

REPORT

Cicerostr. 24
D-10709 Berlin
Germany
Tel +49 (0)30 536 53 800
Fax +49 (0)30 536 53 888
www.kompetenz-wasser.de

Auswirkungen von
Mischwassereinleitungen auf die
Berliner Stadtspre
Project acronym: SAM-CSO

by
Mathias Riechel

for
Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Preparation of this report was financed in part through funds provided by



Berlin, Germany

2009

Important Legal Notice

Disclaimer: The information in this publication was considered technically sound by the consensus of persons engaged in the development and approval of the document at the time it was developed. KWB disclaims liability to the full extent for any personal injury, property, or other damages of any nature whatsoever, whether special, indirect, consequential, or compensatory, directly or indirectly resulting from the publication, use of application, or reliance on this document. KWB disclaims and makes no guaranty or warranty, expressed or implied, as to the accuracy or completeness of any information published herein. It is expressly pointed out that the information and results given in this publication may be out of date due to subsequent modifications. In addition, KWB disclaims and makes no warranty that the information in this document will fulfill any of your particular purposes or needs. The disclaimer on hand neither seeks to restrict nor to exclude KWB's liability against all relevant national statutory provisions.

Wichtiger rechtlicher Hinweis

Haftungsausschluss: Die in dieser Publikation bereitgestellte Information wurde zum Zeitpunkt der Erstellung im Konsens mit den bei Entwicklung und Anfertigung des Dokumentes beteiligten Personen als technisch einwandfrei befunden. KWB schließt vollumfänglich die Haftung für jegliche Personen-, Sach- oder sonstige Schäden aus, ungeachtet ob diese speziell, indirekt, nachfolgend oder kompensatorisch, mittelbar oder unmittelbar sind oder direkt oder indirekt von dieser Publikation, einer Anwendung oder dem Vertrauen in dieses Dokument herrühren. KWB übernimmt keine Garantie und macht keine Zusicherungen ausdrücklicher oder stillschweigender Art bezüglich der Richtigkeit oder Vollständigkeit jeglicher Information hierin. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die in der Publikation gegebenen Informationen und Ergebnisse aufgrund nachfolgender Änderungen nicht mehr aktuell sein können. Weiterhin lehnt KWB die Haftung ab und übernimmt keine Garantie, dass die in diesem Dokument enthaltenen Informationen der Erfüllung Ihrer besonderen Zwecke oder Ansprüche dienlich sind. Mit der vorliegenden Haftungsausschlussklausel wird weder bezweckt, die Haftung der KWB entgegen den einschlägigen nationalen Rechtsvorschriften einzuschränken noch sie in Fällen auszuschließen, in denen ein Ausschluss nach diesen Rechtsvorschriften nicht möglich ist.

Colophon

Title

Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Berliner Stadtspre

Authors

Mathias Riechel, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Quality Assurance

Pascale Rouault, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Andreas Matzinger, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Prof. Dr. Matthias Barjenbruch, Technische Universität Berlin

Publication / Dissemination approved by technical committee members

Christelle Pagotto, Veolia Eau

Cyrille Lemoine, Veolia Environnement Recherche & Innovation

Matthias Rehfeld-Klein, Senatsverwaltung für Gesundheit Umwelt und Verbraucherschutz Berlin

Dörthe von Seggern, Senatsverwaltung für Gesundheit Umwelt und Verbraucherschutz Berlin

Regina Gnirß, Berliner Wasserbetriebe

Kay Joswig, Berliner Wasserbetriebe

Erika Pawlowsky-Reusing, Berliner Wasserbetriebe

Nicolas Rampnoux, Veolia Environnement Recherche & Innovation

Emmanuel Soyeux, Veolia Environnement Recherche & Innovation

Yann Moreau-Le Golvan, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Deliverable number

D 6

Abstract (English)

Aim of this study is to evaluate the impacts of combined sewer overflows (CSO) on the Berlin Spree focussing on the intermittent effects of oxygen depletion on the aquatic biocenosis. The investigation bases on a long series of measurements carried out by Berliner Wasserbetriebe and the Berlin Senate for Health, Environment and Consumer Protection.

Adverse effects of CSO on surface waters and its aquatic organisms can have various reasons. In dammed-up lowland rivers like the urban Spree severe impacts are mostly related to high concentrations of toxic ammonia and low levels of dissolved oxygen (DO). Oxygen depletions in CSO-receiving water bodies are the main issue of this study. They can be provoked either by the immediate degradation of organic compounds discharged into the continuous river stream or by the delayed degradation after settling to the river bed. Typical biocenotic reactions to low levels of DO are flight or a general change of behaviour especially when oxygen depletion is not severe but long-lasting. If extremely low values of DO are reached even death of fish and benthic species must be expected.

For the evaluation of CSO effects impact-based approaches have become more and more common in the past years. Unlike classic approaches they don't set thresholds to average annual loads of pollutants but focus on the impacts on the receiving surface water itself. Such an impact-based approach that considers concentration, duration and return frequency of critical events is also the main focus of this study. Cause and effect of fish-harming oxygen depletions will be assessed throughout the following three steps:

1. First of all it will be discussed how the combined sewer system in the Berlin city centre is affected by rain events of different extent. In order to identify the rain falls that potentially lead to CSO long-time series of rain events as well as partly documented sewer discharges volumes will be compared on a two-year-time scale. A methodology will be developed that can predict CSOs by the preceding rain intensity and can later be transferred to other years.
2. Second, the oxygen regime of the urban Spree will be evaluated by the means of three impact-based guidelines, namely the Urban Pollution Management Manual (1998), the BWK guidelines M3 and M7 (2001; 2007) and the Lammersen approach (1997). The standards will be applied to three different measuring points that are diversely affected by CSO. By using concentration-duration-frequency-relationships it will be quantified if and when aquatic species are harmed by oxygen depletions. Critical events will be identified for an eight-year-time period before further analysis of the boundary conditions will be carried out. Due to a lack of data adverse effects of ammonia cannot be taken into account.
3. At last the critical rain events that potentially result in a combined sewer overflow will be juxtaposed to the periods where critical oxygen concentrations were measured. Thus it will be analysed to which degree oxygen depletion in the urban river Spree is caused by CSO.

The following questions will be answered within this study:

- Which rain event causes a CSO and how often must discharges of the combined sewer system be expected?
- In which way does the urban Spree react to CSO of different extent and how often do critical oxygen conditions occur in different sections of the river?
- Under which conditions do oxygen concentrations fall below critical thresholds?
- Are all critical events related to CSO?

Within this work it was diagnosed that in most cases rain events with more than 4.7 mm cause stormwater discharges in the sensitive catchment areas of the combined sewer system. The average number of critical rain events that cannot be fully retained by the combined sewer system is 36 per annum. In the rainy year 2007 (more than 800 mm of annual precipitation; 43 % above average) 55 potential CSO events were counted, thereof more than two third during the summer period.

Nevertheless, the frequency of occurrence of CSO strongly varies between different catchment areas. In areas that have already been restructured to a high extent the critical height of precipitation was estimated to be 9.7 mm. Here, the mean annual number of rain events that potentially lead to CSO is 13 but rises up to 30 in the wet year 2007.

Regarding oxygen conditions remarkable differences between various sections of the Spree have been found. At the measuring point Sophienwerder, which is located downstream the combined sewer system, 17 periods with critical oxygen concentrations according to Lammersen have been counted over eight years of measuring. At least 15 of those oxygen deficits occurred in consequence of CSO. It was also demonstrated that DO concentrations occasionally declined with a delay of several days, which eventually can be traced back to relevant punctual emissions upstream the river.

However, at the measuring point Mühlendamm, which is located in the beginning section of the combined sewer system, only eight out of 21 oxygen deficits can be led back to a CSO. Concurrently, most of the critical events occurred in times of high temperatures and generally low levels of DO oscillating between 5 and 6 mg O₂ L⁻¹. Furthermore, 43 % of all oxygen depressions have been counted in periods with Spree runoffs lower than 5 m³ s⁻¹. An additional reason for oxygen depressions at Mühlendamm might also be high summer concentrations of algae and degradable organic material. In conclusion, oxygen depletion at Mühlendamm seems to be closely related to background stress. By contrast oxygen deficits in Sophienwerder could not be associated to unfavourable background conditions in the water body.

Figure 1 and 2 show the adverse effects of the warm and dry summer period 2006 and the rainy summer period 2007 on the oxygen regime of the river sections Mühlendamm and Sophienwerder.

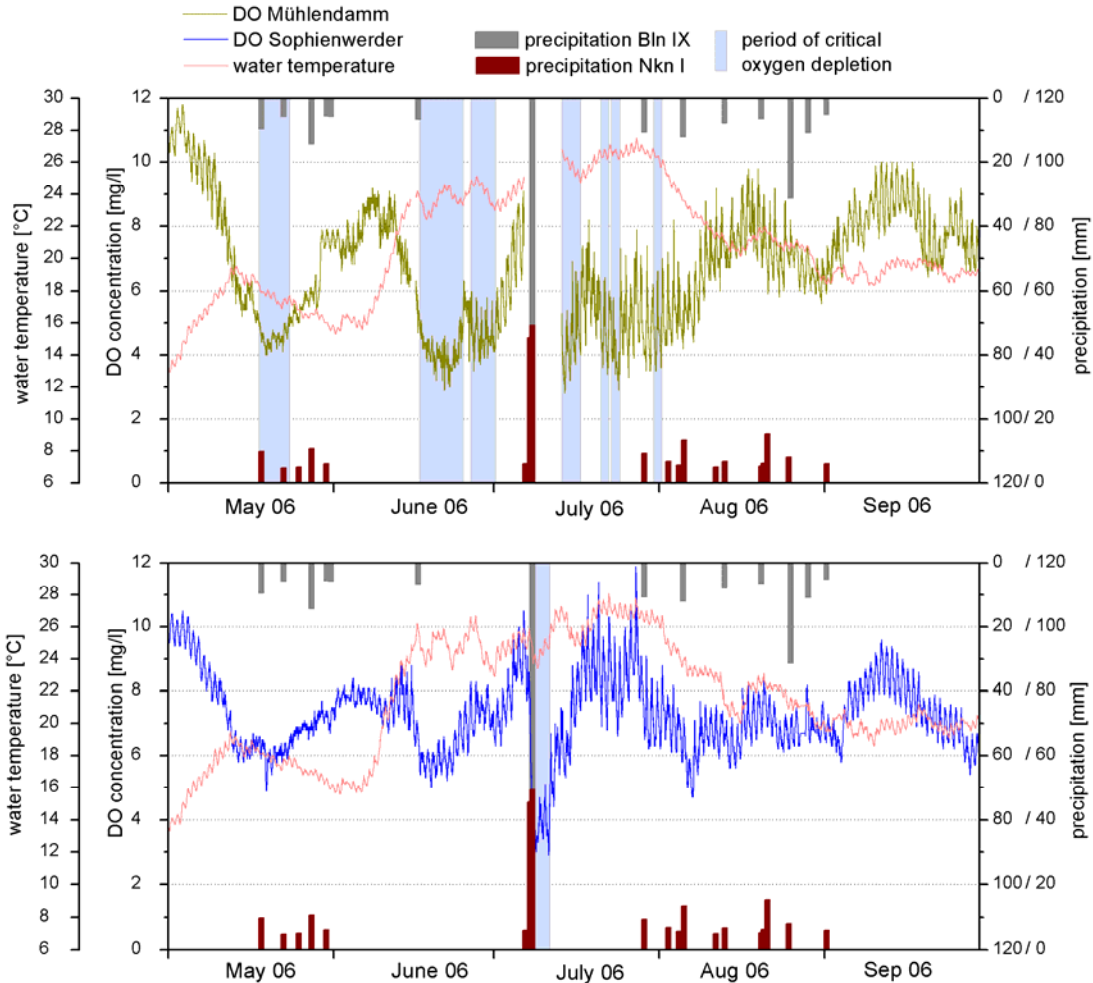


Fig. 1: Critical rain events with more than 4.7 mm precipitation, periods with fish-harming DO concentrations as well as temperature and oxygen curves at Mühlendamm (above) and Sophienwerder (below) between May and September of 2006

Although the CSO impact is expected to be lower critical concentrations of DO are more frequent at Mühlendamm than in Sophienwerder. Nonetheless, oxygen stress in Sophienwerder happens to be more severe once the concentration drops below a critical threshold. At least every second summer the DO concentration falls below 2 mg L^{-1} which can be lethal for sensitive organisms of the Spree in case the exposition time exceeds 30 minutes. Such decreased levels of dissolved oxygen have only been observed after stormwater discharges of the combined sewer system.

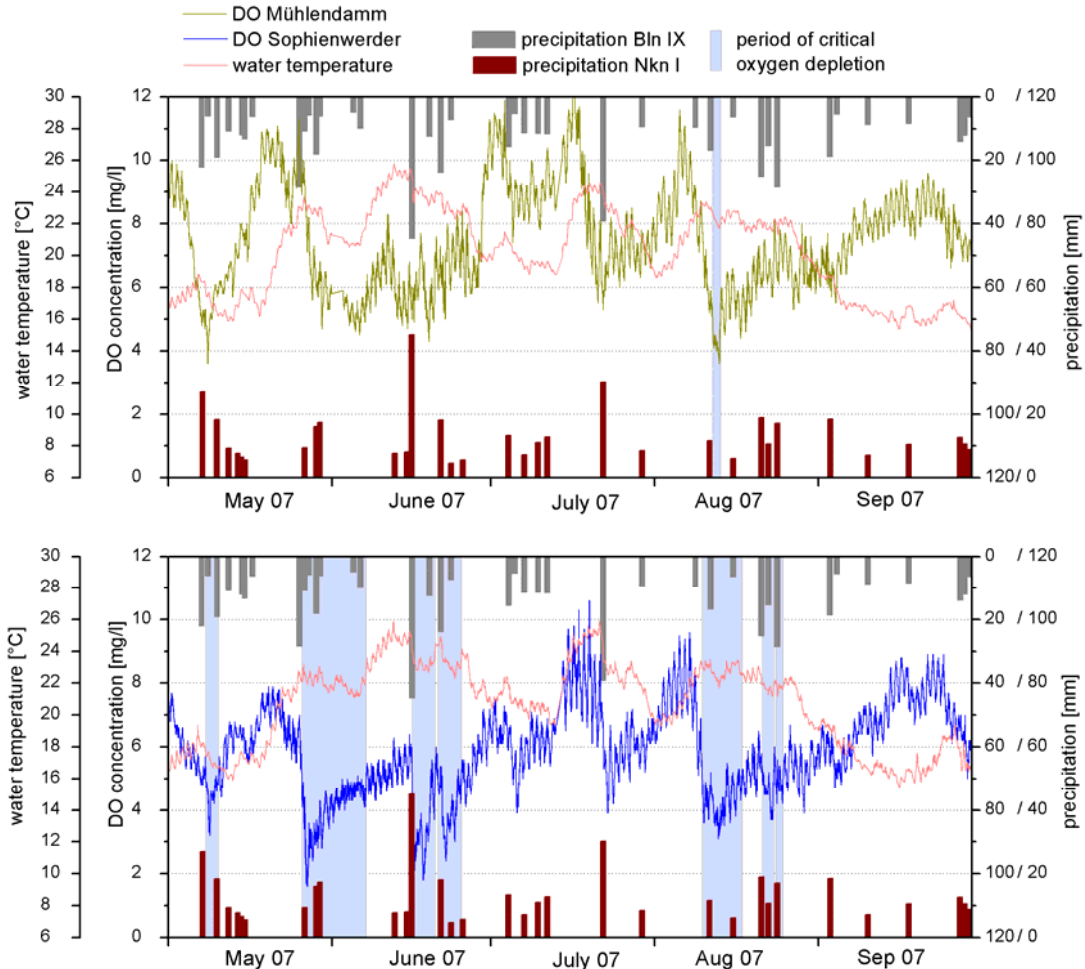


Fig. 2: Critical rain events with more than 4.7 mm precipitation, periods with fish-harming DO concentrations as well as temperature and oxygen curves at Mühlendamm (above) and Sophienwerder (below) between May and September of 2007

The results obtained within this study lead to the following conclusions:

- The oxygen regime of the urban Spree is influenced by notable background stress, which can lead to fish-critical conditions in some parts of the urban Spree even if no CSO had preceded.
- Very low concentrations of DO ($< 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) are only measured directly after CSO and occur at least every second year in the Spree estuary (Sophienwerder).
- It does not exclusively depend on the height of precipitation if the DO concentration falls below a critical value. Yet summer rain events with more than 20 mm of precipitation in most cases do have adverse effects on the aquatic biocenosis.
- No significant correlation could be found between the duration or intensity of oxygen depletions and the precipitation height of the related rain event. Instead, the background state of the river (temperature, flow and organic load) and the variable composition of CSO (e.g. due to varying surface washoff load) seem to be of prevalent matter.

Abstract (German)

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Berliner Stadtspreewasser zu untersuchen. Im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen die akuten Schädigungen der Biozönose durch den stoßartigen Eintrag sauerstoffzehrender Stoffe ins Gewässer. Die Untersuchungen fußen auf langjährigen Messreihen der Berliner Wasserbetriebe und der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin.

Die nachteiligen Wirkungen von Mischwassereinleitungen auf Fließgewässer können hydraulischer, hygienischer und stofflicher Natur sein. Bezüglich der stofflichen Beeinträchtigungen, die in stauregulierten Flachlandgewässern wie der Stadtspreewasser im Vordergrund stehen, spielt neben dem toxisch wirkenden Ammoniak die Unterschreitung kritischer Sauerstoffkonzentrationen eine entscheidende Rolle. Sauerstoffdepressionen werden zum einen durch die direkte Einmischung von Mischwasser in die fließende Welle ausgelöst. Zum anderen kann vor allem in langsam fließenden Tieflandgewässern wie der Spreewasser der Abbau von sedimentierten organischen Stoffen eine verzögerte Sauerstoffzehrung aus der Gewässersohle hervorrufen. Werden kritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten, kann es zur Flucht, zu allgemeinen Verhaltensänderungen oder sogar zum Tod von Wasserorganismen kommen.

Um die Auswirkungen von niederschlagsbedingten Entlastungen der Kanalisation zu beurteilen, wird zunehmend ein immissionsorientierter Ansatz gewählt. Dem liegt als Zielgröße nicht wie im klassischen Emissionsansatz eine mittlere Jahresfracht der eingeleiteten Schmutzstoffe zugrunde. Vielmehr werden zu ergreifende Maßnahmen aus der Wirkung der Einleitungen auf die Organismen selbst abgeleitet. Eine solche immissionsorientierte Betrachtungsweise soll auch im Mittelpunkt dieser Studie stehen. Um Ursache und Wirkung von Sauerstoffdepressionen in der Stadtspreewasser möglichst umfassend zu erarbeiten, wird in drei Schritten vorgegangen:

1. Zunächst wird erörtert, wie die Berliner Mischwasserkanalisation auf Regenereignisse unterschiedlicher Art reagiert. Zielstellung ist es, für einen achtjährigen Untersuchungszeitraum die Niederschlagsereignisse zu identifizieren, die mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem Mischwasserüberlauf führen. Dabei soll eine Methodik zur Abschätzung des Überlaufverhaltens von Niederschlägen entwickelt werden, die sich auch auf zukünftige Jahre übertragen lässt. Grundlage bilden langjährige Regenreihen sowie Daten zu den Mischwasservolumina, die in den Jahren 2007 und 2008 an den Abwasserpumpwerken ins Gewässer entlastet wurden.
2. Im zweiten Schritt soll der Sauerstoffhaushalt der Stadtspreewasser anhand dreier in unterschiedlichem Maße durch Mischwassereinleitungen beeinflusster Messstellen beurteilt werden. Mithilfe verschiedener Immissionsrichtlinien – der UPM-Richtlinie (1998), den BWK-Merkblättern M3 und M7 (2001; 2007) sowie dem Lammersen-Ansatz (1997) – wird geprüft, ob und wann mit einer Schädigung der aquatischen Organismen durch Sauerstoffmangel zu rechnen ist. Dies geschieht für einen achtjährigen Zeitraum auf Grundlage von Häufigkeit, Dauer und Intensität etwaiger Belastungszustände. Anschließend wird erarbeitet,

unter welchen gewässerökologischen Randbedingungen Schädigungen der Biozönose auftreten. Auf die nachteiligen Wirkungen von Ammoniak kann aufgrund der derzeitigen Datenlage nicht eingegangen werden.

3. Zuletzt werden die in der Spree identifizierten Sauerstoffdepressionen der jeweiligen Entlastungssituation im Mischwasserkanal gegenübergestellt. Auf diese Weise soll erörtert werden, inwieweit fischkritische Sauerstoffdefizite tatsächlich durch Einleitungen von Mischwasser ausgelöst werden.

Folgende Fragen sollen dabei beantwortet werden:

- Welche Niederschlagsituation führt zu einem Mischwasserüberlauf und wie häufig kommen Entlastungsereignisse vor?
- Wie reagiert die Stadtspreewasserleitung auf Mischwassereinleitungen verschiedenen Ausmaßes und wie häufig sind Sauerstoffminima im Gewässer?
- Unter welchen Bedingungen werden kritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten?
- Stehen alle kritischen Zustände im Gewässer in Zusammenhang mit Mischwasserüberläufen?

Zwar unterliegen die Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Stadtspreewasserleitung einer Vielzahl gewässer- und kanalseitiger Einflussgrößen (Temperatur, Abflussverhältnisse, eingetragene Schmutzfrachten). Dennoch konnte nach der Auswertung langjähriger Datenreihen Folgendes festgestellt werden:

Niederschlagsereignisse ab einer kritischen Höhe von 4,7 mm führen in den Einzugsgebieten des Berliner Mischwassersystems mit geringem spezifischen Speichervolumen in 77,4 % aller Fälle zum Überlauf. Im Mittel treten 36 solcher kritischen Regenereignisse pro Jahr auf. Im besonders niederschlagsreichen Jahr 2007 ($N_{\text{ges}} = 801 \text{ mm}$) waren es sogar 55 potenzielle Überläufe. Davon fanden allein 38 im Sommerhalbjahr statt.

Hinsichtlich der Häufigkeit von Entlastungsereignissen weisen die einzelnen Einzugsgebiete des Berliner Mischwassersystems zum Teil deutliche Unterschiede auf. Im Gebiet Bln VIII (Berlin-Tiergarten), welches bereits jetzt dem für das Jahr 2020 angestrebten Sanierungszustand entspricht, kommt es erst bei Niederschlägen ab einer Höhe von 9,7 mm mit hoher Wahrscheinlichkeit zur Mischwasserentlastung. Durchschnittlich werden dort 13 kritische Niederschlagsereignisse pro Jahr registriert.

Wie darüber hinaus gezeigt wird, sind die verschiedenen Bereiche der Berliner Stadtspreewasserleitung in unterschiedlichem Maße von den Mischwassereinleitungen betroffen. An der Messstelle Sophienwerder, die den Einfluss des gesamten innerstädtischen Mischwassergebietes wiedergibt, wurden in acht Jahren 17 mal fischkritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten. Mindestens 15 dieser Sauerstoffdefizite fanden in Folge von Mischwasserüberläufen statt. Zum Teil wurde auch ein um mehrere Tage verzögerter Konzentrationsabfall beobachtet, der womöglich auf Stoßbelastungen der fließenden Welle in stromaufwärts gelegenen Gewässerabschnitten zurückzuführen ist.

An der Mühlendammschleuse, die sich zu Beginn der Fließstrecke durch das Mischwassergebiet befindet, konnten Sauerstoffdefizite nur in acht von 21 Fällen auf den Einfluss von Mischwasser zurückgeführt werden. Der überwiegende Teil der fischkritischen Zustände trat stattdessen in Zeiten signifikant erhöhter Wassertemperaturen und allgemein niedriger Sauerstoffkonzentrationen zwischen 5 und 6 mg O₂ L⁻¹ auf. Darüber hinaus trafen 43 % aller Depressionszeiträume auf Perioden mit überaus geringen Abflüssen unter 5 m³ s⁻¹. Eine weitere Ursache für die Sauerstoffdepressionen oberhalb der Mühlendammschleuse könnte eine erhöhte Algenbelastung sein, die für die Sommermonate nachgewiesen wurde. Die in diesem Gewässerbereich auftretenden kritischen Sauerstoffdefizite stehen demzufolge in engem Zusammenhang mit einer erhöhten Grundbelastung. Für den Spreeseabschnitt Sophienwerder konnte eine derartige Beziehung nicht hergestellt werden, obgleich dort zumindest bezüglich der Wassertemperatur ähnliche Verhältnisse herrschen.

In den Abb. 1 und 2 wird gezeigt, wie sich der sehr warme und trockene Sommer 2006 und der niederschlagsreiche Sommer 2007 auf den Sauerstoffhaushalt am Mühlendamm und in Sophienwerder auswirken.

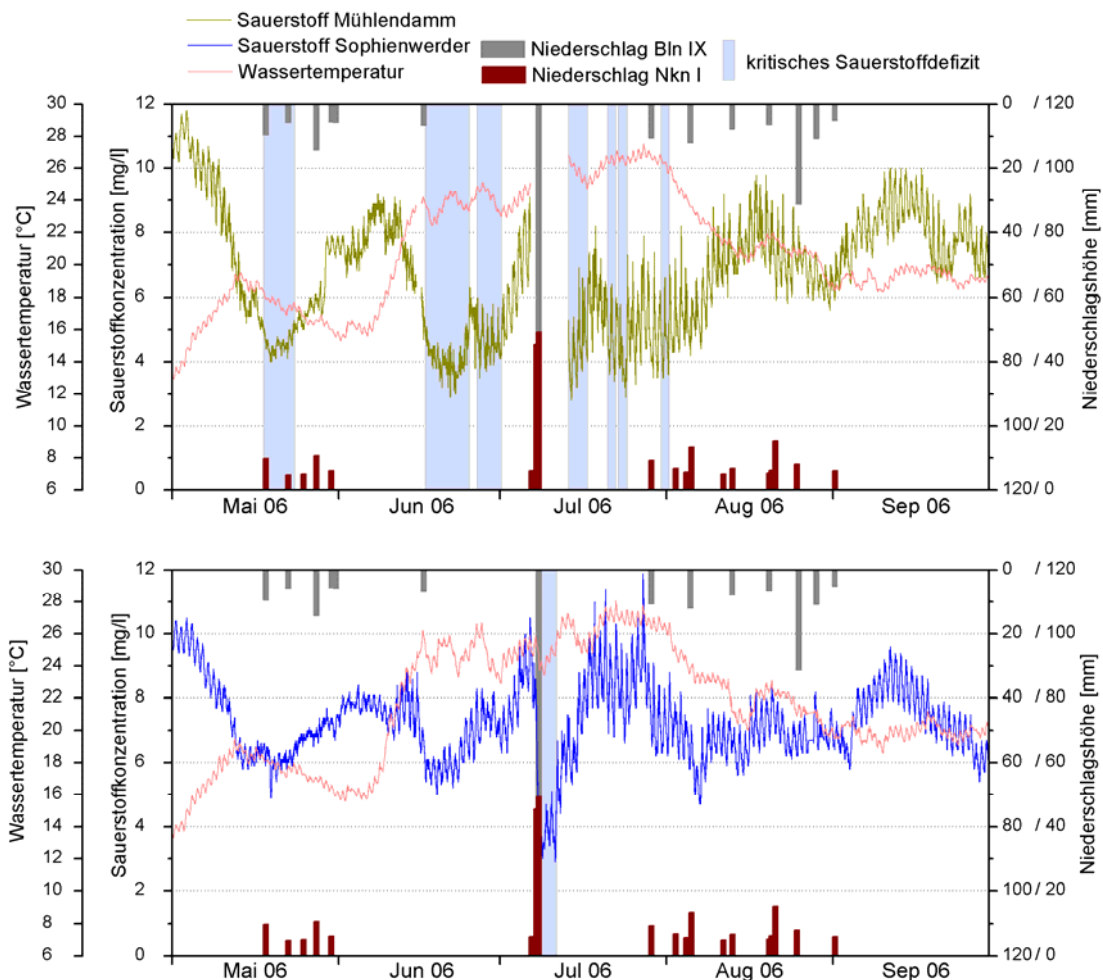


Abb. 1: Kritische Regenereignisse mit $N > 4,7$ mm und ihre Niederschlagshöhen an den Regenschreibern Bln IX und Nkn I, kritische Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September 2006 am Mühlendamm (oben) und in Sophienwerder (unten)

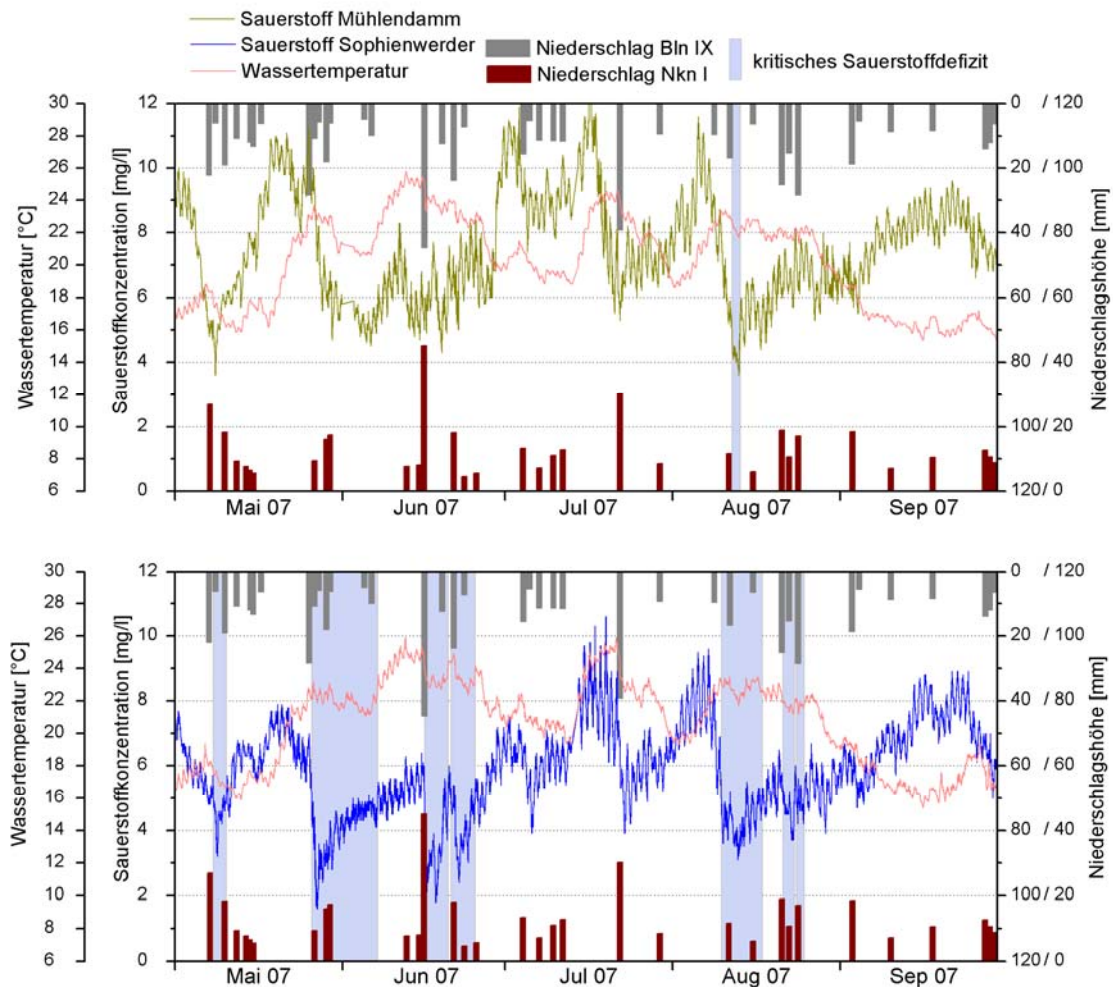


Abb. 2: Kritischen Regenereignisse mit $N > 4,7$ mm und ihre Niederschlagshöhen an den Regenschreibern Bln IX und Nkn I, kritische Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September 2007 am Mühlendamm (oben) und in Sophienwerder (unten)

Bemerkenswerterweise sind kritische Sauerstoffdefizite an der nur geringfügig durch Mischwassereinleitungen beeinflussten Messstelle Mühlendamm im Mittel nicht nur länger sondern auch häufiger als im unterhalb des Mischwassergebietes gelegenen Spreeseabschnitt. In vielen Fällen liegen die Konzentrationen jedoch nur knapp unter dem Basis-Grenzwert von $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Dem gegenüber sind die Sauerstoffdepressionen an der Messstelle Sophienwerder sehr viel schwerwiegender. Gelegentlich werden dort Sauerstoffgehalte von weniger als $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ verzeichnet, die für empfindliche Organismen der Spree bereits nach einer halbstündigen Exposition tödlich sein können. Für derart akute Sauerstoffdefizite sind in allen Fällen Mischwasserentlastungen verantwortlich.

