



Die Säulen wurden auf dem Schwimmbadgelände in einer eigens errichteten Garage untergebracht.

Die Befüllung erfolgte mit 5 verschiedenen Materialien. Es kamen zwei P- Bindungssubstrate (WW und D), zwei technische Filtermaterialien (BC und BT) und ein Sand, Körnung 0/4 zum Einsatz.

Je 3 Säulen wurden mit dem gleichen Material befüllt, so dass immer 3 Parallelen für eine Messung vorlagen.

Die P-Bindungsmaterialien, die technischen Filtermaterialien sowie eine Sandparallele wurden quasikontinuierlich mit umgerechnet 150 l/m²/h beschickt.

Zwei weitere Sandparallelen wurden mit 30 bzw. 300 l/m²/h Badewasser befrachtet. Hinzu kam eine weitere Sandparallele, welche diskontinuierlich mit 150 l/m²/h beschickt wurde .

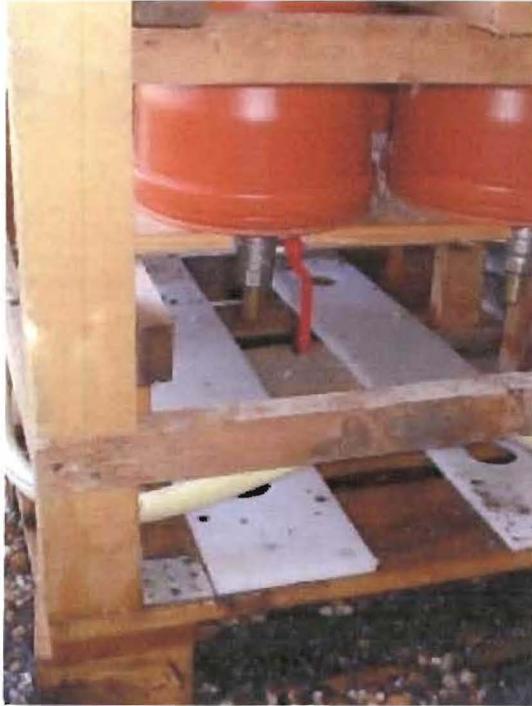
Tabelle 3: Übersicht über die Materialien und die Beschickungsart und -menge beim Säulenversuch

Beschickung	Körnung	kontinuierlich	kontinuierlich	kontinuierlich	diskontinuierlich
Material	[mm]	150 l	30 l	300 l	150 l
BC	0,5-4	X			
BT	1-4	X			
D	0,5-2	X			
WW	0,5-2	X			
S	0-4	X	X	X	X

Die Säulen wurden mit Wasser aus der Schwallkammer des Bades beschickt. Jede der 24 Säulen war mit einem Magnetventil bestückt. Die Beschickung der Säulen erfolgte nacheinander. In die zentrale Zuleitung zu den Säulen wurde ein induktives Durchflussmessgerät geschaltet.

Dieses zeichnete die jeweiligen Durchflussmengen bei geöffneten Magnetventil auf. Mittels geeigneter Software wurden die Durchflüsse den einzelnen Magnetventilen und somit Säulen zugeordnet.

Bei der quasikontinuierlichen Säulenbeschickung erfolgte eine Beschickung pro Stunde. Die diskontinuierlich betriebene Säule wurde 4 mal am Tag beschickt.



Die Säulen wurden vertikal von oben nach unten durchflossen. Der Abfluss der Säulen bestand aus einem abflammbaren Kugelhahn mit Schlauchtülle.

In der zweiten Versuchshälfte wurden die Säulen halb eingestaut betrieben.

Dazu wurde an den jeweiligen Ablauf ein PTFE beschichteter Trinkwasserschlauch montiert. Der Abfluss des Schlauches wurde bis auf die halbe Höhe der Säule hochgezogen. Dadurch wurde die Aufenthaltszeit in den Säulen vor allen bei den Grobkörnigeren Materialien erhöht.

4.5 Methoden der Arbeitsgruppe Strömungsmodell

Im Rahmen des F&E-Projektes EKOMOD wurden von Seiten der hydrophysikalischen Arbeitsgruppe (Firma HYDROMOD) die folgenden drei Messkampagnen durchgeführt:

1. Messkampagne (Oktober 2004); Test und Adaption von ausgewählten Messgeräten zur optimalen Erfassung der Hydrophysik im Wasserbecken; Datenerfassung ohne Badebetrieb
 - Strömungsmessungen mit einem akustischen Vektor-Strömungsmesser (ADV)
 - Temperatur- und Turbulenzmessungen mit einer Mikrostruktursonde (MST)
2. Messkampagne (Juli 2005); weitere Tests und Adaption von Messgeräten, Datenerfassung bei moderatem Badebetrieb
 - Strömungsmessungen mit einem akustischen Vektor-Strömungsmesser (ADV)
 - Strömungsmessungen mit einem Ott-Flügel (hydromechanische Flügelmessungen)
 - Strömungsmessungen mit einem ADCP (akustische Erfassung von vertikalen Strömungsprofilen)
 - Temperatur- und Turbulenzmessungen mit einer Mikrostruktursonde (MST)
 - Meteorologische Messungen

3. Messkampagne (Oktober 2005); Ausbreitungsuntersuchungen anhand von Tracertests, Datenerfassung ohne Badebetrieb
- Strömungsmessungen mit einem ADCP (akustische Erfassung von vertikalen Strömungsprofilen)
 - Tracertests mit dem fluoreszierenden Tracerfarbstoff URANIN (grüne Farbe, ungiftig)
 - Erfassung der Tracerausbreitung mit drei verschiedenen Film- und Photokameras
 - Meteorologische Messungen

Im Folgenden werden die Messtechnik und Messmethoden der eingesetzten Geräte kurz erläutert.

4.5.1 Meteorologie

Während der Messkampagnen wurde mit einer mobilen Wetterstation (DAVIS VANTAGE PRO 2) die folgenden Parameter gemessen und registriert:

- Windgeschwindigkeit und -richtung
- Lufttemperatur
- Luftdruck
- Niederschlag
- Relative Feuchte
- Solarstrahlung

Die Messdaten wurden kontinuierlich als Minutenwerte registriert. Sie wurden per Funk von der Wetterstation zur Registriereinheit übermittelt und dort auf einem PC visualisiert, kontrolliert und gespeichert.

Für die Modellvalidierung und Optimierung sowie für eventuelle weiterführende Modelluntersuchungen waren die Messwerte des Windes (Richtung und Geschwindigkeit) und der Solarstrahlung von besonderem Interesse. Im hier eingesetzten Simulationsmodell wurde die Windanregung von Oberflächenströmungen zwar nicht berücksichtigt, sofern jedoch starke Abweichungen zwischen den prognostischen Modellrechnungen und den Messergebnissen beobachtet worden wären, hätte der Windschub durchaus hinzugezogen werden können. Außerdem wurden die Winddaten auch zur Auswertung und Interpretation der Strömungsmessungen herangezogen.



Abbildung 2: Wetterstation am Steg im Schwimmbad Mettmann ca. 1,5 m über dem Wasserspiegel

Während des ersten Einsatzes der Wetterstation (2. Messkampagne) wurde diese in ca. 50 Meter Entfernung vom Schwimmbecken ca. 5 m oberhalb des Wasserspiegels montiert. Da durch den Bewuchs (Bäume und Büsche) als auch durch die Geländegestalt vor allem die Windmessdaten beeinflusst und entsprechend modifiziert werden, wurde die Wetterstation während der Tracertests (3. Messkampagne) in unmittelbarer Nähe des Schwimmbeckens auf einem Badesteg ca. 1,5 Meter über dem Wasserspiegel angebracht. Wegen der geringen Windgeschwindigkeiten während der Messkampagnen konnten allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Messungen festgestellt werden.

4.5.2 Hydrophysik

Neben den oben beschriebenen meteorologischen Messungen wurden für die Validierung und Weiterentwicklung des adaptierten Modellsystems vor allem Informationen über die Hydrophysik im Wasserbecken benötigt. Zum Beispiel ist die Ausströmgeschwindigkeit an den Zufuhrdüsen von großer Wichtigkeit für die Überprüfung der zum Ansatz gebrachten Modellsteuerung und die Strömungsgeschwindigkeit im Becken ist wichtig für die Validierung der im Modell ermittelten Austauschraten.

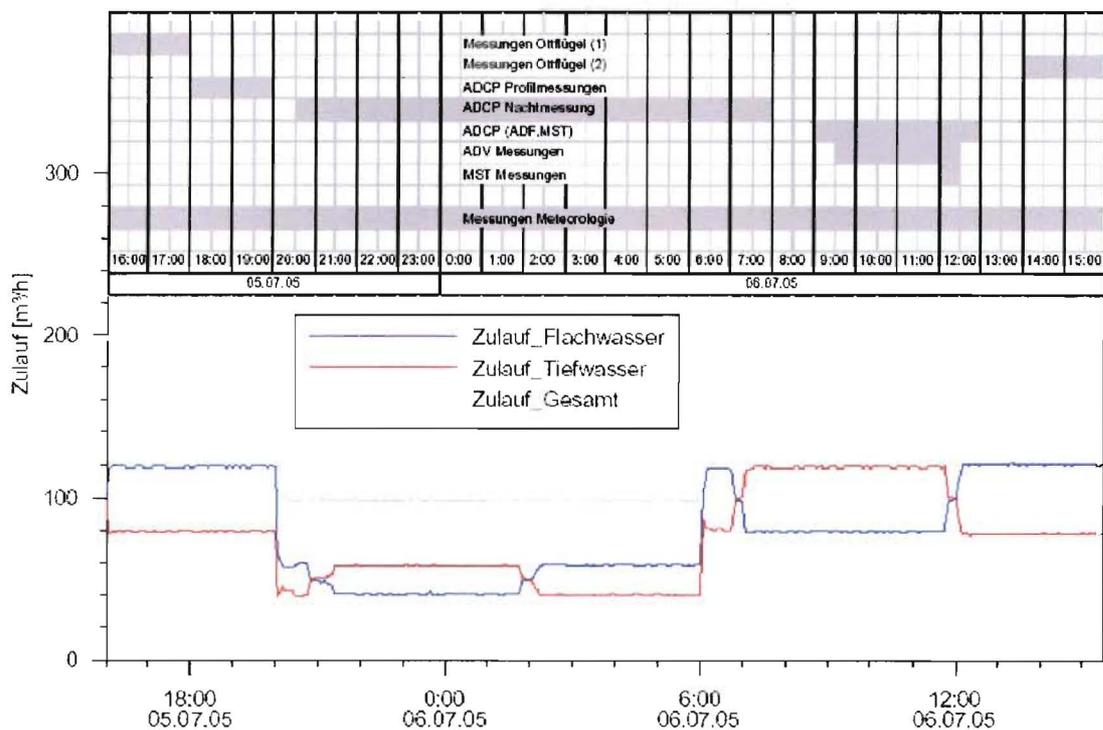


Abbildung 3: Zulaufmengen und zeitlicher Ablauf der hydrophysikalischen Messungen im Juli 2005 im Naturschwimmbad Mettmann.

Da alle hier eingesetzten Messgeräte ursprünglich für den Einsatz im Meer, in Flüssen oder Seen entwickelt wurden, wo in der Regel größere Strömungsgeschwindigkeiten herrschen, mussten zu Beginn der Untersuchungen, vornehmlich in der 1. Messkampagne, Tests und ggfs. Modifikationen durchgeführt werden, damit die Geräte für die Datenerfassung im Schwimmbecken genutzt werden konnten. Dieses führte z. B. dazu, dass die Strömungsmessungen an den Austrittsdüsen in der 2. Messkampagne nicht mehr mit dem akustischen Strömungsmesser (ADV), sondern mit dem mechanischen Ott-Flügel gemessen wurden.

Des Weiteren wählten wir nach den ersten Testmessungen mit dem ADCP ein längeres Messintervall, um die sehr geringen Strömungen im Becken (in der Regel $< 1 \text{ cm/s}$) überhaupt noch messtechnisch erfassen zu können.

4.5.3 Strömungsmessungen

4.5.3.1 Akustischer Vektor-Strömungsmesser (ADV)

Im Gegensatz zu den meisten konventionellen Rotorströmungsmessern ist es mit dem akustischen Strömungsmesser möglich, das Strömungsregime in allen drei Dimensionen zu erfassen. Das heißt, der Vektor-Strömungsmesser misst die U-, V- und die Z-Komponente des Strömungsregimes. Das Messprinzip des akustischen Strömungsmessers beruht auf der Messung des Dopplereffekts an Partikeln (Schwebstoffe), die mit der Strömung im Wasserkörper transportiert werden und die akustischen Signale des ADV reflektieren.

Um den hoch turbulenten und leicht mäandrierenden Jetstream mit hoher Treffsicherheit zu messen, wurde die Messanordnung so modifiziert, dass die Vertikalachse des Strömungsmessers horizontal in die Hauptstromrichtung ausgerichtet war. Letztendlich war aber auch diese Anordnung nicht optimal. Sie lieferte ein sehr breites Spektrum an Messwerten, die nur mit Hilfe von statistischen Methoden auswertbar waren (siehe Abbildung 5). Dieses war einer der wesentlichen Gründe, weshalb wir für die Zuflussmessungen an den Düsen zu einem konventionellen Rotorströmungsmesser, den Ott-Flügel (Abbildung 6), wechselten (siehe oben). Der ADV wurde in Folge nur noch für Strömungsmessungen im offenen Becken eingesetzt, um hier Vergleichsdaten zu den ADCP-Messungen zu liefern.

Generell bleibt festzustellen, dass die extrem geringen und kaum gerichteten Strömungsgeschwindigkeiten im Schwimmbecken, mit den eingesetzten herkömmlichen Strömungsmessern kaum noch erfasst werden konnten. Vor diesem Hintergrund war die Entscheidung, weitere Informationen zum Strömungsregime und zum Austausch mit Hilfe von Tracertests zu gewinnen, wie sich in der 3. Messkampagne erwies, sehr sinnvoll und erfolgreich.



Abbildung 4: Akustischer Doppler-Vektor-Strömungsmesser (ADV)

Die folgenden beispielhaft ausgewählten Messergebnisse sollen veranschaulichen, wie stark die Messwerte des ADV an den verschiedenen Messorten streuten und wie mit Hilfe von statistischen Verfahren belastbare Ergebnisse erzielt wurden.

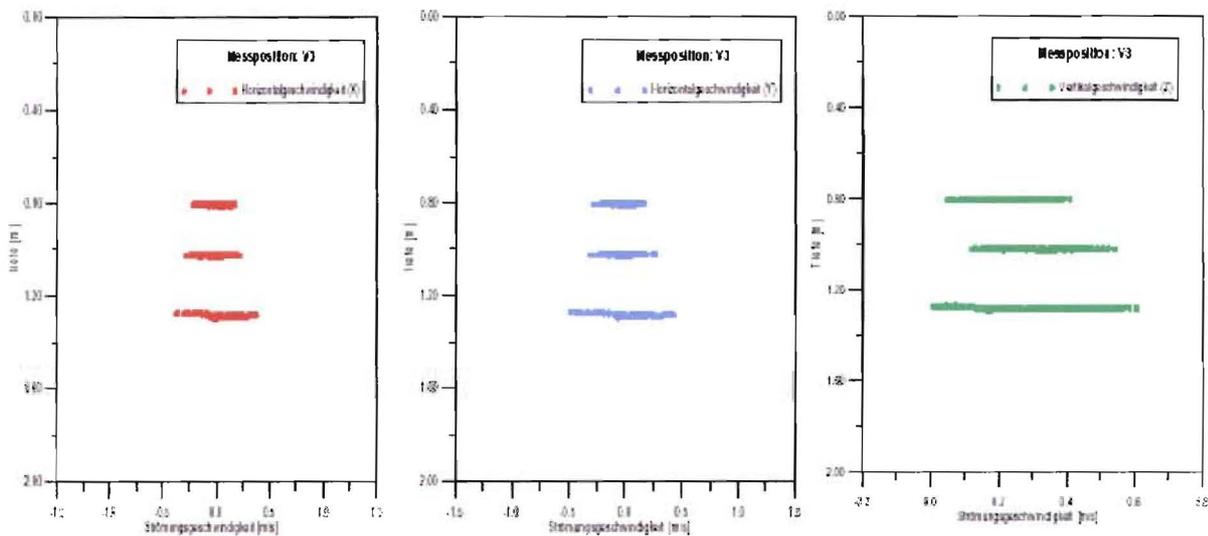


Abbildung 5: Strömungsmessung mit dem ADV über einer Bodendüse (u- (rot), v- (blau) und z-Komponente (grün))

4.5.3.2 Mechanischer Flügelströmungsmesser (Ott-Flügel)

Wie der Name schon sagt, handelt es sich beim Ott-Flügel um einen mechanischen Flügelströmungsmesser. Der Ott-Flügel ist ein klassisches Gerät, das wegen seiner Zuverlässigkeit und Robustheit sowohl bei Wasserbauingenieuren als auch bei Limnologen und Hydrologen auch heute noch zum Einsatz kommt. Das Messprinzip ist einfach und zuverlässig: Mit dem Gerät werden Rotorumdrehungen pro Zeitintervall gemessen und anhand einer Eichformel in Strömungsgeschwindigkeit umgerechnet.

Es bleibt allerdings anzumerken, dass der Ott-Flügel in der Regel in natürlichen Fließgewässern zum Einsatz kommt, wo er gute Dienste leistet. Für den Einsatz in stark turbulenter Umgebung, wie die Düsen des Schwimmbeckens, ist auch der Ott-Flügel nur bedingt einsetzbar. So konnten wir zwar eindeutige und reproduzierbare Messwerte vor den Düsen erfassen, mussten aber letztendlich (anhand einer rechnerischen Überprüfung der theoretischen Zuflussgeschwindigkeit) feststellen, dass die gemessenen Werte in der Regel ca. 20 - 30 % unter dem theoretischen Wert lagen.

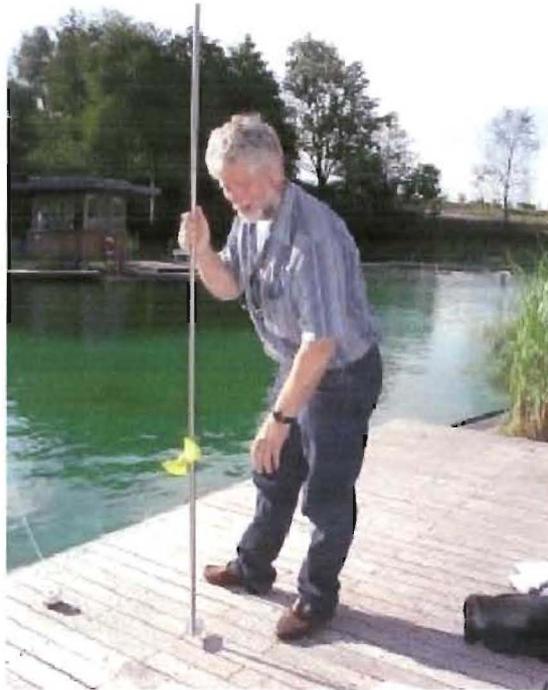


Abbildung 6: Mechanischer Flügelströmungsmesser (Ott-Flügel)

Da eine spätere Überprüfung des Ott-Flügels unter stetigen, laminaren Strömungsverhältnissen zeigte, dass das Gerät fehlerfrei arbeitet, muss davon ausgegangen werden, dass die Flügelsonde für stark turbulente Strömungsbedingungen nicht optimal geeignet ist. Allerdings liegen die Messwerte des akustischen Strömungsmessers von der 1. Messkampagne in der gleichen Größenordnung (8 -25 cm/s) wie der Ott-Flügel.

Messanordnung: Mit einem Ott-Flügel wurde die Strömungsgeschwindigkeit in 5 cm Entfernung vor den Flachwasserdüsen gemessen. Diese Messungen wurden aus Redundanzgründen zwei Mal durchgeführt (blaue und rote Balken in Abbildung 35).

4.5.3.3 Akustischer Strömungsprofiler (ADCP)

Der ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) ermittelt Strömungsgeschwindigkeiten auf einem in Zellen aufgeteilten vertikalen Profil über dem am Boden verankerten Gerät bis zur Wasseroberfläche. Die Messungen basieren auf dem Doppler-Effekt. Akustische Signale werden an Partikel, die im Wasserkörper von der Strömung bewegt werden, reflektiert.

Genauso, wie schon beim ADV beschrieben, werden bei dieser Messmethode wegen der hohen Messrate und aufgrund der methodenbedingten Störsignale (Mehrfachreflexionen) die Ergebnisse mit statistischen Methoden aufbereitet.



Abbildung 7: ADCP auf Rollwagen, um das Gerät am Beckenboden einfacher positionieren zu können.

Mit Hilfe des Rollwagens wurde der ADCP auf dem Beckenboden in verschiedenen Positionen gefahren und dort jeweils für 30 Minuten zum Messen abgestellt.

Über Nacht wurde der ADCP dann an eine Position in der Nähe einer Bodendüse gefahren, um dort ggfs. stärkere Strömungsgeschwindigkeiten erfassen zu können.

4.5.4 Mikrostrukturmessungen (MST)

Mit der Mikrostruktursonde (MST-Sonde) wurden hochauflösende Messungen der Scherung und der Temperatur durchgeführt, um zusätzliche Informationen zum Aufbau des Wasserkörpers (ggf. sommerliche Temperaturschichtung) und zur Durchmischung (kleinskalige Turbulenzen) zu gewinnen. Die Auflösung der MST-Messung liegt bei einer Messfrequenz von 1024 Hz.

Um ein möglichst breites Spektrum der turbulenten Scherung im Wasserkörper zu erfassen, wurde die Mikrostruktursonde sowohl in ungestörten Bereichen als auch in unmittelbarer Nähe der Düsen eingesetzt. Es wurden sowohl vertikale Profilmessungen als auch punktuelle, stationäre Messungen durchgeführt.