Folgende Schlussfolgerungen können aus den Untersuchungen gezogen werden:

- Der Sauerstoffhaushalt der Stadtspreewasser unterliegt einer erhöhten Hintergrundbelastung, die insbesondere oberhalb der Mühlendammschleuse auch ohne Mischwasserentlastungen zu fischkritischen Zuständen führen kann.

- Besonders niedrige Sauerstoffkonzentrationen unter $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ werden ausschließlich in Folge von Mischwasserüberläufen gemessen und treten im Bereich der Spreemündung alle ein bis zwei Jahre auf.
- Aus der Niederschlagsituation allein kann nicht sicher abgeleitet werden, ob fischkritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten werden. Dennoch ist bei sommerlichen Niederschlägen mit $N > 20 \text{ mm}$ in mehr als der Hälfte und bei Extremereignissen mit $N > 40 \text{ mm}$ sogar in mehr als drei Viertel aller Fälle mit Schädigungen der Biozönose durch Sauerstoffmangel zu rechnen.
- Auf die Länge eines Depressionszeitraumes oder die Stärke des Konzentrationsabfalls hat die Niederschlagshöhe keinen nachweisbaren Einfluss. Größeren Einfluss scheinen hier die sich überlagernden Effekte von Temperatur, Abflussverhältnissen und organischer Hintergrundbelastung im Gewässer sowie die variierende stoffliche Belastung durch die Mischwasserüberläufe (z.B. auf Grund des variierenden Stoffabtrages von den befestigten Flächen) zu haben.

Acknowledgements

Die hier vorgestellten Untersuchungen fußen auf langjährigen Messreihen der Berliner Wasserbetriebe und der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin. Der Autor dankt allen dortigen Mitarbeitern, die mit ihrer Unterstützung die Durchführung dieser Studie ermöglicht haben. Ein besonderer Dank gilt Erika Pawlowsky-Reusing und Ilka Meier (Berliner Wasserbetriebe), Dörthe von Seggern (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin) sowie Marc Leszinski für ihre kompetente Beratung bei der Analyse der Daten.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis.....	V
Abkürzungen und Formelzeichen.....	VII
1 Einleitung	1
2 Theoretische Grundlagen.....	3
2.1 Niederschlagstypen	3
2.2 Abgrenzung von Starkregenereignissen	3
2.3 Niederschlagsverluste und Abflussbildung	4
2.4 Siedlungsentwässerung im Mischsystem.....	6
2.5 Zusammensetzung des Mischwasserabflusses	6
2.6 Das Schadpotential von Mischwasserentlastungen.....	7
2.6.1 Hydraulische Wirkungen	8
2.6.2 Stoffliche Wirkungen	8
2.7 Wirkungen in Oberflächengewässern.....	11
2.7.1 Reaktionen aquatischer Organismen auf Sauerstoffdefizite	11
2.7.2 Einflussfaktoren auf die Wirkung von Sauerstoffdefiziten	12
2.8 Ableitung von immissionsorientierten Gütestandards.....	13
3 Das Untersuchungsgebiet.....	15
3.1 Das Berliner Mischwassersystem	16
3.1.1 Die Anfänge der Mischkanalisation	16
3.1.2 Das gegenwärtige Mischkanalnetz.....	16
3.1.3 Entlastungspraxis im Starkregenfall	17
3.1.4 Charakterisierung der untersuchten Einzugsgebiete	17
3.2 Die Berliner Stadtspreewasser	20
3.2.1 Das Fließgewässersystem Berlins	20
3.2.2 Die Stadtspreewasser als anthropogen geprägtes Fließgewässer	20
3.2.3 Die Fischfauna der Berliner Stadtspreewasser.....	21
3.2.4 Charakterisierung der untersuchten Messstellen	23
4 Material und Methoden	25
4.1 Identifizierung kritischer Regenereignisse	25
4.1.1 Datengrundlage	26
4.1.2 Methodik zur Identifizierung kritischer Regenereignisse.....	27
4.1.3 Unsicherheiten bei der Identifizierung kritischer Regenereignisse.....	37
4.2 Quantifizierung und Bewertung von Sauerstoffdefiziten	40
4.2.1 Datengrundlage	40

4.2.2	Anwendung von Immissionsrichtlinien auf die Stadtspreewasser	41
4.2.3	Quantifizierung von Depressionszeiträumen	49
4.2.4	Beurteilung der Grundbelastung	50
4.3	Der Mischwassereinfluss auf Sauerstoffdefizite	54
5	Ergebnisse und Diskussion	55
5.1	Identifizierung kritischer Regenereignisse	55
5.1.1	Detaillierte Auswertung der Niederschlagsreihen	55
5.1.2	Die Überschreitungshäufigkeit der kritischen Niederschlagshöhe	57
5.1.3	Saisonale Verteilung von kritischen Regenereignissen	58
5.1.4	Die Mischwasserentlastungen im Messzeitraum	59
5.2	Quantifizierung und Bewertung von Sauerstoffdefiziten	62
5.2.1	Anwendung von Immissionsrichtlinien auf die Stadtspreewasser	62
5.2.2	Die untersuchten Spreewasserabschnitte im Vergleich	67
5.2.3	Quantifizierung von Depressionszeiträumen	70
5.2.4	Beurteilung der Grundbelastung	71
5.3	Der Mischwassereinfluss auf Sauerstoffdefizite	78
5.3.1	Vorbetrachtungen	78
5.3.2	Quantifizierung der mischwasserbeeinflussten Sauerstoffdefizite	79
5.3.3	Beispielhafter Ereignisverlauf	85
6	Zusammenfassung	89
	Anhang	91
A.	Statistische Kenngrößen und ihre grafische Darstellung	91
B.	Mischwassereinzugsgebiete und Regenüberläufe	94
C.	Auswertung der Niederschlagsdaten	96
D.	Überlaufvolumen, Niederschlagsdauer und -intensität	98
E.	Überlaufvolumen und Niederschlagshöhe	99
F.	Quantifizierung kritischer Sauerstoffdefizite	101
G.	Beurteilung der Grundbelastung	104
H.	Der Mischwassereinfluss auf Sauerstoffdefizite	108
	Erklärung	111
	Literaturverzeichnis	113

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Darstellung der Abflussbildung und der Niederschlagsverluste	5
Abbildung 2:	Abhängigkeit des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Dissoziationsgleichgewichtes von pH-Wert und Temperatur.....	10
Abbildung 3:	Karte des Berliner Mischwassergebiets, der Fließgewässer und der untersuchten Senatsmessstellen	15
Abbildung 4:	Vorgehen bei der Identifizierung von kritischen Regenereignissen	25
Abbildung 5:	Überlaufhäufigkeit in Abhängigkeit vom spez. Speichervolumen	28
Abbildung 6:	Die Einzugsgebiete des Berliner Mischsystems, der eingegrenzte Betrachtungsraum, die Einleitestellen und die Regenschreiber	29
Abbildung 7:	Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2007).....	32
Abbildung 8:	Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2007).....	35
Abbildung 9:	Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2008).....	36
Abbildung 10:	Vergleich der Auftragungen von Überlaufvolumen und Niederschlagshöhe für zwei Regenreihen	38
Abbildung 11:	Sauerstoffgrenzwerte in Cyprinidengewässern nach Lammersen.....	46
Abbildung 12:	Sauerstoffgrenzwerte für seltene Ereignisse nach UPM, BWK und Lammersen	46
Abbildung 13:	Zusammenfassung der nach Lammersen kritischen Zustände zu einem Depressionszeitraum	50
Abbildung 14:	Beispiel für eine t-Verteilung mit 95%-Konfidenzintervall	53
Abbildung 15:	Anzahl der jährlichen Regenereignisse in Berlin-Wedding, die eine bestimmte Niederschlagshöhe N übersteigen.....	56
Abbildung 16:	Anzahl der jährlichen Regenereignisse in Berlin-Neukölln, die eine bestimmte Niederschlagshöhe N übersteigen.....	57
Abbildung 17:	mittlere Anzahl der kritischen Regenereignisse im Sommer- und im Winterhalbjahr für Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I.....	59
Abbildung 18:	monatsweise zusammengefasste Überlaufvolumina des gesamten Berliner Mischwassergebietes.....	60
Abbildung 19:	Die Überlaufhäufigkeit der Mischwassereinzugsgebiete für 2007	61
Abbildung 20:	Überlaufvolumina der Entlastungsschwerpunkte in Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I für alle Regenereignisse mit Mischwasserüberlauf.....	61
Abbildung 21:	mittlere jährliche Häufigkeit kritischer Zustände nach den acht Dauerstufen des Lammersen-Ansatzes.....	69
Abbildung 22:	Verteilung der Messwerte $< 0,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ auf die verschiedenen Tageszeiten an der Caprivibrücke	69

Abbildung 23: Häufigkeit kritischer Sauerstoffdefizite nach Lammersen.....	70
Abbildung 24: monatl. Verteilung der Wassertemperatur im Tagesmittel und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte	72
Abbildung 25: monatl. Verteilung der Sauerstoffkonzentration im Tagesmittel und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte.....	73
Abbildung 26: monatl. Verteilung der O ₂ -Standardabweichung eines Tages und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte.....	74
Abbildung 27: monatl. Verteilung der Abflüsse im Tagesmittel und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte.....	75
Abbildung 28: mittlere Konzentration von Chlorophyll a am Mühlendamm und in Sophienwerder	76
Abbildung 29: mittlere BSB ₅ -Belastung am Mühlendamm und in Sophienwerder.....	77
Abbildung 30: Sauerstoffkonzentration, elektrische Leitfähigkeit und Wassertemperatur während eines Starkregens am 16.6.2007	79
Abbildung 31: kritische Regenereignisse, Sauerstoffdefizite, Temperatur- und Sauerstoffverläufe für Mühlendamm und Sophienwerder (2006).....	83
Abbildung 32: kritische Regenereignisse, Sauerstoffdefizite, Temperatur- und Sauerstoffverläufe für Mühlendamm und Sophienwerder (2007).....	84
Abbildung 33: Verlauf der Sauerstoffkonzentration an drei Spreemesstellen während zweier Starkregenereignisse im Juli 2005	86
Abbildung 34: statistische Kenngrößen einer Datenreihe dargestellt als Box-Plot	93
Abbildung 35: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagsdauer in Nkn I.....	98
Abbildung 36: Überlaufvolumina in Wil und max. Niederschlagsintensität in Nkn I....	98
Abbildung 37: Überlaufvolumina in Bln VIII und Niederschlagshöhen in Bln IX	99
Abbildung 38: Überlaufvolumina in Bln XI und Niederschlagshöhen in Bln IX	99
Abbildung 39: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I	100
Abbildung 40: Überlaufvolumina in Chb I und Niederschlagshöhen in Nkn I	100
Abbildung 41: kritische Regenereignisse, Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe am Mühlendamm.....	108
Abbildung 42: kritische Regenereignisse, Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe an der Caprivibrücke.....	109
Abbildung 43: kritische Regenereignisse, Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe in Sophienwerder.....	110

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Starkregenkriterien des Deutschen Wetterdienstes DWD.....	4
Tabelle 2:	Kenndaten der vier betrachteten Mischwassereinzugsgebiete	19
Tabelle 3:	Die häufigsten in der Stadtspree und den Kanälen vorkommenden Fischarten und ihre Sauerstoffansprüche	22
Tabelle 4:	statistische Ermittlung der kritischen Niederschlagshöhe für Wil	34
Tabelle 5:	kritische Niederschlagshöhen für Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I und die für das Jahr 2007 ermittelten Voraussagewahrscheinlichkeiten.....	35
Tabelle 6:	Validierung der Überlaufkriterien anhand der Daten von 2008	37
Tabelle 7:	Sauerstoffgrenzwerte in „marginalen“ Cyprinidengewässern nach UPM-Richtlinie	42
Tabelle 8:	Sauerstoffgrenzwerte in Tieflandgewässern nach BWK M7	44
Tabelle 9:	Sauerstoffgrenzwerte in Cyprinidengewässern nach Lammersen	45
Tabelle 10:	Anzahl der jährlichen Überschreitungen der kritischen Niederschlagshöhe.....	58
Tabelle 11:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes am Mühlendamm nach UPM-Richtlinie ..	63
Tabelle 12:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes am Mühlendamm nach BWK M3/M7	63
Tabelle 13:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes am Mühlendamm nach Lammersen	64
Tabelle 14:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes an der Caprivibr. nach UPM-Richtlinie....	64
Tabelle 15:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes an der Caprivibr. nach BWK M3/M7	65
Tabelle 16:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes an der Caprivibr. nach Lammersen	65
Tabelle 17:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes in Sophienwerder nach UPM-Richtlinie ..	66
Tabelle 18:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes in Sophienwerder nach BWK M3/M7	67
Tabelle 19:	Bewertung des O ₂ -Haushaltes in Sophienwerder nach Lammersen.....	67
Tabelle 20:	Sauerstoffdefizite und ihre Randbedingungen am Mühlendamm.....	80
Tabelle 21:	Sauerstoffdefizite und ihre Randbedingungen in Sophienwerder.....	81
Tabelle 22:	Kenndaten der Berliner Mischwassereinzugsgebiete	94
Tabelle 23:	Regenüberläufe mit Erfassung der Überlaufmenge	95
Tabelle 24:	Ergebnis einer Ereignisabfrage am Beispiel der Regenreihe Nkn I.....	96
Tabelle 25:	Niederschlagsdaten des Regenschreibers Bln IX (2000-2007).....	97
Tabelle 26:	Niederschlagsdaten des Regenschreibers Nkn I (2000-2007).....	97
Tabelle 27:	Liste kritischer Sauerstoffdefizite nach Lammersen (Mühlendamm)	101
Tabelle 28:	Liste kritischer Sauerstoffdefizite nach Lammersen (Caprivibrücke).....	101
Tabelle 29:	Liste kritischer Sauerstoffdefizite nach Lammersen (Sophienwerder)...	103
Tabelle 30:	Ergebnis des F-Tests auf Varianzgleichheit am Mühlendamm	104

Tabelle 31: Ergebnis des F-Tests auf Varianzgleichheit in Sophienwerder	104
Tabelle 32: t-Test zur Wassertemperatur am Mühlendamm.....	104
Tabelle 33: t-Test zur Sauerstoffkonzentration am Mühlendamm	105
Tabelle 34: t-Test zur Standardabweichung der O ₂ -Werte am Mühlendamm.....	105
Tabelle 35: t-Test zum Abfluss am Mühlendamm	105
Tabelle 36: t-Test zur Wassertemperatur in Sophienwerder	106
Tabelle 37: t-Test zur Sauerstoffkonzentration in Sophienwerder	106
Tabelle 38: t-Test zur Standardabweichung der O ₂ -Werte in Sophienwerder.....	106
Tabelle 39: t-Test zum Abfluss in Sophienwerder	107

Abkürzungen und Formelzeichen

Abkürzungen

APW	Abwasserpumpwerk
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V.
Bln I-XII	Mischwassereinzugsgebiete des Berliner Stadtzentrums
BSB ₅	biologischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
BWB	Berliner Wasserbetriebe
BSSK	Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal
BVK	Britzer Verbindungskanal
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
Chb I, III	Mischwassereinzugsgebiete in Berlin-Charlottenburg
Chl a	Chlorophyll a
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CVK	Charlottenburger Verbindungskanal
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
DOC	gelöste organische Kohlenstoffverbindungen
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
EW	Einwohner
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geoinformationssystem
HPW	Hauptpumpwerk
KWB	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
LC ₅₀	letale Konzentration für 50 % der Versuchsorganismen
LT ₅₀	letale Einwirkzeit für 50 % der Versuchsorganismen
LWK	Landwehrkanal
MKB	Mischkanalbewirtschaftung
MW	Mischwasser
Nkn I, II	Mischwassereinzugsgebiete in Berlin-Neukölln

PAK	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
RKB	Regenklärbecken
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
Ruh	Mischwassereinzugsgebiet in Berlin-Ruhleben
RW	Regenwasser
SenGUV	Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt- und Verbraucherschutz
SenStadt	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung
SK	Stauraumkanal
Sp I	Mischwassereinzugsgebiet in Berlin-Spandau
SW	Schmutzwasser
UPM	Urban Pollution Management Manual
WHK	Westhafenkanal
Wil	Mischwassereinzugsgebiet in Berlin-Wilmersdorf

Formelzeichen

$A_{E, Mi, k, b}$	kanalisierte befestigte Fläche	ha, km ²
D	Dauer	min, h
f	Freiheitsgrade	
F	F-Wert	
LF	elektrische Leitfähigkeit	μS/cm
MQ	mittlerer Jahresabfluss	m ³ /s
n	Anzahl, Häufigkeit	
N	Niederschlagshöhe	mm
NI	Niederschlagsintensität	mm/h
p	Wahrscheinlichkeit	
Q	Abfluss	m ³ /s
Q ₁	unteres Quartil	
Q ₃	oberes Quartil	
QA	Quartilabstand	
Q _{P,max}	maximale Pumpenförderleistung	m ³ /h

Abkürzungen und Formelzeichen

Q_{RW}	Regenwetterabfluss	l/s, m ³ /d
Q_{TW}	mittlerer Trockenwetterabfluss	l/s, m ³ /d
Q_{16}	Trockenwetterspitzenabfluss	l/s, m ³ /d
R	Range	
R^2	Bestimmtheitsmaß	
s_x	Standardabweichung	
s_x^2	Varianz	
t	Zeit	s, min, h, d
t	t-Wert (Statistik)	-
T	Wiederkehrintervall	Monat, a
T	Temperatur	°C
ÜW	Überlaufwahrscheinlichkeit	%
ÜV	Überlaufvolumen	m ³
V	Speichervolumen	m ³
V_s	spezifisches Speichervolumen	m ³ /ha
VW	Voraussagewahrscheinlichkeit	%
x_i	Messwert einer Datenreihe	
\bar{x}	Mittelwert einer Datenreihe	
\tilde{x}	Median einer Datenreihe	

1 Einleitung

Siedlungen können auf unterschiedliche Arten entwässert werden. In historisch gewachsenen Städten wie Berlin werden Schmutz- und Regenwasser in vielen Fällen in einem gemeinsamen Mischkanal abgeleitet und nach anschließender Reinigung den Oberflächengewässern zugeführt. Um die Prozessstabilität der Kläranlagen jedoch nicht durch schwankende Konzentrationen und Volumenströme zu gefährden, wird bei Starkregen ein Teil des Mischwassers aus der Kanalisation abgeschlagen und vielfach unbehandelt in die Gewässer eingeleitet. Durch die damit verbundenen Stoffeinträge sind aquatische Organismen zum Teil erheblichen Belastungen ausgesetzt, was in der Berliner Stadtspreewald vor allem in Form von Fischsterben wahrgenommen wird.

Bezüglich der akuten Schädigungen der Biozönose durch Mischwassereinleitungen spielt neben dem toxisch wirkenden Ammoniak der Eintrag von abbaubaren organischen Stoffen eine entscheidende Rolle. Insbesondere durch die Remobilisierung von Kanalablagerungen aus Trockenwetterperioden können zum Teil erhebliche Frachtspitzen entstehen, die zu starken Sauerstoffzehrungen im Gewässer führen. Der Sauerstoffgehalt ist neben der Temperatur und der Fließgeschwindigkeit einer der wichtigsten Faktoren für die Besiedlung von Fließgewässern.

Sauerstoffdepressionen werden zum einen durch die direkte Einmischung von Mischwasser in die fließende Welle ausgelöst. Zum anderen kann vor allem in langsam fließenden Tieflandgewässern wie der Spree der Abbau von sedimentierten organischen Stoffen eine verzögerte Sauerstoffzehrung aus der Gewässersohle hervorrufen. Werden kritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten, kann es zur Flucht, zu allgemeinen Verhaltensänderungen oder sogar zum Tod von Wasserorganismen kommen.

Um die nachteiligen Auswirkungen von niederschlagsbedingten Entlastungen der Kanalisation zu beurteilen, wird zunehmend ein immissionsorientierter Ansatz gewählt. Dem liegt als Zielgröße nicht wie im klassischen Emissionsansatz eine mittlere, flächenspezifische Jahresfracht der eingeleiteten Schmutzstoffe zugrunde. Vielmehr werden zu ergreifende Maßnahmen aus der Wirkung der Einleitungen auf die Organismen selbst abgeleitet. Eine solche immissionsorientierte Betrachtungsweise soll auch im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen.

Auf Grundlage langjähriger von den Berliner Wasserbetrieben und der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz durchgeführter Messreihen sollen Ursache und Wirkung von Sauerstoffdepressionen in der Stadtspreewald möglichst umfassend erarbeitet werden. Dabei wird in drei Schritten vorgegangen.

Zunächst wird erörtert, wie die Berliner Mischwasserkanalisation auf Regenereignisse unterschiedlicher Art reagiert. Zielstellung ist es, für einen achtjährigen Untersuchungszeitraum die Niederschlagsereignisse zu identifizieren, die zu einem Misch-

wasserüberlauf führen können. Dabei soll eine Methodik zur Abschätzung des Überlaufverhaltens von Niederschlägen entwickelt werden, die sich auch auf zukünftige Jahre übertragen lässt.

Im zweiten Schritt soll der Sauerstoffhaushalt der Stadtspreewasserläufe anhand dreier in unterschiedlichem Maße durch Mischwassereinleitungen beeinflusster Messstellen beurteilt werden. Mithilfe verschiedener Immissionsrichtlinien – der UPM-Richtlinie, den BWK-Merkblättern M3 und M7 sowie dem Lammersen-Ansatz – wird geprüft, ob und wann mit einer Schädigung der aquatischen Organismen durch Sauerstoffmangel zu rechnen ist. Dies geschieht für einen achtjährigen Zeitraum auf Grundlage von Häufigkeit, Dauer und Intensität etwaiger Belastungszustände. Anschließend wird erarbeitet, unter welchen gewässerökologischen Randbedingungen Schädigungen der Biozönose auftreten. Auf die nachteiligen Wirkungen von Ammoniak kann aufgrund der derzeitigen Datenlage nicht eingegangen werden.

Zuletzt werden die in der Spree identifizierten Sauerstoffdepressionen der jeweiligen Entlastungssituation im Mischwasserkanal gegenübergestellt. Auf diese Weise soll erörtert werden, inwieweit fischkritische Sauerstoffdefizite tatsächlich durch Einleitungen von Mischwasser ausgelöst werden.

Folgende Fragen werden im Rahmen dieser Arbeit beantwortet:

- Welche Niederschlagsituation führt zu einem Mischwasserüberlauf und wie häufig kommen Entlastungsereignisse vor?
- Wie reagiert die Stadtspreewasserläufe auf Mischwassereinleitungen verschiedenen Ausmaßes und wie häufig sind Sauerstoffminima im Gewässer?
- Unter welchen Bedingungen werden kritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten?
- Stehen alle kritischen Zustände im Gewässer in Zusammenhang mit Mischwasserüberläufen?

Die Arbeit ist wie folgt gegliedert: Nach einem theoretischen Überblick über die Problematik von Mischwasserüberläufen und ihrer Wirkungen im Gewässer (Kapitel 2) wird das Untersuchungsgebiet kanal- und gewässerseitig vorgestellt (Kapitel 3). Die im Mittelpunkt der Arbeit stehenden Teile „Material und Methoden“ (Kapitel 4) sowie „Ergebnisse und Diskussion“ (Kapitel 5) sind in ihren Unterkapiteln entlang der drei oben beschriebenen Arbeitsschritte strukturiert. Entsprechend wird zunächst die Berliner Entlastungssituation beschrieben (Kapitel 4.1 und 5.1), anschließend werden die Sauerstoffbedingungen in der Stadtspreewasserläufe bewertet (Kapitel 4.2 und 5.2), bevor die Verknüpfung von kritischen Sauerstoffdefiziten und Mischwasserüberläufen vorgenommen wird (Kapitel 4.3 und 5.3). Die Arbeit wird mit einer Zusammenfassung der wichtigsten Resultate abgeschlossen (Kapitel 6). Daten und Auswertungen, welche nicht im Text gezeigt werden, können in den Anhängen A bis H nachgeschlagen werden.

2 Theoretische Grundlagen

Die ökologische Beeinträchtigung von Fließgewässern durch Mischwassereinleitungen ist an eine Vielzahl von Fragestellungen geknüpft. Im folgenden Kapitel werden zunächst die meteorologischen Verhältnisse beschrieben, unter denen es zu Mischwasserentlastungen kommen kann. Weiterhin werden Prozesse der Abflussbildung erläutert, bevor auf die Zusammensetzung des Mischwasserabflusses und die schädlichen Effekte im Gewässer eingegangen wird. Zuletzt werden Gütekriterien vorgestellt, die nachteilige Auswirkungen von Mischwassereinleitungen einschränken sollen.

2.1 Niederschlagstypen

Die unterschiedlichen meteorologischen Verhältnisse, unter denen Niederschläge entstehen, sind entscheidend für das Ausmaß sowie die jahreszeitliche und räumliche Verteilung von Mischwassereinleitungen. Hinsichtlich ihrer Entstehung können advektive und konvektive Niederschläge voneinander unterschieden werden.

Advektive Niederschläge (Landregen) entstehen durch horizontale Luftbewegungen und dauern meist mehrere Stunden an. Sie weisen eine geringe, sich wenig ändernde Niederschlagsintensität auf, verteilen sich meist gleichmäßig über einem größeren Gebiet und treten typischerweise im Winter auf.

Konvektive Niederschläge (Schauerregen) treten in Folge vertikaler Bewegung von warmen Luftmassen auf und sind zeitlich und räumlich meist eng begrenzt. Sie weisen im Allgemeinen eine hohe, schnell wechselnde Intensität auf und konzentrieren sich auf die Sommermonate (DVWK 1988).

Daneben kann außerdem eine Klassifizierung von Niederschlägen nach ihrer Höhe bzw. Intensität vorgenommen werden. Die Abgrenzung von Starkregenereignissen ist dabei für die Dimensionierung von Kanalnetzen, Pumpwerken, Regenrückhaltebecken und Kläranlagen von besonderem Interesse.

2.2 Abgrenzung von Starkregenereignissen

Eine allgemeingültige Definition für einen Starkregen ist nicht möglich, da Regenereignisse hinsichtlich ihrer Niederschlagshöhe, Intensität und Dauer in den verschiedenen Klimagebieten stark variieren können. Generell versteht man darunter jedoch einen Regen, der im Verhältnis zu seiner Dauer eine hohe Niederschlagsintensität hat und daher selten auftritt, z.B. im Mittel höchstens zweimal jährlich (DIN 4049-3 1994).

In Deutschland, Österreich und der Schweiz wird ein Niederschlagsereignis häufig dann als Starkregen bezeichnet, wenn in einem vorgegebenen Zeitraum t [min] die nach der Formel von Wussow (2.1) berechnete Mindesthöhe N [mm] fällt (Baumgartner

und Liebscher 1996). Dies ist beispielsweise dann der Fall, wenn ein halbstündiger Regen mindestens 12,2 mm Niederschlag bringt. Für Zeitabschnitte > 30 min wird die Formel üblicherweise nicht verwendet (Gao et al. 2000).

$$N = \sqrt{5 \cdot t - \left(\frac{t}{24}\right)^2} \quad (2.1)$$

Nach der Nomenklatur des Deutschen Wetterdienstes DWD wird von einem „starken Niederschlag“ gesprochen, wenn die Intensität mindestens 4,1 mm/h beträgt. Darüber hinaus hat der DWD Niederschlagsintensitäten festgelegt, bei denen eine Wetterwarnung („Starkregen“) bzw. eine Unwetterwarnung („heftiger Starkregen“) ausgegeben wird. Wie in Tabelle 1 dargestellt, werden dabei zwei Dauerstufen unterschieden.

Tabelle 1: Starkregenkriterien des Deutschen Wetterdienstes DWD

	Niederschlags- höhe in 1 h	Niederschlags- höhe in 6 h
Starkregen	10-25 mm	20-35 mm
heftiger Starkregen	> 25 mm	> 35 mm

Die vorgestellten Ansätze zeigen, dass die Abgrenzung eines Starkregens anhand seiner Niederschlagsintensität in der Praxis meist subjektiv erfolgt und selbst innerhalb Deutschlands nicht einheitlich vorgenommen wird.

2.3 Niederschlagsverluste und Abflussbildung

Ob es infolge eines Regens zu einer Entlastung der Mischkanalisation kommt, hängt nicht von der Niederschlagshöhe selbst sondern von der Höhe des abflusswirksamen Niederschlags ab. Er wird auf kanalisierten, befestigten Flächen als Oberflächenabfluss der Kanalisation zugeführt und kann aus der Differenz von Niederschlag und Gebietsrückhalt ermittelt werden (DIN 4049-3 1994). Der Gebietsrückhalt, auch als Niederschlagsverlust bezeichnet, setzt sich aus folgenden Größen zusammen:

- Benetzungsverluste,
- Muldenverluste,
- Verdunstung,
- Versickerung,
- Verwehungen.

Die maßgeblichen Komponenten für den Gebietsrückhalt auf befestigten Flächen sind die Benetzungs- und Muldenverluste (ATV 1999). Als Benetzungsverlust wird derjenige Anteil des Niederschlags bezeichnet, der zu einer Befeuchtung des trockenen Bodens führt und nicht als Oberflächenabfluss abgeleitet wird. Muldenverluste entstehen durch die Füllung von Vertiefungen der meist unebenen Oberfläche eines Einzugsgebietes. Typische Werte für den Niederschlagsverlust auf befestigten Oberflächen mit geringem Gefälle ($< 10\%$) liegen bei 0,8 mm für den Benetzungs- und 1,7 mm für den Muldenverlust (Standardwerte des Oberflächenabflussmodells HYSTEM).

Die anderen Teilgrößen der Niederschlagsverluste sind auf den kanalisierten, befestigten Flächen des Berliner Mischwassergebiets von untergeordneter Bedeutung. Versickerungsverluste treten lediglich durch kleinere Fugen oder Risse auf. Der Verdunstungsanteil ist aufgrund der schnellen Niederschlagsableitung in die Kanalisation ebenfalls sehr gering (ATV 1999). Verluste durch Verwehungen treten insbesondere bei festen Niederschlägen in Form von Schnee auf (Baumgartner und Liebscher 1996) und kommen in Berlin entsprechend selten vor.

In Abbildung 1 sind Abflussbildung und Niederschlagsverluste in Abhängigkeit von Regendauer und -intensität schematisch dargestellt. Während der Gebietsrückhalt zu Beginn eines Regens vor allem in Form von Benetzung der trockenen Oberfläche stattfindet, treten bei fortschreitender Regendauer zunehmend Verluste durch Muldenfüllung und bei wasserdurchlässigen Flächen auch durch Versickerung auf. Erst wenn die Anfangsverluste überwunden sind und die Niederschlagsintensität die Versickerungsrate übersteigt, kommt es zum Oberflächenabfluss.

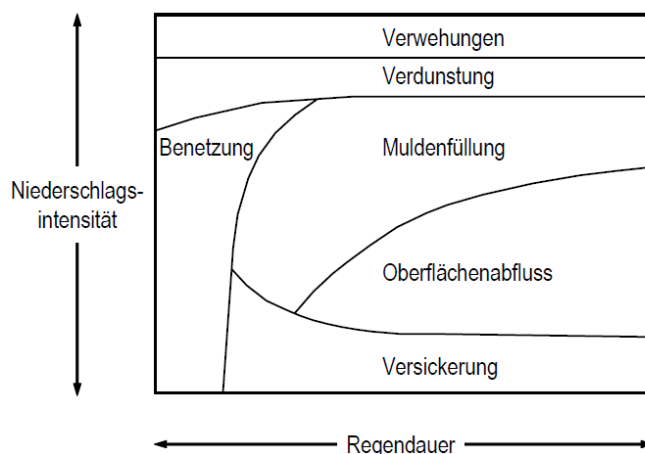


Abbildung 1: Darstellung der Abflussbildung und der Niederschlagsverluste nach Gujer (1999)

Die Höhe des Oberflächenabflusses ist abhängig vom Befestigungsgrad, der Art der Flächenbefestigung, der Geländeneigung, der Regenstärke und -dauer sowie der Bodenart und etwaigem Bewuchs. In den mischkanalisierten Gebieten der Berliner Innenstadt werden bei einem mittleren Niederschlag von 580 mm/a durchschnittlich 250 mm/a als Oberflächenabfluss der Kanalisation zugeführt. Spitzenwerte in Gebieten

mit sehr hohem Versiegelungsgrad liegen bei mehr als 350 mm/a. Im Außenbereich mit Trennkanalisation sind es etwa 100 mm/a (SenStadt 2007).

2.4 Siedlungsentwässerung im Mischsystem

Die Entwässerung von Siedlungsgebieten kann auf zwei Arten erfolgen. Im Trennsystem werden Schmutz- und Regenwasser in zwei getrennten Kanalisationsnetzen abgeleitet. Während das Schmutzwasser in Klärwerken gereinigt wird und als Klarlauf in den Vorfluter gelangt, wird das Regenwasser direkt oder teilgereinigt in die Oberflächengewässer eingeleitet. Im Mischsystem werden dagegen Schmutz- und Regenwasser in einem einzigen Kanal gesammelt. Dieses Mischwasser fließt gleich dem Schmutzwasser des Trennsystems zu den Klärwerken, bevor es nach erfolgter Reinigung ins Gewässer eingeleitet wird.

Infolge starker Regenfälle kommt es im Kanalnetz des Mischgebietes, wo Schmutz- und Regenwasser gemeinsam entwässert werden, zu zeitweilig erhöhten Abflüssen. Um den Betrieb der Kläranlagen nicht durch schwankende Volumenströme und Zulaufkonzentrationen zu stören, werden die weitergeführten Abflüsse begrenzt. Das überschüssige Mischwasser wird über Entlastungsbauwerke ins Gewässer abgeschlagen, deren Funktionsweise im Folgenden beschrieben wird.

Regenüberlaufbecken (RÜB) und Stauraumkanäle (SK) dienen in erster Linie der Zwischenspeicherung von Mischwasser, laufen jedoch bei voller Auslastung ins Gewässer über. Während bei Regenüberlaufbecken das Wasser in einem Speicher außerhalb des Kanals gesammelt wird, steht in Stauraumkanälen das Speichervolumen in Form eines erweiterten Querschnittes im Kanal selbst zur Verfügung. Bei beiden Bauwerken wird das Mischwasser durch Sedimentation mechanisch gereinigt, bevor es gegebenenfalls ins Gewässer entlastet wird. Regenüberläufe (RÜ) sind einfache Austritte entlang des Durchlaufgerinnes eines Mischwasserkanals und dienen der Abminderung besonders hoher Abflussspitzen. Sie befinden sich direkt am Pumpwerk (Hauptüberläufe) oder sind als Vorentlastungspunkte im Kanalnetz verteilt und springen in der Regel erst an, wenn allfällig vorhandene Speicherbauwerke vollständig gefüllt sind (ATV-A 128 1992).

2.5 Zusammensetzung des Mischwasserabflusses

Das ins Gewässer eingeleitete Mischwasser kann zu erheblichen hydraulischen und stofflichen Schädigungen der Biozönose und ihres Lebensraums führen. Die wesentlichen Verschmutzungsquellen des Mischwasserabflusses sind:

- Inhaltsstoffe des Schmutzwasserabflusses,
- Inhaltsstoffe des von befestigten Flächen abfließenden Niederschlagswassers,
- erodierte „Sielhaut“ (organischer Bewuchs der Kanalwandungen),
- resuspendierte Stoffe aus Ablagerungen im Kanalnetz.

Ein maßgeblicher Einfluss auf die Höhe der Schmutzfracht im Mischwasserabfluss wird von vielen Autoren der Resuspension von Ablagerungen im Kanalnetz zugesprochen (Gupta und Saul 1996; Bertrand-Krajewski et al. 1998). Durch den unvollständigen Abwassertransport bei Trockenwetter setzen sich insbesondere in den Anfangshaltungen und auf Strecken mit geringem Gefälle feste Schmutzwasserinhaltsstoffe ab. Zum Teil ist auch mit organischem Bewuchs der Kanalwand durch tote und lebende Biomasse (Sielhaut) zu rechnen. Erhöhen sich bei Regenwetter die Schleppkräfte im Kanal, so werden die abgelagerten Feststoffe mitgerissen und können die Schmutzfracht im Mischwasserabfluss prägend erhöhen (ATV 1995). Die Belastung durch resuspendierte Ablagerungen ist zu Beginn eines Entlastungsereignisses zuweilen besonders hoch, weshalb dafür häufig der Ausdruck „*first flush*“ verwendet wird. Kanalablagerungen sind zumindest während der Nachtstunden in Teilbereichen nahezu aller Mischwasserkanalisationen zu erwarten.

Je nach Vorgeschichte des Entlastungsereignisses, der Art des Niederschlags und dem Zeitpunkt der Entlastung im Tagesverlauf kann die Konzentration gewässerbelastender Stoffe im Mischwasser stark variieren. Die stoffliche Belastung durch mitgerissene Kanalablagerungen ist besonders groß, wenn nach einer längeren Trockenperiode Niederschläge mit sehr hoher Intensität fallen. Mit einem vergleichsweise hohen Schmutzwasseranteil im Mischwasser ist weiterhin während der Tagesstunden, insbesondere zu den Hauptverbrauchszeiten morgens und abends, zu rechnen.

2.6 Das Schadpotential von Mischwasserentlastungen

Das durch Mischwassereinleitungen verursachte Gefährdungspotential wird im Allgemeinen hinsichtlich seiner Wirkungsdauer klassifiziert. Borchardt (1992) unterscheidet die drei folgenden Bereiche:

- akute Wirkungen mit hydraulischen, chemischen und/oder hygienischen Belastungen im Bereich von Stunden,
- verzögerte Wirkungen mit chemischen und/oder hygienischen Belastungen, die mehrere Stunden bis Tage andauern sowie
- langfristige Wirkungen mit chemischen Belastungen über Monate bis Jahre durch ständig wiederkehrende Entlastungsereignisse oder Stoffakkumulation im Gewässer.

Akute und verzögerte Wirkungen werden in der Regel durch ein einzelnes Entlastungsereignis ausgelöst und hängen vom Entlastungsabfluss, der eingetragenen Schmutzfracht sowie dem Gehalt an pathogenen Bakterien und Viren ab. Langfristige Wirkungen gehen hingegen meist auf eine Mehrzahl von Ereignissen zurück. Das Ausmaß ihrer Belastung wird im Allgemeinen durch die Gesamtfracht der über einen längeren Zeitraum eingetragenen Schmutzstoffe und die Konzentration von nicht abgebautem Material im Sediment bestimmt (Bruns 1999). Worauf akute, verzögerte

und langfristige Beeinträchtigungen im Einzelnen zurückzuführen sind, soll im Folgenden erläutert werden.

2.6.1 Hydraulische Wirkungen

Sowohl in Trenn- als auch in Mischsystemen kommt es infolge von Starkregenereignissen häufig zu Abflussspitzen, die die Volumenströme im Gewässer innerhalb von kurzer Zeit um ein Vielfaches ansteigen lassen. Zum Teil werden dabei die Schwellenwerte der hydraulischen Toleranz vieler Gewässerorganismen überschritten (Borchardt 1999).

Hydraulische Schadwirkungen sind für benthische (am Gewässergrund lebende) Organismen besonders gravierend. Bei Überschreitung der kritischen Sohlschubspannung kann es zu einer Umlagerung der Gewässersohle und zur Zerstörung ihres Lebensraumes kommen. Folge ist ein Abdriften der Organismen mit häufig signifikantem Rückgang der Populationsdichte (Katastrophendrift). Bereits durch ein einziges Entlastungsereignis können Populationsverluste von 80 % auftreten (Borchardt 1992).

Bei stark erhöhtem Gewässerabfluss kann auch eine mechanische Verlagerung von Organismen der Fischzönose, insbesondere von Jungfischen und Fischlarven, beobachtet werden (Leszinski et al. 2006). Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten treten in stauregulierten Flachlandgewässern wie der Spree die hydraulischen Belastungseinflüsse gegenüber den stofflichen Wirkungen jedoch in den Hintergrund (BWK 2003).

2.6.2 Stoffliche Wirkungen

Das entlastete Mischwasser ist durch die typischen Schmutzwasserinhaltsstoffe und die von Dachflächen, Straßen und Wegen mit dem Niederschlagswasser abgetragenen Verunreinigungen zuweilen stark belastet. Die daraus entstehenden Schadwirkungen im Gewässer können wie folgt charakterisiert werden.

Sauerstoffzehrung

Der Eingriff in den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers durch einen Mischwasserüberlauf erfolgt im Wesentlichen über den Eintrag organischer und anderer oxidierbarer Substanzen. Beim Abbau des eingetragenen Materials durch heterotrophe Mikroorganismen wird eine direkte Sauerstoffzehrung in der fließenden Welle verursacht, die ein zum Teil rapides Absinken des Sauerstoffgehaltes zur Folge hat (Wagner 1996). Nach längeren Trockenperioden ist die Sauerstoffzehrung besonders intensiv, da sich dann meist große Mengen an partikulären Schmutzstoffen im Kanal abgelagert haben. Zuweilen unterliegen die Ablagerungen bereits anaeroben Abbauvorgängen, so dass sie beim Eintrag ins Gewässer hohe Sauerstoffzehrungsraten entfalten (ATV 1995).

Insbesondere in langsam fließenden Gewässern mit geringer Wassertiefe kommt es infolge von Mischwassereinleitungen außerdem zur Sedimentation und Ablagerung

von organischen Substanzen auf der Gewässersohle (Wagner 1996). Die Sauerstoffzehrung findet dann verzögert im überstreichenden Wasserkörper (Bodenschlammzehrung) oder bei Aufwirbelung der Sedimente durch kurzzeitig erhöhte Abflüsse statt.

Das Ausmaß der auftretenden Sauerstoffdepressionen hängt wesentlich von den meteorologischen und hydrologischen Randbedingungen ab. So kann es bei sehr niedrigen Fließgeschwindigkeiten zu besonders lang andauernden Sauerstoffdepressionen kommen, da aufgrund fehlender Turbulenzen die physikalische Wiederbelüftung aus der Atmosphäre reduziert ist (Lindner et al. 1987).

Erhöhte Wassertemperaturen wirken sich in zweierlei Hinsicht nachteilig auf den Sauerstoffhaushalt von Fließgewässern aus. Zum einen ist bei hohen Temperaturen infolge der erhöhten Stoffwechsellätigkeit heterotropher Organismen mit einer besonders starken Sauerstoffzehrung zu rechnen (Kalff 2003). Zum anderen ist in warmem Wasser die Löslichkeit von Sauerstoff deutlich herabgesetzt. So sinkt die Sättigungskonzentration von Sauerstoff im Süßwasser bei einem Temperaturanstieg von 5 auf 20°C von 13 auf 9 mg/l (Weiss 1970).

Aufgrund der beschriebenen physikalischen und biochemischen Wechselwirkungen finden Sauerstoffdefizite vorwiegend in den Sommermonaten statt. Bei ungünstigen Randbedingungen (hohe Wassertemperaturen, niedrige Fließgeschwindigkeiten) kann es auch ohne Mischwassereinfluss zur Unterschreitung kritischer Sauerstoffkonzentrationen kommen (Leszinski et al. 2007). Die Wirkung des Sauerstoffmangels auf Wasserorganismen und die zu berücksichtigenden Einflussfaktoren werden in Kapitel 2.7.1 und 2.7.2 genauer diskutiert.

Ammonium und Ammoniak

Bezüglich der akuten Auswirkungen auf die Biozönosen verdient neben dem Sauerstoff- vor allem der Stickstoffhaushalt besondere Beachtung. Ammonium (NH_4^+), dessen Eintrag ins Gewässer hauptsächlich auf Schmutzwassereinleitungen (Urin, Fäkalien) zurückgeht, kann auf zwei Wegen zu Schädigungen führen. Zum einen verursacht es durch die einsetzende Nitrifikation große Sauerstoffzehrungen im Gewässer. So werden für die mikrobielle Umwandlung von 1 mg/l Ammonium-Stickstoff zu Nitrat 4,5 mg/l Sauerstoff verbraucht (SenStadt 2004). Zum anderen dissoziiert es unter ungünstigen Bedingungen (hoher pH-Wert, hohe Temperatur) zum fischgiftigen Ammoniak (NH_3). Nachteilige Effekte für Wasserorganismen, wie z.B. die Schädigung des Kiemenapparates, sind bei über längere Zeit periodisch auftretenden Ammoniakkonzentrationen ab 0,02 mg/l zu erwarten (Hamm 1991). Für akute Kurzzeitbelastungen wird für Jungfische ein Wert von 0,1 mg/l als kritisch angesehen (BWK 2003). Relevante Anteile von Ammoniak am Ammonium-Stickstoff treten bei pH-Werten ab 7,5 auf (Lammersen 1997). Die Abhängigkeit des Dissoziationsgleichgewichtes von Temperatur und pH-Wert ist in Abbildung 2 grafisch dargestellt.

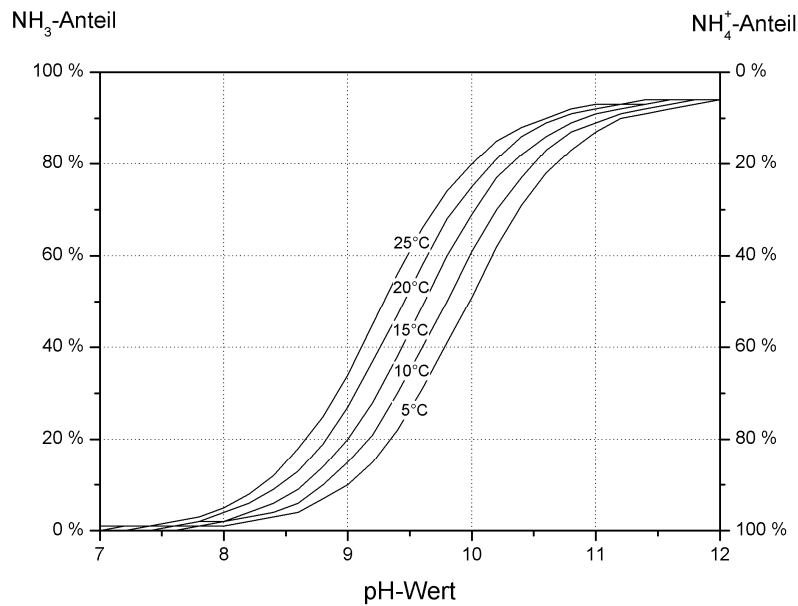


Abbildung 2: Abhängigkeit des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Dissoziationsgleichgewichtes von pH-Wert und Temperatur, eigene Darstellung nach Sigg und Stumm (1989)

Die Toxizität von Ammoniak ergibt sich nicht direkt aus der Konzentration, sondern hängt von der Expositionsdauer, der Häufigkeit des Auftretens, der Temperatur, dem pH-Wert sowie der gegenwärtigen Sauerstoffkonzentration ab. Besonders toxisch wirkt Ammoniak bei niedrigen Temperaturen und gleichzeitig auftretenden Sauerstoffdefiziten. Die Wirkung von Ammoniak unter den verschiedenen Randbedingungen ist in Leszinski et al. (2007) ausführlich beschrieben.

Feststoffe

Feststoffeinträge durch Mischwasserentlastungen können die aquatische Biozönose auf vielfältige Weise beeinflussen und sind ebenfalls als ökologisch relevant zu bewerten. In der fließenden Welle führen sie zu Eintrübungen und setzen infolge des Lichtentzugs die Photosynthesetätigkeit herab. Beim mikrobiellen Abbau des organischen Feststoffanteils tritt weiterhin eine direkte Sauerstoffzehrung in der fließenden Welle ein. Darüber hinaus führt der schnell sedimentierende vorwiegend mineralische Anteil an Feststoffen zu einer Kolmation der Gewässersohle mit weitreichenden Folgen. Einerseits kann durch die Veränderung der natürlichen Sedimente die Lebensgrundlage zahlreicher benthischer Organismen gestört werden. Andererseits wird durch die Verstopfung des Substratlückensystems (Interstitial) die Ausbildung von bodennahen Sauerstoffdefiziten begünstigt (BWK 2003).

Nährstoffe

Der stoßweise Eintrag von Stickstoff- und Phosphorverbindungen durch Mischwasser-einleitungen ist gegenüber Klärwerkseinleitungen oder den diffusen Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft im Allgemeinen von untergeordneter Bedeutung. Dennoch können Mischwassereinleitungen besonders in langsam fließenden Gewässern mit

geringen Wassererneuerungsraten lokal und regional zur Eutrophierung beitragen und den Sauerstoffhaushalt mitbeeinflussen (BWK 2003). Die tatsächliche Bedeutung der Nährstoffbelastung durch Mischwassereinleitungen kann jedoch nur durch flussgebietsbezogene Bilanzierungen abgeschätzt werden (Borchardt 1999).

Schwermetalle und Xenobiotika

Schwermetalle und Xenobiotika (größtenteils schwer abbaubare, nicht natürlich vorkommende Verbindungen) reichern sich in den Flusssedimenten und über die Nahrungskette in den Organismen an und sind für viele Lebewesen toxisch. Eine Akkumulation von Schwermetallen und einer Reihe organischer Giftstoffe (PAK, PCB, Pestizide) im Flusssediment vor Mischwassereinleitungsstellen wurde durch Iannuzzi et al. (1997) nachgewiesen.

Bakterien und Viren

Spitzenbelastungen mit hygienisch relevanten Bakterien und Viren stehen häufig in Zusammenhang mit Mischwassereinleitungen (Kreikenbaum et al. 2004). Sie entstammen in erster Linie dem Schmutzwasser und schränken vielerorts die Freizeitnutzung der Fließgewässer ein. Längerfristig können Bakterien und Viren aufgrund der Konservierung in den Sedimenten von Bedeutung sein (Borchardt 1999). Über nachteilige Effekte hygienischer Stoßbelastungen auf die aquatische Biozönose liegen keine weiteren Kenntnisse vor.

2.7 Wirkungen in Oberflächengewässern

Für die Beurteilung akuter stofflicher Beeinträchtigungen der Wasserorganismen durch Mischwassereinleitungen sind erhöhte Konzentrationen an fischgiftigem Ammoniak und die Unterschreitung kritischer Sauerstoffkonzentrationen besonders relevant. Die Auswirkungen von Ammoniak konnten im Rahmen dieser Arbeit aufgrund der derzeitigen Datenlage nicht berücksichtigt werden. Daher wird im Folgenden erläutert, mit welchen ökologischen Folgen speziell durch den Eintrag von sauerstoffzehrenden Substanzen zu rechnen ist.

2.7.1 Reaktionen aquatischer Organismen auf Sauerstoffdefizite

Die Auswirkungen von niedrigen Sauerstoffkonzentrationen auf die im Wasser lebende Fauna sind vielfältig und reichen von der Beeinträchtigung der typischen Lebensweise bis zum Tod. Allgemein werden folgende Reaktionen beobachtet (Borchardt 1992):

- Änderung des allgemeinen Verhaltens, z.B. zunehmender Kiemenschlag,
- Fluchtverhalten und Drift,
- vermindertes Wachstum und andere physiologische Größen,
- Mortalität.

Subletale Effekte wie aktives Abwandern oder passive Drift wurden für Invertebraten (Wirbellose wie z.B. Flohkrebse oder Eintagsfliegen) bereits bei Sauerstoffkonzentrationen von 3,5 - 4,5 mg/l über eine Belastungsdauer von 1 bis 6 h beobachtet. Bei Sauerstoffkonzentrationen, die dauerhaft über 5 mg/l liegen, konnten dagegen keine Beeinträchtigungen beobachtet werden (Gammeter und Frutiger 1990; Borchardt 1992). Fische der Salmonidengewässer (forellenartige Fische wie Lachse, Forellen oder Äschen) reagieren zum Teil bereits bei Sauerstoffkonzentrationen ≤ 5 mg/l mit erhöhtem Kiemenschlag, Fluchtbewegung oder eingeschränkter Schwimmaktivität (Doudoroff und Shumway 1967). Bei langanhaltenden, niedrigen Sauerstoffkonzentrationen wurde auch eine Beeinträchtigung des Wachstums beobachtet. Die kritischen Konzentrationen für Fische der Cyprinidengewässer (karpfenartige Fische wie Karpfen, Hecht oder Flussbarsch) liegen meist etwas höher als die der untersuchten Invertebraten und unter denen von Salmoniden. Im Allgemeinen schließt die Herleitung von Gütestandards auf Basis der Fischfauna den Schutz der Makrozoobenthoszönose mit ein (Lammersen 1997).

Um letale Reaktionen von Fischen zu vermeiden, sollten in Salmonidengewässern Sauerstoffkonzentrationen von 2,5 mg/l nicht unterschritten werden. Für die karpfenartigen Fische der Cyprinidengewässer gilt eine Kurzzeitbelastung von 2 mg/l als potenziell tödlich (Wolter et al. 2003). Der Konzentrationsbereich zwischen Erhalt und Tod aller Individuen einer Art ist dabei meist sehr eng (Seager et al. 2000).

2.7.2 Einflussfaktoren auf die Wirkung von Sauerstoffdefiziten

Die Auswirkungen von Sauerstoffdefiziten auf die verschiedenen im Wasser lebenden Organismen hängen nicht nur von der Konzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs ab. Im Allgemeinen können folgende Einflussfaktoren definiert werden (Leszinski et al. 2007):

- Minimale Sauerstoffkonzentration,
- Belastungsdauer,
- Häufigkeit der Sauerstoffdefizite,
- Fluktuation der Sauerstoffkonzentration,
- Temperatur,
- Interferenzen mit toxisch wirkenden Stoffen.

Je länger die Organismen den niedrigen Sauerstoffkonzentrationen ausgesetzt sind, desto gravierender sind im Allgemeinen die Auswirkungen. Die einzuhaltende untere Grenze der Sauerstoffkonzentration verschiebt sich daher mit zunehmender Expositionsdauer nach oben.

Häufig wiederkehrende Sauerstoffminima geringeren Ausmaßes können darüber hinaus ähnlich schädlich sein wie einmalig auftretende sehr niedrige Konzentrationen. Weiterhin wirken sich fluktuierende Sauerstoffkonzentrationen unter Umständen

nachteiliger aus als vergleichbare konstante Konzentrationen, da unter variierenden Konzentrationen eine Akklimatisierung der Organismen erschwert ist (Leszinski et al. 2007).

Erhöhte Temperaturen bewirken im Allgemeinen einen Anstieg des Sauerstoffbedarfs und somit des Grenzwertes für die einzuhaltenen Sauerstoffkonzentrationen. Vor allem für kürzere Belastungsdauern von 3,5 Stunden wurde mit steigender Temperatur eine deutliche Zunahme der Empfindlichkeit gegenüber Sauerstoffminima festgestellt. Die Abhängigkeit ist bei den verschiedenen Organismen allerdings unterschiedlich stark ausgeprägt (Lammersen 1997).

Für viele Fische und zum Teil auch für die Organismen des Makrozoobenthos ist weiterhin bekannt, dass verringerte Sauerstoffgehalte die Toxizität verschiedener Giftstoffe, insbesondere von Ammoniak, erhöhen. Treten in Perioden mit Sauerstoffmangel gleichzeitig erhöhte Ammoniakkonzentrationen auf, so sollte der Grenzwert für kritische Sauerstoffkonzentrationen daher nach oben korrigiert werden. Die UPM-Richtlinie schlägt für Ammoniakkonzentrationen über 0,15 mg/l eine Korrektur um 2 mg O₂/l vor (FWR 1998).

2.8 Ableitung von immissionsorientierten Gütestandards

Die Festlegung von Grenzwerten zum Schutz einzelner Arten oder ganzer Lebensgemeinschaften vor den nachteiligen Wirkungen von Mischwassereinleitungen ist aufgrund der vielfältigen Randbedingungen sehr komplex. Dennoch gibt es inzwischen mehrere Ansätze, die für verschiedene Gewässertypen kritische Sauerstoff- und Ammoniakkonzentrationen angeben und dabei die Expositionsdauer, die Häufigkeit der Unter- bzw. Überschreitung und zum Teil die Temperaturabhängigkeit sowie Interferenzeffekte berücksichtigen (siehe Kapitel 2.7.2). Die Gütestandards orientieren sich dabei im Allgemeinen an der empfindlichsten Art einer Lebensgemeinschaft und sollen die Organismen nicht nur am Leben halten, sondern auch subletale Effekte weitgehend einschränken.