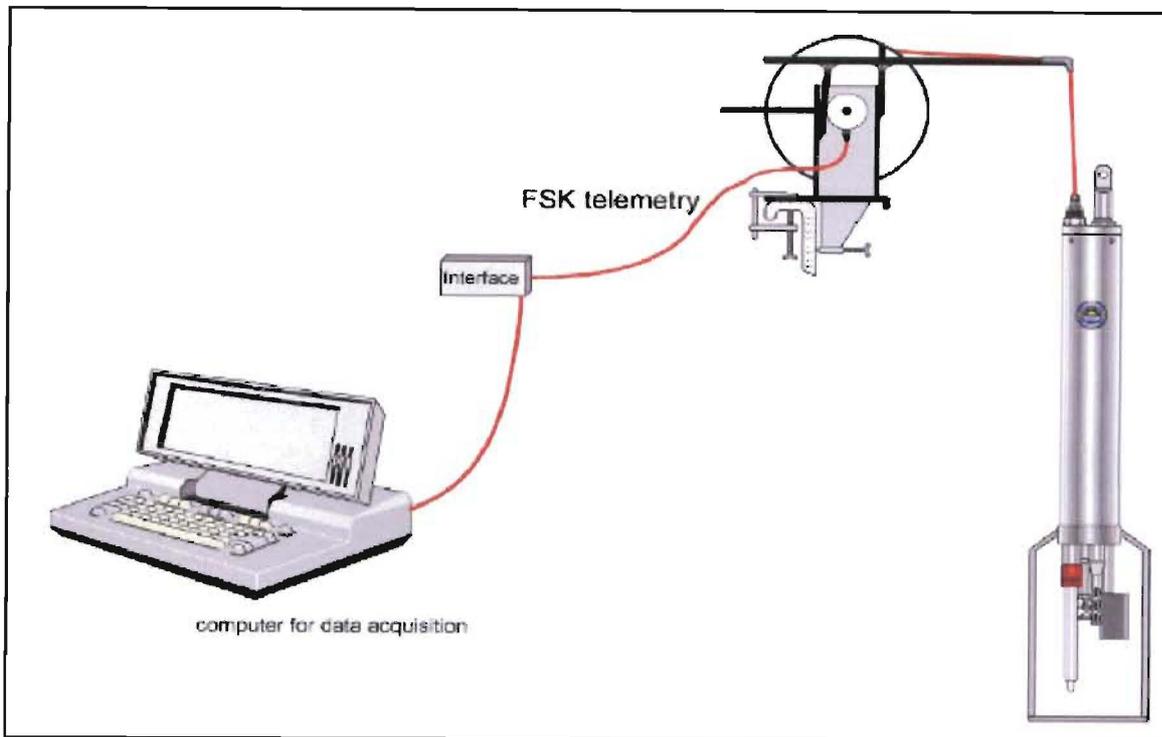


Abbildung 8: Aufbau des Mikrostruktur-Messsystems

Aus den Scherungsdaten wurde offensichtlich, dass die wesentliche Scherung (kleinskalige Turbulenzen) im oberflächennahen Bereich (bis ca. 1 m Wassertiefe) auftrat. Es ist aber zu sehen, dass auch im tiefen Wasser (wenn auch in geringerem Maße) Scherung und damit Durchmischung gemessen wurde.

Generell ist aber festzustellen, dass die Durchmischung im Schwimmbecken mit den bisherigen Untersuchungen (Strömungs- und Turbulenzmessungen) nur punktuell erfasst werden konnte. Diese Fragestellung wurde dann in der letzten Messkampagne im Oktober 2005 mit umfangreichen Tracer-Versuchen (URANIN) näher untersucht. In den während der Tracer-versuche benutzten geringen Konzentrationen kann URANIN als nicht giftig angesehen werden.

4.5.5 Tracertests

Um eine möglichst umfassende Erfassung der Transport und Durchmischungsvorgänge im Schwimmbecken zu gewinnen, wurde der fluoreszierender Farbtracer bei verschiedenen Betriebszuständen/Wasserzufuhr dem Badewasser beigemischt. Mit Photo- und Videokameras sowie mit zwei hoch genauen Fluorometern wurde die zeitliche und räumliche Ausbreitung und Durchmischung des Tracers erfasst.

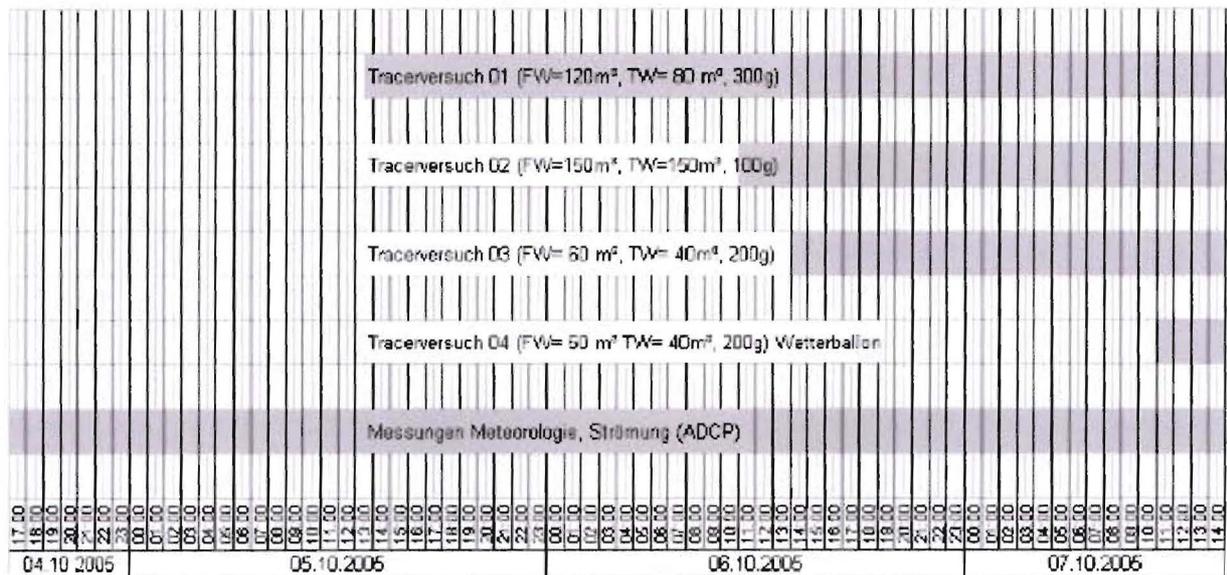


Abbildung 9: Zeitlicher Ablauf der Tracerversuche inkl. Informationen über Zuflussmengen

Es wurden vier verschiedene Zufluss-Szenarien (siehe Abbildung 9) untersucht, wobei der Tracer in einem Kontrollschacht im Becken direkt nach Austritt aus dem Bodenfilter dem Wasser beigemischt wurde. Von dort wurden Wasser und Tracer über die Pumpstation zu den Beckenrand- und Bodendüsen geleitet. Um eine optimale Tracerkonzentration einzustellen, die einerseits das Wasser nicht zu stark einfärbt (und damit die folgenden Versuche eventuell visuell beeinträchtigt), andererseits aber auch einen guten Kontrast für die Film- und Photodokumentation gewährleistet, wurde die Tracermenge während der Versuche variiert. Die optimale Tracerkonzentration ergab sich bei 200 g URANIN pro Versuch.

Die stationären Fluoreszenzmessungen wurden im Wesentlichen an drei Stellen durchgeführt:

- am Stegkopf, am Übergang vom flachen zum tieferen Wasser
- im zentralen Rücklaufschacht
- und am Ablauf des Bodenfilters



Abbildung 10: Fluoreszenzmessgerät am Ablauf des Bodenfilters

Mit dieser Messanordnung konnten Informationen über Verweilzeiten im Zu- und Ablaufsystem (Rohrsystem), im Becken, im Bodenfilter sowie über den zeitlichen Verlauf der Tracerkonzentrationen im Gesamtsystem gewonnen werden. Zusätzlich zu den Dauermessungen an den bereits erwähnten drei Hauptmesspunkten wurden an einigen ausgewählten Stellen im Schwimmbecken wie z. B. im Bodenbereich der Sprunggrube einige zeitlich begrenzte punktuelle Fluoreszenzmessungen durchgeführt, um zu prüfen, ob dort der Tracer schon angekommen war.

Anhand des Kurvenverlaufs der Fluoreszenzmessungen konnte abgelesen werden, wie lange sich das Wasser in den einzelnen Teilbereichen des Gesamtsystems aufhält, zum Beispiel wie lange der Tracer benötigt, bis er an den ersten Beckenranddüsen austritt, oder wie lange es dauert bis der erste Tracer nach Durchquerung des Badebeckens im zentralen Rücklaufschacht gemessen werden kann. Auch lieferten die Tracerversuche erste belastbare Informationen darüber, wie lange das Badewasser im Bodenfilter verweilt.

Zum Beispiel kann man Abbildung 38 entnehmen, dass vom ersten Anstieg der schwarzen Kurve (zentraler Ablaufschacht) bis zum Anstieg der roten Kurve (zentraler Ablauf des Bodenfilters) ca. 35 Minuten vergehen.

Neben den quantitativen Messungen mittels Fluorometer wurden die vier Tracerversuche mit drei verschiedenen Kameras (2 Photokameras, 1 Videokamera) dokumentiert. Hierfür wurden die Kameras an eine Feuerwehrrampe montiert und damit in 25 m Höhe über das Badebecken gefahren. Der zeitliche Ausbreitungs- und Durchmischungsverlauf der verschiedenen Tracerversuche konnte hiermit festgehalten und anschließend für die Modellverifikation herangezogen werden.



Abbildung 11: Vogelperspektive von der Feuerwehrleiter

Da aus 25 m Höhe das Becken nicht vollständig erfasst/aufgenommen werden konnte (siehe Abbildung 11), wurde versucht die Tracerexperimente mit Hilfe einer an einem Wetterballon montierten Kamera aus ca. 50 - 60 m Höhe aufzunehmen. Es zeigte sich jedoch, dass dieses nur bei absoluter Windstille möglich war. Aus diesem Grund wurde nur der letzte Versuch vom Wetterballon aus aufgenommen (siehe nächstes Bild).



Abbildung 12: Versuchsanordnung mit einer am Wetterballon montierten Videokamera.
(Links: Wetterballon mit Videokamera; rechts: Aufnahme mit Wetterballon aus ca. 50 m Höhe)

Auf dem rechten Bild ist recht gut die Zeitverzögerung an den Zulaufdüsen zu erkennen. Während aus den Beckenranddüsen schon große grüne Tracerwolken ausströmen, beginnt der Tracer an den Tiefwasserdüsen gerade erst zu strömen (helle Punkte) und im Sprungbecken ist der Tracer noch gar nicht angekommen.

4.6 Optimierung des hydrodynamischen Modellsystems

Vor dem Hintergrund einer erfolgreichen Anwendung des prognostischen, hydrodynamisch-numerischen Simulationsmodells bei Planung und Bau des Naturschwimmbades Mettmann wurden im Rahmen dieses F&E-Projektes systematische Untersuchungen und Anstrengungen zur Optimierung des hydrodynamischen Modellsystems durchgeführt. Wesentliches Ziel der Modelloptimierung war die sichere Gewährleistung der Wasserqualität und Hygiene auf der Basis einer verfeinerten Steuerung der hydrodynamischen Prozesse sowie eine Generalisierung des Modellsystems, so dass es mit wenigen Arbeitsschritten auf neue Modellbecken angepasst werden kann, ohne die geforderte Planungssicherheit zu gefährden.

Neben einer optimalen Umsetzung der hydrophysikalischen Grundgleichungen hängt die Qualität und Zuverlässigkeit der prognostischen Modellergebnisse ganz wesentlich von einer möglichst genauen Reproduktion der Rand- und Anfangsbedingungen der Modellrechnungen ab.

Hierzu gehört vorrangig, dass die dreidimensionale Gestalt/Umrandung des Modellbeckens detailgetreu wiedergegeben wird. Kleinste Ungenauigkeiten sowohl in der Beckenumrandung als auch in der Beckentiefe können zu vollkommen anderen Strömungsregimen führen. Aus diesem Grund (und weil zwischenzeitlich bauliche Veränderungen am Schwimmbecken in Mettmann vorgenommen worden waren) wurde das Schwimmbecken noch einmal detailliert vermessen und neu für das Simulationsmodell aufbereitet (siehe Abbildung 13).

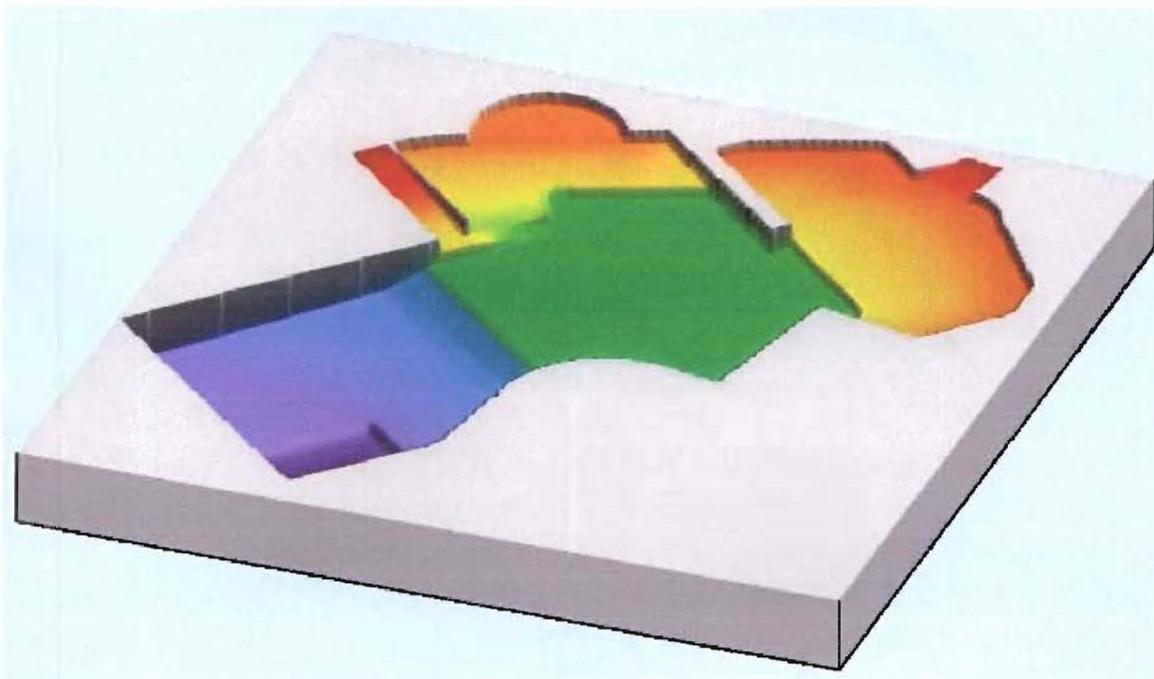


Abbildung 13: Aktualisierte Beckengestalt und Tiefenverteilung im Naturbad Mettmann.

Neben der vorgenommenen Korrekturen an der Beckenumrandung und Tiefenverteilung wurden folgende Optimierungen am Modellsystem untersucht und - sofern sinnvoll und/oder erforderlich – durchgeführt (siehe auch Kapitel 5):

- Optimierung von Algorithmen zur Verbesserung der Reproduktions- und der Prognosemöglichkeiten der hydrodynamischen Prozesse auf der Basis der gewonnenen Messergebnisse.
- Test des optimierten und ggf. verfeinerten Modellsystems anhand der durch die Tracertests gewonnenen Informationen zur Hydrodynamik von verschiedenen Betriebszuständen.

Die Überprüfung der Effektivität von weiteren Maßnahmen zur Optimierung der Durchmischung war für den Fall in Betracht gezogen worden, dass die Messergebnisse und Tracerversuche auf eine suboptimale Durchmischung und eine damit einhergehende lange Verweilzeit respektive schlechte Wasserqualität hinweisen.

Als Maßnahmen waren ein eventueller zweiter Wasserkreislauf und/oder ein interner Wasserkreislauf zur Versorgung der Rutsche mit Beckenwasser in Betracht gezogen worden.

Da die Ergebnisse der Tracerversuche eindeutig eine sehr gute Durchmischung des Schwimmbeckens dokumentierten, konnte auf die o. a. zusätzlichen hydraulischen Maßnahmen verzichtet werden.

5 Ergebnisse und Diskussion

Wesentliches Ziel der folgenden Darstellung und Diskussion der Mess-, Versuchs- und Modellergebnisse ist es, den Betrieb des untersuchten Naturschwimmbades sowohl unter hygienischen als auch unter wirtschaftlichen Aspekten zu betrachten und ggf. zu optimieren. Des Weiteren soll die Analyse der Ergebnisse dazu dienen, die gewonnenen Erkenntnisse sowohl von baulicher/technischer Seite als auch in Hinblick auf ein generalisiertes Modellsystem für eine allgemeine Nutzbarkeit bei Entwicklung und Design von Naturschwimmbädern zu qualifizieren.

5.1 Phosphorkonzentration und Sichttiefe

Die dargestellten Mittelwerte aus der Gesamtposphor Konzentration im Beckenwasser schwankten zwischen „nicht nachweisbar“ und 50 µg/l. Der Übersichtlichkeit halber wurden die Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze mit 5 µg/l bei der Mittelwertbildung eingesetzt. Die Nachweisgrenze der verwendeten Verfahren liegt bei 10 µg/l. Dies entspricht dem in der FLL Empfehlung angegebenen Richtwert für die Gesamt-P-Konzentration.

Die Problematik der Messwertanalyse im Grenzbereich der P-Werte wird in Abbildung 14 deutlich. Die durch verschiedene Analyselabore festgestellten Messwerte unterscheiden sich teilweise deutlich. Dies gilt auch für Proben, welche am gleichen Tag genommen wurden. Eine wahrscheinliche Ursache dafür kann die unterschiedliche Messmethodik sein (siehe Kapitel 4.2.1). Allerdings dürfte auch die Messunsicherheit im Bereich der Messbereichsgrenze diese Abweichungen mit verursachen.

Ein Zusammenhang zwischen der Sichttiefenentwicklung und dem P-Gehalt ist im Jahr 2004 nicht erkennbar. Im Juni/Juli 2004 wurden teils geringere P - Konzentrationen als im August/September 2004 gemessen, die Sichttiefe war zu Beginn der Badesaison aufgrund einer massiven Algenblüte jedoch deutlich schlechter.

Die Sichttiefe wurde erst nach einer Minderung der Frischwasserzufuhr aus dem Leistungssystem besser. Da das Leitungswasser in Mettmann mit Polyphosphaten bis zu 1.000 µg/l versetzt wird, wurde durch diese Maßnahme der Nährstoffeintrag deutlich vermindert. In den P-Konzentrationen lässt sich dies aber nicht nachvollziehen.

Möglicherweise wurde bei der Gesamt-P Messung durch den Aufschluss nicht der gesamte organisch gebundene Phosphor mit erfasst, so dass zwar das gelöste P in den geringen Konzentrationen vorlag, insgesamt aber ein vielfaches in der Biomasse festgelegt war.