Erste Schritte hin zu einem immissionsorientierten Gewässerschutz wurden mit der Fischgewässerrichtlinie (EU 1978) gemacht, in der Grenz- und Richtwerte für den Erhalt der im Süßwasser lebenden Fische formuliert sind. Die Richtlinie unterscheidet Salmoniden- und Cyprinidengewässer und bezieht eine Vielzahl chemischer und physikalischer Parameter ein. Damit sollen Wasserorganismen vor der Einleitung von Schadstoffen aus verschiedensten Quellen bewahrt werden. Bezüglich der Sauerstoffkonzentration gilt für Cyprinidengewässer wie der Stadtspreewälder See ein Richtwert von 5 mg/l, bei dessen Überschreitung keine nachteiligen Effekte zu erwarten sind. Die Dauer und Häufigkeit der Belastungen bleiben in der Richtlinie jedoch unberücksichtigt.

In den letzten Jahren entstanden mehrere Bewertungsansätze, die direkt auf die nachteiligen Auswirkungen von Mischwassereinleitungen abzielen. Die UPM-Richtlinie aus Großbritannien (FWR 1998) und die BWK-Merkblätter M 3 und M 7 aus Deutschland (BWK 2001; BWK 2007) unterscheiden drei Gewässertypen. Sie geben sowohl für

Sauerstoff als auch für Ammoniak kritische Konzentrations-Dauer-Häufigkeits-Beziehungen an und berücksichtigen dabei zum Teil auch Interferenzen zwischen beiden Stoffen. Ein weiterer von Lammersen (1997) entwickelter Bewertungsansatz schlägt bei der Anwendung von Grenzwerten für Sauerstoff und Ammoniak außerdem Korrekturfaktoren für erhöhte Temperaturen vor. Die drei Ansätze sind in Kapitel 4.2.2 ausführlich beschrieben.

Darüber hinaus gibt es auch in Dänemark, Österreich, der Schweiz und den USA Bemühungen akute Beeinträchtigungen durch Mischwassereinleitungen immissionsseitig zu vermeiden. Sie lassen jedoch zum Teil noch keine detaillierte Bewertung zu oder sind wie im Falle der Schweizer Richtlinie nur auf bestimmte Gewässertypen anwendbar (Matzinger et al. 2008).

3 Das Untersuchungsgebiet

Im folgenden Kapitel wird das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit kanal- und gewässerseitig ausführlich vorgestellt. Zunächst werden das Berliner Mischwassersystem im Allgemeinen und die vier im Fokus der Arbeit liegenden Mischwassereinzugsgebiete im Besonderen beschrieben. Es folgt eine Charakterisierung des Berliner Gewässersystems mit seinen ökologischen Besonderheiten. Abbildung 3 zeigt den Untersuchungsraum anhand einer Karte, die mithilfe des Geoinformationssystems (GIS) der Berliner Wasserbetriebe erstellt wurde. Dargestellt sind das Mischwassergebiet im Stadtzentrum, die großen Berliner Wasserläufe und die für die Beurteilung der Stadtsprees relevanten Messstellen aus dem Oberflächenwasser-Monitoring der Berliner Senatsverwaltung für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.

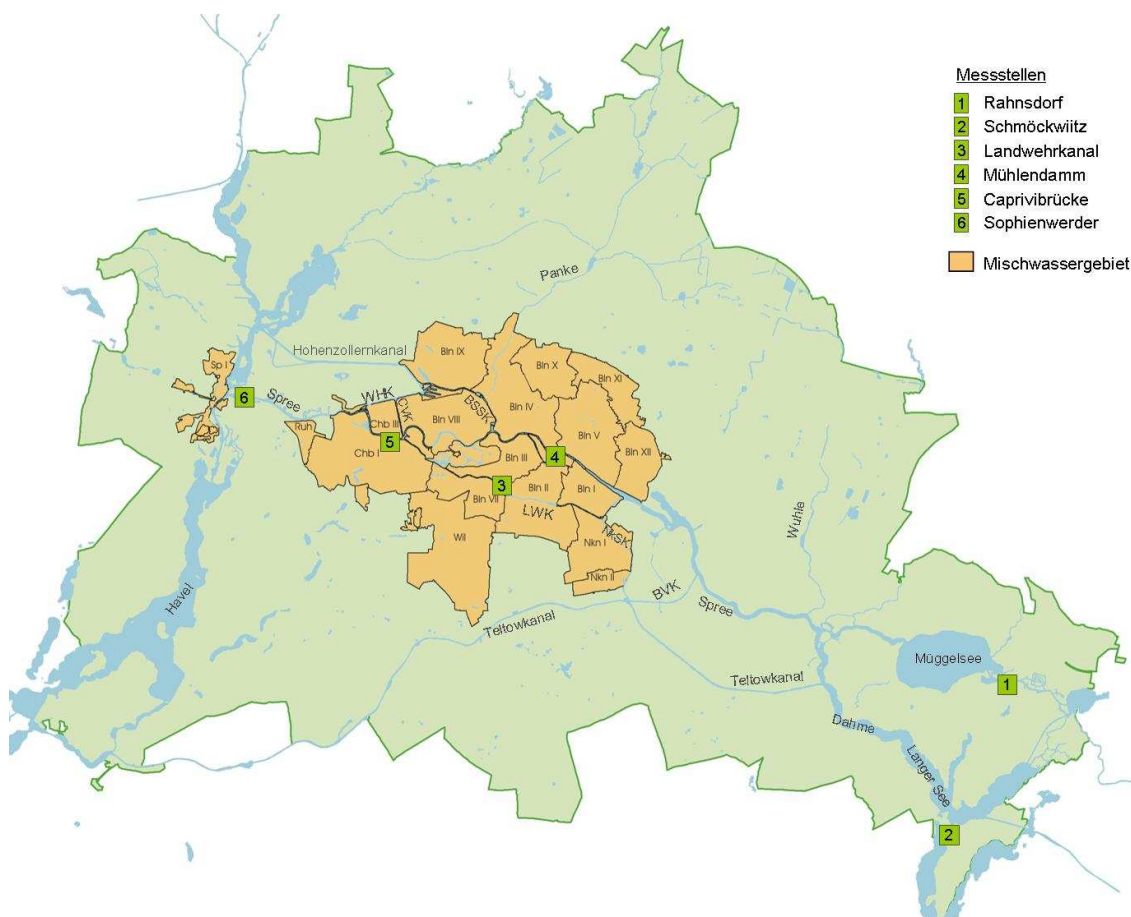


Abbildung 3: Karte des Berliner Mischwassergebiets, der Fließgewässer und der untersuchten Senatsmessstellen, angepasst aus dem GIS der Berliner Wasserbetriebe

3.1 Das Berliner Mischwassersystem

3.1.1 Die Anfänge der Mischkanalisation

Das Berliner Mischwassersystem entstand vor über 130 Jahren nach den Plänen von James Hobrecht. Der damalige Regierungsbaumeister sah vor, das Stadtgebiet in zwölf radial zu den großen Wasserläufen gelegene Entwässerungsgebiete zu unterteilen. In diesen unabhängig voneinander funktionsfähigen Radialsystemen sollte das Mischwasser im freien Gefälle einem geografischen Tiefpunkt zufließen. An diesen Punkten wurden Pumpwerke angeordnet, die das Wasser über Druckleitungen auf die Rieselfelder in der Peripherie Berlins fördern sollten. Für den Überlastungsfall waren entlang der Kanalsysteme Überläufe zu den Gewässern vorgesehen, aus denen bei Starkregen Mischwasser in die Gewässer entlastet werden kann.

Im Jahr 1873 erfolgte beginnend mit dem Radialsystem III (Berlin-Mitte) der erste Spatenstich zum Bau der Berliner Mischwasserkanalisation. Im Jahr 1909 wurde das letzte der zwölf Radialsysteme (Bln XI, nordöstlicher Teil von Prenzlauer Berg) in Betrieb genommen. Das Hobrechtsche Mischwassersystem besteht in seinen Grundzügen bis heute, wurde jedoch im Laufe der Jahre entsprechend den Erfordernissen einer wachsenden Stadt erweitert (Bärthel 2003).

3.1.2 Das gegenwärtige Mischkanalnetz

Inzwischen umfasst das Berliner Mischwassersystem 18 Einzugsgebiete, die sich über den gesamten Innenstadtbereich sowie die Spandauer Altstadt erstrecken (siehe Abbildung 3). Die Einzugsgebiete verlaufen nicht entlang der Bezirksgrenzen, sondern richten sich so an den Wasserläufen und Höhenlinien aus, dass jedes Einzugsgebiet im Freigefälle entwässert werden kann.

Die Gesamtfläche des Gebietes mit Mischwasserkanalisation beträgt 102,5 km². Das reduzierte Einzugsgebiet - die kanalisierte, befestigte Fläche - beträgt rund 66 km². An der Peripherie des Mischwassersystems werden weitere 65 km² im Trennsystem entwässert, wobei das Schmutzwasser an den Mischwasserkanal angeschlossen ist und das Regenwasser den Entlastungskanälen des Mischsystems zufließt.

Insgesamt wird etwa ein Viertel der kanalisierten Fläche Berlins nach dem Mischsystem entwässert. In einem Mischkanalnetz von etwa 2.000 km Länge wird das Schmutzwasser von 1,2 Millionen Menschen gesammelt und gemeinsam mit dem Regenwasser in die Klärwerke Ruhleben, Schönerlinde und Waßmannsdorf gefördert. Der mittlere Trockenwetterabfluss der Einzugsgebiete schwankt zwischen 4.400 m³/d (Ruh) und 43.000 m³/d (Wil). Die Kenndaten der 18 Mischwasser-Einzugsgebiete wurden von Pawlowsky-Reusing und Schroeder zusammengetragen (2006) und können Anhang B entnommen werden.

3.1.3 Entlastungspraxis im Starkregenfall

Um die Prozessstabilität der Kläranlagen zu gewährleisten, sind die Pumpwerke des Berliner Mischsystems in der Regel für die zweifache Trockenwettertagesspitze ausgelegt. Im Starkregenfall wird das begrenzte Retentionsvermögen des Kanalsystems jedoch häufig überstiegen, so dass ein Teil des Mischwassers direkt in den Vorfluter entlastet werden muss. Dazu verfügt jedes Einzugsgebiet über eine Reihe von Überlaufbauwerken, die sich in der Regel nahe den Flussläufen befinden. In Berlin gibt es derzeit über 500 Regenüberläufe, die das Mischwasser an etwa 190 Einleitestellen in die Vorfluter entlasten.

Darüber hinaus werden derzeit neun Regenüberlaufbecken und drei Stauraumkanäle betrieben, in denen insgesamt 39.220 m³ Mischwasser gespeichert werden können. Den weitaus größten Rückhalteraum mit etwa 77 % des Gesamtvolumens bieten jedoch die Mischwasserkanäle selbst (Pawlowsky-Reusing und Schroeder 2006). Zum Teil kann durch die temporäre Erhöhung von Überlaufschwellen im Kanalquerschnitt noch zusätzlicher Speicherraum aktiviert werden. Eine solche Kanalbewirtschaftung durch bewegliche Wehre ist zwar bisher nur vereinzelt möglich, soll aber für die Zukunft an mehreren Standorten umgesetzt werden (pers. Mitt., Schroeder 2008).

Das gesamte Mischwasservolumen, das pro Jahr in die Berliner Gewässer entlastet wird, liegt bei 6 bis 7 Millionen m³. Die Überlaufhäufigkeit der einzelnen Entlastungsbauwerke variiert stark und liegt zwischen 1 und 40 Mal im Jahr. Das mittlere Mischungsverhältnis des abgeschlagenen Wassers von Schmutz- zu Regenwasser beträgt etwa 1:9 (SenStadt 2006), kann aber bei Extremereignissen auf 1:50 bis 1:100 (Butler und Davies 2004) ansteigen.

3.1.4 Charakterisierung der untersuchten Einzugsgebiete

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Entlastungspraxis in den Einzugsgebieten Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I, die vor allem aufgrund ihrer hohen Sensitivität gegenüber Starkregenfällen ausgewählt wurden, genauer untersucht. Die Methodik, nach der die Eingrenzung des Betrachtungsraumes erfolgte, ist in Kapitel 4.1.2 erläutert. Im Folgenden werden die vier Einzugsgebiete ausführlich beschrieben. Die baulichen Kenndaten wurden dem Abschlussbericht des Forschungsprojektes „ISM Integrated Sewage Management“ (Pawlowsky-Reusing und Schroeder 2006) entnommen und sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Der Kanalisierungszustand der vier Gebiete änderte sich innerhalb des Betrachtungszeitraums nicht (pers. Mitt., Meier 2008).

Das Einzugsgebiet Bln VIII

Das Einzugsgebiet Bln VIII befindet sich im Stadtteil Tiergarten nördlich der Spree und oberhalb des Spreekreuzes, an dem Charlottenburger Verbindungskanal und Landwehrkanal mit der Spree verbunden sind. An das MW-Einzugsgebiet sind auf einer Fläche von 690 ha 76.186 Einwohner angeschlossen (Stand 2005). An 19 Regenüberläufen kann im Starkregenfall Mischwasser abgeschlagen werden.

Die Einleitung ins Gewässer findet an zwölf Einleitungsstellen statt, von denen neun an der Spree, zwei am Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal und eine am Charlottenburger Verbindungskanal liegen. Unmittelbar am Pumpwerk in Alt-Moabit befindet sich außerdem ein Regenüberlaufbecken, das im Überlastungsfall ebenfalls Mischwasser in die Spree einleitet (Höhe Gotzkowskybrücke).

Als Ergebnis bereits abgeschlossener Sanierungsarbeiten bieten der Kanalspeicherraum und das Regenüberlaufbecken in Alt-Moabit ein gesamtes Speichervolumen von 11.270 m³ und ein spezifisches Speichervolumen von 29 m³/ha. Die maximale Förderleistung des Pumpwerkes im Regenwetterfall beträgt 690 l/s. Damit ist Bln VIII als einziges EZG des Mischsystems für die dreifache Trockenwettertagesspitze ausgelegt.

Das Einzugsgebiet Bln XI

Das Einzugsgebiet Bln XI deckt im Wesentlichen den nordöstlichen Teil des Bezirkes Prenzlauer Berg und Teile von Berlin-Weißensee ab. Die Gesamtfläche des EZG beträgt 1.318 ha von denen 416 ha mischkanalisiert sind. Die restlichen 902 ha werden zwar im Trennsystem entwässert. Eine vollständige Abkopplung des dort anfallenden Niederschlagswassers vom Mischkanal erfolgt jedoch erst seit September 2008 (pers. Mitt., Pawlowsky-Reusing 2009).

Das 94.499 Einwohner starke Einzugsgebiet (Stand 2005) verfügt über fünf Regenüberläufe, die allesamt über eine einzige Einleitungsstelle hinter der Friedrichsbrücke in der Burgstraße (Berlin-Mitte) in die Spree entlasten. Der Hauptüberlauf befindet sich direkt am Pumpwerk in der Erich-Weinert-Straße.

Im Gegensatz zu den drei anderen betrachteten Gebieten, verfügt Bln XI über kein eigenes Speicherbauwerk. Zum Rückhalt von Mischwasser im Starkregenfall steht lediglich ein Kanalspeicherraum von 5.340 m³ zur Verfügung. Zwar ist das spezifische Speichervolumen mit 19 m³/ha etwas größer als das der Gebiete Wil und Chb I, dennoch gehört Bln XI zu den sensitivsten Einzugsgebieten der Stadt. Überlaufereignisse sind entsprechend häufig zu erwarten.

Das Einzugsgebiet Wil

Das Einzugsgebiet Wil ist mit 263.423 EW (Stand 2005) das einwohnerstärkste Mischwassergebiet der Stadt und umfasst im Wesentlichen die Bezirke Wilmersdorf und Schöneberg. Die Mischkanalisation deckt eine Fläche von 1.277 ha ab. Weitere 1.843 ha werden im Trennsystem entwässert.

Zur Mischwasserentlastung bei Starkregen verfügt das EZG über 24 Regenüberläufe, die an zwei Ausläufen Höhe Tiergartenschleuse in den Landwehrkanal entlasten. Das Regenüberlaufbecken und der Stauraumkanal (beide am Lützowplatz) verfügen über ein gemeinsames Speichervolumen von 6.440 m³ und leiten an der Herkulesbrücke südlich des Großen Sterns in den Landwehrkanal ein. Damit entlastet das einwohnerstärkste EZG insgesamt an lediglich drei Stellen in den Landwehrkanal, wodurch an Starkregentagen mit einer erheblichen punktuellen Belastung zu rechnen ist.

Trotz des zusätzlichen Kanalspeicherraums von 5.990 m³ zählt Wil mit einem spezifischen Speichervolumen von 13 m³/ha zu den sensitivsten Einzugsgebieten der Stadt. Um die Gewässergüte des Landwehrkanals zukünftig zu verbessern, wurde am Hauptpumpwerk Hohenzollerndamm ein weiteres Regenüberlaufbecken mit einem Volumen von 3.500 m³ gebaut, welches jedoch bis Ende 2008 noch nicht in Betrieb genommen wurde.

Das Einzugsgebiet Chb I

Im westlichen Stadtzentrum Berlins befindet sich mit 1.309 ha das größte Mischwassereinzugsgebiet der Stadt. An das EZG sind 122.931 Einwohner angeschlossen (Stand 2005).

Für den Entlastungsfall ist das Kanalsystem mit 68 Regenüberläufen ausgestattet, so vielen wie kein anderes Einzugsgebiet. Die 19 Einleitestellen verteilen sich auf Landwehrkanal und Spree und konzentrieren sich auf den Gewässerabschnitt um das Spreekreuz. Den wichtigsten Entlastungspunkt bildet das Regenüberlaufbecken in der Sophie-Charlotten-Straße (Speichervolumen: 3.000 m³), dessen Mischwassereinleitung unterhalb der Mündung des Westhafenkanals in die Spree erfolgt.

Aufgrund der großen zu entwässernden Fläche und des relativ geringen spezifischen Speichervolumens von 14 m³/ha fielen im Jahr 2007 in Chb I die größten Entlastungsmengen der Stadt an. Ferner mündet der Landwehrkanal, an dem etwa die Hälfte der städtischen Mischwasserausläufe liegen, im Einzugsgebiet Chb I in die Spree. Folglich sind in diesem Abschnitt der Stadtsprees besonders hohe Mischwasserbelastungen zu erwarten.

Tabelle 2: Kenndaten der vier betrachteten Mischwassereinzugsgebiete

		Bln VIII	Bln XI	Wil	Chb I
Gesamtfläche	ha	721	1.318	3.120	1.309
davon MW-Gebiet	ha	690	416	1.277	1.309
davon Trenngebiet	ha	31	902	1.843	0
befestigte, MW-kanalisierte Fläche	ha	388	275	996	806
mittlerer Befestigungsgrad	-	0,75	0,74	0,66	0,75
Kanalnetzlänge	km	103,0	83,3	219,7	201,4
Einwohner (Stand 2005)	EW	76.186	94.499	263.423	122.931
mittlerer Trockenwetterabfluss Q_{TW}	m ³ /d	13.436	13.835	43.435	25.276
mittlerer Fremdwasserabfluss Q_{FW}	l/s	38	7	42	43
Spitzenförderleistung bei Trockenwetter Q_{16}	l/s	231	252	773	451
maximale Regenwetterförderleistung Q_{RW}	l/s	690	500	1450	900
Anzahl der Regenüberläufe	-	19	5	24	68
Anzahl der Rückhaltebauwerke	-	1	-	2	1
Speichervolumen der Rückhaltebauwerke	m ³	1.500	0	6.460	3.000
Speichervolumen im Kanalnetz	m ³	9.770	5.340	5.990	8.610
Speichervolumen gesamt	m ³	11.270	5.340	12.450	11.610
spez. Speichervolumen V_s	m ³ /ha	29	19	13	14

3.2 Die Berliner Stadtspre

3.2.1 Das Fließgewässersystem Berlins

Das Berliner Gewässersystem ist in erster Linie durch die Spree und ihre Zu- und Abflüsse geprägt. Die Spree entspringt im Lausitzer Bergland (Sachsen) nahe der tschechischen Grenze und mündet nach 380 km Länge bei Sophienwerder (Berlin) in die Havel. Sie hat im Oberlauf bis zum Magdeburger Urstromtal nördlich von Bautzen den Charakter eines Mittelgebirgsflusses mit einem durchschnittlichen Gefälle von 0,5 %, verlangsamt sich jedoch im stark verzweigten Mittellauf bis zum Pegel Leibsch im Unterspreewald deutlich. Nach Eingang ins Berliner Urstromtal bei Beeskow entspricht die Spree im Unterlauf einem typischen Tieflandfluss mit einem nur sehr geringen Gefälle von 0,009 % (Köhler et al. 2002).

Das Berliner Stadtgebiet wird von der Spree west- bis westnordwärts durchflossen. Dabei nimmt sie eine Reihe von rechten Nebenflüssen auf (Fredersdorfer Mühlenfließ, Neuenhagener Mühlenfließ, Wuhle und Panke). Linksseitig fließt knapp unterhalb des Müggelsees die Dahme zu, deren mittlerer Abfluss an der Mündung etwa das Vierfache des Spreeabflusses beträgt. Im weiteren Verlauf gibt die Spree Wasser an den Britzer Verbindungskanal, den Landwehrkanal, den Berlin-Spandauer-Schiffahrtskanal und den Charlottenburger Verbindungskanal ab. Am Spreekreuz in Berlin-Charlottenburg mündet der Landwehrkanal erneut in die Spree. Den letzten großen Zufluss stellt der Westhafenkanal dar, dessen Mündung sich oberhalb der Schleuse Charlottenburg, der letzten Staustufe im Flusslauf, befindet. Sowohl Landwehr- als auch Westhafenkanal werden in erster Linie von Spreewasser gespeist. Eine Besonderheit im Spreeverlauf stellt die Flussspaltung an der Schleuse Mühlendamm im alten Zentrum der Stadt dar. Dort zweigt links der Kupfergraben ab und vereinigt sich an der Spitze der Museumsinsel erneut mit der Spree. Eine Karte des Berliner Fließgewässersystems zeigt Abbildung 3. Durch Mischwassereinleitungen direkt betroffen ist der etwa 16 km lange Flussabschnitt zwischen Eisenbrücke (oberhalb des Abzweiges Landwehrkanal) und Ruhleben (unterhalb der Schleuse Charlottenburg).

3.2.2 Die Stadtspre als anthropogen geprägtes Fließgewässer

Aus den vielfältigen Gewässernutzungen (Schifffahrt, Stauhaltung zur Trinkwassergewinnung, Kühlwassernutzung, Klärwerkseinleitungen, Freizeitaktivitäten) ergeben sich für die Berliner Stadtspre eine Vielzahl ökologischer Probleme, die im Folgenden kurz erläutert werden.

Wie in den Arbeiten von Leszinski et al. (2006; 2007) herausgearbeitet, ist die Berliner Stadtspre bezüglich ihrer Ufer- und Gerinnemorphologie sowie ihrer Habitatausstattung in weiten Teilen stark degradiert. Zum einen erschwert der schifffahrtsinduzierte hydrodynamische Stress durch Wellenschlag und Sedimentaufwirbelung die Besiedelbarkeit des Gewässergrundes durch benthische Organismen. Zum anderen machen der Mangel an natürlichen Flussstrukturen und der nahezu vollständige

Uferverbau das Laichen und die Aufzucht von Organismen der Fischzönose in innerstädtischen Gewässerabschnitten unmöglich (pers. Mitt., Leszinski 2009). Zahlreiche Stauwehre erschweren weiterhin die Fischwanderung insbesondere stromaufwärts. Die Konnektivität von Fließgewässern ist eine wichtige Voraussetzung für einen guten Gewässerzustand nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000).

Ferner führt die weitgehende Stauregelung der Spree neben dem ohnehin geringen Gefälle im Unterlauf zu einer stark herabgesetzten Fließgeschwindigkeit von nur durchschnittlich 9 cm/s in Berlin. Zusätzlich führen die in den 1990er Jahren begonnenen Renaturierungsmaßnahmen im Lausitzer Tagebaugbiet sowie die erheblichen Verdunstungsverluste im Spreewald zu einer deutlich reduzierten Wasserführung im Unterlauf (Köhler et al. 2002), wo der mittlere Jahresabfluss *MQ* weniger als 30 m³/s beträgt (Pegel Sophienwerder). Derart geringe Abflüsse und Fließgeschwindigkeiten bewirken eine allgemein schnelle sommerliche Wassererwärmung und einen erheblich verschlechterten Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre. Daher kann der Sauerstoffgehalt der Berliner Stadtsprees während der Sommermonate häufig schon ohne mischwasserinduzierte Stoßbelastungen ein kritisches Niveau erreichen.

Die Kühlwassernutzung der sechs entlang der Spree bzw. der angrenzenden Kanäle gelegenen Kraftwerke beeinträchtigt den Wärme- und Stoffhaushalt zusätzlich (Köhler et al. 2002). Zum einen werden durch die Wärmelast biochemische Abbauprozesse zum Teil deutlich beschleunigt, was eine erhöhte Sauerstoffzehrung durch Mikroorganismen zur Folge haben kann. Zum anderen setzt eine Temperaturerhöhung die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser deutlich herab (siehe Kapitel 2.6.2).

Zwar hat sich die Wasserqualität bezüglich der chemischen Parameter durch die kontinuierlich erhöhte Reinigungsleistung der Klärwerke und den teilweisen Rückzug der am Spreeufer ansässigen Industrie in den letzten Jahrzehnten deutlich verbessert. Dennoch schränken insbesondere die stark degradierte Morphologie sowie die Fließ- und Substrathomogenität das Selbstreinigungspotential der Stadtsprees merklich ein. Es ist daher hervorzuheben, dass Mischwassereinleitungen aus der Berliner Kanalisation eine zusätzliche Belastung zu einer ohnehin hohen Hintergrundbelastung darstellen. Die Unterscheidung von Effekten der Mischwassereinleitungen und der generellen Hintergrundbelastung ist ein wichtiges Ziel dieser Arbeit.

3.2.3 Die Fischfauna der Berliner Stadtsprees

Bevor die Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Sauerstoffhaushalt beurteilt werden, wird zunächst ein Überblick über die in der Stadtsprees anzutreffende Fischfauna gegeben. Da die Organismen der Fischzönose im Allgemeinen empfindlicher auf Sauerstoffmangel reagieren als die Arten des Makrozoobenthos, stehen sie im Vordergrund der Betrachtungen.

Aufgrund der insbesondere bezüglich des Sauerstoffhaushalts erhöhten Grundbelastung siedeln sich im Unterlauf der Spree lediglich relativ anspruchslose Organismen der Fischzönose an. Die dominierenden Spezies sind Cypriniden (karpfenartige

Fische), welche im Gegensatz zu Salmoniden (forellenartige Fische) relativ tolerant gegenüber Sauerstoffdefiziten sind. Die häufigsten in der Spree vorkommenden Arten sind Plötze (*Rutilus rutilus*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), dicht gefolgt von Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*), Blei (*Abramis brama*), Schleie (*Tinca tinca*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) (SenStadt 2004). Mit einem kritischen O₂-Wert von 2 mg/l (20°C, Exposition > 30 min) gilt der Rapfen (*Aspius aspius*) als empfindlichste derzeit in der Stadtspreeworkommende Fischart (Wolter et al. 2003). Daneben gibt es sehr tolerante Arten wie Aal, Schleie oder Rotfeder, die selbst lang andauernde Sauerstoffkonzentrationen im Bereich von 2,0 - 4,0 mg/l sowie kurzzeitige Mangelzustände mit < 1 mg O₂/l tolerieren (Wolter et al. 2003). Eine Besonderheit stellt die Karausche (*Carassius carassius*) dar, die zum anaeroben Metabolismus befähigt ist und über mehrere Tage vollständige Anoxie ertragen kann. Die häufigsten in der Stadtspreeworkommenden Arten und ihre Sauerstoffansprüche sind - absteigend nach der Häufigkeit ihres Vorkommens sortiert (SenStadt 2004) - in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Die häufigsten in der Stadtspreew und den Kanälen vorkommenden Fischarten und ihre Sauerstoffansprüche aus Wolter et al. (2003)

Fischart	wissenschaftlicher Name	minimaler O ₂ -Bedarf [mg/l]	normaler O ₂ -Bedarf [mg/l]
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	1,2	5,0-7,0
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	0,4-1,2	5,0-6,0
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	0,4-0,8	2,0-4,0
Hecht	<i>Esox lucius</i>	0,5-1,6	6,0-8,0
Blei	<i>Abramis brama</i>	0,6-1,1	6,0-8,0
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	0,4	2,0-4,0
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,4	2,0-4,0
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	0,8-1,3	6,0-8,0
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	0,8-1,0	3,0-5,0
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	1,6	6,0-8,0
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	0,8-1,2	5,0-6,0
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	0,0	2,0-4,0
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	<0,1	2,0-4,0
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	0,8-1,9	5,0-6,0
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	<2,0	4,0-6,0
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	1,6-2,0	7,0-8,0
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	0,5-0,6	2,0-4,0
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	0,8	7,8-8,0
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	2,0	7,0-8,0
Wels	<i>Silurus glanis</i>	-	5,0-7,0

Bezüglich der Ammoniaktoxizität gibt es nur wenige Untersuchungen für die in der Spree natürlich vorkommenden Fischarten. Von den untersuchten Fischen gilt die Plötze (*Rutilus rutilus*) als sensitivste Art (LC₅₀ = 0,8 mg/l NH₃ bei 10,1°C, Exposition > 80 min, Sauerstoffsättigung 100 %) (Lammersen 1997).

3.2.4 Charakterisierung der untersuchten Messstellen

Um die Belastung der aquatischen Fauna in verschiedenen Spreeabschnitten zu beurteilen, wurden die Messdaten der im Rahmen des Berliner Oberflächenwasser-Monitorings kontinuierlich betriebenen Senatsmessstellen Mühlendamm, Caprivibrücke und Sophienwerder ausführlich analysiert (siehe Kapitel 4.2 und 5.2). Die untersuchten Messstellen sind in Abbildung 3 dargestellt.

Die Messstelle Mühlendamm liegt wenige Meter unterhalb der Abspaltung des Kupfergrabens vom Hauptlauf der Spree an der Schleuse Mühlendamm in Berlin-Mitte. Da sich stromaufwärts nur wenige Einleitungsstellen befinden, unterliegt sie einem verhältnismäßig geringen Mischwassereinfluss und gibt die Hintergrundbelastung der Stadtsprees besonders gut wieder.

Die Messstelle Caprivibrücke liegt am Siemenssteg in Berlin-Charlottenburg etwa 300 m unterhalb des Spreekreuzes, an dem die Spree rechtsseitig Wasser in den Charlottenburger Verbindungskanal abgibt und linksseitig der Landwehrkanal in die Spree mündet. Da sich die Messstelle in großer Nähe zur Mündung auf derselben Uferseite befindet, ist angesichts ungewisser Mischungsverhältnisse die Repräsentativität für die Stadtsprees fraglich. In jedem Fall ist der Wasserkörper durch den Einfluss der beiden großen Berliner Mischwassergebiete Wil und Chb I (Abbildung 3) in besonderem Maße durch Mischwassereinleitungen geprägt.

Die Messstelle Sophienwerder befindet sich wenige Hundert Meter vor der Havelmündung und gibt mit einer Verzögerung von Stunden bis Tagen die gesamte Mischwasserbelastung von Spree und Landwehrkanal wieder. Eine Beeinflussung der Messstelle durch das Klärwerk Ruhleben kann ausgeschlossen werden, da das dort gereinigte Wasser in den Ruhlebener Altarm und im Sommerhalbjahr zusätzlich in den Teltowkanal - nicht jedoch in die Spree - eingeleitet wird (pers. Mitt., Kempf, Leiter der Kläranlage Ruhleben, 2009). Der Ruhlebener Altarm mündet unterhalb der Messstelle Sophienwerder in die Spree.

4 Material und Methoden

4.1 Identifizierung kritischer Regenereignisse

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine Methode entwickelt, mit der Überlaufereignisse anhand der jeweiligen Niederschlagsituation identifiziert werden können. Abbildung 4 zeigt das methodische Vorgehen anhand eines Fließbildes.

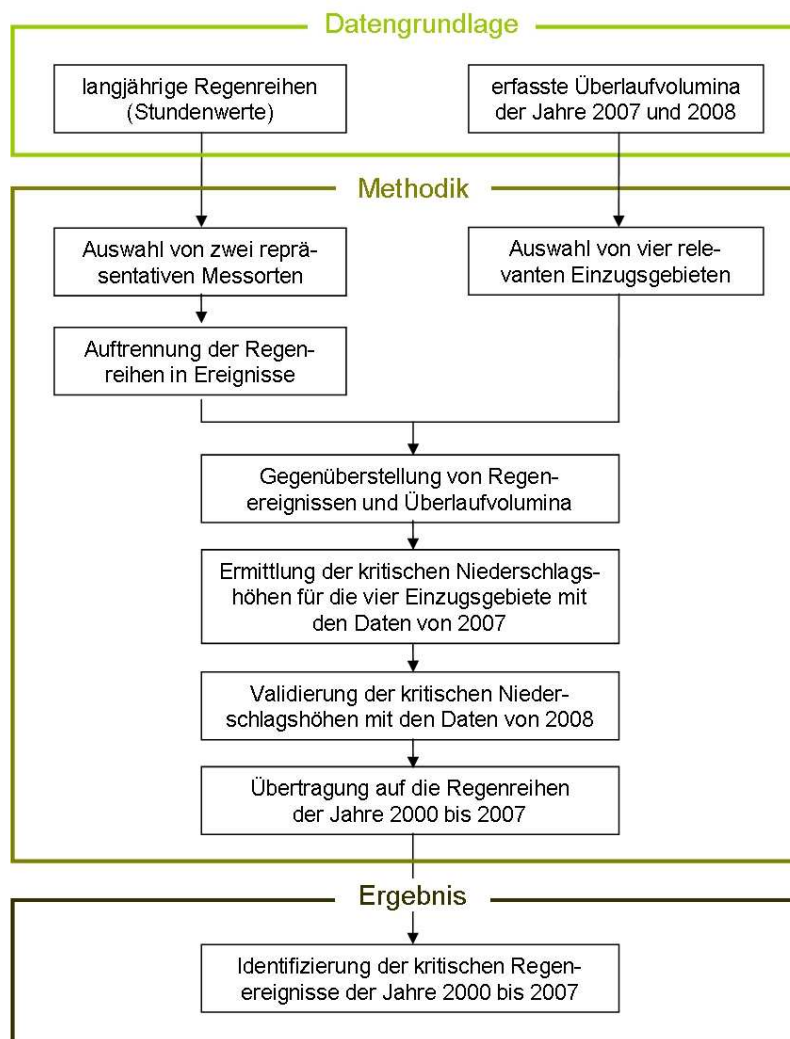


Abbildung 4: Vorgehen bei der Identifizierung von kritischen Regenereignissen

Die Grundlage bildeten langjährige Regenreihen der Berliner Abwasserpumpwerke sowie Daten zu den Mischwasservolumina, die in den Jahren 2007 und 2008 an den Regenüberläufen der Pumpwerke ins Gewässer entlastet wurden. Nach einer Eingrenzung des Betrachtungsraumes auf vier besonders relevante Einzugsgebiete und zwei möglichst repräsentative Regenreihen wurden die Überlaufvolumina und Nieder-

schlagereignisse des Jahres 2007 einander zugeordnet. Anschließend wurde für jedes der vier Einzugsgebiete eine Mindestniederschlagshöhe ermittelt, bei der ein Entlastungsereignis zu erwarten ist. Das so ermittelte Überlaufkriterium wurde anhand der Daten von 2008 auf Konsistenz geprüft und letztlich auf die Jahre 2000 bis 2007 angewandt. Auf diese Weise konnten für einen achtjährigen Untersuchungszeitraum mögliche Überlaufereignisse identifiziert, quantifiziert und lokalisiert werden. Der zu Grunde liegende Datenbestand und die einzelnen Schritte, die für die Erarbeitung der Methode vorgenommen wurden, sind im Folgenden ausführlich beschrieben.

4.1.1 Datengrundlage

Die Regenreihen der Abwasserpumpwerke

Um im Starkregenfall die Mischwasserförderung zu den Klärwerken optimal steuern zu können, werden an verschiedenen Abwasserpumpwerken des Berliner Mischgebietes die Niederschlagshöhen kontinuierlich gemessen. Dabei werden Niederschlagsmesser nach Hellmann verwendet. Sie bestehen aus einem zylindrischen Sammelgefäß mit einer 200 cm² großen Auffangfläche aus Zink oder Edelstahl, die sich in einer Höhe von 1 m befindet. Die Niederschlagsmenge wird über einen zweischaligen Kipplöffel gemessen. Bei Regen füllt sich jeweils eine Schale mit Niederschlagswasser, kippt bei einer bestimmten Masse nach unten und entleert sich in einen Auffangbehälter. Aus der Anzahl der Kippbewegungen kann die Niederschlagsmenge berechnet werden. Auch feste Niederschläge in Form von Schnee, Graupel oder Hagel sind auf diese Weise messbar. Der Niederschlagsmesser muss dann abgenommen und in einen mäßig warmen Raum gebracht werden. Nach dem Schmelzen der aufliegenden Niederschläge wird das Wasseräquivalent gemessen.

Weitestgehend vollständige Niederschlagsreihen waren lediglich für die Einzugsgebiete Bln IX (Berlin-Wedding) und Nkn I (Berlin-Neukölln) vorhanden. Sie lagen für den Zeitraum vom 1.1.2004 bis zum 31.10.2008 in einer Auflösung von einer Stunde und mit einer Genauigkeit von 0,1 mm vor. Ältere Zeitreihen der Jahre 1963 bis 2003 wurden von analogen Regenschreibern mit einer Genauigkeit von 0,01 mm aufgezeichnet. Sie bestehen aus Fünfminutenwerten, die für die Auswertung zu Stundensummen zusammengefasst wurden. Die Regenschreiber befinden sich an den Pumpwerken der Einzugsgebiete (Abbildung 6).

Trotz regelmäßiger Wartungen kam es innerhalb des Untersuchungszeitraumes an beiden Regenschreibern zu vereinzelt Messunterbrechungen. So zeichnete der Regenschreiber Nkn I in den Zeiträumen 11.9.-21.10.2005, 8.7.-15.8.2006 und 9.5.-14.5.2007 defektbedingt keine Niederschläge auf. Für diese Tage wurden die für den Zeitraum Juli 2004 bis Dezember 2007 vorliegenden Daten des Regenschreibers Wil (Berlin-Wilmersdorf) verwendet. Der Regenschreiber Bln IX war ab dem 17.3.2008 vollständig außer Betrieb, so dass der Auswertungszeitraum für Nordberlin verkürzt werden musste.

Eine Korrektur der systematischen Fehler durch Wind sowie Haft- und Verdunstungsverluste im Auffangtrichter erfolgte nicht, weshalb die tatsächlichen Mengen tendenziell unterschätzt werden. In Deutschland liegt der Gesamtfehler der Niederschlagsmessungen bei mindestens 100 mm/a und wächst mit steigendem Anteil fester Niederschläge (Baumgartner und Liebscher 1996).

Die Überlaufvolumina der Entlastungsschwerpunkte

Neben den langjährigen Regenreihen lagen für den Zeitraum Januar 2007 bis Oktober 2008 Tageswerte über die von den Berliner Wasserbetrieben (BWB) aufgezeichneten Mischwasserüberlaufmengen zur Auswertung vor. Erfasst wurden die unmittelbar an den Pumpwerken gelegenen Regenüberläufe aller 18 Einzugsgebiete (Hauptentlastungspunkte). Für die Mischwasserüberläufe an den Regenüberlaufbecken und den Vorentlastungspunkten lagen keine Daten vor. Eine Liste der erfassten Entlastungsbauwerke befindet sich in Anhang B.

Das Volumen des aus der Berliner Kanalisation abgeschlagenen Mischwassers wird nicht direkt gemessen, sondern auf Grundlage des Pegelstandes am Pumpwerk und der Geometrie des Überlaufwehrs berechnet. Rückschlüsse von den Überlaufmengen an den Pumpwerken auf die Überlaufmengen der Vorentlastungspunkte sind im Allgemeinen nicht möglich, da zwischen den Wasserständen in den einzelnen Haltungen eines Einzugsgebietes kein direkter Zusammenhang besteht. Bilanzierungen ergaben jedoch, dass an den Regenüberläufen am Pumpwerk etwa die Hälfte der jährlichen Gesamtmenge entlastet wird (SenGUV 2001).

4.1.2 Methodik zur Identifizierung kritischer Regenereignisse

Eingrenzung des Betrachtungsraumes

Die Identifizierung kritischer Regenereignisse sollte anhand der Einzugsgebiete erfolgen, die für die Mischwasserbelastung der Berliner Stadtspreewasserversorgung besonders bedeutend sind. Der Fokus wurde daher auf die Gebiete gelegt, die direkt in das innerstädtische Teilstück der Spree zwischen Mühlendamm und Sophienwerder beziehungsweise in den Landwehrkanal einleiten und besonders große Mischwasservolumina entlasten. Um darüber hinaus möglichst alle auftretenden Entlastungsereignisse erfassen zu können, wurde der Betrachtungsraum auf die Einzugsgebiete eingegrenzt, die aufgrund ihres geringen spezifischen Speichervolumens V_S als besonders sensitiv gelten und entsprechend häufig überlaufen. Die Entlastungshäufigkeit der 18 Einzugsgebiete und ihr jeweiliger Anteil am entlasteten Mischwasservolumen konnten durch die Auswertung der Überlaufdaten des Jahres 2007 bestimmt werden. Das spezifische Speichervolumen V_S [m³/ha] wurde aus dem Quotienten des Gesamtspeichervolumens V [m³] von Kanal und Rückhalteraum und der kanalisiert, befestigten Fläche $A_{E, Mi, k, b}$ [ha] (Formel 4.1) berechnet. Die dafür zu berücksichtigenden Gebietskenngrößen sind in Anhang B tabellarisch zusammengefasst.

$$V_S = \frac{V}{A_{E,Mi,k,b}} \quad (4.1)$$

Einige Einzugsgebiete wurden bereits aufgrund ihrer Lage von weiteren Betrachtungen ausgeschlossen. Dazu gehören sowohl die Gebiete Bln IV, Bln IX, Bln X und Nkn II, die hauptsächlich in die Panke, den Neuköllner Schifffahrtskanal und den Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal einleiten, als auch das oberhalb vom Mühlendamm gelegene Bln XII und das in die Havel entlastende Sp I.

Von den für den untersuchten Spreeabschnitt relevanten Mischwassereinzugsgebieten, sind die beiden größten Gebiete Wil und Chb I auch mengenmäßig besonders bedeutsam. Über die Hauptüberläufe ihrer Pumpwerke wurden im Jahr 2007 insgesamt 2.081.023 m³ Mischwasser entlastet. Dies entspricht einem Anteil von 45,3 % am Gesamtvolumen. Mit einem spezifischen Speichervolumen von 13 bzw. 14 m³/ha gehören sie außerdem zu den sensitivsten Einzugsgebieten des Berliner Mischwassersystems. Das mit 46 Entlastungstagen im Jahr 2007 am häufigsten überlaufende Einzugsgebiet ist Bln XI, dessen spezifisches Speichervolumen 19 m³/ha beträgt und ebenfalls unter dem Berliner Mittel von 26 m³/ha liegt. Auch in Wil und Chb I fanden vergleichsweise häufig Mischwasserentlastungen statt. In Abbildung 5 ist die Anzahl der Tage mit Überlaufereignissen im Jahr 2007 über das spezifische Speichervolumen der Kanalisationsgebiete aufgetragen.

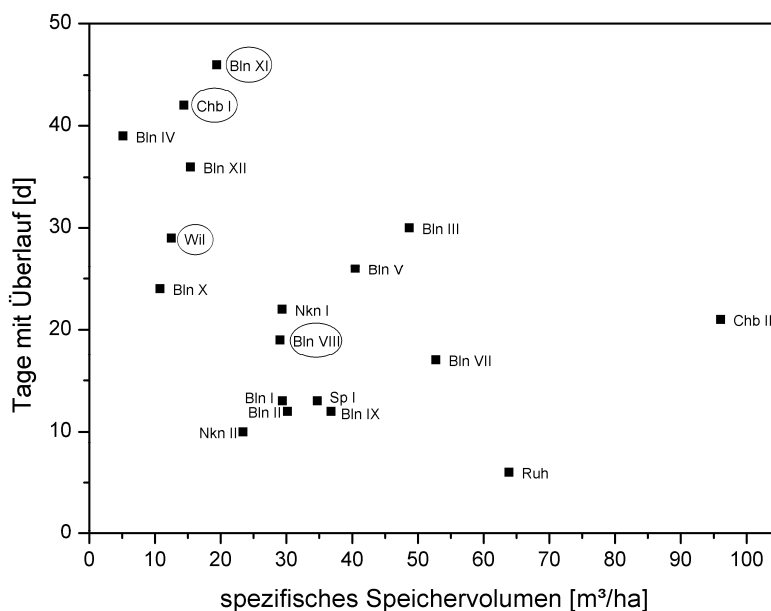


Abbildung 5: Überlaufhäufigkeit in Abhängigkeit vom spezifischen Speichervolumen

Nach Abschluss dieser Vorbetrachtungen fiel die Wahl auf die in Abbildung 5 und 6 hervorgehobenen Einzugsgebiete Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I. Die Gebiete Bln XI, Wil und Chb I eignen sich aufgrund ihres hohen Entlastungsanteils bzw. ihrer Sensitivi-

tät in besonderer Weise für die Beurteilung der Mischwasserbelastung im Bereich der Stadtspreet. Das Einzugsgebiet Bln VIII, wo in den letzten Jahren umfassende Erneuerungsarbeiten stattfanden, nimmt eine Sonderstellung ein. Es gilt nicht als besonders sensitiv ($V_S = 29 \text{ m}^3/\text{ha}$), wurde aber als Referenzsystem für den bis 2020 generell zu erreichenden Sanierungszustand ausgewählt. Die vier betrachteten Gebiete werden in Kapitel 3.1.4 ausführlich vorgestellt. Abbildung 6 zeigt die Lage der Einzugsgebiete mit ihren Einleitungsstellen und den verwendeten Regenschreibern.

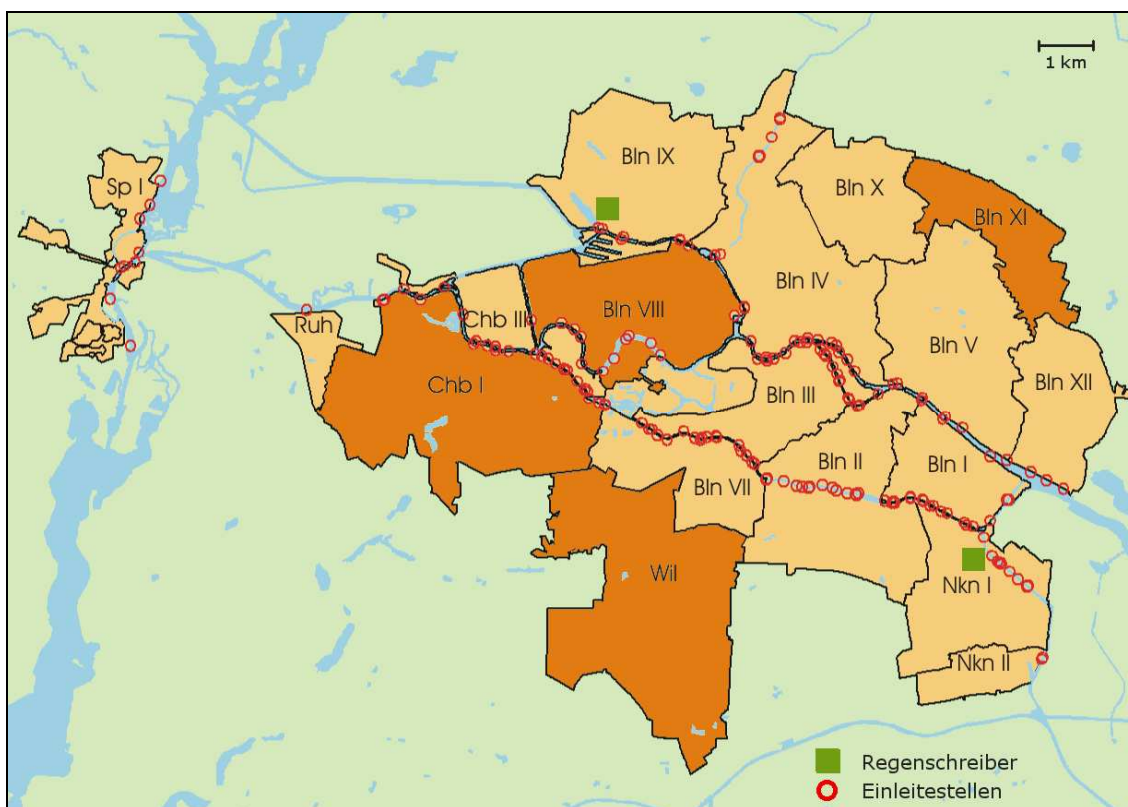


Abbildung 6: Die Einzugsgebiete des Berliner Mischsystems, der eingegrenzte Betrachtungsraum (braun), die Einleitungsstellen und die Regenschreiber; angepasst aus dem GIS der BWB

Auswahl von zwei repräsentativen Regenreihen

Die Identifizierung potenzieller Mischwasserüberläufe in den vier untersuchten Einzugsgebieten sollte anhand möglichst vollständiger und repräsentativer Regenreihen erfolgen. Dazu wurde eine meteorologisch bedeutsame Unterscheidung in Gebiete nördlich (Bln VIII und Bln XI) bzw. südlich der Spree (Wil und Chb I) vorgenommen. Sie beruht auf der Annahme, dass Flüsse insbesondere bei sommerlichen Wärmegewittern als Wetterscheide wirken und die Zugbahn eines Gewitters bestimmen können (Baumgartner und Liebscher 1996).

Da die anderen vorhandenen Regenreihen lückenhaft waren, wurden für die nachfolgenden Untersuchungen die über den Untersuchungszeitraum kontinuierlich gemessenen Niederschläge von Bln IX und Nkn I herangezogen. Die Regenreihe

Bln IX (Wedding, Seestraße) diene der Einschätzung der Überlaufsituation in den nördlich gelegenen Gebieten Bln VIII und Bln XI. Währenddessen beruht die Beurteilung der südlichen Einzugsgebiete Wil und Chb I auf den Stationsniederschlägen von Nkn I (Neukölln, Wildenbruchstraße). Die Lage der Regenschreiber kann Abbildung 6 entnommen werden. Auf die Berechnung eines Gebietsniederschlages, z.B. nach dem Thiessen-Polygon-Verfahren, wurde verzichtet. Stattdessen ermöglicht es die unabhängige Auswertung der beiden etwa 10 km voneinander entfernten Regenreihen, die räumliche Dynamik von Niederschlagsereignissen zumindest teilweise wiederzugeben. Auf die Unsicherheiten, die sich aus dem relativ begrenzten Umfang an Messreihen ergibt, wird in Kapitel 4.1.3 näher eingegangen.

Ereignistrennung der Regenreihen

Bevor eine Gegenüberstellung von Überlauf- und Regendaten erfolgen konnte, wurden die von den Niederschlagschreibern Bln IX und Nkn I aufgezeichneten Stundenwerte mit einer geeigneten Datenbankabfrage zu Regenereignissen aggregiert. In sich abgeschlossene Regenereignisse wurden dabei durch niederschlagsfreie Perioden von Nachfolgeereignissen getrennt. Als Trennkriterium zweier Niederschlagsereignisse wurde eine Regenpause von 6 h gewählt. Dies entspricht der durchschnittlichen Entleerungszeit der Berliner Mischwasserkanalisation nach vollständiger Füllung der Rückhaltebauwerke und des Kanalspeicherraumes bei voller Förderleistung der Pumpen. Die Entleerungszeit des Kanalraums wurde entsprechend Formel 4.2 für alle Einzugsgebiete aus dem Quotienten von Speichervolumen V [m³] und maximaler Förderleistung des Pumpwerks $Q_{P,max}$ [m³/h] berechnet und anschließend gemittelt.

$$t_{Entleerung} = \frac{V}{Q_{P,max}} \quad (4.2)$$

Durch die Wahl der mittleren Kanalentleerungszeit als Trennkriterium zweier Niederschlagsereignisse ist es weitgehend ausgeschlossen, dass sich die Auswirkungen eines Regenereignisses hinsichtlich des Abflusses und Wasserstandes im Kanalnetz mit denen des Nachfolgeereignisses überlagern. Das Ergebnis der Ereignisabfrage ist eine in Tabelle 24 (Anhang C) dargestellte Liste, die zu jedem Regenereignis folgende Informationen bereitstellt:

- Niederschlagsbeginn und -ende,
- Niederschlagsdauer in h,
- vorangegangene Regenpause in h,
- maximale Niederschlagsintensität in mm/h,
- mittlere Niederschlagsintensität in mm/h,
- Gesamtniederschlagshöhe in mm.

Im Anschluss an die Ereignistrennung können Niederschlagsereignisse einzeln betrachtet und anhand ihrer Dauer, Intensität, Gesamtniederschlagshöhe oder Häufigkeit des Auftretens verglichen und beurteilt werden.

Zuordnung von Überlaufvolumina und Regenereignissen

Im nächsten Schritt wurden für Nordberlin die Tageswerte der in Bln VIII und Bln XI registrierten Überlaufmengen den vom Regenschreiber Bln IX aufgezeichneten Niederschlagsereignissen zeitlich zugeordnet. In gleicher Weise wurde für Südberlin mit den Überlaufvolumina der Einzugsgebiete Wil bzw. Chb I und den Niederschlägen von Nkn I verfahren. In den meisten Fällen war die Zuordnung eindeutig. Bedingt durch die unterschiedliche zeitliche Auflösung der vorliegenden Überlauf- und Niederschlagsdaten, traten jedoch drei Sonderfälle auf. Dabei wurde wie folgt vorgegangen:

1. Bei starken Regenereignissen, die sich über mehrere Tage erstreckten, wurden die Tagesüberlaufmengen innerhalb des entsprechenden Regenintervalls addiert und als Summe dem Regenereignis zugeordnet.
2. Wenn an einem Tag mehrere kurze Starkregenereignisse registriert wurden, die jeweils einen Überlauf erwarten ließen, so erfolgte die Verteilung des gesamten Überlaufvolumens $\ddot{U}V_{gesamt}$ auf die verschiedenen Regenereignisse eines Tages entsprechend ihrer Niederschlagsanteile (Formel 4.3).

$$\ddot{U}V_{Ereignis\ i} = \ddot{U}V_{gesamt} \cdot \frac{N_{Ereignis\ i}}{N_{gesamt}} \quad (4.3)$$

3. In einigen Fällen wurde außerdem am Tag nach einem Starkregen ein Überlauf registriert, obwohl kein weiterer Niederschlag aufgezeichnet wurde. Grund für die häufig „verspäteten“ Mischwasserentlastungen ist eine Abflussverzögerung, die durch die Zwischenspeicherung der Niederschläge in oder auf dem Boden verursacht wird (Baumgartner und Liebscher 1996). In den Fällen, in denen sich der Überlauf um einen Kalendertag verzögert hat, wurde er dem vorangegangenen Regenereignis zugeordnet.

Beurteilung der Niederschläge hinsichtlich des Überlaufverhaltens

Im Anschluss an die Zuordnung wurde geprüft, welches Charakteristikum eines Niederschlagsereignisses am besten als Indikator für einen Mischwasserüberlauf geeignet ist. Dazu wurden die in den vier betrachteten Einzugsgebieten erfassten Überlaufvolumina über die Dauer, die maximale Intensität und die Gesamthöhe aller Niederschlagsereignisse des Jahres 2007 aufgetragen. Jedes abgeschlossene Niederschlagsereignis wird dabei durch genau einen Datenpunkt repräsentiert, wobei zwischen Regenereignissen mit und ohne Überlauf unterschieden wird (Abbildung 7). Die registrierten Überlaufereignisse verteilen sich entsprechend ihres Niederschlages und ihres Entlastungsvolumens im Koordinatensystem (gefüllte Quadrate). Die Regenereignisse, die nicht zu einem Überlauf geführt haben - im Folgenden als

Nichtüberläufe bezeichnet - reihen sich als nicht gefüllte Karos auf der x-Achse auf. Ziel der Betrachtung war es, ein Entscheidungskriterium festzulegen, mit dem Überlauf- und Nichtüberlaufereignisse möglichst klar voneinander abgegrenzt werden können.

Aufgrund der hohen Dynamik und zeitlichen Variabilität der auftretenden Niederschläge liefert keines der drei Niederschlagscharakteristika ein eindeutiges Unterscheidungskriterium für Niederschläge mit bzw. ohne Mischwasserüberlauf. Dennoch wurde festgestellt, dass die Gesamtniederschlagshöhe eines Regenereignisses für eine solche Abgrenzung am besten geeignet ist. Der Einfluss von Dauer und maximaler Intensität eines Regens auf die Frage, ob es zu einem Mischwasserüberlauf kommt, ist dagegen weniger stark ausgeprägt. Zur weiteren Identifizierung kritischer Regenereignisse wurde daher die Niederschlagshöhe N [mm] als Entscheidungskriterium herangezogen. In Abbildung 7 ist der Zusammenhang zwischen Mischwasserentlastung und Gesamtniederschlagshöhe für das Einzugsgebiet Wil und die Regenreihe Nkn I grafisch dargestellt. Die Auftragung der Überlaufvolumina über Dauer und maximale Intensität der Niederschlagsereignisse findet sich im Anhang D, ist aber für die weitere Auswertung nicht relevant.

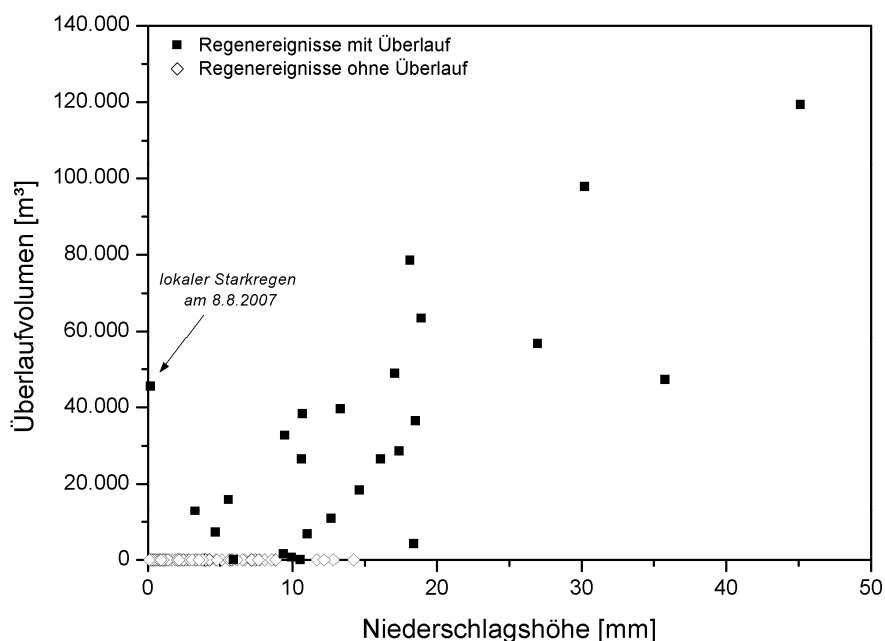


Abbildung 7: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2007)

Hingewiesen sei auf ein lokal begrenztes Starkregenereignis am 8.8.2007, welches in Wil zu einer Entlastung von 45.517 m³ Mischwasser führte, während am 9 km entfernten Niederschlagsschreiber Nkn I lediglich 0,2 mm Niederschlag gemessen wurden. Eine detaillierte Einschätzung des Fehlers, der durch die räumliche Entfernung des betrachteten Einzugsgebietes zum Regenschreiber Nkn I gemacht wird, findet sich in Kapitel 4.1.3.