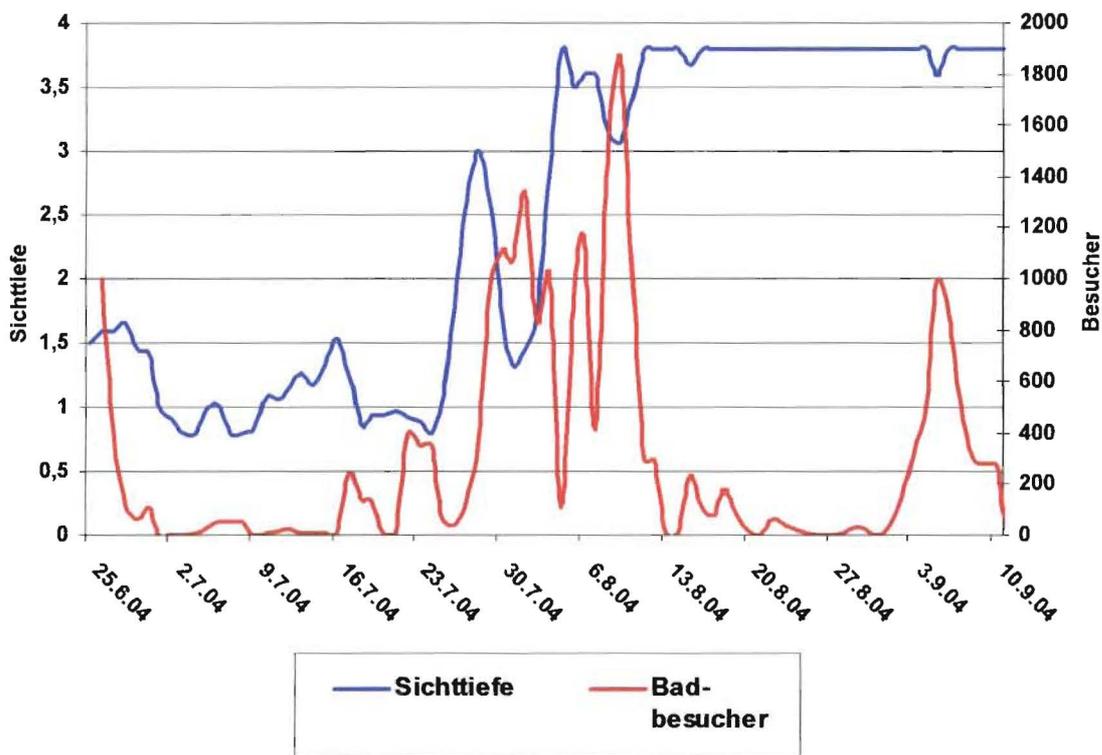
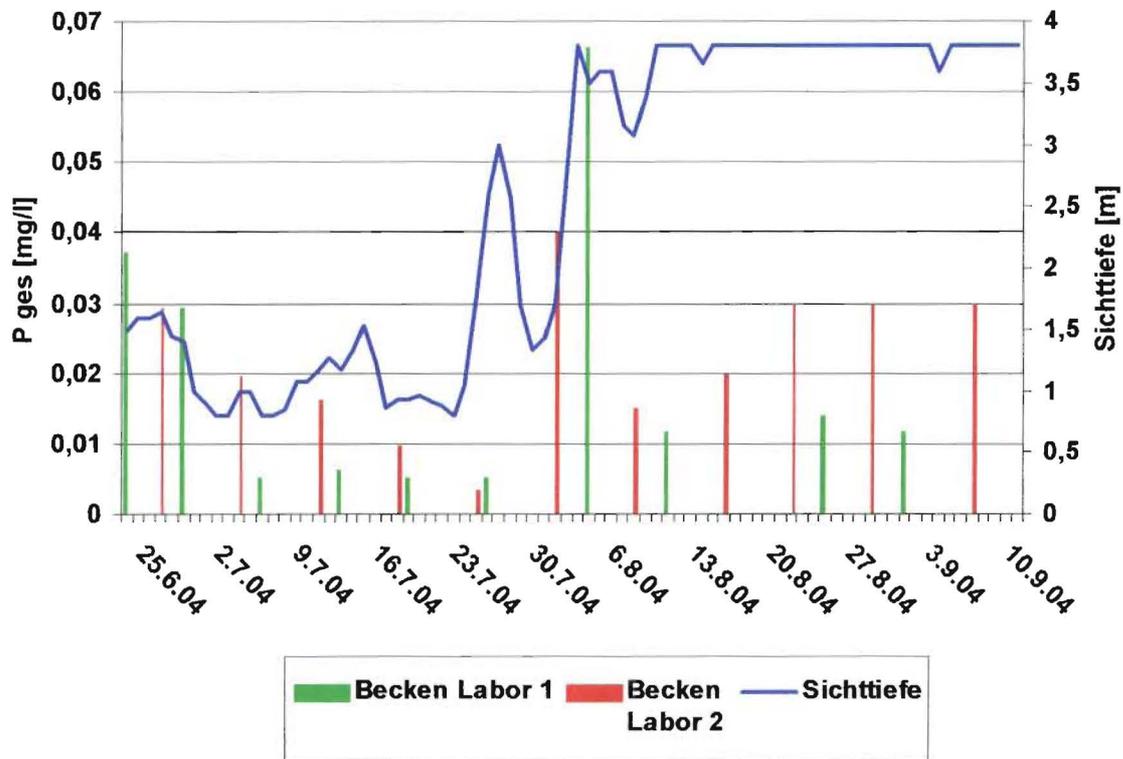


Abbildung 14: Vergleich der P_{ges} Konzentrationen im Beckenwasser mit der Sichttiefe und den Besucherzahlen. Vergleich der P - Messungen von 2 verschiedenen Laboren in 2004.

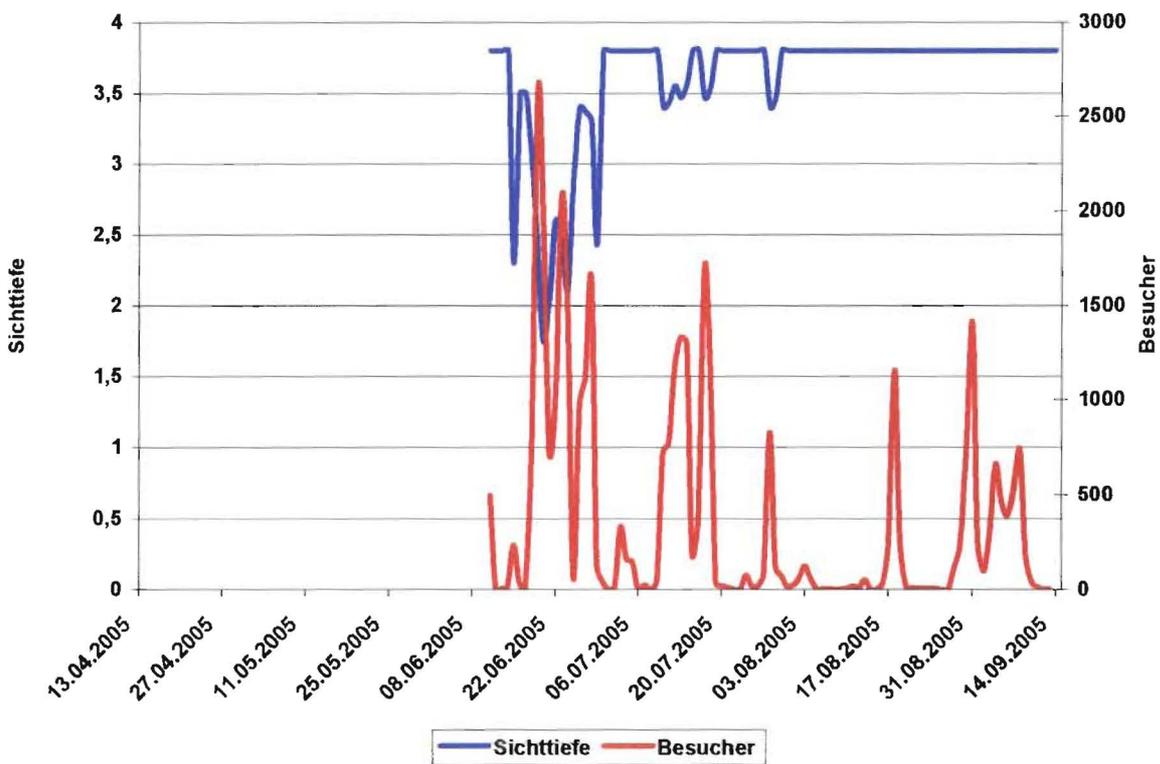
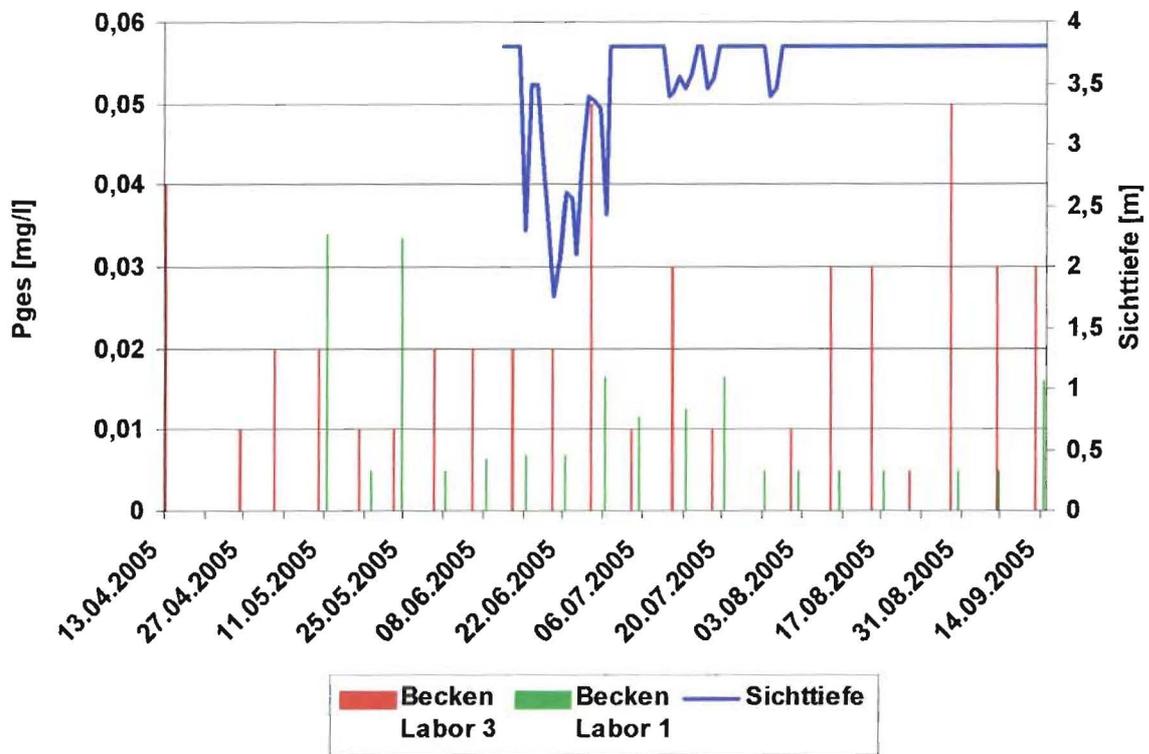


Abbildung 15: Vergleich der P_{ges} Konzentrationen im Beckenwasser mit der Sichttiefe und den Besucherzahlen. Vergleich der P - Messungen von 2 verschiedenen Laboren in 2005.

Die gleichen Daten aus dem Jahr 2005 zeigen ebenfalls keinen direkten Zusammenhang zwischen der Sichttiefe und dem P_{ges} -Gehalt (Abbildung 15). Im Jahr 2005 wird jedoch deutlich, dass in einer Warmwetterperiode mit hohen Besucherzahlen die Sichttiefe leicht einbricht. Der „Schmutzeintrag“ durch die Badegäste führte zu einer Abnahme der Sichttiefe bis knapp unterhalb von 2 m.

Im Jahr 2005 wurde das Labor 2 durch ein anderes Labor (hier Labor 3) genannt, ersetzt. Aber auch hier wurden ähnlich wie 2004 vermeintlich deutliche Unterschiede zwischen den P-Gehalten gemessen (Abbildung 15).

Im zweiten Betriebsjahr erfolgte die Füllwassernachspeisung über einen Brunnen. Gegenüber dem ersten Betriebsjahr war die Sichttiefe dadurch deutlich stabiler. Der Brunnen hatte P-Gehalte zwischen 15 und 20 $\mu\text{g/l}$.

5.2 Stickstoffkonzentrationen

5.2.1 Ammonium

Die im Becken- und Reinwasser gemessene Ammoniumkonzentration lag in der Regel unterhalb der Messbereichsgrenze. Mit dem angewandten Analyseverfahren konnten NH_4 -Konzentrationen kleiner 0,02 mg/l nicht gemessen werden. Alle Messwerte unterhalb der Messbereichsgrenze wurden der Darstellung wegen auf 0,01 mg/l gesetzt.

In Abbildung 16 erkennt man deutlich den Zusammenhang zwischen Besucherzahl und Ammoniumkonzentration im Beckenwasser. Beim Spitzenwert der Besucheranzahl im Jahr 2005 von 2.640 Gästen wurde die höchste Konzentration mit 0,09 mg/l NH_4 gemessen.

Auffällig ist auch die relativ hohe Anfangskonzentration zu Beginn der Messreihe am 13.04.05. Dieser Wert kommt durch die Hintergrundbelastung des Brunnens zustande. Der NH_4 Gehalt des Füllwassers (Brunnen) schwankte zwischen 0,02 und 0,07 mg/l.

Die Geomatrix als vertikaler Bodenfilter war zu jeder Zeit in der Lage, die NH_4 Konzentrationen im Reinwasser in der Regel unterhalb der Messbereichsgrenze zu halten. Auch bei der höchsten Beckenwasserbelastung im Juni 05 konnte im Reinwasser kein Ammonium gemessen werden.

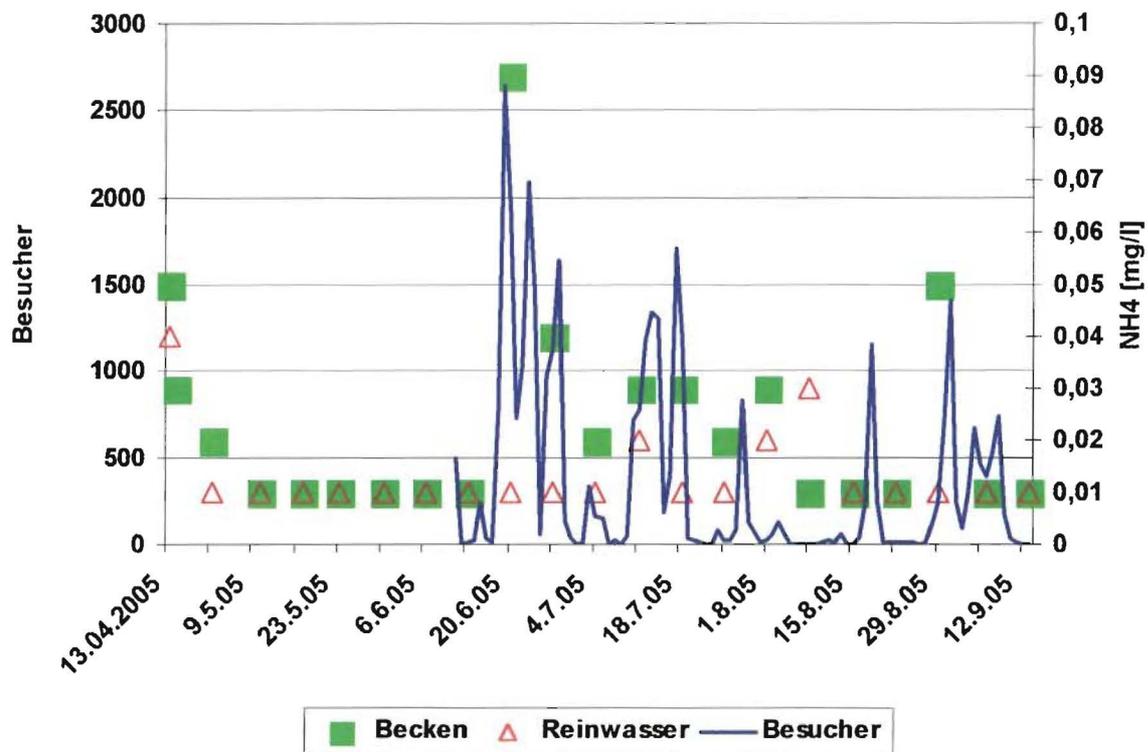


Abbildung 16: Ammoniumkonzentration im Vergleich zur Besucherzahl im Jahr 2005.

Nur im August wurden im Reinwasser „höhere“ Werte genau an der Messbereichsgrenze von 0,02 mg/l gemessen. Dies dürfte mit der Messgenauigkeit im Bereich der Messbereichsgrenze zu erklären sein.

In einem Fall lag die Konzentrationen mit 0,03 mg/l NH₄ im Vergleich zum Beckenwasser sogar höher. Die Ursache dafür konnte nicht festgestellt werden. Eine Messgenauigkeit kann aber auch hier nicht ausgeschlossen werden.

5.2.2 Nitratkonzentration

Die Nitratkonzentration zeigt ähnliche Tendenzen wie die Ammoniumkonzentration. Auch hier ist eine deutliche Abhängigkeit der NO₃ Werte mit dem Besucherandrang festzustellen. Die höchsten Nitratkonzentrationen wurden jedoch nicht zum gleichen Zeitpunkt wie die NH₄ Konzentrationen sondern leicht nach hinten zeitversetzt festgestellt (Abbildung 17).

Ursache dafür ist die Reaktionskinetik der Nitrifikation. Während Harnstoff im Boden relativ schnell in Ammonium und Kohlendioxid gespalten wird, bedarf die Nitrifikation einer längeren Reaktionszeit.

Auch beim Nitrat wurden relativ hohe Anfangswerte kurz nach dem Befüllen des Beckens mit dem Brunnenwasser festgestellt. Hier gilt das gleiche wie für das Ammonium.

Die an das Schwimmbad angrenzende Landwirtschaft beeinflusst durch Düngemiteleinsetzung die Stickstoffkonzentration des Brunnens. Im Füllwasser wurden NO_3 Konzentrationen zwischen 5 und 12 mg/l gemessen.

Im Gegensatz zum Ammonium ist bei der NO_3 Konzentrationen kaum ein Unterschied zwischen Reinwasser und Beckenwasser auszumachen. In der Regel sind die Konzentrationen im Becken und im Filterablauf gleich. Teilweise liefert der Filter sogar höhere NO_3 Werte.

Im aeroben Milieu des vertikalen Bodenfilters findet eine Denitrifikation nur in geringem Maße statt. Eine Anreicherung über die Saison war jedoch nicht festzustellen.

Der Abbau des Nitrats zu elementarem Stickstoff dürfte in Mikrokompartimenten im Wurzelbereich der Schilfpflanzen stattfinden, da hier durch Wurzelextrudate ausreichend Kohlenstoff für eine Denitrifikation vorhanden sein kann.

Neben der Denitrifikation findet auch eine Aufnahme des NO_3 durch die Pflanzen sowie eine Verdünnung der NO_3 Konzentration durch Frischwasser statt.

Allerdings wurden im Jahr 2005 während der Badesaison nur rund 3.700 m³ Brunnenwasser als Füllwasser zugeführt. Bei einem Beckenvolumen von rund 3.200 m³ entspricht dies im Mittel einem täglichen Wasseraustausch von rund 1,2 % über die gesamte Saison. Der Verdünnungseffekt war somit nur gering.

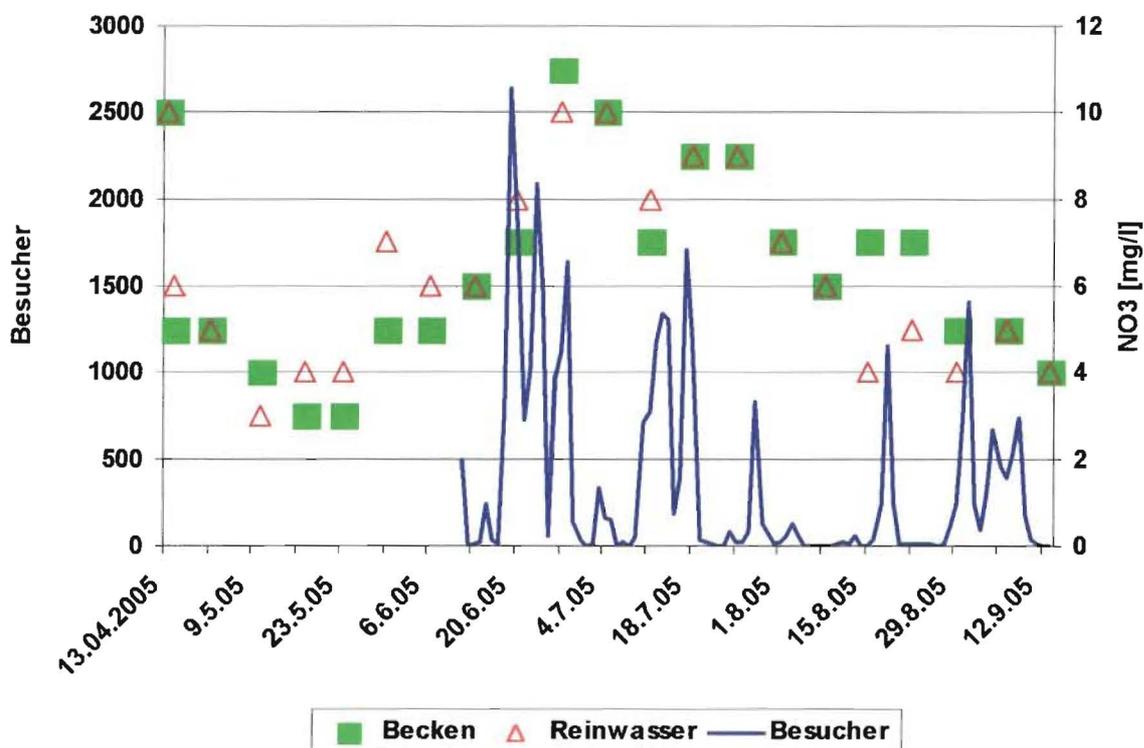


Abbildung 17: Nitratkonzentration im Vergleich zur Besucherzahl im Jahr 2005.

5.3 Wasserhärte

Die Gesamthärte des Beckenwassers lag während des gesamten Untersuchungszeitraums zwischen 1,60 mmol/l und 1,69 mmol/l. Umgerechnet auf °dH waren die Werte somit zwischen 9,0 und 9,5 °dH. Dies entspricht dem Härtebereich 2 und bedeutet mittelhartes Wasser.

Die Carbonathärte schwankte zwischen 2,0 und 2,3 mmol/l. Dies entspricht 5,6 bis 6,4 ° dH. Eine genügend hohe Karbonathärte in einem Gewässer stabilisiert den pH-Wert des Wassers und wirkt größeren pH Schwankungen entgegen.

Das Wasser in Mettmann war somit gut gepuffert (siehe Kap. 5.6).

5.4 TOC

Der Gehalt an organischer Substanz im Wasser wurde im Jahr 2005 14tägig bestimmt. Dafür wurde der TOC (total organic carbon) gemessen. Wie Abbildung 18 zeigt, schwankt der TOC zwischen 0,4 und 1,2 mg/l im Beckenwasser. Ein Eintrag von organischem Kohlenstoff durch die Besucher lies sich bei dieser Untersuchung nicht feststellen. Insgesamt ist der TOC Gehalt sehr gering und eine Anreicherung über die Saison war nicht gegeben.