Ermittlung der kritischen Niederschlagshöhe eines Einzugsgebietes

Wie Abbildung 7 zeigt, gibt es Regenereignisse derselben Niederschlagshöhe, die in einem Fall einen Mischwasserüberlauf zur Folge haben, im anderen Fall jedoch vollständig im Kanal zurückgehalten werden. Eine klare Abgrenzung von Überlauf- und Nichtüberlaufereignissen durch eine bestimmte Niederschlagshöhe ist nicht möglich. Zielstellung war es daher, für alle vier Einzugsgebiete eine kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.}$ zu bestimmen, anhand derer mit bestmöglicher Wahrscheinlichkeit vorausgesagt werden kann, ob es zum Mischwasserüberlauf kommt oder nicht.

Zur Ermittlung der kritischen Niederschlagshöhe $N_{krit.}$ wurden, wie Tabelle 4 veranschaulicht, die Niederschlagshöhen N aller Überlaufereignisse zunächst der Größe nach aufsteigend sortiert. Für jede dieser Niederschlagshöhen wurde die Anzahl der Regenereignisse mit Überlauf (Überlaufereignisse) und ohne Überlauf (Nichtüberlaufereignisse) ermittelt, die a) weniger und b) mindestens genauso hohe Niederschläge brachten. Ein Überlaufereignis wird dann richtig vorausgesagt, wenn seine tatsächliche Niederschlagshöhe N mindestens dem getesteten Überlaufkriterium entspricht. Ein Nichtüberlaufereignis wird richtig vorausgesagt, wenn seine Niederschlagshöhe N kleiner als das getestete Überlaufkriterium ist.

Ziel war es, die Niederschlagshöhe zu finden, mit der möglichst viele Überlaufereignisse erfasst und möglichst viele Nichtüberläufe ausgeschlossen werden können. Dazu wurde durch Quotientenbildung aus der Anzahl der richtig vorausgesagten und der gesamten Überlaufereignisse für alle Niederschlagsstufen die Voraussagewahrscheinlichkeit einer Mischwasserentlastung berechnet (Formel 4.4). Analog wurde mit den Nichtüberlaufereignissen verfahren (Formel 4.5). Durch Bildung des arithmetischen Mittels der beiden Wahrscheinlichkeiten $VW_{Überlauf}$ und $VW_{Nichtüberlauf}$ wurde eine gesamte Voraussagewahrscheinlichkeit VW_{gesamt} berechnet (Formel 4.6).

$$VW_{Überlauf} = \frac{\text{Überlaufereignisse}_{N \geq N_{krit.}}}{\text{Überlaufereignisse}_{gesamt}} \quad (4.4)$$

$$VW_{Nichtüberlauf} = \frac{\text{Nichtüberlaufereignisse}_{N < N_{krit.}}}{\text{Nichtüberlaufereignisse}_{gesamt}} \quad (4.5)$$

$$VW_{gesamt} = \frac{VW_{Überlauf} + VW_{Nichtüberlauf}}{2} \quad (4.6)$$

Die Voraussagewahrscheinlichkeit ist also ein Maß dafür, wie viele Überlaufereignisse mehr und wie viele Nichtüberlaufereignisse weniger Niederschlag als eine bestimmte Niederschlagsstufe bringen. Aus der Zeile mit der größten gesamten Voraussagewahrscheinlichkeit kann die kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.}$ abgelesen werden. Tabelle 4

zeigt das Ergebnis der Berechnung beispielhaft für das Einzugsgebiet Wil im Jahr 2007. Die Zeile mit der kritischen Niederschlagshöhe ist fett hervorgehoben.

Tabelle 4: statistische Ermittlung der kritischen Niederschlagshöhe für Wil (2007)

Überlaufkriterium [mm]	Überlaufereignisse			Nichtüberlaufereignisse			gesamte Voraussagewahrsch.
	...mit N \geq Überlaufkrit.	...mit N < Überlaufkrit.	Voraussagewahrsch.	...mit N < Überlaufkrit.	...mit N \geq Überlaufkrit.	Voraussagewahrsch.	
0,2	26	0	100,0%	13	129	9,2%	54,6%
3,3	25	1	96,2%	100	42	70,4%	83,3%
4,7	24	2	92,3%	118	24	83,1%	87,7%
5,6	23	3	88,5%	120	22	84,5%	86,5%
5,9	22	4	84,6%	124	18	87,3%	86,0%
7,2	21	5	80,8%	128	14	90,1%	85,5%
9,4	20	6	76,9%	137	5	96,5%	86,7%
9,5	19	7	73,1%	137	5	96,5%	84,8%
10,0	18	8	69,2%	137	5	96,5%	82,9%
10,6	17	9	65,4%	138	4	97,2%	81,3%
10,7	16	10	61,5%	138	4	97,2%	79,4%
11,0	15	11	57,7%	138	4	97,2%	77,4%
12,7	14	12	53,8%	140	2	98,6%	76,2%
13,3	13	13	50,0%	141	1	99,3%	74,6%
14,6	12	14	46,2%	142	0	100,0%	73,1%
16,1	11	15	42,3%	142	0	100,0%	71,2%
17,1	10	16	38,5%	142	0	100,0%	69,2%
17,4	9	17	34,6%	142	0	100,0%	67,3%
18,1	8	18	30,8%	142	0	100,0%	65,4%
18,4	7	19	26,9%	142	0	100,0%	63,5%
18,5	6	20	23,1%	142	0	100,0%	61,5%
18,9	5	21	19,2%	142	0	100,0%	59,6%
27,0	4	22	15,4%	142	0	100,0%	57,7%
30,2	3	23	11,5%	142	0	100,0%	55,8%
35,8	2	24	7,7%	142	0	100,0%	53,8%
45,1	1	25	3,8%	142	0	100,0%	51,9%

Wie Tabelle 4 für das Einzugsgebiet Wil zeigt, gibt es deutlich mehr Nichtüberlauf- als Überlaufereignisse. Demzufolge kommt es bei der Bestimmung der kritischen Niederschlagshöhe auf Grundlage des arithmetischen Mittels beider Voraussagewahrscheinlichkeiten (Formel 4.4 bis 4.6) zu einer Gewichtung zu Gunsten der Überlaufereignisse. Dieser Effekt ist für die weitere Auswertung, bei der die Voraussage von stattgefundenen Mischwasserüberläufen und nicht der vollständige Ausschluss der Nichtüberläufe im Mittelpunkt steht, wünschenswert. Auf eine Normierung der Voraussagewahrscheinlichkeit wurde dementsprechend verzichtet. In Abbildung 8 sind die Überlaufvolumina des Einzugsgebietes Wil erneut über die Niederschlagshöhen der Messreihe Nkn I aufgetragen. Die kritische Niederschlagshöhe ($N_{krit.} = 4,7$ mm) ist als vertikale Linie dargestellt.

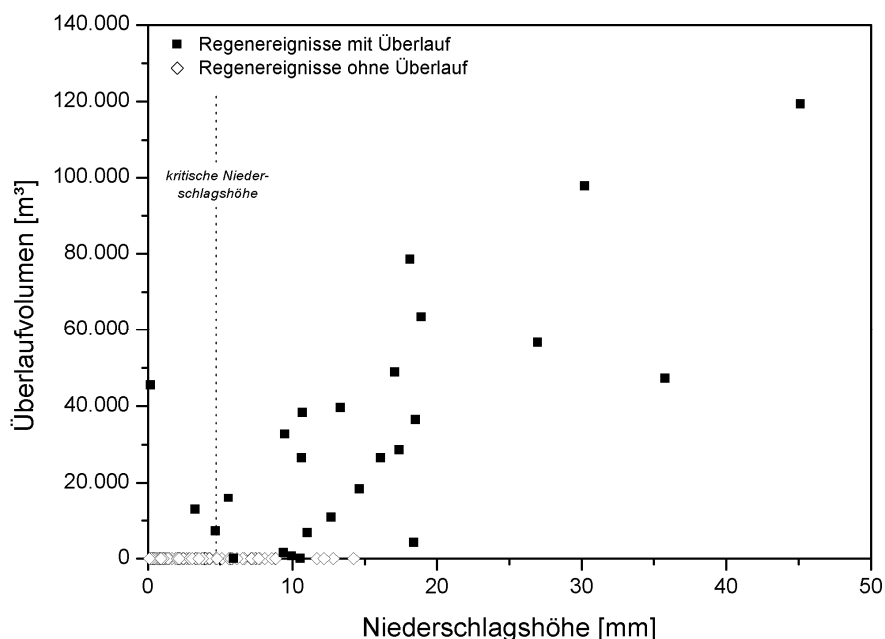


Abbildung 8: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2007)

Auf die beschriebene Weise wurde anhand der Daten für 2007 für alle vier Einzugsgebiete das Überlaufkriterium mit der größtmöglichen gesamten Voraussagewahrscheinlichkeit ermittelt (siehe Tabelle 5). Für das vollständig sanierte Einzugsgebiet Bln VIII liegt die kritische Niederschlagshöhe bei 9,7 mm, womit 19 von 20 Überlaufereignissen und 130 von 138 Nichtüberlaufereignissen richtig vorausgesagt werden. Für die anderen drei Einzugsgebiete beträgt die kritische Niederschlagshöhe 4,7 mm. Damit können zwischen 92,3 und 97,6 % aller Überlaufereignisse und 83,1 bis 94,2 % aller Nichtüberläufe des Jahres 2007 richtig vorausgesagt werden. Die gesamte Voraussagewahrscheinlichkeit schwankt für die vier Gebiete zwischen 87,7 und 93,6 %. Die grafische Darstellung der kritischen Niederschlagshöhe aller vier Einzugsgebiete findet sich in den Abbildungen 37 bis 40 (Anhang E).

Tabelle 5: kritische Niederschlagshöhen für Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I und die für das Jahr 2007 ermittelten Voraussagewahrscheinlichkeiten

Einzugsgebiet und Überlaufkriterium	Überlaufereignisse			Nichtüberlaufereignisse			gesamte Voraussagewahrsch.
	...mit N \geq Überlaufkrit.	...mit N < Überlaufkrit.	Voraussagewahrsch.	...mit N < Überlaufkrit.	...mit N \geq Überlaufkrit.	Voraussagewahrsch.	
Bln VIII (9,7 mm)	19	1	95,0%	130	8	94,2%	94,6%
Bln XI (4,7 mm)	41	1	97,6%	104	12	89,7%	93,6%
Wil (4,7 mm)	24	2	92,3%	118	24	83,1%	87,7%
Chb I (4,7 mm)	32	2	94,1%	118	16	88,1%	91,1%

Wie bereits beschrieben, fanden in jedem Einzugsgebiet Regenereignisse statt, die das Überlaufkriterium zwar erfüllen, die jedoch keine Mischwasserentlastung zur Folge haben. Die statistische Wahrscheinlichkeit, mit der ein kritisches Niederschlagsereignis

tatsächlich zum Überlauf kommt, wird als Überlaufwahrscheinlichkeit $\ddot{U}W$ bezeichnet und wurde mit den Daten von 2007 berechnet (Formel 4.7).

$$\ddot{U}W = \frac{\text{Überlaufereignisse}_{N \geq N_{krit.}}}{(\text{Überlauf - und Nichtüberlaufereignisse})_{N \geq N_{krit.}}} \quad (4.7)$$

Die Überlaufwahrscheinlichkeit der vier Einzugsgebiete liegt zwischen 50 % (Wil) und 77,4 % (Bln XI). Demnach enthält die Menge der Regenereignisse mit $N \geq N_{krit.}$ zwar einen relativ großen Anteil an Nichtüberläufen. Andererseits bleiben bei der ermittelten kritischen Niederschlagshöhe nur zwei Überlaufereignisse des Jahres 2007 unberücksichtigt (Tabelle 5), was im Sinne der weiteren Auswertung steht.

Validierung der kritischen Niederschlagshöhe

Anschließend wurde die beschriebene Methode mit den Überlauf- und Niederschlagsdaten des Jahres 2008 auf Konsistenz geprüft. Auch hier wurden den vom 1.1. bis 31.10.2008 in Bln IX bzw. den vom 1.1. bis 17.3.2008 in Nkn I registrierten Regenereignissen die messtechnisch erfassten Überlaufvolumina der Einzugsgebiete Bln VIII und Bln XI bzw. Wil und Chb I zugeordnet. Für jedes der Einzugsgebiete wurde zunächst wie oben beschrieben eine Wahrscheinlichkeitsanalyse durchgeführt. Dabei wurde für die Testkriterien des Jahres 2007 (siehe Tabelle 4) geprüft, wie viele Überlauf- bzw. Nichtüberlaufereignisse für 2008 richtig vorausgesagt werden. In Abbildung 9 sind für das Einzugsgebiet Wil die kritische Niederschlagshöhe ($N_{krit.} = 4,7 \text{ mm}$) sowie die Überlauf- und Nichtüberlaufereignisse des Zeitraumes 1.1. bis 31.10.2008 in Abhängigkeit der Niederschlagshöhe dargestellt. 14 der 15 registrierten Überlaufereignisse haben die kritische Niederschlagshöhe überschritten.

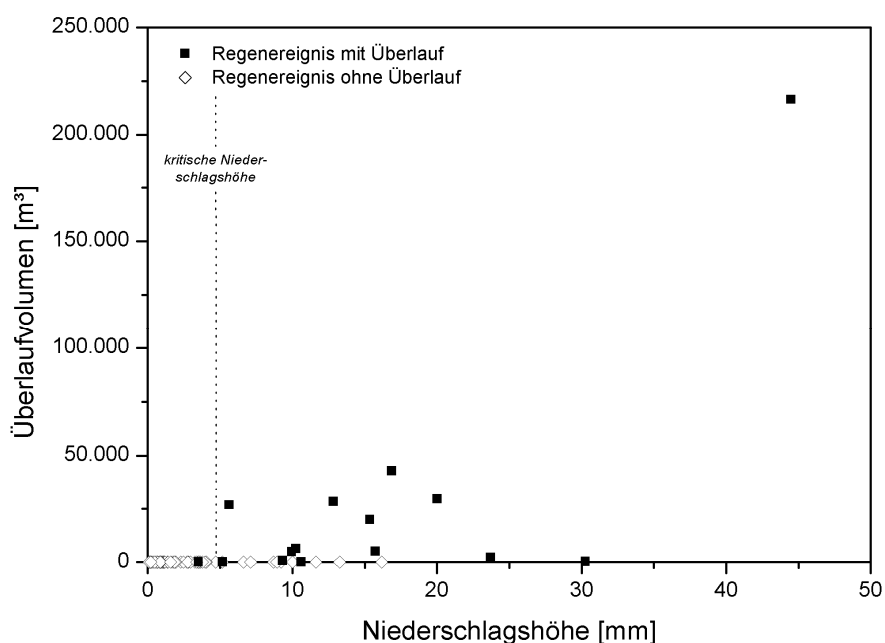


Abbildung 9: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2008)

Wie Abbildung 9 zeigt, kann mit dem für die Daten von 2007 ermittelten Überlaufkriterium von $N_{krit.} \geq 4,7$ mm auch für das Jahr 2008 der Großteil der Überlaufereignisse richtig vorausgesagt werden. Dies gilt auch für die Einzugsgebiete Bln VIII, Bln XI und Chb I. Mindestens drei Viertel der Überlaufereignisse liegen über der kritischen Niederschlagshöhe und werden können mit der erarbeiteten Methode erfasst werden. Die gesamte Voraussagewahrscheinlichkeit beträgt zwischen 85,4 und 95,6 % (Tabelle 6) und liegt in derselben Größenordnung wie für das Jahr 2007 (Tabelle 5). Die Gültigkeit der erarbeiteten Überlaufkriterien ist damit nachgewiesen.

Tabelle 6: Validierung der Überlaufkriterien anhand der Daten von 2008

Einzugsgebiet und Überlaufkriterium	Überlaufereignisse			Nichtüberlaufereignisse			gesamte Voraussagewahrsch.
	...mit $N \geq$ Überlaufkrit.	...mit $N <$ Überlaufkrit.	Voraussagewahrsch.	...mit $N <$ Überlaufkrit.	...mit $N \geq$ Überlaufkrit.	Voraussagewahrsch.	
Bln VIII (9,7 mm)	2	0	100,0%	28	2	93,3%	96,6%
Bln XI (4,7 mm)	6	2	75,0%	23	1	95,8%	85,4%
Wil (4,7 mm)	14	1	93,3%	92	11	89,3%	91,3%
Chb I (4,7 mm)	17	3	85,0%	90	8	91,8%	88,4%

Aufgrund des verkürzten Messzeitraumes des Regenschreibers Bln IX können für Bln VIII nur zwei und für Bln XI acht Überlaufereignisse überhaupt zugeordnet werden. Die Übereinstimmung ist jedoch ähnlich gut wie für die anderen Einzugsgebiete.

Anwendung der Methode

Im Anschluss an die Erarbeitung und Validierung der beschriebenen Methode wurden für den gesamten achtjährigen Untersuchungszeitraum die Regenereignisse identifiziert, die die kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.}$ der vier betrachteten Einzugsgebiete überschreiten und demzufolge einen Mischwasserüberlauf erwarten lassen. Sie werden im Folgenden als kritische Regenereignisse bezeichnet und sind genauer auf ihren Effekt im Gewässer zu untersuchen. Für die Klassifizierung der Niederschläge wurden weiterhin alle Regenereignisse des achtjährigen Untersuchungszeitraumes nach der Höhe ihres Niederschlags gruppiert. Anschließend wurde für beide Regenreihen die Überschreitungshäufigkeit der Niederschlagshöhen 1, 2,5, 5 und 10 mm sowie $N_{krit.}$ für die einzelnen Jahre bestimmt. Die Ergebnisse der Anwendung der entwickelten Methode und der detaillierten Niederschlagsauswertung sind in Kapitel 5.1 dargestellt.

4.1.3 Unsicherheiten bei der Identifizierung kritischer Regenereignisse

Aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der auftretenden Niederschläge sowie der Dynamik der Abflussbildung bzw. der Mischwasserableitung im Kanal unterliegt die entwickelte Methode zur Überlaufvorhersage gewissen Unsicherheiten, die im Folgenden beschrieben und diskutiert werden sollen.

Das Auftreten lokaler Gewitterregen

Die Übertragung der Niederschlagsdaten der Pumpwerke Bln IX und Nkn I auf die vier betrachteten Einzugsgebiete kann vor allem bei lokal auftretenden Gewitterregen zur Fehleinschätzung der Abflusssituation führen. Dies trifft aufgrund der im Südwesten Berlins vorherrschenden geographischen Randbedingungen besonders auf die Einzugsgebiete Wil und Chb I zu. Zwar sind die im Bereich des Grunewaldes und des Tegeler Forstes vorhandenen Höhenzüge nur schwach ausgeprägt. Dennoch kommt es bei den im Mittel vorherrschenden westlichen Luftströmungen dort häufig zu sogenannten Steigungsregen (SenStadt 2007), die meist lokal begrenzt sind und oft besonders stark ausfallen. Ein solcher lokaler Starkregen brachte am 8.8.2007 im Südwesten der Stadt (Wil) über 50 mm Niederschlag innerhalb von drei Stunden. In Nkn I registrierte der Regenschreiber am selben Tag jedoch nur 0,2 mm, obwohl beide Messstationen gerade 9 km voneinander entfernt sind. Ein örtlich derart begrenztes Regenereignis kann mit der beschriebenen Methode, welche aufgrund des begrenzten Datenumfangs auf lediglich zwei Niederschlagsschreibern basiert, nur unzureichend erfasst werden.

Der Fehler, der durch die Übertragung der Überlaufdaten eines Einzugsgebietes auf die Niederschlagsdaten eines anderen Einzugsgebietes gemacht wird, konnte für das Jahr 2007 am Beispiel von Wil abgeschätzt werden. Für dieses Jahr lagen neben der langjährigen Regenreihe Nkn I auch Niederschlagsdaten des Regenschreibers Wil vor, so dass eine Auftragung der in Wil entlasteten Überlaufvolumina über die Niederschlagshöhen beider Regenschreiber möglich war. Der in Abbildung 10 dargestellte Vergleich zeigt, dass beide Gegenüberstellungen im Allgemeinen ähnlich gut korrelieren. Lediglich bei dem erwähnten lokalen Gewitterregen vom 8.8.2007 stößt der für die Auswertung verwendete Zusammenhang (rechts) an seine Grenzen.

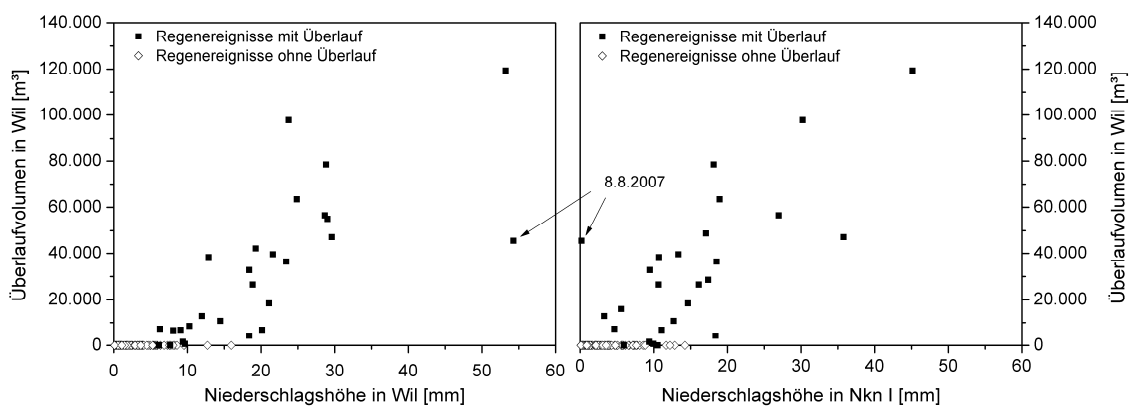


Abbildung 10: Vergleich der Auftragungen von Überlaufvolumen und Niederschlagshöhe für $\ddot{U}V_{Wil}(N_{Wil})$ (links) und $\ddot{U}V_{Wil}(N_{Nkn I})$ (rechts)

Das Auftreten sehr kurzer Niederschlagsspitzen

Regenereignisse derselben Gesamthöhe können hinsichtlich ihrer Niederschlagsintensität, ihrer Dauer und schließlich ihres Überlaufverhaltens sehr unterschiedlich ausfallen. Während Niederschläge, die sich über einen längeren Zeitraum verteilen, oft durch die stetige Mischwasserförderung zum Klärwerk abgefangen werden, füllt sich der vorhandene Speicherraum bei Schauerregen mit einer kurzen Niederschlagsspitze entsprechend schneller. Der kritische Kanalspiegel, der einen Mischwasserüberlauf zur Folge hat, wird schon bei wesentlich geringeren Gesamtniederschlagshöhen als erwartet überschritten. Da der zeitliche Verlauf eines Niederschlagsereignisses bei der entwickelten Methode unberücksichtigt bleibt, werden kleine, intensive Niederschlagsereignisse, die einen Überlauf zur Folge haben, unter Umständen nicht erfasst.

Ferner ist bei solchen Regenereignissen, die in sehr kurzer Zeit hohe Niederschlagsmengen bringen, eine veränderte Verteilung der Gesamtüberlaufmenge auf die einzelnen Entlastungsbauwerke zu erwarten. Sehr kurze Niederschlagsspitzen führen zu einer schnellen Überschreitung des kritischen Mischwasserabflusses, so dass eine große Menge Mischwasser über die nicht erfassten Vorentlastungspunkte entlastet wird. An den Hauptüberläufen vor dem Pumpwerk kommt es folglich zu einer Unterschätzung des entlasteten Mischwassergesamtvolumens. Demzufolge korreliert das am Hauptüberlauf erfasste Entlastungsvolumen nicht immer mit der Niederschlagssumme des jeweiligen Regenereignisses.

Das Auftreten fester Niederschläge

Fallen die Niederschläge bei besonders niedrigen Temperaturen als Schnee, Graupel oder Hagel, so wird das Niederschlagswasser in fester Form auf den Landflächen gespeichert. Das Wasser steht dem Abfluss erst zur Verfügung, wenn die Temperaturen über den Gefrierpunkt steigen. Daher bleibt bei Temperaturen unter dem Nullpunkt ein Mischwasserüberlauf selbst bei sehr starken Niederschlägen aus. Wenn jedoch die Schneeschmelze einsetzt, kann unter Umständen deutlich mehr Wasser abfließen, als Niederschlag fällt. Diese Abflussverzögerung beim Fallen fester Niederschläge kann durch die beschriebene Methode nicht erfasst werden und führt in seltenen Fällen zur Über- oder Unterschätzung des abflusswirksamen Niederschlags.

Der Einfluss schwankender Entleerungszeiten des Kanalraumes

Für das variierende Überlaufverhalten eines Einzugsgebietes bei Regenereignissen mit derselben Niederschlagshöhe gibt es noch weitere Ursachen. So ist es möglich, dass die Förderleistung eines Pumpwerks, z.B. beim Ausfall eines Aggregates, kurzfristig abnimmt. Dies führt einerseits zu einer schnelleren Überlastung des vorhandenen Speicherraumes. Andererseits erhöht sich die Entleerungszeit des Kanalraums, so dass bei dicht aufeinander folgenden Regenereignissen dem nachfolgenden Niederschlag nur ein reduziertes Speichervolumen zur Verfügung steht. Daher kommt es in bestimmten Fällen schon bei relativ geringen Niederschlagshöhen zum Mischwasserüberlauf.

Die Niederschlagsverluste

Unter der Annahme, dass die abflusswirksame Oberfläche vollkommen trocken ist, betragen die in Kapitel 2.3 beschriebenen Niederschlagsverluste auf befestigten Straßen und Wegen meist mehr als 2 mm (ATV 1999). Ist die Regenpause zwischen zwei Regenereignissen jedoch nicht ausreichend lang, so ist die Oberfläche zu Beginn des zweiten Regenereignisses möglicherweise noch feucht und die Mulden- und Benetzungsverluste fallen kleiner aus als erwartet. In diesem Fall können theoretisch unkritische Niederschlagsereignisse einen so starken Abfluss verursachen, dass es doch zum Mischwasserüberlauf kommt.

4.2 Quantifizierung und Bewertung von Sauerstoffdefiziten

Nach der Identifizierung potenzieller Entlastungsereignisse wurde im zweiten Teil der Arbeit anhand langjähriger Messreihen der Sauerstoffhaushalt der Stadtspreewasser beurteilt. Mithilfe von drei Bewertungsansätzen wurden für verschiedene Spreewasserabschnitte die kritischen Sauerstoffdefizite quantifiziert, bevor genauer untersucht wurde, unter welchen Randbedingungen Sauerstoffdepressionen zu erwarten sind.

4.2.1 Datengrundlage

Kontinuierliche Messreihen

Im Rahmen eines umfassenden Monitorings der Berliner Oberflächengewässer werden durch die Senatsverwaltung für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (SenGUV) derzeit zehn kontinuierlich arbeitende Messstationen betrieben. Dort werden die Parameter Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit in einer Auflösung von 15 Minuten erfasst und online übertragen.

Die Grundlage für die Beurteilung der Sauerstoffdefizite in der Stadtspreewasser bilden in erster Linie die kontinuierlichen Messreihen der Stationen Mühlendamm, Caprivibrücke und Sophienwerder. Die Messorte sind in unterschiedlichem Maße durch Mischwassereinleitungen geprägt und werden in Kapitel 3.2.4 genauer charakterisiert. Zur Einschätzung der Hintergrundbelastung wurden außerdem die Messstationen Rahnsdorf und Schmöckwitz in Müggelspreewasser und Dahme verwendet. In Einzelfällen wurde auch auf Daten der Messstelle Möckernbrücke (Landwehrkanal) zurückgegriffen.

Für den achtjährigen Betrachtungszeitraum (2000 bis 2007) lieferten die meisten Messstellen ganzjährig Messdaten. Lediglich die Messsonde Caprivibrücke wurde erst im August 2003 in Betrieb genommen. Sie befindet sich im Gegensatz zu den anderen Messstellen nicht in einem feststehenden, beheizbaren Gebäude und wurde daher nur im Sommerhalbjahr (15.4. bis 15.10.) betrieben. Zur Auswertung konnten dementsprechend nur die vollständig erfassten Monate Mai bis September der Jahre 2004 bis 2007 herangezogen werden. Des Weiteren kam es am Mühlendamm im Jahr 2002 zu einer sechsmonatigen Messunterbrechung, weswegen die Beurteilung der Sauerstoff-

defizite in diesem Gewässerabschnitt auf einem siebenjährigen Untersuchungszeitraum beruht (2000 bis 2007, außer 2002).

Stichprobenmessungen

An einer Vielzahl weiterer Messstellen werden außerdem etwa einmal monatlich umfangreiche physikalisch-chemische und mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen anhand von Schöpfproben vorgenommen. Dabei werden zum Teil über Hundert verschiedene Parameter wie BSB₅, CSB, DOC, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, verschiedene Schwermetalle, organische Spurenstoffe, Chlorophyll a sowie die pathogene Belastung gemessen. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs von 11 bis 17 Messungen pro Jahr können die Daten jedoch nicht zur systematischen Bewertung von Stoßbelastungen durch Mischwassereinleitungen genutzt werden. Sie können aber ein ungefähres Bild zur Phytoplanktonbiomasse (über das Pigment Chlorophyll a) und der organischen Belastung des Spreewassers im Grundzustand (BSB₅) geben.

Abflussmessungen

Darüber hinaus wurden im Untersuchungszeitraum an verschiedenen Stellen der Berliner Fließgewässer die Abflüsse gemessen. Für den Messpegel Sophienwerder waren Messdaten in einer Auflösung von fünf Minuten vorhanden. Für die Pegel Rahnsdorf, Schmöckwitz, Mühlendamm und Caprivibrücke lagen Tagesmittelwerte vor. Die Abflussdaten wurden zur Beurteilung der hydrologischen Verhältnisse vor und während Entlastungsereignissen und zur Abschätzung der Fließzeit zwischen zwei Messstellen herangezogen.

4.2.2 Anwendung von Immissionsrichtlinien auf die Stadtspre

Zur Bewertung der akuten Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf Fließgewässer wurden von Matzinger et al. (2008) drei Ansätze und Richtlinien vorgestellt, die für die Berliner Stadtspre als staugeregelten Tieflandfluss mit vorwiegend karpfenartigen Fischen in Frage kommen:

- die UPM-Richtlinie,
- die BWK-Merkblätter M3 und M7 und
- der Lammersen-Ansatz.

Mithilfe dieser Bewertungsansätze wurden im Rahmen dieser Arbeit die Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Sauerstoffhaushalt der Berliner Stadtspre beurteilt. Der Aufbau der drei Instrumente und die Vorgehensweise bei der praktischen Anwendung auf langjährige Messreihen sind im Folgenden dargestellt.

Urban Pollution Management Manual (UPM-Richtlinie)

Das Urban Pollution Management Manual (FWR 1998), im Folgenden als UPM-Richtlinie bezeichnet, wurde von der britischen „Foundation for Water Research“ 1998

in der zweiten Auflage veröffentlicht. Die Richtlinie verfolgt eine konsequente Immissionssichtweise bezüglich der Gewässerbelastung durch Ammoniak und geringe Sauerstoffkonzentrationen. Dabei werden drei Gewässertypen unterschieden, auf die unterschiedliche auf einer Literaturstudie des englisch-walisischen Umweltamtes (Milne et al. 1992) basierende Grenzwerte anzuwenden sind:

- Salmonidengewässer (Lebensraum für Forellenfische),
- Cyprinidengewässer (Lebensraum für Karpfenfische),
- „marginale“ Cyprinidengewässer (Lebensraum für adulte Karpfenfische, jedoch ohne natürliche Reproduktion).

Bei der Bewertung der nachteiligen Auswirkungen von Mischwassereinleitungen gibt die UPM-Richtlinie zwei Arten von Grenzwerten vor. Zum einen werden zur Vermeidung von langfristigen Belastungen Perzentilwerte für BSB_5 , NH_4^+ , NH_3 und O_2 angegeben, die im Wesentlichen von der „Surface Water Regulation“ des britischen Umweltamtes (1994) übernommen werden. Zum anderen werden zum Schutz vor Stoßbelastung durch einzelne Entlastungsereignisse Expositions-Frequenz-Funktionen für Sauerstoff und Ammoniak beschrieben. Dabei werden für drei verschiedene Ereignisdauern (≥ 1 h, ≥ 6 h, ≥ 24 h) und drei verschiedene Häufigkeiten (einmal monatlich, dreimal monatlich, einmal jährlich) kritische Konzentrationen für O_2 bzw. NH_3 angegeben, bei deren Unter- bzw. Überschreitung akute Auswirkungen auf die Biozönose erwartet werden müssen. Die Grenzwerte sind als 3 x 3-Matrix angeordnet und unterscheiden sich je nach Gewässertyp.

Tabelle 7: Sauerstoffgrenzwerte in „marginalen“ Cyprinidengewässern als Dauer-Konzentrations-Häufigkeits-Beziehung nach UPM-Richtlinie (FWR 1998)

Wiederkehrintervall T	D \geq 1 h	D \geq 6 h	D \geq 24 h
1 Monat	3,0 mg/l	3,5 mg/l	4,0 mg/l
3 Monate	2,5 mg/l	3,0 mg/l	3,5 mg/l
12 Monate	2,0 mg/l	2,5 mg/l	3,0 mg/l

Tabelle 7 zeigt die Dauer-Konzentrations-Häufigkeits-Beziehungen für den Gewässertyp „marginal cyprinid fishery“, also für Cyprinidengewässer, die adulten Individuen als Habitat dienen können, aber keine natürliche Reproduktion ermöglichen. Die Grenzwerte wurden für die Beurteilung der Sauerstoffdefizite in der Stadtspreet verwendet, wo aufgrund der Ufer- und Gerinnemorphologie weder das Laichen noch der Aufwuchs von Jungfischen möglich ist (Leszinski et al. 2007).

Ein Zustand gilt nach der UPM-Richtlinie beispielsweise dann als kritisch, wenn eine Sauerstoffkonzentration von 3,0 mg/l für eine Dauer von mindestens einer Stunde unterschritten wird und ein solches Ereignis häufiger als einmal pro Monat vorkommt (Tabelle 8). Für seltener auftretende Minima gelten weniger strenge, für länger

andauernde strengere Grenzwerte. Konzentrationen über 4 mg/l werden unabhängig von Dauer und Häufigkeit generell als unkritisch betrachtet. Ereignisse, die innerhalb von weniger als sechs Stunden aufeinander folgen, sind als ein Ereignis zu betrachten, da innerhalb dieser Zeit keine Erholung der Organismen möglich ist (FWR 1998).

Die Häufigkeit kritischer Sauerstoffkonzentrationen wird von der UPM-Richtlinie in Form eines Wiederkehrintervalls T angegeben, welches aus dem Quotienten des Betrachtungszeitraumes und der Anzahl der Grenzwertunterschreitungen berechnet wird. Dabei ist folgendes zu beachten: Wenn die sauerstoffarmen Zustände nicht über das ganze Jahr verteilt sondern z.B. stets von Mai bis September auftreten, so wird das Wiederkehrintervall T auf Basis des fünfmonatigen Sommerzeitraums berechnet. Bei zehn Ereignissen innerhalb von acht Jahren, die jedoch stets im fünfmonatigen Zeitraum Mai bis September auftreten, beträgt das Wiederkehrintervall demnach vier Monate ($T = 8 \cdot 5 \text{ Monate} / 10$).

Für kritische Sauerstoffkonzentrationen bei gleichzeitig erhöhter Ammoniakkonzentration ($> 0,02 \text{ mg/l}$) wird aufgrund der erwarteten Synergieeffekte ein Korrekturterm vorgeschlagen. Da für die Stadtspreewasserwerke jedoch keine kontinuierlichen Messdaten zur Ammoniakkonzentration vorlagen, wurde dies bei der Anwendung der Richtlinie nicht berücksichtigt.

BWK-Merkblätter M3 und M7

Der Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (BWK) hat zwei Merkblätter veröffentlicht, mit deren Hilfe die Gewässerverträglichkeit niederschlagsbedingter Einleitungen aus Mischwassernetzen und Regenwassernetzen des Trennsystems im Rahmen einer Immissionsbetrachtung nachgewiesen werden kann. Die Vorgehensweise und die Zielsetzung der Merkblätter stehen in Einklang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000) und deren Umsetzung in nationales Recht. Bei konsequenter Anwendung werden die Emissionen aus niederschlagsbedingten urbanen Einleitungen so begrenzt, dass ein nachhaltiger Bestand der gewässertypischen Lebensgemeinschaften und damit ein „guter ökologischer bzw. chemischer Zustand“ gewährleistet ist (BWK 2007).

Das Merkblatt M3 (2001) formuliert für bestimmte Gewässertypen Basis-Grenzwerte, die für den vereinfachten Nachweis der Verträglichkeit von Misch- und Regenwasser-einleitungen einzuhalten sind. Neben der hydraulischen Belastung durch starkregenbedingte Abflussspitzen berücksichtigt das Merkblatt außerdem die stofflichen Belastungen durch niedrige Sauerstoffkonzentrationen und erhöhte Gehalte an Ammoniak. Die Basis-Grenzwerte orientieren sich im Wesentlichen an den Leitwerten der EU-Fischgewässerrichtlinie (EU 1978) und fordern für Tieflandgewässer mit vorwiegend Cyprinidenfischen eine Sauerstoffkonzentration von mindestens 5 mg/l, bei deren Einhaltung keine nachteiligen Effekte zu erwarten sind.

Für den Fall, dass während kurzzeitiger Belastungssituationen die Basis-Grenzwerte nicht eingehalten werden, kann mithilfe der im Merkblatt M7 (BWK 2007) formulierten Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte der detaillierte Nachweis erbracht werden. Dem liegt die

Annahme zugrunde, dass bei Einhaltung einer maximalen Häufigkeit oder bei Unterschreitung einer bestimmten Expositionsdauer auch O₂- bzw. NH₃-Konzentrationen toleriert werden, die unter bzw. über dem Basis-Grenzwert liegen. Das Merkblatt gibt für die Dauerbereiche „kurz“ (< 1 h), „mittel“ (1 bis 6 h) und „lang“ (> 6 h) und die Häufigkeitsbereiche „selten“ ($n < 0,5/a$), „mittel“ ($n = 0,5-4/a$) und „häufig“ ($n = 4-25/a$) verschiedene zum Schutz der Biozönose einzuhaltenden Konzentrationen von Sauerstoff und Ammoniak an. Zum Teil wird auch auf die Feststoffbelastung, Phosphorfrachten und Keimzahlen eingegangen. Auch die BWK-Merkblätter unterscheiden drei Gewässertypen, für die unterschiedliche Grenzwerte gelten:

- Mittelgebirgs Gewässer,
- Tieflandgewässer und
- Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges.

Für ein Tieflandgewässer wie die Stadtspreewasser sind die in Tabelle 8 dargestellten Grenzwerte anzuwenden. Eine Sauerstoffkonzentration ist beispielsweise dann kritisch, wenn für kurze Belastungen (< 1 h) eine Konzentration von 4,0 mg/l häufiger als 25 Mal pro Jahr unterschritten wird. Wie in der UPM-Richtlinie gelten für längere Belastung höhere, für seltenere Ereignisse niedrigere Grenzwerte.

Tabelle 8: Sauerstoffgrenzwerte in Tieflandgewässern als Dauer-Konzentrations-Häufigkeits-Beziehung nach BWK M7 (2007)

Häufigkeit n [1/a]	$D < 1$ h	$1 \leq D \leq 6$ h	$D > 6$ h
$4 \leq n < 25$	4,0 mg/l	4,5 mg/l	5,0 mg/l
$0,5 \leq n < 4$	3,0 mg/l	4,0 mg/l	4,5 mg/l
$n < 0,5$	2,5 mg/l	3,0 mg/l	4,0 mg/l

Die Dauer-Häufigkeits-Grenzwerte wurden auf Grundlage einer umfangreichen Literaturstudie ermittelt, die Ergebnisse von unterschiedlichen Autoren berücksichtigt (Orth et al. 2003). Interferenzeffekte zwischen Ammoniak und Sauerstoff werden von den BWK-Merkblättern nicht berücksichtigt, da die derzeitigen Kenntnisse laut BWK (2007) eine solche Berücksichtigung in Form von Grenzwerten nicht erlauben würden.

Der Lammersen-Ansatz

Lammersen (1997) stellte im Rahmen ihrer Dissertation einen weiteren Bewertungsansatz bezüglich der akuten Auswirkungen von Sauerstoffdefiziten und erhöhten Ammoniakkonzentrationen auf aquatische Organismen vor. Sie fasst die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen an Fischen und Invertebraten unterschiedlicher Altersstufen zusammen und leitet daraus für verschiedene Expositionsdauern eigene Grenzwerte ab. In Anlehnung an die EU-Fischgewässerrichtlinie (EU 1978) unterscheidet Lammersen Salmoniden- und Cyprinidengewässer.

Für beide Gewässertypen werden quasikontinuierliche Grenzwerte für Expositionsdauern zwischen 10 Minuten und 24 Stunden definiert, die höchstens einmal in sieben Jahren ($n = 0,15/a$) unterschritten werden dürfen. Dadurch soll eine Regenerationsmöglichkeit der Population zwischen extremen Belastungen gewährleistet werden. Im Gegensatz zu anderen vorgestellten Ansätzen definiert Lammersen die Grenzwerte also nicht in Abhängigkeit des Wiederkehrintervalls bzw. der Häufigkeit und gibt keine Grenzwerte für häufig auftretende Sauerstoffminima an.

Aus den Ergebnissen von Downing und Merckens (1957) leitet Lammersen weiterhin Korrekturfaktoren ab, mit denen die Temperaturabhängigkeit kritischer Sauerstoffkonzentrationen berücksichtigt werden kann. Für die Übertragung der für 10°C definierten kritischen O₂-Konzentrationen auf eine Wassertemperatur von 15 bzw. 20°C gelten beispielsweise Korrekturfaktoren von 1,6 bzw. 2,2. Tabelle 9 fasst die von Lammersen gestellten Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt eines Cyprinidengewässers für drei verschiedene Temperaturen zusammen.

Tabelle 9: Sauerstoffgrenzwerte in Cyprinidengewässern nach Lammersen (1997) bei verschiedenen Temperaturen (maximale Häufigkeit $n = 0,15/a$)

Dauer	10°C	15°C	20°C
10 min	0,68 mg/l	1,10 mg/l	1,5 mg/l
30 min	0,68 mg/l	1,10 mg/l	1,5 mg/l
1 h	1,14 mg/l	1,82 mg/l	2,0 mg/l
2 h	1,37 mg/l	2,18 mg/l	3,0 mg/l
6 h	1,81 mg/l	2,90 mg/l	4,0 mg/l
12 h	2,05 mg/l	3,28 mg/l	4,5 mg/l
18 h	2,19 mg/l	3,49 mg/l	4,8 mg/l
24 h	2,27 mg/l	3,63 mg/l	5,0 mg/l

Da kritische Sauerstoffkonzentrationen in der Stadtspreewald stets in den Sommermonaten auftreten, wurden im Rahmen dieser Arbeit in allen Fällen die Grenzwerte für Cyprinidengewässer und eine Wassertemperatur von 20°C angewandt. Für Kurzzeitbelastungen zwischen 10 und 60 min sollte eine Sauerstoffkonzentration von 1,5 mg/l höchstens alle sieben Jahre unterschritten werden. Für Langzeitbelastungen von > 24 h (= 1.440 min) ist eine Mindestkonzentration von 5 mg O₂/l einzuhalten. Damit greift Lammersen den Leitwert der EU-Fischgewässerrichtlinie als Basis-Grenzwert erneut auf. Die formulierten Qualitätsanforderungen sollen sowohl Fische als auch Invertebraten aller Entwicklungsstadien vor letalen wie subletalen Effekten schützen. Zwar hält Lammersen fest, dass toxische Stoffe die Empfindlichkeit der Biozönose gegenüber Sauerstoffdefiziten steigern. Dennoch werden allfällige Interferenzeffekte, z.B. zwischen Ammoniak und Sauerstoff, nicht durch Korrekturfaktoren berücksichtigt.

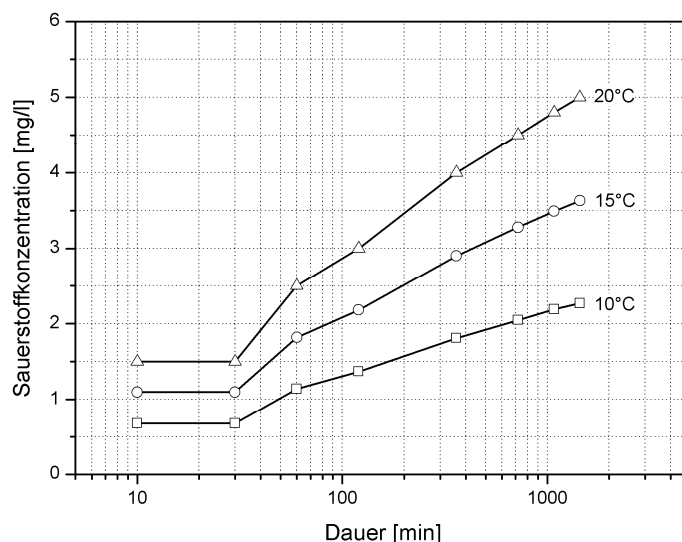


Abbildung 11: Sauerstoffgrenzwerte in Cyprinidengewässern nach Lammersen (1997) bei verschiedenen Expositionsdauern und Temperaturen (maximale Häufigkeit $n = 0,15/a$)

Abbildung 11 zeigt die von Lammersen gestellten Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt eines Cyprinidengewässers anhand einer Grafik. Liegen die Sauerstoffgehalte für eine bestimmte Dauer und Wassertemperatur unterhalb der dargestellten kritischen Konzentrationskurve, muss mit einer Schädigung der Biozönose gerechnet werden.

Die Immissionsrichtlinien im Vergleich

Da die drei Bewertungsansätze unterschiedliche Dauerbereiche, Häufigkeitsklassen und teilweise auch unterschiedliche Zielorganismen betrachten, variieren auch die jeweils formulierten Qualitätsanforderungen. Abbildung 12 zeigt die kritischen Konzentrations-Dauer-Beziehungen für seltene Ereignisse, die in einem Gewässer wie der Stadtsprea jedes Jahr (UPM), alle zwei (BWK M7) bzw. alle sieben Jahre (Lammersen) vorkommen dürfen.

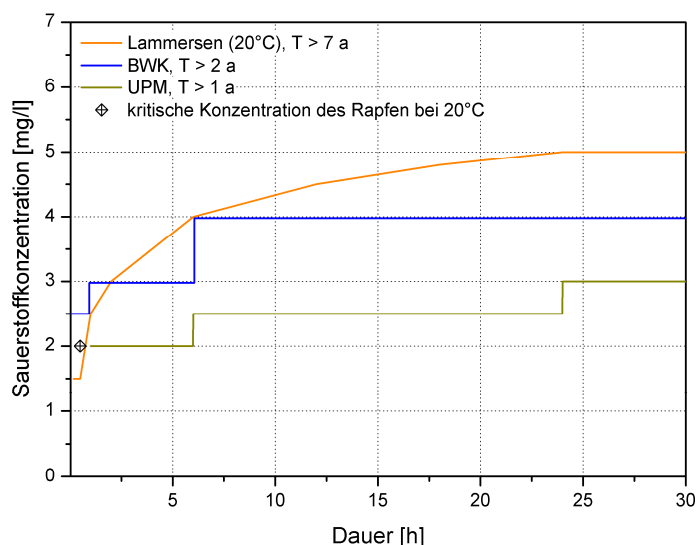


Abbildung 12: Sauerstoffgrenzwerte für seltene Ereignisse nach UPM, BWK und Lammersen

Die UPM-Richtlinie für „marginale“ Cyprinidengewässer macht für alle Dauerbereiche deutlich schwächere Zielvorgaben als die BWK (für Tieflandgewässer) und Lammersen (für Cyprinidengewässer), da sie prinzipiell davon ausgeht, dass sensible Jungfische und Larven nicht vorkommen. Für die anderen beiden Ansätze, die stets alle Entwicklungsstadien einer Population berücksichtigen, zeigt sich ein differenzierteres Bild. Für sehr kurze Belastungen (< 60 min) nimmt Lammersen niedrigere, für Langzeitbelastungen (> 12 h) höhere und daher strengere Grenzwerte an als das BWK-Merkblatt M7. Dabei ist zu beachten, dass die von Lammersen definierten kritischen Konzentrationen höchstens einmal in sieben Jahren unterschritten werden dürfen, während BWK M7 eine Grenzwertunterschreitung alle zwei Jahre toleriert. Die Anforderungen an den Sauerstoffbedarf des Rapfens, der empfindlichsten Fischart der Berliner Stadtspreewälder, werden lediglich von BWK M7 berücksichtigt. Dies muss jedoch insofern eingeschränkt werden, als dass das Merkblatt eine seltene Unterschreitung des kritischen Wertes (< 2 mg/l für 30 min) toleriert. Der Lammersen-Ansatz legt für Expositionen von 10 bis 60 min einen niedrigeren Grenzwert von 1,5 mg/l fest. Die UPM-Richtlinie ist für Expositionen < 60 min überhaupt nicht definiert.

Methodenkritik

Eine methodische Bewertung des Sauerstoffhaushaltes von Fließgewässern ist angesichts der Vielzahl chemischer, biologischer, meteorologischer und hydrologischer Einflussgrößen stets mit Unsicherheiten behaftet. Der folgende Abschnitt soll die Grenzen bei der Anwendung der vorgestellten Richtlinien aufzeigen.

Um die Regeneration einer Population nach einem kritischen Sauerstoffdefizit sicherzustellen, legen die Bewertungsinstrumente maximal tolerierbare Wiederkehrhäufigkeiten fest, deren Zweckmäßigkeit aus verschiedenen Gründen diskutiert werden kann. Zum einen ist die tolerierbare Wiederkehrhäufigkeit kritischer Expositionen nur bedingt durch Untersuchungen messbar. Zum anderen ist das allen Ansätzen zugrunde liegende Wiederbesiedlungspotential einer Population stark ortsabhängig (Matzinger et al. 2008), was von keinem der drei Instrumente hinreichend berücksichtigt wird.

Die UPM-Richtlinie schlägt weiterhin vor, das Wiederkehrintervall auf Grundlage einer längeren Reihe von Jahren zu berechnen. Dabei wird jedoch vernachlässigt, dass sich eine extreme Häufung kritischer Zustände innerhalb eines Jahres auch dann nachteilig auswirken wird, wenn davor und danach längere unkritische Zeiträume liegen. Die belastende Wirkung sehr dicht aufeinander folgender Sauerstoffdefizite wird daher unter Umständen falsch eingeschätzt.

Aufgrund der Trennung kritischer Zustände durch eine sechsstündige Erholungsphase, die auf Vorschlag der UPM-Richtlinie für alle drei Bewertungsansätze übernommen wurde, kommt es darüber hinaus zu folgendem Problem: Niedrige Sauerstoffkonzentrationen mit regelmäßigen Erholungsphasen werden wegen ihrer höheren Wiederkehrhäufigkeit strenger bewertet als ein konstant niedriges Niveau, welches als ein einziges Ereignis gezählt wird. Dauerhaft niedrige Konzentrationen werden in ihrer Schädlichkeit dadurch möglicherweise unterschätzt.

Weiterhin ist anzumerken, dass sich die Zielvorgaben der UPM-Richtlinie und insbesondere die des Lammersen-Ansatzes ausschließlich auf akute und verzögerte Wirkungen von Mischwassereinleitungen beziehen. Die akkumulierende Wirkung durch viele kurz hintereinander auftretende Sauerstoffdefizite wird einzig durch den BWK-Ansatz hinreichend berücksichtigt. Er legt für Tieflandgewässer Grenzwerte zwischen 4 und 5 mg/l fest, die nicht häufiger als 25 Mal pro Jahr unterschritten werden dürfen.

Ferner ist das methodische Vorgehen bei der Herleitung von Gütestandards aus den Ergebnissen ökotoxikologischer Untersuchungen bei allen drei Ansätzen nur unzureichend dokumentiert. Beispielsweise gibt Lammersen zwar an, welche Studien bezüglich des Sauerstoffbedarfs aquatischer Organismen berücksichtigt sind. Es ist jedoch nicht ersichtlich, wie die acht dauer- und konzentrationsbezogenen Qualitätsanforderungen im Einzelnen festgelegt wurden. Etwa werden die zitierten LC₀- und LC₅₀-Werte mit einem Sicherheitsaufschlag von etwa 2 mg/l versehen, ohne dass dafür nähere Gründe genannt werden.

Bei der Anwendung der in BWK M7 formulierten Gütestandards auf langjährige Datenreihen treten dahingehend Schwierigkeiten auf, dass auf die Nachweisführung durch Messungen im Merkblatt kaum eingegangen wird. Schwerpunkt ist indessen die Beschreibung des modellgestützten Nachweises für einzelne Überlaufsstellen. Entsprechend waren die Dauer-Häufigkeits-Beziehungen von BWK M7 für die Messreihen der Berliner Stadtspreewälder nur durch zusätzliche Annahmen anwendbar.

Letztlich ist zu beachten, dass allen Bewertungsansätzen Laborversuche mit Reinstoffen an einer begrenzten Auswahl von Organismen zugrunde liegen. Bei der Anwendung der Grenzwerte auf reale Gewässer muss daher stets die Übertragbarkeit experimenteller Ergebnisse auf die Freilandsituation hinterfragt werden, wo Organismen einer Vielzahl von Einflüssen ausgesetzt sind.

Methodisches Vorgehen bei der Anwendung der Immissionsrichtlinien

Bei der Anwendung der drei vorgestellten Bewertungsansätze auf die langjährigen Datenreihen der Messstellen Mühlendamm, Caprivibrücke und Sophienwerder wurde in allen Fällen auf folgende Weise verfahren.

1. Zunächst wurden aus den kontinuierlichen Datenreihen der drei Messstellen die Datensätze herausgefiltert, bei denen die von UPM (1998), BWK (2001; 2007) oder Lammersen (1997) definierten kritischen Konzentrationen unterschritten werden.
2. Im zweiten Schritt wurden die gefilterten Messwerte in eine Liste kritischer Ereignisse überführt, die folgende Informationen bereitstellt: Beginn und Ende des Sauerstoffdefizits, effektive Dauer sowie mittlere und kleinste gemessene O₂-Konzentration. Ereignisse, die innerhalb von weniger als sechs Stunden aufeinander folgen, wurden für alle Ansätze wie in der UPM-Richtlinie beschrieben zu einem Ereignis zusammengefasst.

3. Anschließend wurden die Sauerstoffdefizite herausgefiltert, deren effektive Dauer die nach den Richtlinien maximal tolerierbare Expositionsdauer übersteigt. Als effektive Dauer ist der Zeitraum definiert, in dem die kritische Konzentration tatsächlich unterschritten wurde. Kurze Erholungszeiträume (< 6 h) sind darin nicht enthalten.
4. Zuletzt wurde anhand des betrachteten Zeitraumes und der Anzahl kritischer Zustände die jährliche Häufigkeit n bzw. das Wiederkehrintervall T berechnet. Wird die zulässige Häufigkeit überschritten, so ist von einer signifikanten Gewässerbelastung auszugehen, auf die aquatische Organismen mit passiver Drift, aktiver Flucht, einem allgemein veränderten Verhalten oder mit dem Tod reagieren.

Auf diese Weise wurde die Gewässerverträglichkeit von Stoßbelastungen mit den drei vorgestellten Bewertungsansätzen allgemein beurteilt. Für die Quantifizierung und vertiefende Betrachtung der kritischen Ereignisse hinsichtlich ihrer Ursache wurde auf die Bewertungsmethode nach Lammersen (1997) zurückgegriffen, die auf einer breiten Basis an ökotoxikologischen Untersuchungen fußt. In den folgenden Abschnitten wird erläutert, wie dabei im Einzelnen vorgegangen wurde.

4.2.3 Quantifizierung von Depressionszeiträumen

Lammersen (1997) gibt für acht verschiedene Dauerstufen unterschiedliche Grenzwerte bezüglich der fischkritischen Sauerstoffkonzentration an. Naturgemäß werden kurze intensive Sauerstoffminima jedoch häufig von längeren Zeiträumen mit Sauerstoffmangel eingeschlossen, so dass es in vielen Fällen zu zeitlichen Überlagerungen mehrerer kritischer Zustände kommt. Für die Quantifizierung von Sauerstoffdefiziten ist es hingegen wünschenswert, voneinander unabhängige Zeiträume betrachten zu können.

Zu diesem Zweck wurden die für acht verschiedene Dauerstufen ermittelten kritischen Zustände zu allgemeinen Depressionszeiträumen zusammengefasst, in denen mindestens eines der acht Kriterien erfüllt ist. Ergebnis der Zusammenfassung ist eine in Anhang F dargestellte Liste mit zeitlich voneinander unabhängigen Sauerstoffdefiziten, die durch eine effektive Dauer, eine minimale und eine mittlere O_2 -Konzentration charakterisiert sind. Abbildung 13 zeigt die Überlagerung kritischer Zustände und deren Zusammenfassung zu einem Depressionszeitraum anhand eines im Juli 2005 an der Messstelle Sophienwerder aufgenommenen Sauerstoffverlaufs.

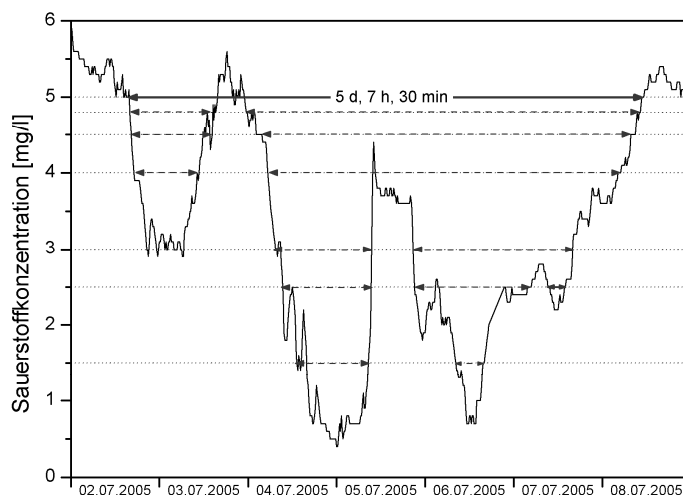


Abbildung 13: Zusammenfassung der nach Lammersen kritischen Zustände (gestrichelte Linien) zu einem Depressionszeitraum (durchgezogene Linie)

Infolge eines Starkregens werden im genannten Zeitraum alle von Lammersen definierten Kriterien zum Teil mehrfach erfüllt. Dabei finden die kritischen Zustände allesamt innerhalb eines fünftägigen Depressionszeitraumes statt, in dem die Sauerstoffkonzentration mit Ausnahme kurzer Erholungsphasen unter 5 mg/l liegt. Sie können folglich unter dem Lammersen-Kriterium für Belastungen > 1.440 Minuten (siehe Tabelle 9) zusammengefasst werden.