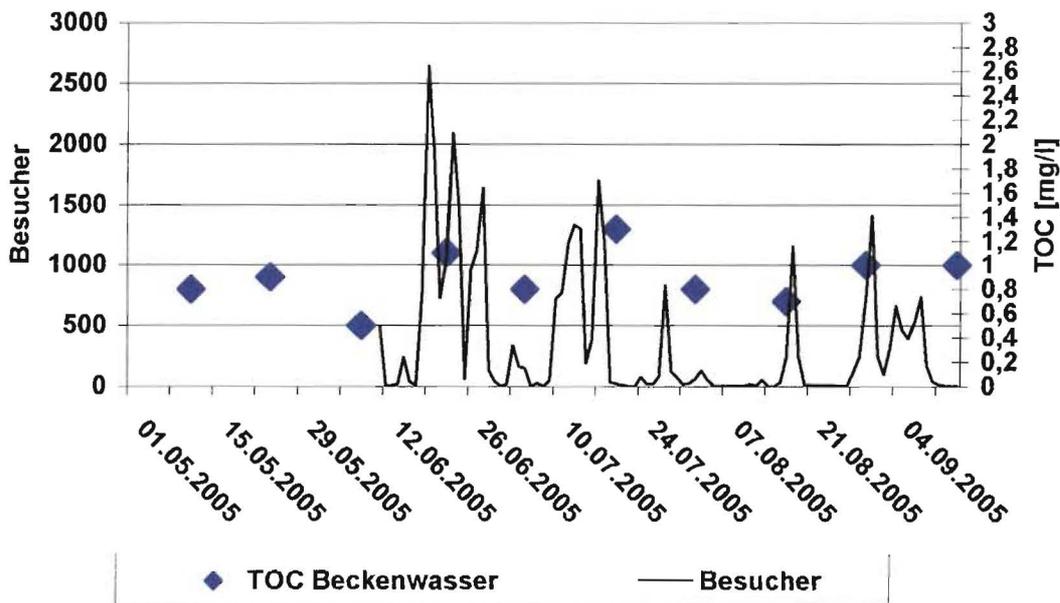


Abbildung 18: TOC Gehalt des Beckenwassers im Jahr 2005 im Vergleich zur Besucherzahl

5.5 Trübung und Sichttiefe

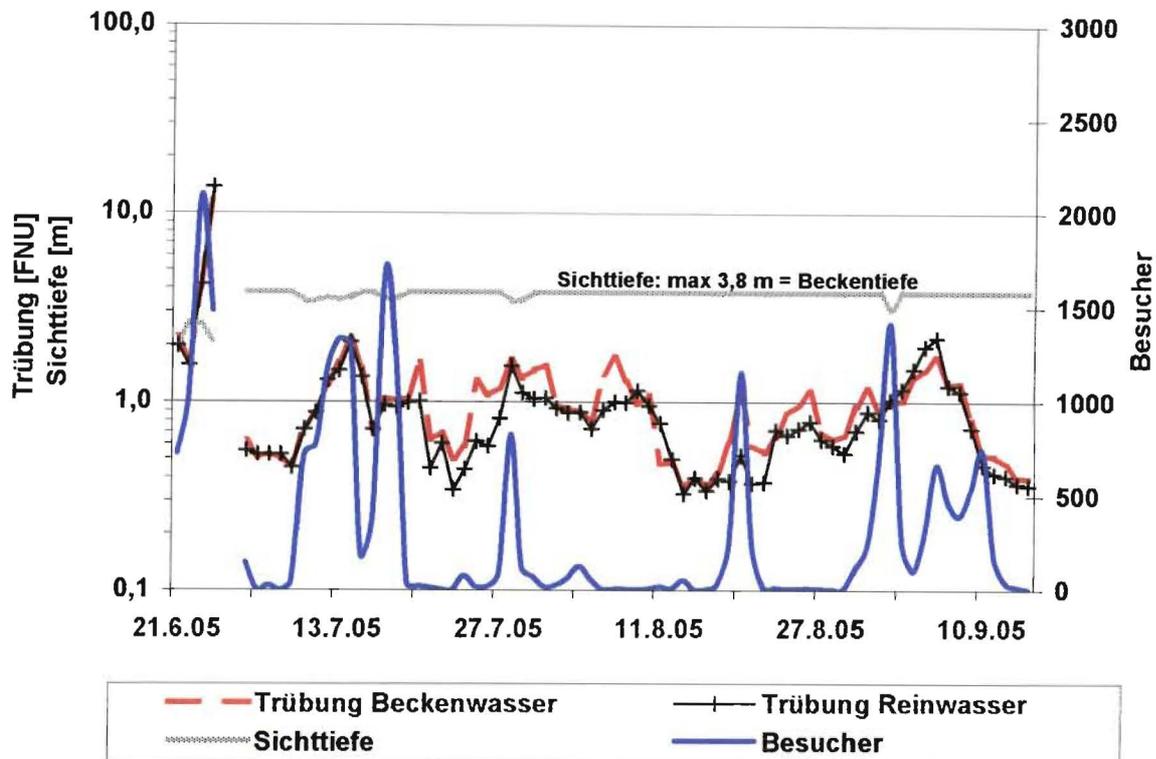


Abbildung 19: Tagesmittelwerte von Sichttiefe und Trübungsmessung im Vergleich zur Besucherzahl im Jahr 2005.

Die eingesetzte Trübungsmesssonde zeigte im Jahr 2005 im Mittel im Beckenwasser eine Trübung um die 1 FNU.

Ein Unterschied zwischen dem Reinwasser und dem Beckenwasser ist teilweise nicht zu erkennen. Ursache dafür ist die Verwendung einer Messkammer, die mit beiden Wässern abwechselnd beschickt wurde. Die im Durchfluss betriebene Messkammer beinhaltete nach dem Umschalten von Rein- auf Beckenwasser und umgekehrt zuerst ein Mischwasser aus beiden Kreisläufen. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurden nur die Werte des letzten Drittels der Messung bei der Auswertung berücksichtigt. Der Beschickungsintervall betrug jeweils 30 min. Bei dem gegebenen Durchfluss, war damit theoretisch ein 15facher Austausch der Messkammer gegeben.

Gerade bei einer Hochbelastung war dieser Austausch offenbar zu gering, um die Trübstoffe des Beckenwassers effektiv auszuspülen. Dies erklärt die geringen Unterschiede bei den Trübungswerten vor allem bei Hochbelastungen.

Deutlich wird dies auch durch einen Vergleich mit vorhandenen Reinwasserdaten aus dem Jahr 2006.

Wie in Abbildung 20 deutlich wird, ergeben sich nach dem Umbau der Messkammer und Durchlaufzeiten von 120 min deutlich andere Trübungsmesswerte für das Reinwasser. Die Trübung des Reinwassers ist jetzt deutlich geringer.

Trotz der sehr warmen Wetterperiode im Juli 2006 mit Besucherrekorden von über 3.000 Badegästen in Mettmann kommt es zu keiner Eintrübung des Reinwasserzulaufs.

Die im Vergleich höhere Trübung des Reinwassers am 3. August ist auf eine Filterspülung zurückzuführen. An diesem Tag wurde auch der Zulauf aus dem Becken wieder in Betrieb genommen, so dass man ab hier einen Vergleich der Trübung des Becken- und des Reinwassers hat. Es wird deutlich, dass Trübungsspitzen im Becken, wie sie durch Badegäste oder durch den Bodensauger verursacht werden, vom Filter abgefangen werden.

Die Daten aus 2006 verdeutlichen, dass die Werte aus 2005 keine seriöse Auswertung erlauben.

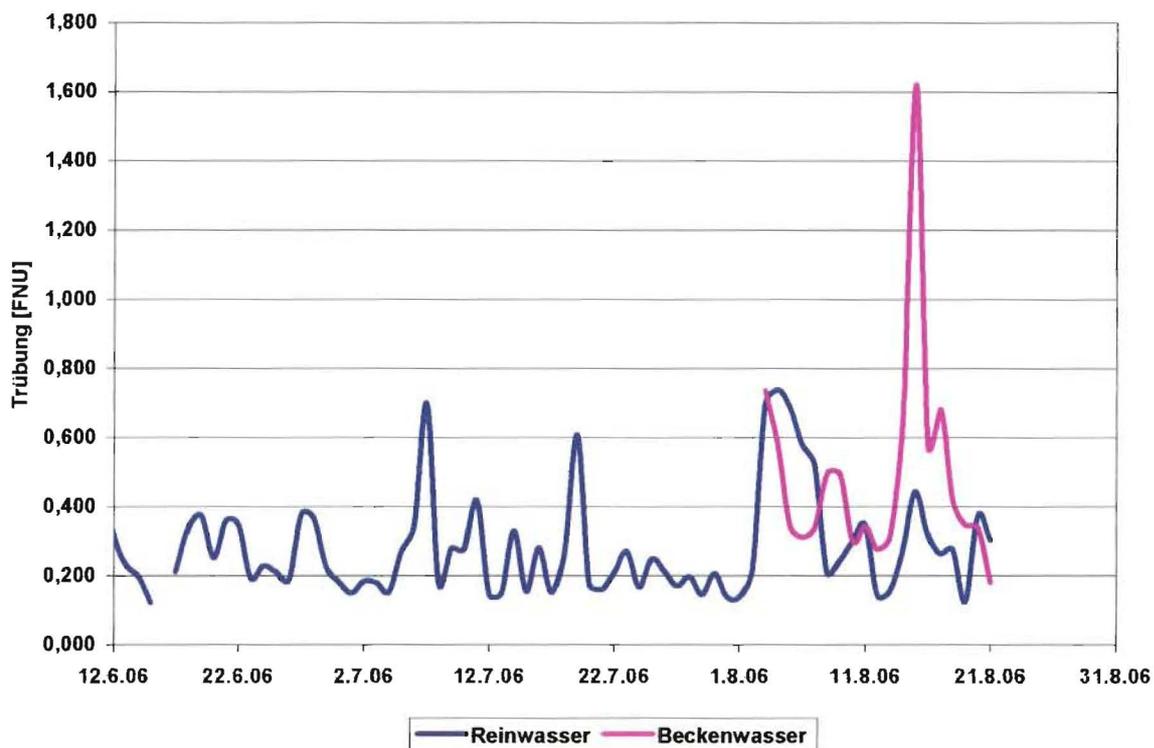


Abbildung 20: Tagesmittelwert der Trübungsmessung von Reinwasser und Beckenwasser im Jahr 2006.

5.6 pH Wert und Temperatur

Die kontinuierliche pH und Temperaturmessung zeigt einen erwarteten Verlauf. Während der pH Wert aufgrund der relativ guten Pufferung stabil ist (siehe Kap. 5.3) und kaum Schwankungen unterliegt, folgt die Beckenwassertemperatur mit einer gewissen Verzögerung der Lufttemperatur. Der pH Wert betrug durchgehend pH 8,0 bis 8,1.

Die dargestellten pH- und Temperaturwerte sind Tagesmittelwerte, welche aus den halbstündlich erfassten Werten gebildet wurden.

Die Schwankung der Wassertemperatur fällt aufgrund der Wärmespeichereigenschaften des Wassers im Vergleich zur Lufttemperatur geringer aus.

Die Richttemperatur von 23° C im Beckenwasser konnte bis auf wenige Tage mit 24°C immer eingehalten werden.

Die Grafik zeigt auch, dass erst bei Tagesmitteltemperaturen ab 20°C Freibadbesucher in relevanten Mengen das Bad besuchen.

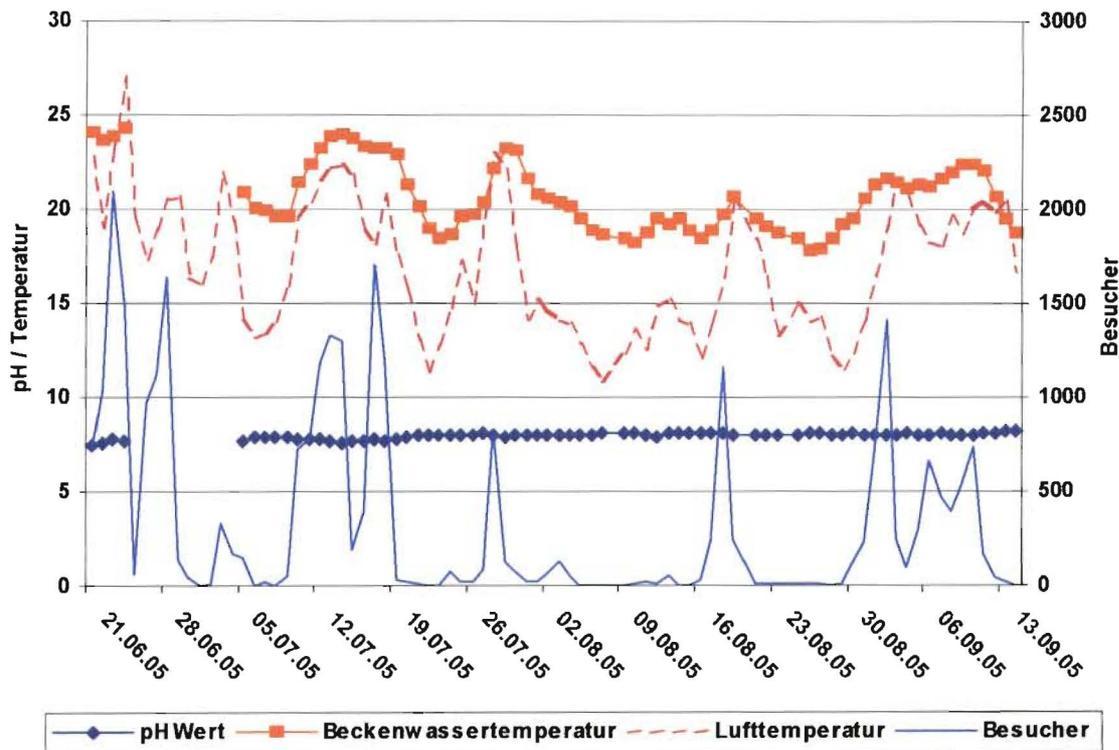


Abbildung 21: Darstellung der kontinuierlichen Wasser- und Lufttemperatur sowie der pH Messung im Vergleich zu den Besucherzahlen im Jahr 2005

5.7 Hygienemessung

5.7.1 Beckenwasser

In den Becken und im Reinwasser wurden im Rahmen der behördlichen Überwachung wöchentliche Untersuchungen der Überwachungsparameter E.coli, Enterokokken und Pseudomonas aeruginosa durchgeführt. Messwerte von 0 KBE pro 100 ml wurden aufgrund der logarithmischen Skalierung auf 0,1 KBE / 100 ml gesetzt.

Im Jahr 2004 kam es im Becken vier mal zu Grenzwertüberschreitungen beim Parameter Pseudomonas aeruginosa (Pfeile Abbildung 22). Die Grenzwertüberschreitungen korrelierten dabei nicht mit der Besucherzahl.

Zum Beispiel wurde am 9. August mit 1.900 Badegästen die höchsten Werte für 2004 erreicht. Die Überwachungsparameter vom 10. August zeigten keine Auffälligkeiten.

Am 17. August liegt jedoch nach durchschnittlich nur 150 Badegästen eine deutliche Überschreitung des Grenzwertes bei *Pseudomonas aeruginosa* vor. Ähnliches gilt für die Überschreitungen vom 12. Juli und vom 28. Juni 2004.

Die hohe Besucherzahl vom 27. Juni ist allein auf die feierliche Eröffnung des Bades zurückzuführen, so dass die Überschreitung auch hier nicht mit der Besucherzahl korreliert. Aufgrund der vorherrschenden Witterung waren an diesem Tag nur sehr wenige Besucher baden.

Sämtliche Grenzwertüberschreitungen bei *Pseudomonas aeruginosa* ließen sich durch die erfolgte Nachmessung nicht bestätigen.

Bei den Parameter *E.coli* und Enterokokken wurden die Grenzwerte zu keinem Zeitpunkt überschritten. Etwas auffällig ist hier die leichte Erhöhung der Enterokokken Werte mit 21 bis 25 KBE / 100 ml Ende August Anfang September. Aufgrund der vorherrschenden Witterung waren zu diesem Zeitpunkt nur sehr wenige Badegäste zu verzeichnen, weshalb der Anstieg nicht durch menschlichen Eintrag verursacht worden sein kann. Möglicherweise haben sich aufgrund der wenigen Besucher mehr Wasservögel im Beckenwasser niedergelassen.

Im Jahr 2005 ergibt sich im Vergleich zu 2004 bei der Hygieneüberwachung ein anderes Bild.

Trotz der deutlich höheren Besucherzahlen (23.400 in 2004 und 34.500 in 2005) wurde zu keinem Zeitpunkt eine Grenzwertüberschreitung bei sämtlichen Parametern festgestellt.

Der Parameter *Pseudomonas aeruginosa* war bei den meisten Messungen in 100 ml nicht nachweisbar. Lediglich vier mal trat er im Zuge der offiziellen Hygieneüberwachung in geringen Konzentration um die 1 KBE / 100 ml auf.

Auffällig ist 2005 auch ein erhöhter Messwert von 80 *E.coli* / 100 ml am 6. Juni 05. Zu diesem Zeitpunkt war das Bad noch nicht eröffnet. Auch hier könnten z. B. Wasservögel die Ursache für den Anstieg der Keimbelastung sein.

Die in Abbildung 22 dargestellten Überwachungsparameter stellen Mittelwerte aus 4 Messpunkten im Becken dar. Bei der Betrachtung der Einzelwerte zeigt sich ein relativ homogenes Bild bei den Überwachungsparametern (Abbildung 23). Die Messwerte im Becken zeigen mikrobiologisch betrachtet keine Streuung.

Eine Ausnahme stellt die Messung am 4. Juli dar (eingekreist). Hier waren an einer der 4 Messstellen deutlich erhöhte Werte zu verzeichnen. Die Ursache dafür ist nicht bekannt. Eine Nachmessung 3 Tage (Pfeil) später an der gleichen Probenahmestelle ergab wieder deutlich niedrigere Werte.

Teilweise überdecken sich die Messpunkte eines Tages, da sie die gleiche Größenordnung hatten. Als Folge dessen sind nicht sämtliche Parameter in der Grafik ablesbar.

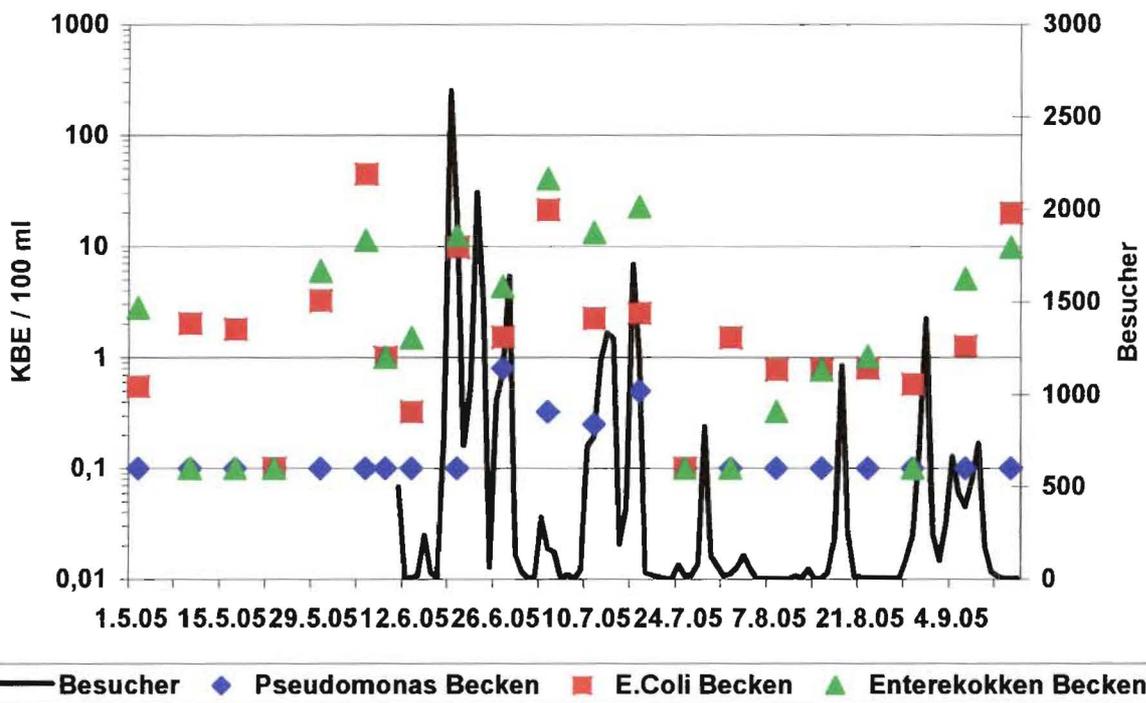
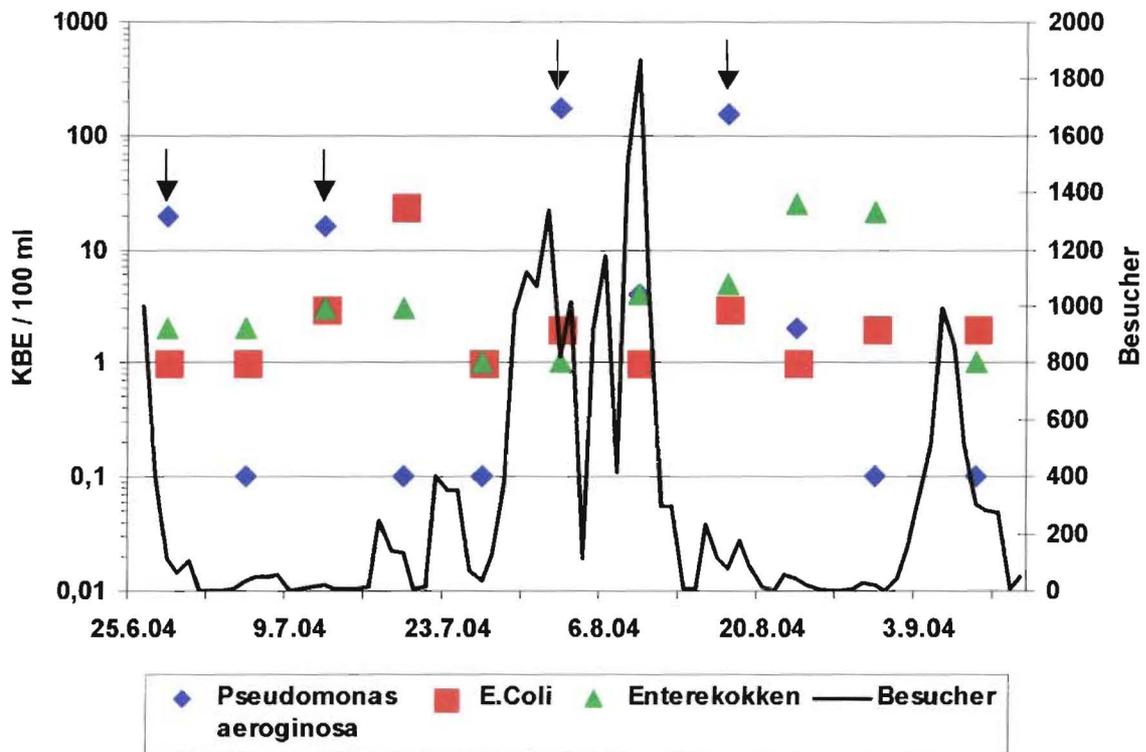


Abbildung 22: Mittelwerte der wöchentlichen Hygieneüberwachung der Jahre 2004 und 2005 im Vergleich zu den Besucherzahlen.

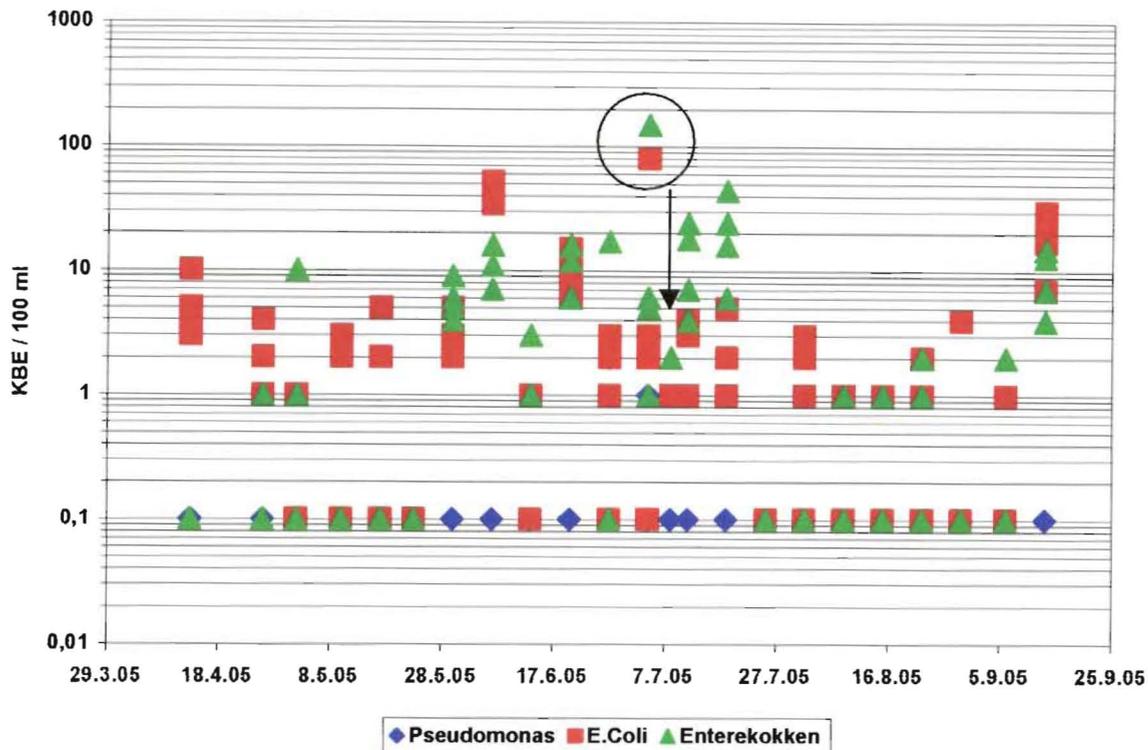


Abbildung 23: Einzelwerte der 4 Messpunkte für die Hygieneüberwachung im Becken in 2005

Nachdem sich bei den Untersuchungen im Jahr 2004 gelegentlich *Pseudomonas aeruginosa* nachweisen ließ, aber kein Zusammenhang zwischen der Kontamination des Beckenwassers und den Filterabläufen nachweisen ließ, wurde in 2005 neben der offiziellen Hygieneüberwachung das Wasser zusätzlich auf die allgemeine mikrobielle Kontamination an Hand der Koloniezahl kontrolliert. Die Koloniezahl ist ein seit Jahrzehnten bewährter hygienisch-mikrobiologischer Untersuchungsparameter, um Wasser auf seine mikrobielle Kontamination hin zu beurteilen, sowie die Reinigungsleistung von Filtern festzustellen. Die Ergebnisse sind in der Tabelle im Anhang wiedergegeben.

Die Mittelwerte in Tabelle 4 zeigen eine gleichmäßige Kontamination an allen Probenahmestellen (B1 bis B6) sowohl nach Bebrütung bei 20°C und 36°C. Die Filterabläufe F1-F3 weisen eine nur geringe (1/3 bis 1/4) Reduktion der Koloniezahl auf. Die Bodenfilter besitzen scheinbar damit nicht die Reduktionsleistung wie nach der FLL-Empfehlung vorgesehen. Die Reduktion um den Faktor 10 der FLL-Empfehlung ist als Mindest-Reinigungsleistung anzusehen. Die Reinigungsleistung der Filter sollte optimiert werden. Die UV-Desinfektion führt noch einmal zu einer Reduktion der Koloniezahlen.

Die UV Lampe wurde im Bypass betrieben, es wurde also nur ein Teilstrom über das UV Licht desinfiziert.

Der Verdünnungseffekt ist erkennbar. Zur genaueren Abschätzung der UV Lampen Leistung müsste das Verhältnis Bypass- und Hauptvolumenstroms bekannt sein.

Tabelle 4: Mittelwerte der Messung der Koloniebildenden Einheiten in der Badesaison 2005

	Mittelwerte vom 13.6.05 bis 13.9.05	
	KBE /mL 20°C	KBE /mL 36°C
B 1	233	646
B 2	216	358
B 3	278	477
B 4	217	446
B 5	251	432
B 6	198	376
F 1	112	100
F 2/3	66	136
F3	48	132
Reinwasser	125	151
nach UV	110	54

Um die mit den koloniebildenden Einheiten gemessene Reinigungsleistung des Filters zu „überprüfen“ wurden Ende August 05 neben den offiziellen Überwachungsparametern im Beckenwasser zusätzliche Proben abends und morgens entnommen. Damit sollte die Belastung des Wassers nach einem Badetag und die Reinigungsleistung des Filters besser nachvollziehbar werden (Abbildung 24).

Am 30.8. zeigte sich bei sämtlichen Hygieneparametern am Spätnachmittag im Becken bei rund 700 Badegästen kaum eine Belastung des Wassers. Die hygienischen Bedingungen am 31.8. um 11:20 Uhr zeigen gegenüber dem Vortag erwartungsgemäß keinen nennenswerten Unterschied. Die Keimbelastung des Beckenwasser verharrt auf einem sehr niedrigen Niveau.

Am gleichen Tag um 17:50 Uhr jedoch, nachdem über 1.400 Badegäste das Bad besucht haben, steigt die Belastung bei sämtlichen Parametern um rund eine Zehnerpotenz. Diese Belastung ist am nächsten Tag wieder abgebaut. Bei dieser Messung ist im Gegensatz zur wöchentlichen Beprobung auch ein Anstieg am 31.8. von *Pseudomonas aeruginosa* zu erkennen. Ob dies auf den relativ hohen Besucherandrang zurückzuführen ist kann mit einer Messung nicht geklärt werden.

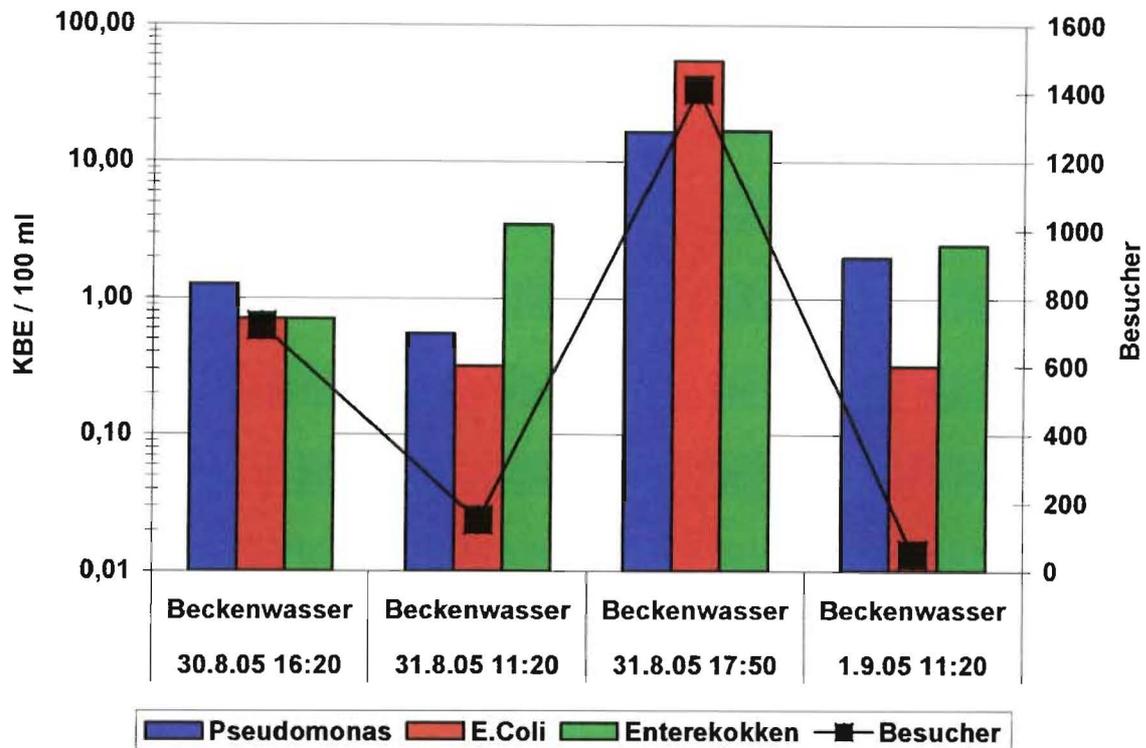


Abbildung 24: Betrachtung der hygienischen Belastung des Beckenwassers im Tagesverlauf

5.7.2 Reinwasser

Insgesamt wurden 60 Messwerte des Reinwassers in 2005 an 20 Terminen erhoben. Dabei wurde der Wert von 0 KBE / 100 ml insgesamt 16 mal nicht eingehalten. Während im Reinwasser nur einmal der Wert von 2 *Pseudomonas aeruginosa* festgestellt wurde, kam es bei den Parametern *E. coli* und Enterokokken 7 bzw. 8 mal zu Werten ungleich 0 KBE / 100 ml.

Eine eindeutige Abhängigkeit von den Besucherzahlen ist dabei nicht festzustellen. Der höchste gemessene Wert wurde vor der Baderöffnung, also ohne Besucher ermittelt. Auch die Umwälzleistung und damit die Filterbelastung hatte keinen eindeutigen Einfluss auf die Reinwasserqualität. Sie spiegelt in etwa die Besucherzahl wieder.

Bei hohen Besucherzahlen wurde die Umwälzleistung erhöht, um einen schnellen Wasser-austausch zu realisieren.

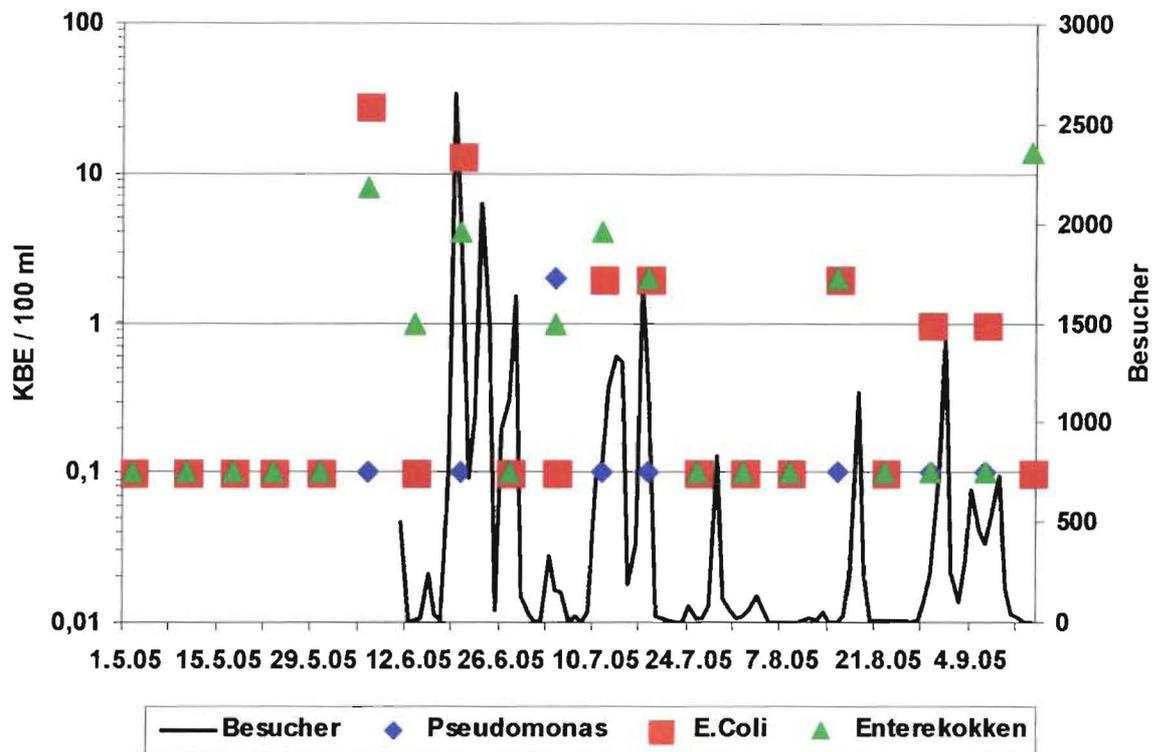


Abbildung 25: Hygieneparameter im Reinwasser in 2005 im Vergleich zu Besucherzahl

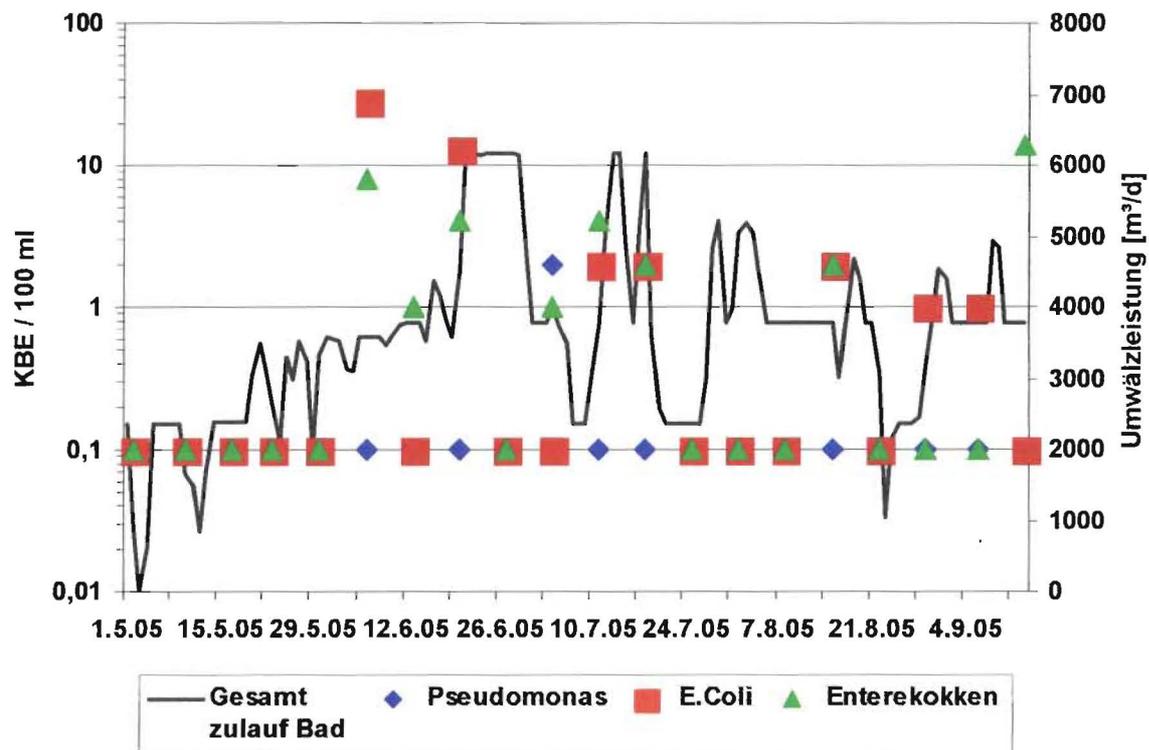


Abbildung 26: Hygieneparameter im Reinwasser in 2005 im Vergleich zur Umwälzleistung

5.8 Säulenversuche

Die Säulenversuche dienten dazu, verschiedene Materialien sowie unterschiedliche hydraulische Frachten sowie Beschickungsszenarien zu überprüfen. Insgesamt wurden 5 verschiedene Materialien getestet, wobei 2 davon im engeren Sinne rein für die P - Reduktion vorgesehen waren.

In der ersten Hälfte des Säulenversuchs wurden die Säulen vertikal von oben nach unten durchflossen. In der zweiten Hälfte wurden die Abläufe jeder Säulen mit einem PTFE beschichteten als Trinkwasserschlauch zugelassenen Schläuchen bestückt. Der Auslauf der Schläuche wurde bis zur Hälfte der Säulenhöhe hochgezogen. Dadurch war die untere Hälfte der Säulen permanent eingestaut. Die Beschickung erfolgte weiterhin von oben.

5.8.1 Phosphorkonzentration

Bei den sandigen Materialien konnte erwartungsgemäß keine gute Reduktionsleistung gegenüber Phosphor festgestellt werden. Unabhängig von der Beschickungsmenge bzw. der Beschickungsart schwankte die Ablaufkonzentration mehr oder weniger um die Zulaufkonzentration herum (Abbildung 27).

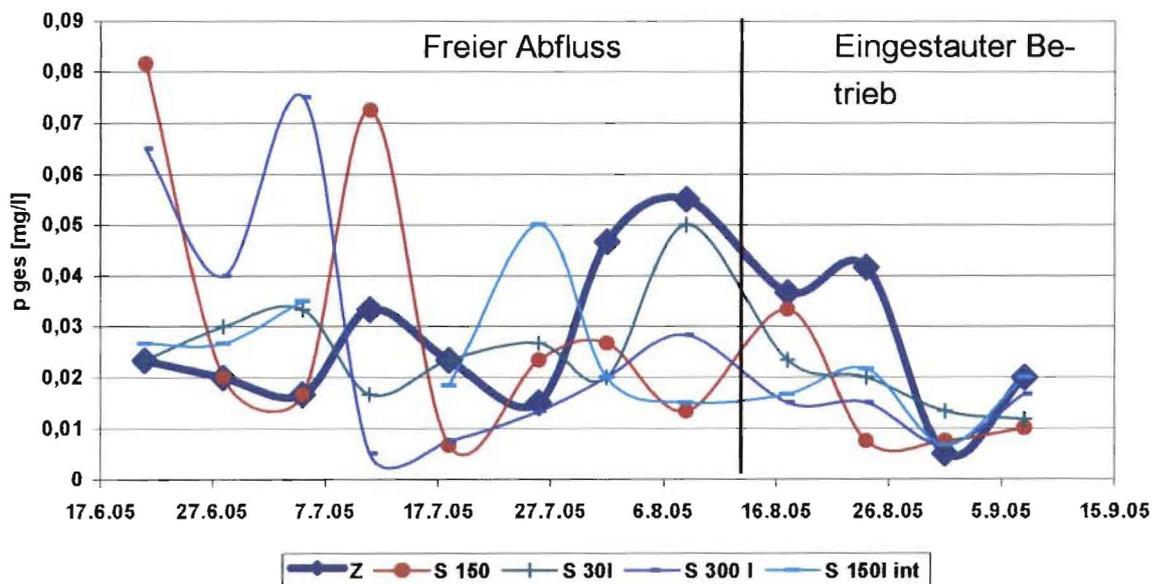


Abbildung 27: P_{ges} Ablaufkonzentration aus den mit Sand befüllten Säulen

Gerade zu Beginn der Versuche konnten sogar im Vergleich zur Zulaufkonzentration höhere Ablaufwerte festgestellt werden. Eventuell sind dafür Ausschwemmungen von Feinmaterial aus dem Sand verantwortlich.

Bei den technischen Materialien zeigte sich dagegen ein anderes Bild (Abbildung 28). Bis auf größere Schwankungen beim Material BT war eine Reduktion des P-Gehalts in der Regel feststellbar.

Bei Versuchsbeginn bis zur 3. Woche zeigten alle Materialien im Vergleich zum Zulaufwert ein schwankendes Verhalten. Nach der 3. Versuchswoche war bei den Materialien WW, D und BC jedoch der Ablaufwert im Vergleich zum Zulaufwert geringer.

Eine Ausnahme bildete das Material BC nach Umstellung der Säulen auf den halbeingestauten Betrieb. Hier kam es nach der Umstellung zu einem deutliche P Anstieg.

Das Material BC ist ein Mineralgemisch aus verschiedenen Fraktionen, welches bei der Herstellung im Backenbrecher gebrochen wird. Dadurch besitzt es einen höheren Anteil von Gesteinsmehl. Für die Probenahme wurde der Ablaufschlauch in der Regel zu dem auf dem Boden stehenden Probenahmegefäß geführt. Dadurch kam es innerhalb der Säule zu erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten. Wahrscheinlich hat dies zu einem Ausschwemmen von angelagerten Feinpartikeln geführt, welche mit P beladen waren. Bei den Materialien BC, WW und D war dieser Feinanteil nicht vorhanden.

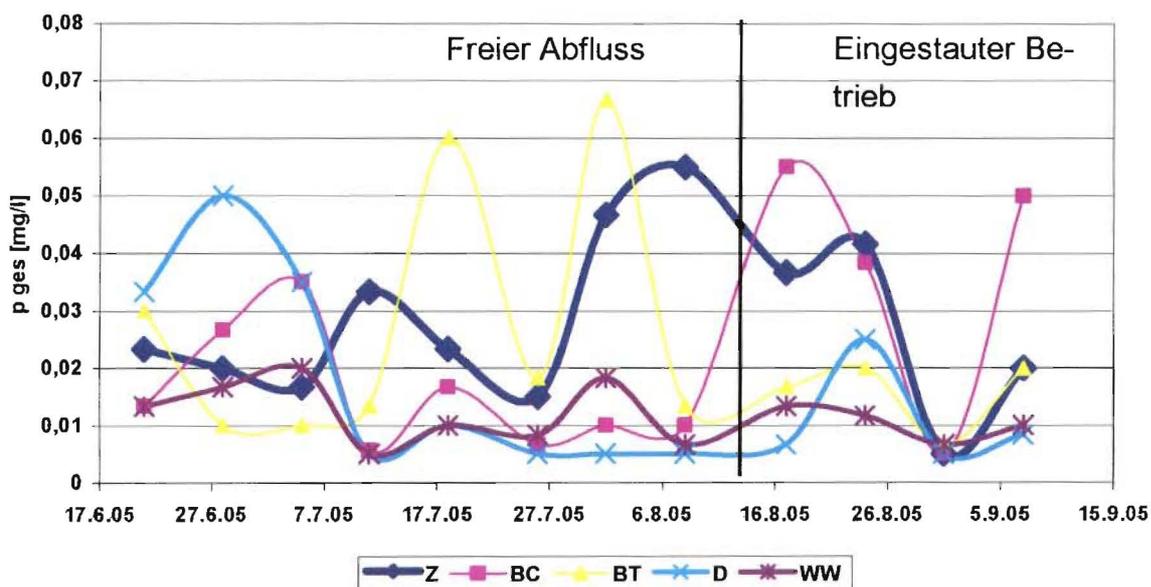


Abbildung 28: P_{ges} Ablaufkonzentration aus den mit verschiedenen technischen Materialien befüllten Säulen

5.8.2 Hygieneparameter

Bei den Hygieneparametern konnten in den Säulenversuchen sinnvolle Auswertungen nur für die coliformen Keime durchgeführt werden. Für die Überwachungsparameter E.coli, Enterokokken und Pseudomonas aeruginosa bestand das Problem, dass der Zulauf, welcher aus der Schwalkkammer des Bades generiert wurden, zu schwach belastet war, um im Vergleich zu den Ablaufkonzentrationen sinnvolle Auswertungen durchzuführen.

Die Zulaufkonzentration (Z) an coliformen Keimen lag dagegen in der Regel > 100 KBE / 100 ml. Sie wurde aufgrund der Darstellbarkeit willkürlich auf 500 KBE / 100 ml gesetzt.

Die Sandsäulen mit einer Beschickungsintensität von umgerechnet 150 und 300 l/m²/h zeigten die besten Reduktionsleistungen (Abbildung 29). Nach der Umstellung in den halbeingestauten Betrieb näherten sich alle 4 Säulen an. 4 Wochen nach der Umstellung nahm die Reduktionsleistung bei allen Säulen ab bis schließlich keine Reduktion im halbeingestauten Betrieb mehr festgestellt werden konnte.

Parallel zu den Untersuchungen von Labor 3 wurden von der Universität Bonn statt der gesamtcoliformen Keime die Koloniebildenden Einheiten gemessen. Die Untersuchungsergebnisse der Säulenfilter sind im Anhang für die Zeit vom 13.06. bis 13.09.2005 wiedergegeben. In Tabelle XX sind die Mittelwerte der Säulenversuche dargestellt. Bei den Filtern VF3, 4, 5, 6, 8 und 9 ist eine Reduktion um über 90% erzielt worden. Damit würden diese Filter wenigstens der Reduktionsleistung entsprechend der FLL-Empfehlung genügen. Bei den Filtern VF 10, 13, 18, 19,20 und 22 kommt es nicht zu einer Reduktion, sondern zu einem Anstieg der Koloniezahl im ablaufenden Wasser. Es ist davon auszugehen, dass es in den Filtern zu einer Vermehrung der Mikroorganismen kommt, die sich direkt dem Wasser mitteilt. Die Säulenversuche haben zusätzlich zu den Untersuchungen an den Filtern in dem Bad gezeigt, dass die Aufbereitung bei naturnahen Bädern nicht den gewünschten Stand hat.

Zulauf Mittelwert		KBE /mL 20°C		KBE /mL 36°C	
		1073		985	
Säule	Material, Fracht, Beschickung	Ablauf	%	Ablauf	%
		Mittelwert	Reduktionsleistung	Mittelwert	Reduktionsleistung
		KBE/100ml	bzw. Anstieg	KBE/100ml	bzw. Anstieg
VF 1	Sandfilter, 30 L, kontinuierlich	300	28	233	24
VF 2	Sandfilter, 30 L, kontinuierlich	563	52	574	58
VF 3	Sandfilter, 30 L, kontinuierlich	190	18	125	13
VF 4	Sandfilter, 150 L, kontinuierlich	242	23	364	37
VF 5	Sandfilter, 150 L, kontinuierlich	175	16	184	19
VF 6	Sandfilter, 150 L, kontinuierlich	96	9	77	8
VF 7	Sandfilter, 300 L, kontinuierlich	214	20	150	15
VF 8	Sandfilter, 300 L, kontinuierlich	133	12	153	16
VF 9	Sandfilter, 300 L, kontinuierlich	191	18	125	13
VF 10	Sandfilter, 150 L, intermittierend	1370	128	1262	128
VF 11	Sandfilter, 150 L, intermittierend	254	24	235	24
VF 12	Sandfilter, 150 L, intermittierend	248	23	215	22
VF 13	BC, 150 L, kontinuierlich	1453	135	613	62
VF 14	BC, 150 L, kontinuierlich	881	82	434	44
VF 15	BC, 150 L, kontinuierlich	961	90	499	51
VF 16	D, 150 L, kontinuierlich	735	68	367	37
VF 17	D, 150 L, kontinuierlich	371	35	367	37
VF 18	D, 150 L, kontinuierlich	1136	106	1407	143
VF 19	WW, 150 L, kontinuierlich	1975	184	1751	178
VF 20	WW, 150 L, kontinuierlich	2329	217	2309	235
VF 21	WW, 150 L, kontinuierlich	931	87	830	84
VF 22	BT, 150 L, kontinuierlich	2145	200	1698	172
VF 23	BT, 150 L, kontinuierlich	998	93	853	87
VF 24	BT, 150 L, kontinuierlich	865	81	983	100

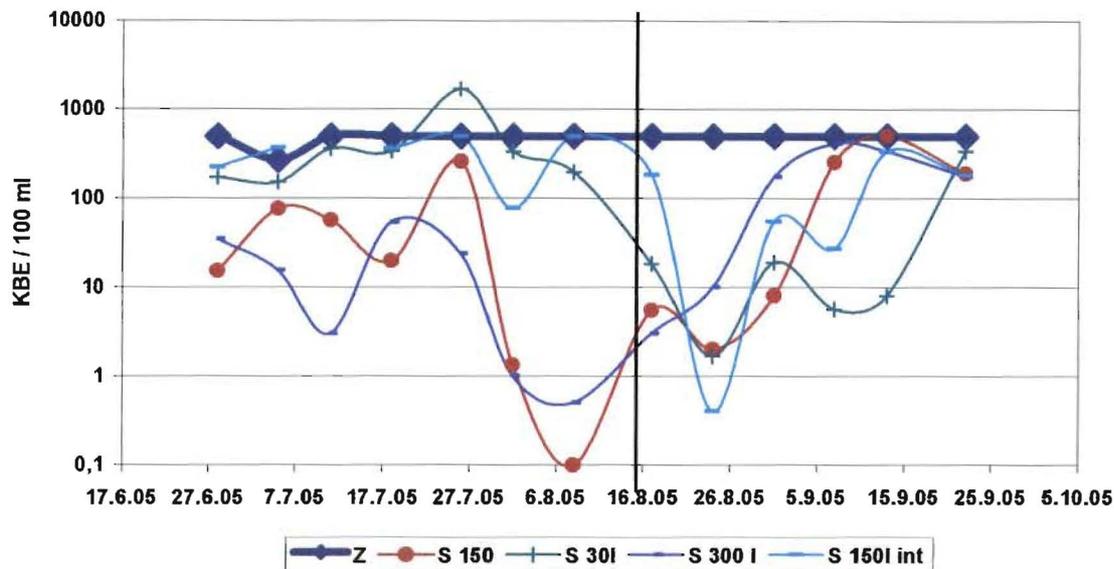


Abbildung 29: Gesamtcoliforme Keime im Ablauf der Sandsäulen mit verschiedenen Beschickungsintensitäten

Ursache dafür ist mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Verkeimung des Schlauchmaterials. Trotz des verwendeten Trinkwasserschlauchs mit PTFE Beschichtung zeigt eine Überprüfung deutliche Unterschiede bei der Messung vor und nach dem Schlauch.

Abbildung 30 zeigt die Messungen an den Abläufen der Sandsäulen mit unterschiedlichen hydraulischen Beaufschlagungen und Beschickungsszenarien. Während der Zulauf an coliformen Keimen > 100 KBE / 100 ml war und somit auf 500 gesetzt wurde, ergab sich bei den Ablaufmessungen ein deutlich unterschiedliches Bild.

Für diese Untersuchung wurde der Ablaufschlauch nach der Probenahme demontiert und eine weitere Probe direkt an der Schlauchtülle der Säule entnommen. Die Probenahmen mit Schlauch (mit Pfeilen markiert) zeigten alle um eine 10er Potenz höhere Belastung an.

In Folge des halbeingestauten Betriebs hat sich mit hoher Wahrscheinlichkeit trotz der PTFE Beschichtung im Schlauch ein Biofilm gebildet, welcher zu einer Verfälschung der Ablaufwerte führte.

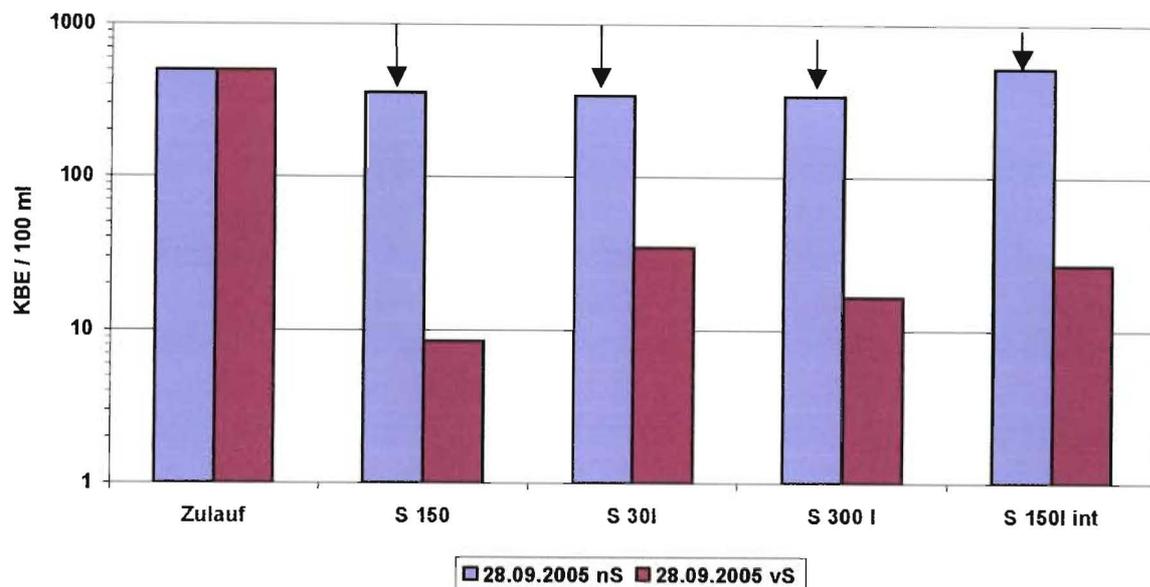


Abbildung 30: Gesamtcoliforme Keime im Ablauf der Sandsäulen vor und nach dem Ablaufschlauch gemessen, nS = nach dem Schlauch; vS = vor dem Schlauch direkt an der Säule

5.8.3 Trübung

Die technischen Materialien mit Ihren relativ groben Körnungen zeigten bei der Trübungsmessung keine Reduktion gegenüber dem Zulauf. Teilweise liegen die Trübungswerte im Säulenablauf sogar über dem des Zulaufs. Insgesamt ist ein Trübungswert von 0,3 bis 0,5 Trübungseinheiten Formazin (Te/F) jedoch ein sehr guter Wert und liegt unterhalb des Trinkwassergrenzwertes von 1 Te/F.

Demgegenüber schafften die Säulen mit sandigem Material trotz der geringen Zulaufstrübung in der Regel eine weitere Reduktion der Trübung. Auffällig ist die im Vergleich zum Zulauf höhere Trübung nach der Umstellung auf den halbeingestauten Betrieb. Hier ist zu vermuten, dass durch die Probenahme, bei der der Ablaufschlauch kurzfristig auf das Höhenniveau des Ablasshahns gebracht wurde, der Sog in den Säulen angelagerte Feinmaterialien los riss, was zu den nach der Umstellung leicht erhöhten Trübungswerten führte.

Die diskontinuierlich beschickte Sandsäule zeigte im Vergleich mit den anderen Sandsäulen die schlechtesten Ablaufwerte. Die gleiche Wassermenge, die auf die 150 l Säulen bei 24 Beschickungen am Tag aufgebracht wurde, wurde bei den diskontinuierlichen Säulen bei nur 4 Beschickungen aufgebracht. Durch diese hohe hydraulische Beaufschlagung wurden wahrscheinlich Feinpartikel mit aus dem Ablauf ausgeschwemmt.

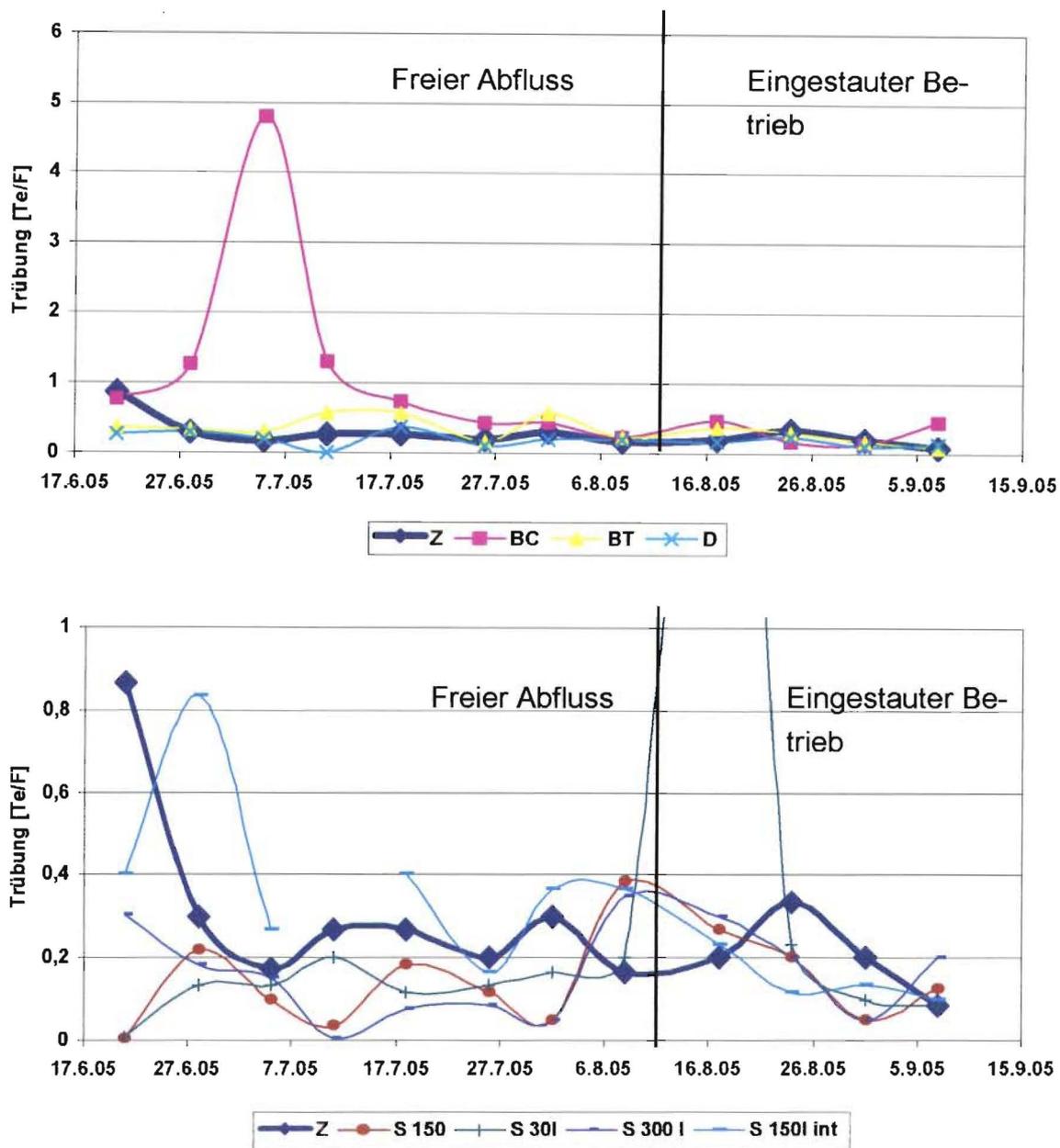


Abbildung 31: Trübung im Ablauf der Sonden im Vergleich zum Zulauf bei den verschiedenen Säulen (technische Materialien oben, Säulen mit Sandfüllung unten)

5.9 Meteorologie

Meteorologische Messungen wurden vor allem in Hinblick auf die Windeinwirkung und die dadurch erzeugte Durchmischung im Schwimmbecken durchgeführt. Das für die Schwimmbaduntersuchungen entwickelte Simulationsmodell kann optional den Einfluss des Windschubes auf Transport und Durchmischung berücksichtigen. Hierfür ist es aber wichtig, dass möglichst lokale Windmessungen zur Verfügung stehen, da die Windabschirmung durch Bäume oder Ablenkung durch Geländeeigenschaften (z. B. Taleinschnitt) einen erheblichen Einfluss auf das lokale Windregime haben können. Vor diesem Hintergrund sind Windmessungen von meteorologischen Stationen, die in größerer Entfernung zum Untersuchungsort stehen, nur sehr bedingt verwertbar.

Als weitere meteorologische Parameter für Modelluntersuchungen kommen die Lufttemperatur und die Globalstrahlung in Frage. Beide Parameter wurden ebenfalls von der Wetterstation erfasst und können, sofern erforderlich, als Randbedingungen in den Schwimmbadsimulationen berücksichtigt werden.

Da die meteorologischen Messdaten vornehmlich für die Interpretation der Messergebnisse genutzt und nicht in die Simulation einbezogen wurden, sind an dieser Stelle als Beispiel die Messergebnisse von Solarstrahlung und Wind (Richtung und Geschwindigkeit) dargestellt.

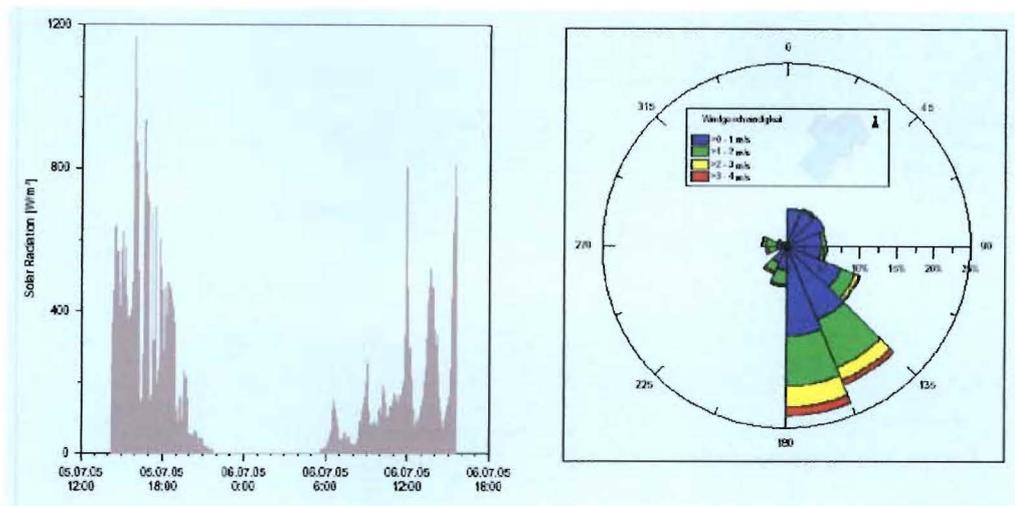


Abbildung 32: Solarstrahlung (links) und Winddaten (rechts) gemessen im Juli 2005 im Naturschwimmbad Mettmann

5.10 Hydrophysik

Basierend auf den bereits existierenden Modellergebnissen wurde festgelegt, welche hydrophysikalischen Messungen sinnvollerweise an welchen Lokationen im Schwimmbecken durchgeführt werden sollten. Diese Herangehensweise erlaubte es gezielt, die für die Modellverifikation und Validierung notwendigen Datensätze zu erfassen und damit den Messaufwand zu minimieren.

5.10.1 Strömungsmessungen

5.10.1.1 Akustischer Vektor-Strömungsmesser (ADV)

Die akustischen Vektor-Strömungsmesser wurden für punktuelle Strömungsmessungen sowohl im Bereich der Düsen als auch im offenen Wasser eingesetzt. Hierbei musste festgestellt werden, dass aufgrund der starken Turbulenzen im Düsenbereich, die ADV-Messungen nur nach statistischer Bearbeitung auswertbar waren (siehe Abbildung 33 und Abbildung 34).

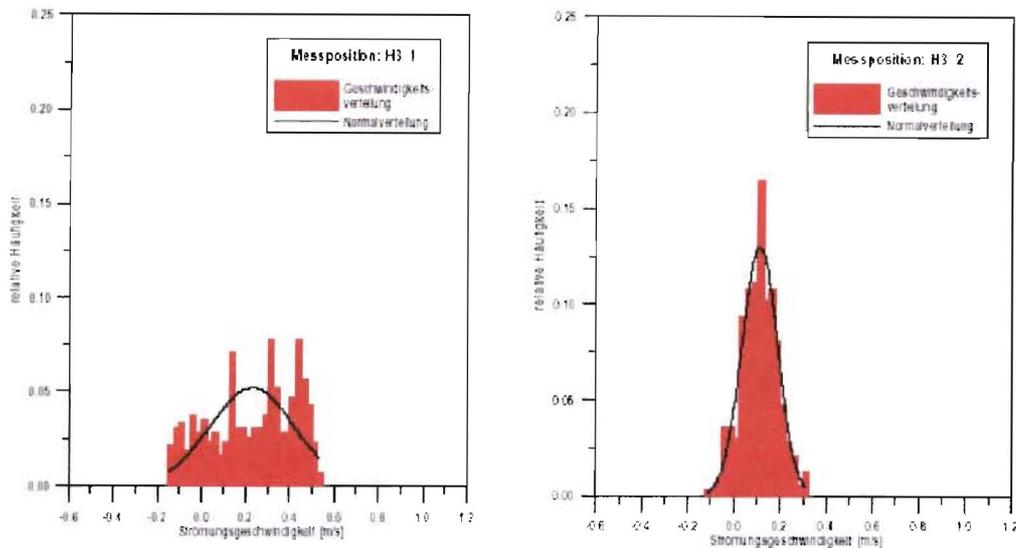


Abbildung 33: Strömungsgeschwindigkeitsspektren an 2 Horizontaldüsen (ADV-Messungen).

Den Verteilungskurven aus Abbildung 21 kann man entnehmen, dass die Ausströmgeschwindigkeiten an dem Horizontaldüsen bei 26 cm/s (linke Kurve) und 17 cm/s (rechte Kurve) liegen. Generell konnte festgestellt werden, dass die Messergebnisse des ADV (akustisches Messung) gut mit denen des Ott-Flügels (mechanisches Messprinzip) übereinstimmen.

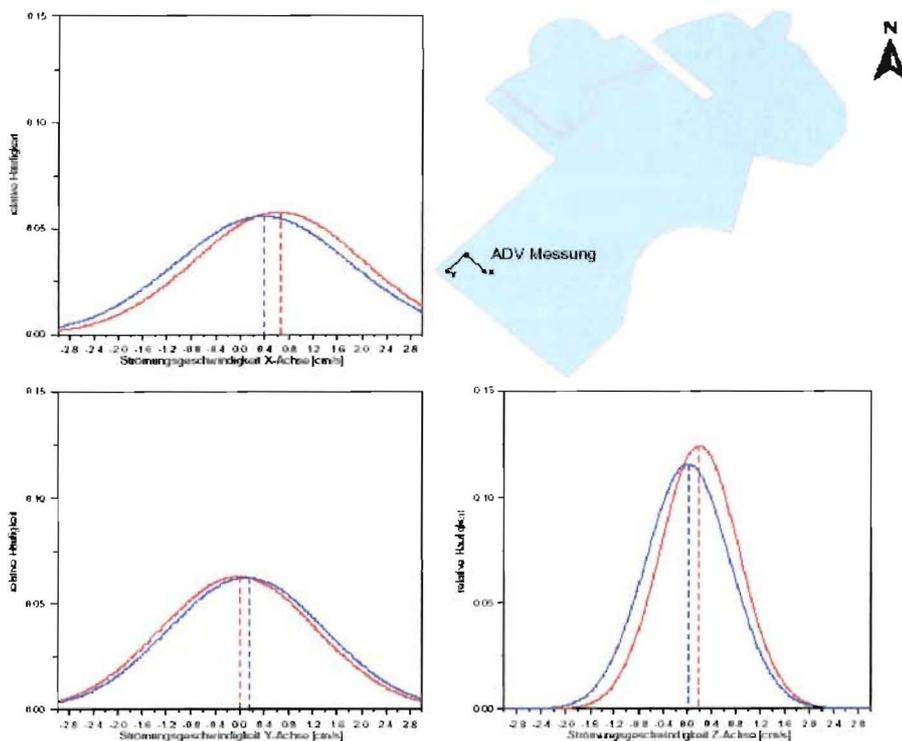


Abbildung 34: Strömungsgeschwindigkeitsspektren im offenen Becken (ADV-Messungen).

Die in Abbildung 34 gezeigten Verteilungskurven zeigen, dass die Beträge der horizontalen Strömungsvektoren im offenen Becken zwischen 0,1 und 0,7 cm/s und die Vertikalkomponente zwischen 0 und 0,2 cm/s liegen. Diese Werte stimmen sowohl mit den ADCP-Messdaten als auch mit den Modellergebnissen im Tiefenwasser (Wassertiefe: 1,8 m, Mess-tiefe: 1,15 m) gut überein.

Die blaue Linie gibt die Strömungsgeschwindigkeiten bei ungestörtem Strömungsregime an. Die rote Linie wurde gemessen während ein Schwimmer das Strömungsregime störte.

Es sei noch angemerkt, dass (bis auf den Austrittsbereich der Düsen, wo starke Turbulenzen die Messungen störten) die Messdaten der eingesetzten Strömungsmesser recht gut mit den Modellergebnissen übereinstimmten.

5.10.1.2 Mechanischer Flügelströmungsmesser (Ott-Flügel)

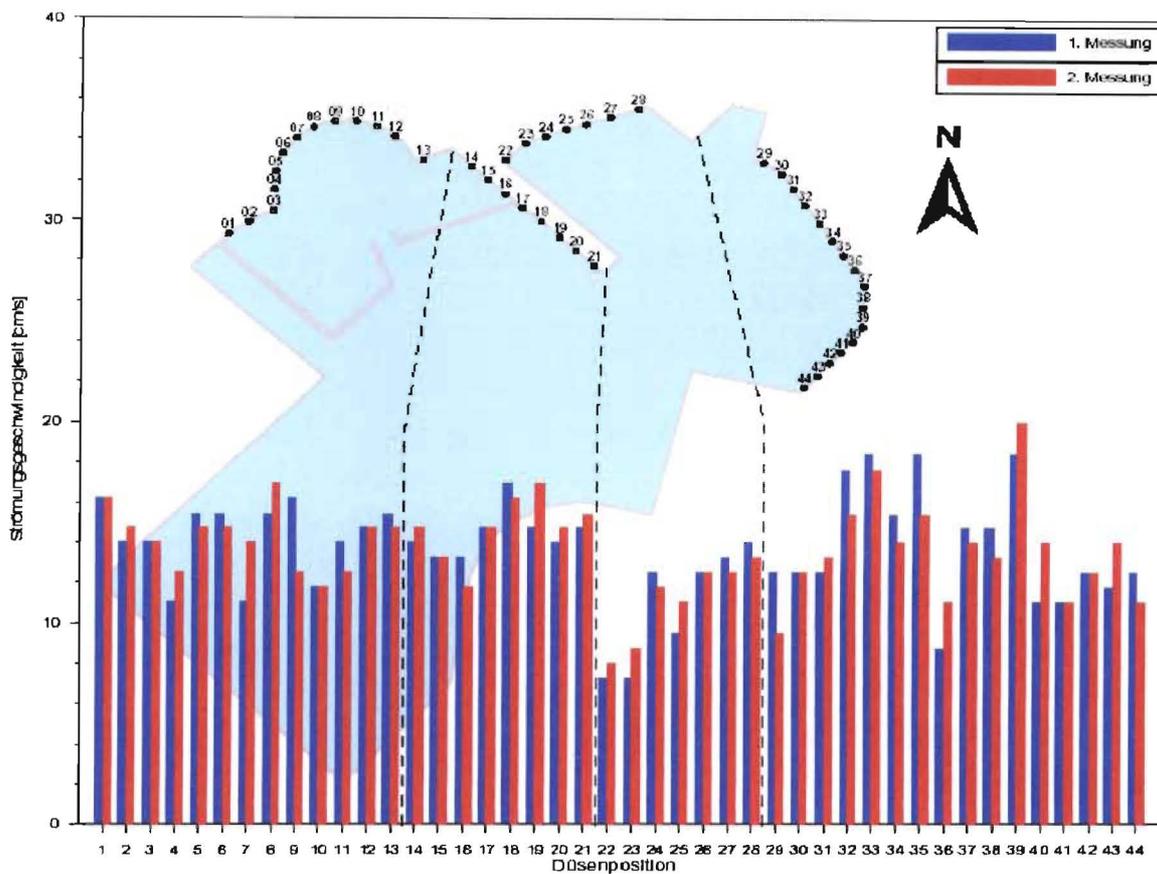


Abbildung 35: Ausströmungsgeschwindigkeiten an den Beckenranddüsen (Ott-Flügel-Messungen).

Um dem Einfluss der turbulenten Ablösewalzen im Bereich der Düsenränder während der Messung zu minimieren, wurde der Rotor des Ott-Flügels zentral in 5 cm Entfernung vor der Düsenöffnung positioniert. Jede Messung wurden aus Redundanzgründen zwei Mal durchgeführt (blaue und rote Balken in Abbildung 35).

Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass die Ott-Flügel-Messungen an den jeweils selben Düsen reproduzierbar waren. Allerdings weisen die dort gemessenen Ausströmgeschwindigkeiten eine erhebliche Varianz auf (7 - 21 cm/s).

Wahrscheinliche Erklärungen hierfür sind:

- Die Ausströmrichtung der Düsen ist nicht immer senkrecht zur Austrittsöffnung (Auslenkung durch Fremdkörper wie z. B. Laub)
- Die Ausströmgeschwindigkeit ist aufgrund von Fremdkörpern (Laub vor den Düsen) unterschiedlich stark.

5.10.1.3 Akustischer Strömungsprofiler (ADCP)

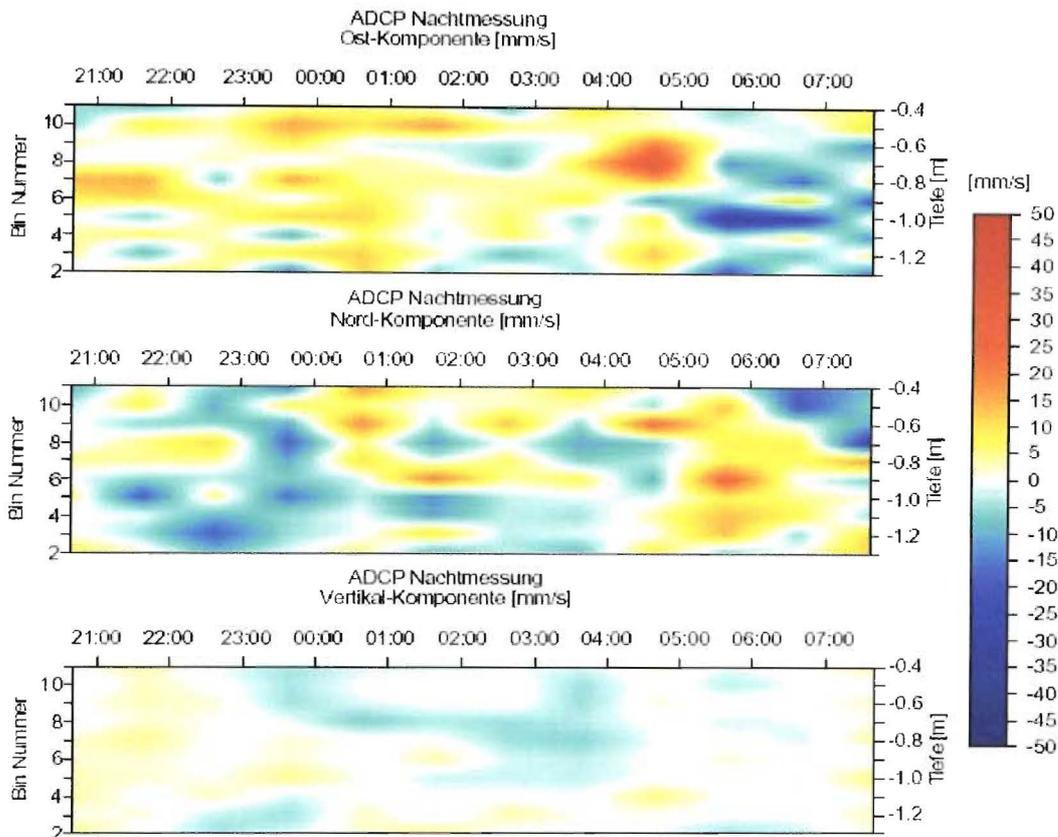


Abbildung 36: Messergebnisse der ADCP - Nachtmessung (vertikal – Wassertiefe; horizontal Zeitachse)

Die hier gezeigten Ergebnisse zeigen, dass der ADCP bei den im Schwimmbecken vorherrschenden sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten, an die Grenzen seiner Auflösungsmöglichkeiten stößt. Trotzdem zeigte es sich, dass das Gerät auch an seinen Grenzen noch zuverlässig Geschwindigkeiten, generelle Trends und Zustandsänderungen registriert.

Abbildung 36 gibt die Ergebnisse (Nord-, Ost- und Vertikal-Komponente) einer Nachtmessung des ADCP wieder. Die Beträge der Strömungsvektoren liegen in der Regel zwischen -1.5 und +1.5 cm/s (horizontal) und zwischen -0.3 und +0.3 cm/s für die Z-Komponente. Die Maximalwerte der horizontalen Strömung liegen bei +/- 4 cm/s. Diese Werte stimmen gut mit den Modellergebnissen überein.

Die Richtungsänderung (Umschlag von gelb auf blau) gegen 6 Uhr morgens in der mittleren Grafik (Nord-Süd-Komponente) korreliert gut mit dem Beginn der erhöhten Wasserzufuhr um 6 Uhr.

Mikrostrukturmessungen (MST)

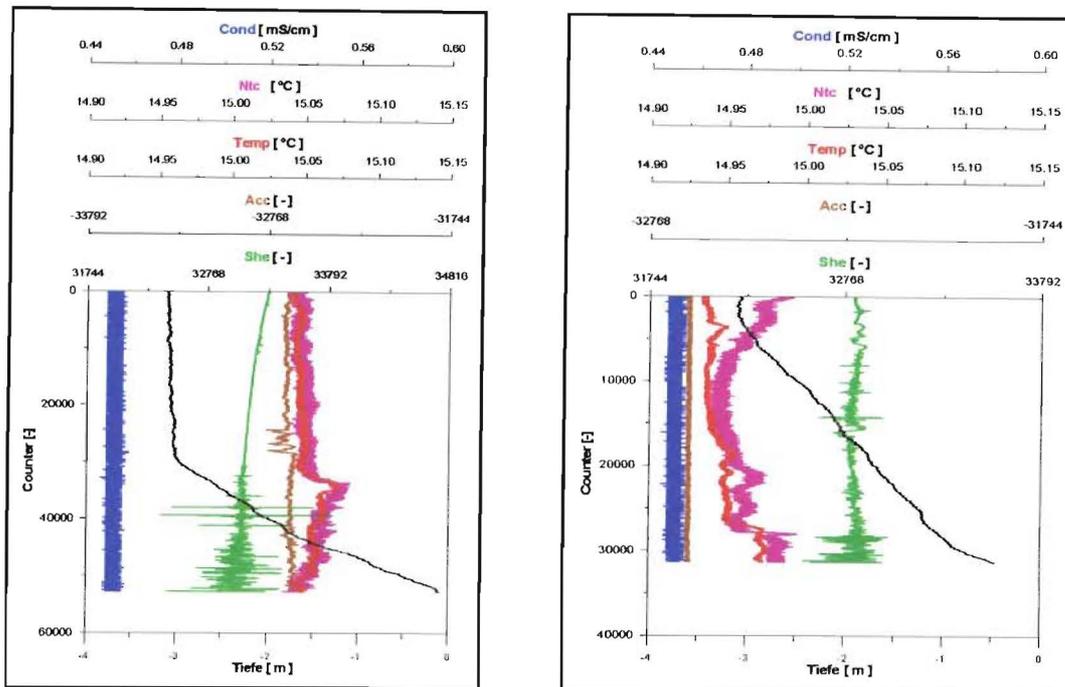


Abbildung 37: Messdaten der MST-Sonde – Geringe Wasserzufuhr (Nachtbetrieb) links und erhöhte Wasserzufuhr (Tagbetrieb) rechts

Es konnten während der MST-Messungen nur gelegentlich geringfügige Temperaturschichtungen festgestellt werden (siehe Abbildung 37, NC und Temp). Da diese Messungen im Juli 2005 ohne nennenswerten Babelbetrieb durchgeführt wurden, kann davon ausgegangen werden, dass diese leichten Schichtungsansätze bereits als „worst case“ angesehen werden können.

Aus den Scherungsdaten in

Abbildung 37 (She, grüne Kurve) wird ersichtlich, dass die wesentliche Scherung (kleinskalige Turbulenzen) im oberflächennahen Bereich (bis ca. 1 m Wassertiefe) auftrat. Es ist aber zu sehen, dass auch im tiefen Wasser (wenn auch in geringerem Maße) Scherung und damit Durchmischung gemessen wurde.

Generell ist aber festzustellen, dass die Durchmischung im Schwimmbecken mit den bisherigen Untersuchungen (Strömungs- und Turbulenzmessungen) nur punktuell an den ausgewählten Messpositionen erfasst werden konnte. Diese Fragestellung wurde dann in der letzten Messkampagne im Oktober 2005 mit umfangreichen Tracer-Versuchen (URANIN) näher untersucht. Es soll noch darauf hingewiesen werden, dass der Tracer URANIN in den während der Ausbreitungsversuche benutzten geringen Konzentrationen als gesundheitlich und ökologisch unbedenklich angesehen werden kann.

5.10.2 Tracertests

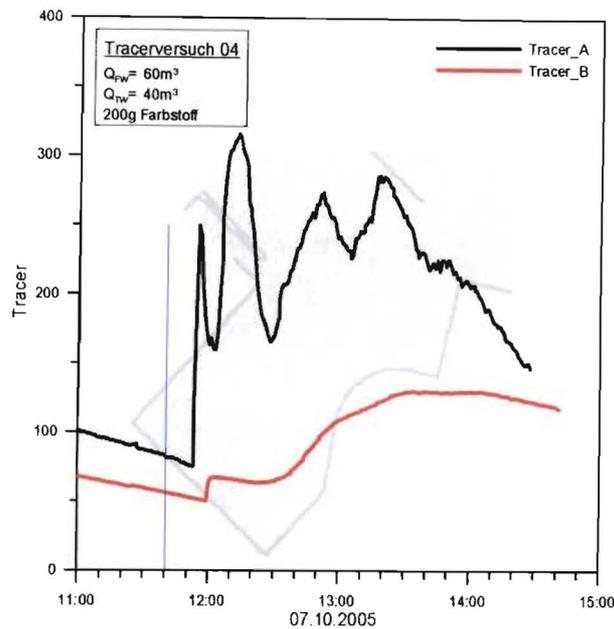


Abbildung 38: Fluoreszenzkonzentrationskurven gemessen am zentralen Ablaufschacht (schwarz) und am Ablauf des Bodenfilters (rot). Die blaue Linie markiert den Beginn des Tests.

Während die eingesetzten Strömungsmessgeräte nur punktuelle Daten oder allenfalls Profilmessungen liefern konnten, bot sich mit dem fluoreszierenden Tracer URANIN die Möglichkeit, sowohl punktuelle Konzentrationsmessungen durchzuführen als auch per Film- und Photoaufnahmen flächendeckende Ausbreitungsbilder (siehe Abbildung 39) zu gewinnen.

Die Kombination von photographischer Dokumentation und Konzentrationsmessungen mit dem hoch genauen Fluorometer bietet die Möglichkeit, die komplexen Transport-, Ausbreitungs- und Durchmischungsvorgänge im Leitungs- und Beckensystem verständlich zu erfassen. Neben den Strömungsdaten zur Validierung der Modellergebnisse lieferten die Tracerversuche somit die wichtigsten Informationen, um das hydrodynamische Simulationsmodell zu kalibrieren und optimieren. Außerdem boten sie für die Ingenieure/Konstrukteure erstmals auch belastbare Messwerte/Informationen über Fließgeschwindigkeiten und Verweilzeiten in den verschiedenen Abschnitten des Gesamtsystems.

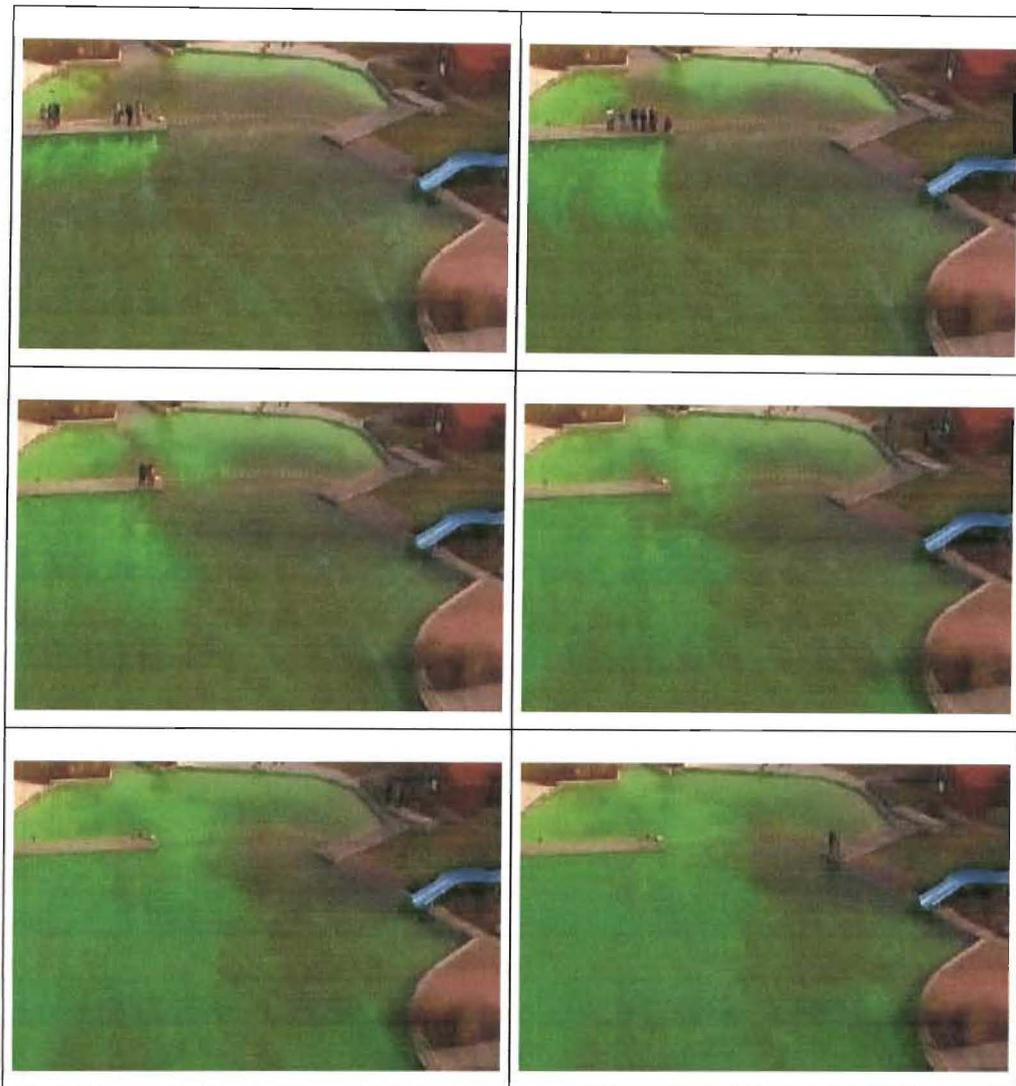


Abbildung 39: Ausbreitungsverteilung des Tracerfarbstoffs (Zeitdauer 1 Stunde)

5.11 Optimierung des hydrodynamischen Modellsystems

Hintergrund und wesentlichstes Ziel der zuvor beschriebenen meteorologischen und hydrophysikalischen Messungen ist die Optimierung und die Feinabstimmung des hydrodynamisch-numerischen Modellsystems. Grundsätzlich kann man zwar davon ausgehen, dass die im Modell benutzten Ansätze und Algorithmen zu sinnvollen, die natürlichen Prozesse wiedergebenden Ergebnissen führen. Andererseits ist jedes Modell und seine Ergebnisse jedoch immer von der Qualität der vorgegebenen Randbedingungen abhängig. Nur eine optimale Feinabstimmung zwischen den realen Randbedingungen und dem Modellsystem kann letztendlich zu optimalen Modellergebnissen führen.

Neben einer ganzen Reihe von kleineren Optimierungen und Anpassungen führten einige Erkenntnisse, die sowohl aus den Messergebnissen als auch aus den Diskussionen zur Gewässerhygiene gewonnen wurden, zu zwei wesentlichen Änderungen im Modellsystem:

Anhand der Strömungsmessungen, die vor den Düsen des Beckenrandes durchgeführt wurden, und aufgrund der Ergebnisse aus den Tracerversuchen, wurde der Algorithmus zur Steuerung des Zuflusses am Beckenrand optimiert. Während im ursprünglichen Modell der Zufluss am Beckenrand grundsätzlich vertikal zur Rechenzelle stattfand, wurde der Algorithmus jetzt so modifiziert, dass die Einströmrichtung vertikal zur Beckenwand ausgerichtet ist. Bei gerundeten Beckenrändern, die ja im Naturschwimmbad in Mettmann nicht gerade selten sind, ergibt sich hierdurch eine bessere (den natürlichen Gegebenheiten entsprechende) Führung der initialen Strömung.

In Abbildung 40 ist eine Momentaufnahme, die mit dem modifizierten Zufluss-Algorithmus gerechnet wurde, dargestellt.

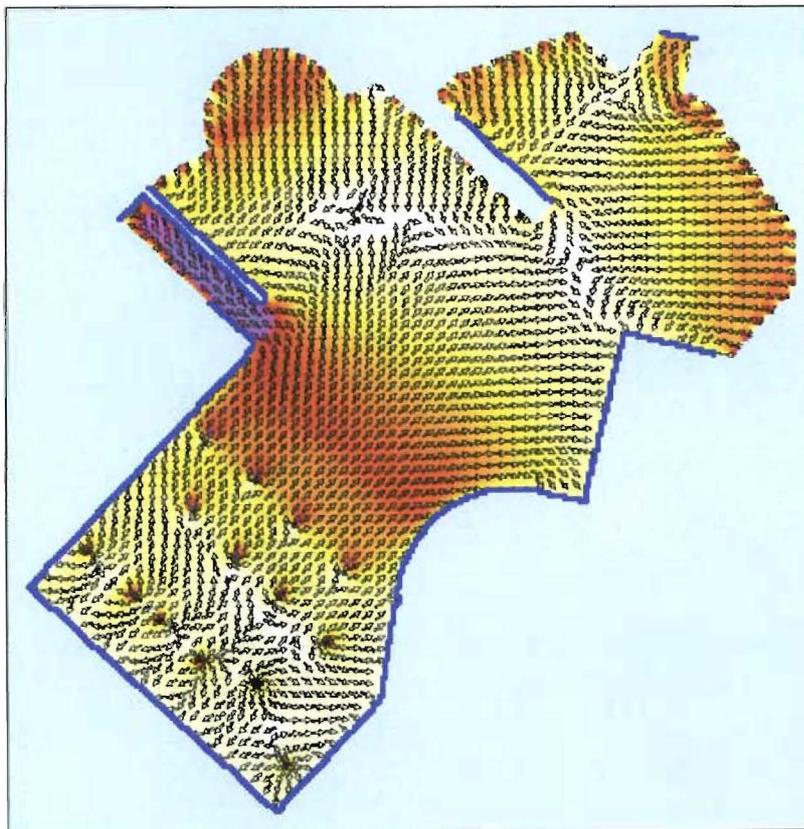


Abbildung 40: Momentaufnahme der Strömungsvektoren während einer Modellrechnung mit modifiziertem Zufluss-Algorithmus.

Aus den Diskussionen zur Gewässerhygiene ergab sich, dass Krankheitserreger, die in der Oberflächenschicht schwimmen, das größte Gefährdungspotential für den Badenden bieten. Vor diesem Hintergrund wurde das Modell so umgestellt, dass die Prozesse und Ergebnisse (z. B. Transporte und Verweilzeiten) in der Oberflächenschicht gezielt untersucht und dargestellt werden können.

In Abbildung 41 wird die Verweilzeit von Tracern im gesamten Wasserkörper mit der Verweilzeit in der Oberflächenschicht (oberste 30 cm) verglichen. Es ist eindeutig, dass sich mit dieser gezielten Betrachtungsweise ein bedeutend schnellerer Austausch für die Gefahrenzone in der Oberfläche ergibt. Während sich nach 24 Stunden im gesamten Wasserkörper (blau) noch ca. 20 % der Tracer befinden, enthält die Oberflächenschicht (magenta) nach diesem Zeitraum nur noch 2 % Tracer.

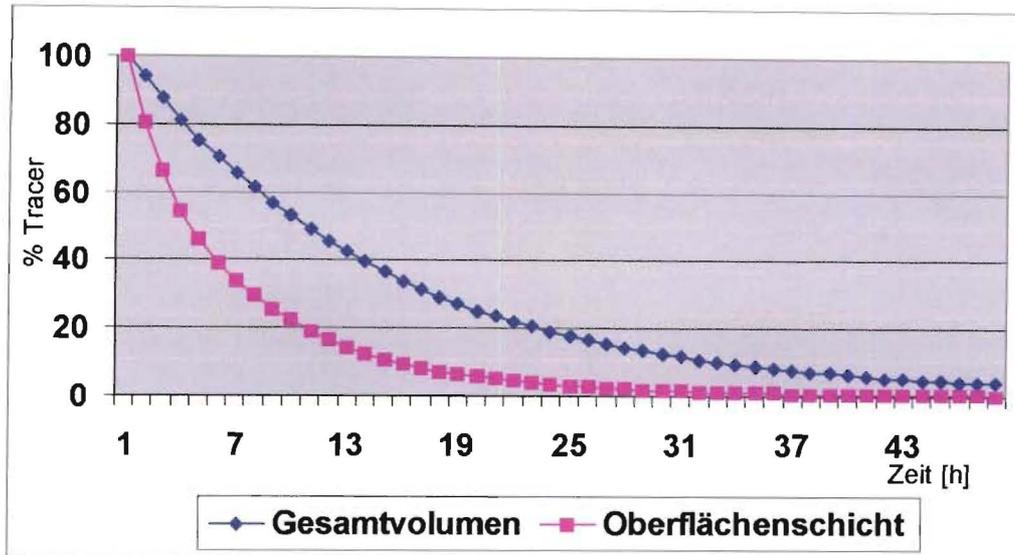


Abbildung 41: Gegenüberstellung der Verweilzeiten von Tracern im gesamten Wasserkörper (blau) und in der Oberflächenschicht (magenta).

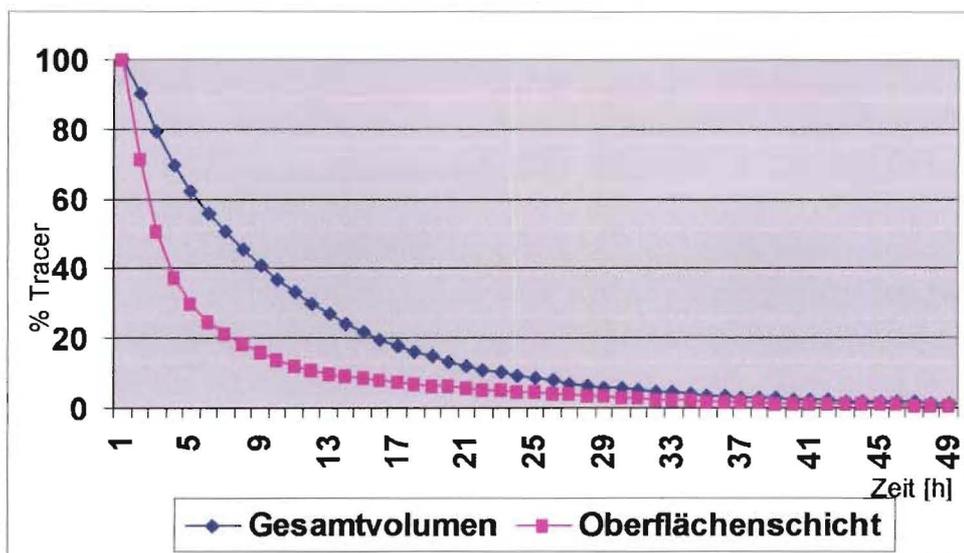


Abbildung 42: Gegenüberstellung der Verweilzeiten von Tracern im gesamten Wasserkörper (blau) und in der Oberflächenschicht (magenta) bei gleichförmiger Einleitung über Flach- und Tiefwasserdüsen.

6 Zusammenfassende Diskussion

Die anorganischen Untersuchungen des Badewassers in Mettmann zeigen, dass der verwendete vertikale Bodenfilter zu jedem Zeitpunkt in der Lage war, die geforderten Grenzwerte einzuhalten bzw. sie deutlich zu unterschreiten.

Bei den Parametern Ammonium und Nitrat zeigte sich das erwartete Bild, während Ammonium durch die vertikalen Filter mit ihrer hohen Sauerstoffsättigung immer sehr gut nitrifiziert wurde, sind die Mechanismen des Nitratabbaus durch die hier durchgeführten Untersuchungen nicht eindeutig zu klären. Wenn man die dargestellten TOC Werte berücksichtigt, ist der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Wasser sehr gering und würde eine effiziente Denitrifikation behindern. Da es jedoch nicht zu einer Nitratanreicherung kommt, ist davon auszugehen, dass es vergleichbar zu gewachsenen Böden auch in der Rhizosphäre des Bodenfilters anaerobe Mikrokompartimente gibt, in welchem der Kohlenstoffanteil ausreichend hoch für eine Denitrifikation ist [Appuhn 2004].

Die Phosphatanalyse ergibt aufgrund der verschiedenen Laborergebnisse und der nur mäßig vorhandenen Korrelation mit der Sichttiefe ein indifferentes Bild. Die Ergebnisse zeigen, dass die alleinige Untersuchung von P_{ges} keine ausreichende Aussage über den ökologischen Zustand des Beckenwassers zulässt. Trotz eines P_{ges} Gehaltes von unter 10 $\mu\text{g/l}$ war die Sichttiefe teilweise deutlich unter 2 m und bei P_{ges} Gehalten von bis zu 50 $\mu\text{g/l}$ war eine Sicht bis zum Beckengrund auf 3,80 m vorhanden. Vor diesem Hintergrund ist der derzeitige empfohlene Richtwert von 10 $\mu\text{g/l}$ sehr ehrgeizig. Die Messunsicherheit ist wie dargestellt bei solch niedrigen Werten groß. Ein Richtwert von 30 $\mu\text{g/l}$ erscheint zur Beurteilung des Nährstoffgehaltes und der zu erwarteten Sichttiefe als ausreichend.

Das wesentlichste Ziel der hydrophysikalischen Messungen war die Bereitstellung von Basisdaten zur Optimierung des prognostisch hydrodynamischen Simulationsmodells. Des Weiteren sollten Informationen über das Strömungsregime im Allgemeinen und die Variabilität der Strömungsgeschwindigkeiten im Besonderen ggf. Hinweise über nicht gewünschte Kurzschlussströmungen für die Schwimmbadbauer, die Ingenieure des Herstellers, liefern. Hauptziel der hydrophysikalischen Arbeiten im Projekt war jedoch die Optimierung des eingesetzten hydrodynamischen Simulationsmodells.

Das prognostische hydrodynamische Modell konnte im Zuge der Arbeiten adaptiert und in Hinblick auf einige wichtige Algorithmen (z. B. Steuerung des Strömungsregimes über die Beckenranddüsen) optimiert werden. Im Übrigen wurde das hydrodynamische Schwimmbadmodell im Laufe des F&E-Projektes weitestgehend generalisiert, so dass es zukünftig mit weniger Aufwand für weitere Schwimmbadsimulationen eingesetzt werden kann.

Abschließend kann festgestellt werden, dass die zu erartenden Strömungen in Naturschwimmbädern mit Hilfe des hydrodynamischen Modells sicher simuliert werden können. Totzonen, also Bereiche ohne ausreichende Durchströmung lassen sich durch den Einsatz des Modells verhindern.

Bei der Hygiene war vor allem der Parameter *Pseudomonas aeruginosa* im ersten Betriebsjahr auffällig. Bei zwei Messungen lagen die Werte über 100 KBE / 100 ml. Eine mögliche Ursache ist der Umstand, dass während des ersten Betriebsjahres 2004 ein neuer Parkplatz neben den Filtern gebaut wurde. Des Weiteren waren die Dämme oberhalb des im Hang gebauten Filters noch nicht mit Gras eingesät. Beides führte vor allem bei Starkregenereignissen zu Einschwemmungen von Boden auf die Filter. Aus der Trinkwasserleitungssanierung ist bekannt, dass Bodeneinschwemmungen in z. B. gebrochene Rohrleitungen in der Folge häufig eine Keimbelastung nach sich ziehen.

In Mettmann wurde nach der Badesaison 2004 die oberste Filterschicht aufgrund des Erdeintrages ausgetauscht und die Dämme gesichert.

Daraufhin konnten in der gesamten Folgezeit keine Grenzwertüberschreitungen mehr registriert werden. In wiefern der Bodeneintrag tatsächlich für das Auftreten von *Pseudomonas aeruginosa* verantwortlich gemacht werden kann, war nicht zu klären. Auch die Ende 2004 durch die Universität durchgeführte Schwerpunktuntersuchung zu *Pseudomonas aeruginosa* brachte keinen Hinweis auf bevorzugte Wachstumsbereiche dieses Keims. Hier ist weitere Grundlagenforschung zu dem Auftreten dieses Keimes in Naturbädern notwendig.

Kulle 2005 bezweifelt generell die Eignung des ubiquitär vorkommenden Keims als Überwachungsparameter. Erste Vergleichsmessungen des Landes Niedersachsen zeigen, dass der Keim in natürlichen Gewässern im Vergleich zu Naturbädern offenbar seltener und wenn in geringen Konzentrationen vorzufinden ist [Heinmeyer 2005].

Die Grenzwerte der Parameter *E.coli* und Enterokokken wurden nicht überschritten. Innerhalb des Beckenkörpers wichen die Einzelwerte nur geringfügig voneinander ab. Das Wasser im Becken wurde im Minimum 0,7 mal und im Maximum 2 mal täglich umgewälzt. In allen Fällen genügte die vorhandene Beckendurchströmung für eine Vergleichmäßigung der Konzentrationen innerhalb des Beckens. Totzonen in Beckenbereichen und damit einhergehend höhere Keimkonzentration konnten nicht ausgemacht werden. In Folge dessen genügt in einem strömungsoptimierten Becken auch eine deutlich geringere Anzahl an Messpunkten zur Überwachung der Hygiene.

Auch wenn im Beckenkörper die Hygienewerte insgesamt sehr niedrig waren, konnte im Reinwasser nicht gesichert eine Reduktion der Belastung um eine Zehnerpotenz festgestellt werden. Messwerte von 0 KBE / 100 ml im Reinwasser waren nicht immer gegeben.

Die Reduktionsleistung bezieht sich auf die gleichzeitige Probenahme von Reinwasser- und Beckenwasserproben zum selben Zeitpunkt. Betrachtet man die Reinigungsleistung von einer Abendprobe zur Probe vom nächsten morgen, wird die Reduktionsleistung deutlicher. Über den Austrag des Wassers auf die Filter und die dort stattfindende Keimreduktion werden die Hygienewerte im Beckenwasser auf dem niedrigen Niveau stabilisiert.

7 Literatur

- Anonym (2002):** Abschlussbericht zur ökologischen Bilanzierung des Naturerlebnisbades Großenhain. Stadtverwaltung Großenhain. Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)
- Anonym (2003):** Empfehlung für Planung, Bau Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (FLL); Bonn
- Appuhn, Astrid (2004):** Die mikrobielle Besiedlung von Wurzeloberfläche und Rhizosphäre in ihrer Bedeutung für Stoffumsätze in Böden; Dissertation Universität Kassel, FB 11 Ökologische Agrarwissenschaften
- Baléo J. –N. and Cloirec P. (2000).** Validating a prediction method of mean residence time spatial distributions. *Am. Inst. Chem. Engs. J. V.* 46, N. 9, pp.675-683.
- Baumert, H. and K. Pfeiffer (1999):** Numerische Simulation des Schichtungs- und Vermischungsverhaltens von Baggerseen. Kolloquiumsvortrag, 11. November 1999, Mitt. Inst. Seenforschung Langenargen.
- Duwe, K., Fey, A. und E. Hollan (1999):** Mathematisches Modell des Alpenrhein-Einstroms in den Bodensee. Berichte Internationale Gewässerschutzkommission, Bodensee Nr. 50
- Fehr, G. (Hrsg.) (2003):** Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Texte des Umweltbundesamtes. Umweltbundesamt. Berlin
- Heinemeyer, (2005):** Vortrag EKO-PLANT Firmenjubiläum, unveröffentlicht
- Kulle, Peter (2005):** Pathogene Keime und Infektionsrisiko, Der Schwimmteich, Ausgabe 1
- Pfeiffer, K. D. and K. Duwe (1990):** Modelling of environment and water-quality relevant processes with combined Eulerian and Lagrangian models. In: Gambolati et al. (eds.), *Computational Methods in Surface Hydrology*, Springer, Berlin Heidelberg, New York, 113-118.
- Wichmann, H. (2001):** Ökologischen Bilanzierung des Umbaus eines herkömmlichen Sportbades in ein Naturerlebnisbad. Naturerlebnisbad Lauenstein e.V. Abschlussbericht über ein Umbauprojekt gefördert unter dem Az 14 349 durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)