4.2.4 Beurteilung der Grundbelastung

Ziel dieser Arbeit war es, Sauerstoffdefizite nicht nur zu quantifizieren, sondern auch die Ursachen ihrer Entstehung zu ergründen. Dazu wurde mithilfe statistischer Tests geprüft, ob sich die Werte bestimmter Gewässerparameter, die im Vorfeld eines nach Lammersen kritischen Sauerstoffabfalls gemessen wurden (siehe Kapitel 4.2.3), signifikant vom Normalzustand unterscheiden. Dies sollte Aufschluss darüber geben, ob ein fischkritischer Sauerstoffabfall möglicherweise nicht durch Mischwasser-einleitungen ausgelöst wurde, sondern Folge einer erhöhten Grundbelastung ist. Folgende Größen wurden untersucht:

- die Wassertemperatur,
- die Sauerstoffkonzentration,
- die Standardabweichung der Sauerstoffwerte eines Tages und
- der mittlere Abfluss.

Der Vergleich von „Vorbelastung“ (Testwerte) und „Normalzustand“ (Grundgesamtheit) erfolgte mithilfe des t-Tests und wurde monatsweise für die Messstellen Mühlendamm und Sophienwerder vorgenommen. Für die Messstelle Caprivibrücke wurde die Untersuchung nicht durchgeführt, da der dortige Spreeabschnitt in den Sommer-

monaten einer Dauerbelastung unterliegt. Die mathematischen und statistischen Grundlagen des t-Tests werden im Folgenden ausführlich beschrieben.

Der t-Test zum Vergleich zweier unabhängiger Stichprobenmengen

Der t-Test ist eine Entscheidungsregel auf einer mathematischen Grundlage, mit deren Hilfe ein Unterschied zwischen den empirisch gefundenen Mittelwerten zweier Gruppen näher analysiert werden kann. Er untersucht anhand des arithmetischen Mittels \bar{x} , der Varianz s^2 und des Stichprobenumfangs n , ob sich die Mittelwerte zweier Gruppen systematisch unterscheiden oder etwaige Unterschiede zufälliger Natur sind.

Für den Vergleich der Mittelwerte werden zwei Hypothesen formuliert. In der Regel geht die Nullhypothese H_0 davon aus, dass die beiden Stichproben der gleichen Grundgesamtheit entstammen, d.h. der Mittelwertsunterschied zufällig zustande gekommen ist. Die Alternativhypothese H_A postuliert, dass beide Stichproben verschiedenen Grundgesamtheiten entstammen und der Mittelwertsunterschied nicht zufällig zustande gekommen ist. Mithilfe der t-Statistik wird überprüft, ob die Nullhypothese beibehalten wird oder zugunsten der Alternativhypothese verworfen werden kann.

Die Prüfgröße des t-Tests ist der t-Wert. Er wird aus dem Quotienten der Mittelwertsdifferenz und dem Standardfehler der Mittelwertsdifferenz berechnet. Je größer t , desto stärker ist die Evidenz für die Existenz eines Unterschieds zwischen zwei Mittelwerten. Für die Berechnung des t-Wertes sind allgemein zwei Fälle zu unterscheiden: die Varianzen der beiden Gruppen sind gleich oder sie sind signifikant unterschiedlich.

Um die Varianzen zweier Stichprobenmengen auf Gleichheit zu untersuchen, wird zunächst ein anderer statistischer Test, der sogenannte F-Test, verwendet. Ähnlich wie beim t-Test werden dazu zwei Hypothesen formuliert. Die Nullhypothese H_0 nimmt an, dass die Varianzen gleich groß sind, also das Verhältnis 1 ist. Die Alternativhypothese H_A geht davon aus, dass sich die Varianzen voneinander unterscheiden und das Verhältnis von 1 abweicht. Formal berechnet sich der F-Wert aus dem Quotienten der Varianzen beider Stichproben. Aus der F-Verteilung kann unter Berücksichtigung der Freiheitsgrade die Wahrscheinlichkeit abgelesen werden, mit der sich die Varianzen voneinander unterscheiden. Ist die Irrtumswahrscheinlichkeit p kleiner als 0,05, so kann die Nullhypothese verworfen werden und t wird nach Formel 4.8 berechnet (für ungleiche Varianzen).

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}} \quad (4.8)$$

Je größer die Mittelwertsdifferenz, je größer die Stichprobenzahl und je kleiner die Varianzen, desto sicherer ist die Verschiedenheit der Mittelwerte. Die Zahl der

Freiheitsgrade f entscheidet über die Form der t-Verteilung (siehe Abbildung 14) und ergibt sich für ungleiche Varianzen nach der Welch-Satterthwaite-Approximation (Formel 4.9).

$$f = \frac{((s_1^2/n_1) + (s_2^2/n_2))^2}{\frac{(s_1^2/n_1)^2}{n_1-1} + \frac{(s_2^2/n_2)^2}{n_2-1}} \quad (4.9)$$

Für den Fall, dass sich die Varianzen der beiden Stichprobengruppen nicht signifikant voneinander unterscheiden, sondern etwaige Unterschiede lediglich statistischer also zufälliger Natur sind, muss der t-Test für gleiche Varianzen verwendet werden. Dabei werden die Varianzen der beiden Gruppen durch ihr gewogenes arithmetisches Mittel s_p^2 , auch als gepoolte Varianz bezeichnet, ersetzt. Sie ist der Schätzwert für die wahre gemeinsame Varianz der beiden Stichproben und wird wie folgt berechnet:

$$s_p^2 = \frac{(n_1-1) \cdot s_1^2 + (n_2-1) \cdot s_2^2}{(n_1-1) + (n_2-1)} \quad (4.10)$$

Das gewogene arithmetische Mittel s_p^2 kann anstelle von s_1^2 und s_2^2 in Gleichung 4.8 eingesetzt werden, so dass t wie folgt berechnet wird:

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_p^2}{n_1} + \frac{s_p^2}{n_2}}} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{s_p \cdot \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}} \quad (4.11)$$

Die Zahl der Freiheitsgrade f wird unter der Annahme gleicher Varianzen wie folgt berechnet:

$$f = n_1 + n_2 - 2 \quad (4.12)$$

Unabhängig von der Art der Berechnung entspricht die Wahrscheinlichkeitsverteilung des t-Wertes einer t-Verteilung. Aus ihr lässt sich die Wahrscheinlichkeit für einen empirisch ermittelten t-Wert bei den für die jeweilige Stichprobengröße geltenden Freiheitsgraden ablesen. In Abbildung 14 ist eine typische t-Verteilung, das 95%-Konfidenzintervall (hellgraue Fläche) und die Irrtumswahrscheinlichkeit p (Summe der dunkelgrauen Flächen auf beiden Schenkeln der Verteilung) beispielhaft dargestellt.

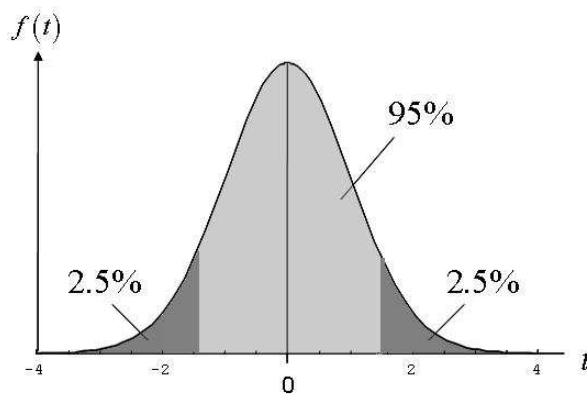


Abbildung 14: Beispiel für eine t-Verteilung mit 95%-Konfidenzintervall

Die Irrtumswahrscheinlichkeit p ist das Entscheidungskriterium für die Signifikanz einer Mittelwertdifferenz. Sie beschreibt die Wahrscheinlichkeit, sich zu irren, wenn man die Nullhypothese verwirft und die Alternativhypothese annimmt. Im Allgemeinen spricht man von einem signifikanten Unterschied, wenn $p < 0,05$ (5 %) ist. Dieses Signifikanzniveau ist zwar willkürlich gewählt, ist aber in den empirischen Wissenschaften zur Konvention geworden (Rasch et al. 2006). Liegt p zwischen 0,05 und 0,1 wird von einem Trend gesprochen.

Methodisches Vorgehen bei der Beurteilung der Grundbelastung

Die beschriebenen statistischen Tests wurden für die Wassertemperatur, die Sauerstoffkonzentration, die Standardabweichung der Sauerstoffwerte eines Tages und den mittleren Abfluss an den Messstellen Mühlendamm und Sophienwerder durchgeführt. Zum Vergleich der Tage vor einem Sauerstoffdefizit mit der Grundgesamtheit wurde folgendermaßen vorgegangen.

Zunächst wurden aus allen Temperatur-, Sauerstoff- und Abflussmesswerten die Tagesmittel sowie die täglichen O_2 -Standardabweichungen bestimmt und monatsweise gruppiert. Anschließend wurden die Werte jedes Monats in eine Grundgesamtheit und eine Testmenge aufgeteilt. Die Grundgesamtheit repräsentiert den Normalzustand und berücksichtigt alle Messwerte, abzüglich derer die zwei Tage vor bzw. während eines Sauerstoffdefizits gemessen wurden. Die Testmenge repräsentiert die Vorbelastung und enthält alle Messdaten, die an den zwei Kalendertagen vor einem kritischen Sauerstoffdefizit aufgenommen wurden.

Um festzustellen, ob sich die Mittelwerte beider Gruppen signifikant voneinander unterscheiden, wurden für jede Stichprobenmenge eine Varianzanalyse (F-Test) und ein t-Test durchgeführt. Die Nullhypothese H_0 ging von der Gleichheit der Varianzen ($s_1^2/s_2^2 = 1$) bzw. der Mittelwerte ($\bar{x}_1 - \bar{x}_2 = 0$) aus. Als Alternativhypothese H_A wurde ihre Verschiedenheit ($s_1^2/s_2^2 \neq 1$ bzw. $\bar{x}_1 - \bar{x}_2 \neq 0$) angenommen. Für die Berechnung der Prüfgrößen wurde das Datenanalyseprogramm OriginPro® 8G verwendet.

Über den statistischen Vergleich von Vorbelastung und Normalzustand hinaus wurden auch Parameter der chemisch-biologischen Gewässergüte in verschiedenen Spree-

abschnitten beurteilt. Insbesondere wurden stichprobenartige Messungen des BSB₅ und des Pflanzenpigments Chlorophyll a ausgewertet, die Rückschlüsse auf die organische Hintergrundbelastung und die pflanzliche Produktion im Gewässer zulassen. Um die Belastungssituation in Dahme und Müggelspree oberhalb des Berliner Stadtgebietes abzuschätzen, wurden weiterhin die Messstellen Schmöckwitz und Rahnsdorf auf Sauerstoffdefizite untersucht.

4.3 Der Mischwassereinfluss auf Sauerstoffdefizite

Nach der Identifizierung von möglichen Mischwasserentlastungen und fischkritischen Sauerstoffdefiziten wurde ermittelt, wie häufig niedrige Sauerstoffkonzentrationen durch niederschlagsbedingte Stoßbelastungen ausgelöst werden. Ein Indiz für die Mischwasserbeeinflussung liegt beispielsweise vor, wenn an den Tagen vor einem Mangelzustand die kritische Niederschlagshöhe der sensitivsten betrachteten Mischwassereinzugsgebiete Bln XI, Wil und Chb I überschritten wird. Sie beträgt 4,7 mm und wurde nach der in Kapitel 4.1 vorgestellten Methode ermittelt. Da der Mischwasserabfluss insbesondere nach Starkregen erhebliche Mengen salzarmes und zum Teil auch kälteres Niederschlagswasser enthält, wird bei Entlastung der Mischkanalisation im Vorfluter häufig ein Absinken der elektrischen Leitfähigkeit und in einigen Fällen auch der Wassertemperatur beobachtet. Zur Verifizierung der Mischwasserbeeinflussung einzelner Sauerstoffdefizite dienten daher die folgenden Kriterien:

- das Stattfinden eines kritischen Niederschlagsereignisses,
- der Abfall der elektrischen Leitfähigkeit im Gewässer,
- der Abfall der Wassertemperatur.

Jedes der nach dem Lammersen-Ansatz (1997) ermittelten kritischen Sauerstoffdefizite wurde unter Berücksichtigung der drei genannten Kriterien im Einzelnen auf einen Zusammenhang mit Entlastungsereignissen untersucht. Wenn mindestens zwei Kriterien erfüllt sind, wird davon ausgegangen, dass das Sauerstoffdefizit in Zusammenhang mit Mischwassereinleitungen steht. Im Mittelpunkt der Betrachtungen standen die Gewässerabschnitte Mühlendamm und Sophienwerder. An der Caprivibrücke, die sich knapp unterhalb der Mündung des Landwehrkanals befindet, wird von einer detaillierten Untersuchung einzelner Ereignisse abgesehen.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Identifizierung kritischer Regenereignisse

Wie in Kapitel 4.1 beschrieben, wurden für vier Einzugsgebiete des Berliner Mischwassersystems kritische Niederschlagshöhen $N_{krit.}$ ermittelt, die mit hoher Wahrscheinlichkeit einen Mischwasserüberlauf zur Folge haben. Sie liegen für die besonders sensitiven Gebiete Bln XI, Wil und Chb I bei 4,7 mm. Für Bln VIII, wo in der Vergangenheit umfangreiche Sanierungsarbeiten durchgeführt wurden, beträgt $N_{krit.}$ 9,7 mm. Dort werden bereits jetzt die für das Jahr 2020 formulierten wasserbehördlichen Anforderungen erfüllt, nach denen nur 20 % des Volumens und 25 % der Stofffrachten des eingetragenen Niederschlagsabflusses aus dem Mischwassersystem entlastet werden dürfen (pers. Mitt., Pawlowsky-Reusing, 2009).

Um die Niederschlagsverhältnisse des achtjährigen Untersuchungszeitraumes möglichst gut zu beschreiben, werden die Regenereignisse der Messreihen Bln IX (Nordberlin) und Nkn I (Südberlin) zunächst nach ihrer Niederschlagshöhe gruppiert und quantifiziert. Anschließend werden die Niederschlagsereignisse näher betrachtet, die einen Mischwasserüberlauf erwarten lassen. Es wird ihre jahreszeitliche Verteilung diskutiert und anschließend auf die durch Messungen dokumentierte Überlaufsituation zwischen Januar 2007 und Oktober 2008 eingegangen.

5.1.1 Detaillierte Auswertung der Niederschlagsreihen

Im Rahmen dieser Arbeit, wurden die Messreihen der Regenschreiber Bln IX und Nkn I verwendet. Eine ausführliche Darstellung der Niederschlagscharakteristika beider Regenreihen ist in Anhang C zu finden. Bei der Interpretation der Jahressummen muss beachtet werden, dass etwaige Wind-, Haft- und Verdunstungsverluste nicht durch Korrekturfaktoren bereinigt wurden. Nach einem Abgleich mit den korrigierten Daten der DWD-Messstation Berlin-Tempelhof wird der systematische Fehler für beide Regenreihen auf etwa 10 % geschätzt.

Niederschlagsstatistik für Nordberlin

Von den im langjährigen Mittel (1963-2007) am Regenschreiber Bln IX (Berlin-Wedding) registrierten 141 Regenereignissen pro Jahr bringen 50 nur sehr geringe Niederschlagsmengen von weniger als 1 mm. Weitere 55 Ereignisse liefern zwar einen Niederschlag von mehr als 1 mm, liegen jedoch unter dem Überlaufkriterium für das Einzugsgebiet Bln XI ($N_{krit.} = 4,7$ mm). Im Mittel gibt es 36 Regenereignisse pro Jahr, die die für Bln XI kritische Niederschlagshöhe überschreiten und dort mit hoher Wahrscheinlichkeit zum Überlauf führen. Die für Bln VIII kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.}$ von 9,7 mm wird von durchschnittlich 13 Regenereignissen erreicht (Abbildung 15).

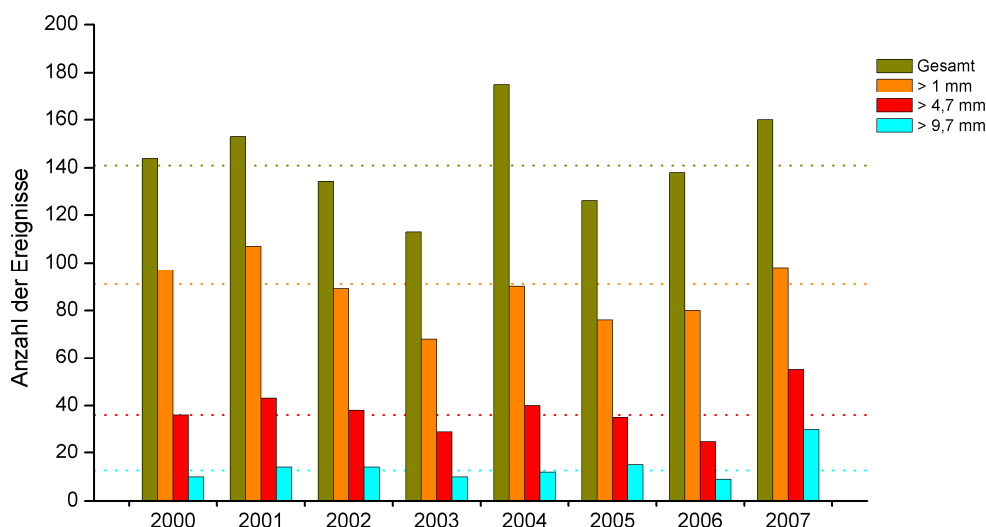


Abbildung 15: Anzahl der jährlichen Regenereignisse in Berlin-Wedding, die eine bestimmte Niederschlagshöhe N übersteigen; die Mittelwerte der Jahre 1963-2007 sind als gepunktete Linie dargestellt; $N = 4,7$ mm und $N = 9,7$ mm repräsentieren die kritischen Niederschlagshöhen der Einzugsgebiete Bln XI und Bln VIII

Im achtjährigen Untersuchungszeitraum gibt es zwei Jahre, in denen deutlich mehr Regenereignisse stattfanden als im langjährigen Mittel. Dazu gehört das Jahr 2004, indem zwar sehr viele, jedoch vorwiegend schwache Regenereignisse verzeichnet wurden und die Jahressumme mit 507 mm unter dem langjährigen Mittel von 533 mm liegt (unkorrigierte Werte des Regenschreiber Bln IX).

Für die Identifizierung möglicher Entlastungsereignisse verdient hingegen das Jahr 2007 mit insgesamt 801 mm Niederschlag besondere Aufmerksamkeit. Die Zahl der Regenereignisse, die mehr als 4,7 mm Niederschlag brachten und einen Mischwasserüberlauf im EZG Bln XI erwarten lassen, lag mit 55 Ereignissen deutlich über dem langjährigen Durchschnitt von $n = 36/a$. Bei der Betrachtung der für Bln VIII kritischen Regenereignisse mit $N \geq 9,7$ mm wird die Häufung besonders starker Niederschläge noch deutlicher. Während im Mittel 13 Regenereignisse dieser Niederschlagshöhe auftreten, wurden 2007 mehr als doppelt so viele gezählt ($n = 30$).

Deutlich weniger Starkregenereignisse als im Durchschnitt fanden in den Trockenjahren 2003 ($N_{ges} = 371$ mm) und 2006 ($N_{ges} = 452$ mm) statt. Hier wurden 29 bzw. 25 Regenereignisse registriert, die die für Bln XI kritische Niederschlagsmenge von $N \geq 4,7$ mm brachten. Das Überlaufkriterium für Bln VIII ($N \geq 9,7$ mm) erfüllten nur 10 bzw. 9 Niederschlagsereignisse.

Niederschlagsstatistik für Südberlin

Die Verteilung der Regenereignisse auf die verschiedenen Niederschlagsstufen verhält sich in Berlin-Neukölln (Regenschreiber Nkn I) ähnlich wie in Nordberlin (Bln IX). Dennoch ist im Vergleich zur Regenreihe Bln IX ein etwas häufigeres Auftreten kleiner Ereignisse zu erkennen. Im langjährigen Mittel (1963-2007) gibt es insgesamt 145 Regenereignisse pro Jahr, von denen durchschnittlich 58 Niederschlagshöhen unter

1 mm bringen. Das sind acht schwache Niederschlagsereignisse pro Jahr mehr als in Bln IX. Die Anzahl der Regenereignisse, für die das Überlaufkriterium für Wil und Chb I ($N_{krit.} = 4,7$ mm) erfüllt ist, ist dagegen geringfügig kleiner als im Norden Berlins. Im Jahresmittel gibt es in Südberlin 34 solcher kritischen Regenereignisse, während es im nördlichen Mischwassergebiet 36 sind (Abbildung 16).

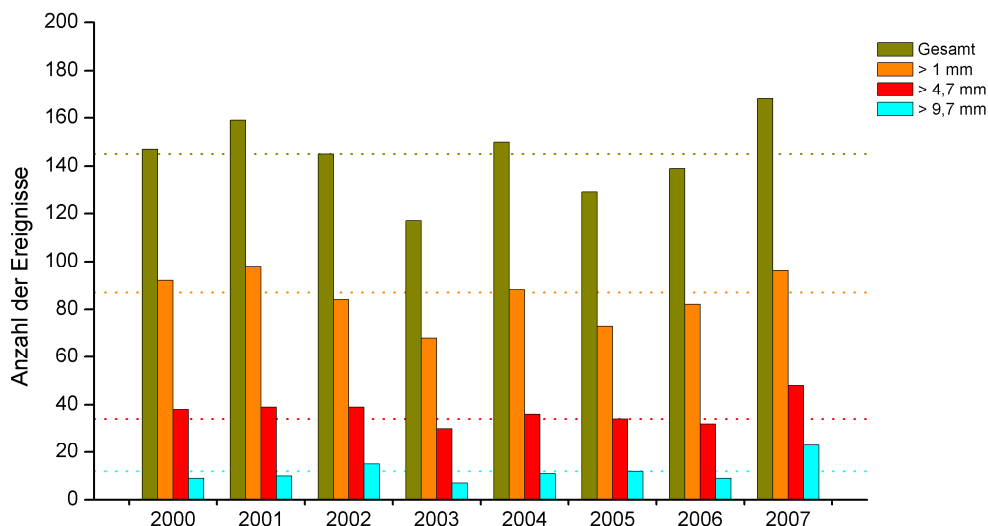


Abbildung 16: Anzahl der jährlichen Regenereignisse in Berlin-Neukölln, die eine bestimmte Niederschlagshöhe N übersteigen; die Mittelwerte der Jahre 1963–2007 sind als gepunktete Linie dargestellt; $N = 4,7$ mm repräsentiert die kritische Niederschlagshöhe der Einzugsgebiete Wil und Chb I; $N = 9,7$ mm dient dem Vergleich mit Nordberlin

Wie schon an der Messstation Bln IX traten im Jahr 2007 auch südlich der Spree besonders viele Starkregenereignisse auf, die zu Mischwasserüberläufen führen können. Die für Wil und Chb I kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.} = 4,7$ mm wurde in 48 Fällen übertroffen (41 % über dem Durchschnitt). Währenddessen brachten die niederschlagsarmen Jahre 2003 ($N_{ges} = 388$ mm) und 2006 ($N_{ges} = 470$ mm) mit 30 bzw. 32 Überschreitungen von $N_{krit.}$ erneut die wenigsten Starkregen.

5.1.2 Die Überschreitungshäufigkeit der kritischen Niederschlagshöhe

Die Zahl der jährlichen Regenereignisse, die die kritische Niederschlagshöhe überschreiten, schwankte im den Jahren 2000 bis 2007 für Bln VIII zwischen 9 und 30, für Bln XI zwischen 25 und 55 (beide siehe Abbildung 15) und für Wil und Chb I zwischen 30 und 48 (siehe Abbildung 16). Die Auswertung zeigt verhältnismäßig wenige kritische Regenereignisse für das Einzugsgebiet Bln VIII und spiegelt den Sanierungserfolg der letzten Jahre gut wieder. Die Überschreitungshäufigkeiten der kritischen Niederschlagshöhen für die vier untersuchten Einzugsgebiete in den Jahren 2000 bis 2007 ist in Tabelle 10 zusammengefasst. Auf die zum Teil deutlichen Unterschiede der einzelnen Jahre wurde in Kapitel 5.1.1 genauer eingegangen.

Tabelle 10: Anzahl der jährlichen Überschreitungen der kritischen Niederschlagshöhe

Jahr	Bln VIII	Bln XI	Wil	Chb I
	$N \geq 9,7 \text{ mm}$	$N \geq 4,7 \text{ mm}$	$N \geq 4,7 \text{ mm}$	$N \geq 4,7 \text{ mm}$
2000	10	36	38	38
2001	14	43	39	39
2002	14	38	39	39
2003	10	29	30	30
2004	12	40	36	36
2005	15	35	34	34
2006	9	25	32	32
2007	30	55	48	48
1963-2007	13	36	34	34

Die Wahrscheinlichkeit, mit der ein kritisches Regenereignis tatsächlich eine Mischwasserentlastung zur Folge hat, wurde nach Formel 4.7 (siehe Kapitel 4.1.2) berechnet und liegt für Bln XI bei 77,4 %, für die anderen Einzugsgebiete bei 70,4 % (Bln VIII), 50,0 % (Wil) und 66,7 % (Chb I). Die identifizierten kritischen Regenereignisse dürfen daher nicht als sichere Überlaufereignisse verstanden werden. Sie geben aber Aufschluss darüber, ob ein in der Stadtsprea beobachtetes Sauerstoffdefizit überhaupt durch eine Mischwasserentlastung ausgelöst worden sein kann. Für das gesamte Berliner Mischwassernetz lässt sich die Aussage ableiten, dass Niederschläge, die eine kritische Höhe von 4,7 mm übersteigen, in 77,4 % aller Fälle in mindestens einem der Einzugsgebiete zum Mischwasserüberlauf führen.

In Einzelfällen kommt es auch vor, dass ein Regenereignis nicht die kritische Niederschlagshöhe überschreitet und trotzdem zum Überlauf führt. Davon waren im Zeitraum 2007 bis 2008 jedoch maximal drei Ereignisse pro Jahr betroffen (siehe Tabellen 5 und 6 in Kapitel 4.1.2). Die Unsicherheiten, die bei der Vorhersage möglicher Mischwasserüberläufe zu berücksichtigen sind, werden in Kapitel 4.1.3 ausführlich erläutert.

5.1.3 Saisonale Verteilung von kritischen Regenereignissen

Wie in Abbildung 17 dargestellt, finden im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) etwa 1,5 bis 2 Mal so häufig kritische Regenereignisse statt wie im Winterhalbjahr (November bis April). Während im achtjährigen Untersuchungszeitraum die für Bln VIII kritische Niederschlagshöhe ($N_{krit.} = 9,7 \text{ mm}$) durchschnittlich fünfmal pro Winter überschritten wurde, traten während des Sommerhalbjahres im Mittel zehn solcher Ereignisse auf. In den anderen Einzugsgebieten fanden im Winterhalbjahr im Mittel 15 (Bln XI) bzw. 14 (Wil und Chb I), im Sommerhalbjahr 22 (Bln XI) bzw. 23 (Wil und Chb I) Überschreitungen der kritischen Niederschlagshöhe ($N_{krit.} = 4,7 \text{ mm}$) statt. Der Ausnahme-sommer 2007 brachte in Bln VIII 25, in Bln XI 38 und in Wil und Chb I 32 kritische Niederschlagsereignisse und weicht demzufolge in allen vier Einzugsbieten deutlich vom sommerlichen Mittelwert ab.

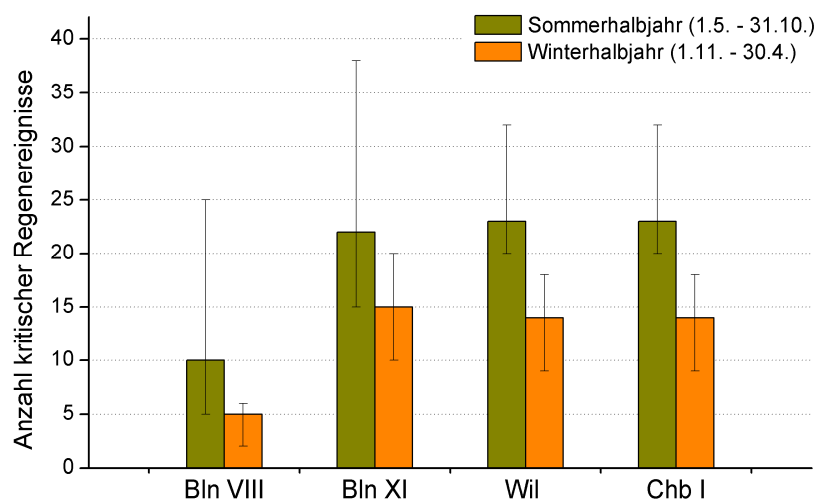


Abbildung 17: mittlere Anzahl sowie Minimum und Maximum der kritischen Regenerereignisse im Sommer- und im Winterhalbjahr für Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I (Zeitraum: 2000 bis 2007)

Die ungleiche jahreszeitliche Verteilung von starken Regenfällen mit potenzieller Mischwasserentlastung ist durch die unterschiedliche Entstehungsweise von Sommer- und Winterniederschlägen begründet (siehe Kapitel 2.1). Während im Sommer vorwiegend konvektive Gewitterniederschläge mit großen Regenmengen in kurzer Zeit stattfinden, überschreiten die advektiven Landregen des Winterhalbjahres vergleichsweise selten die kritische Niederschlagshöhe.

Sommerliche Starkregenereignisse finden nicht nur häufiger statt als die entsprechenden Winterniederschläge, von ihnen geht auch ein allgemein höheres Schadpotential aus. Häufig fallen große Niederschlagsmengen binnen weniger Stunden, so dass der Mischwasserabfluss erhebliche Schleppkräfte entwickelt und Kanalablagerungen aus vorangegangenen Trockenperioden mitreißen kann. Fischer (1998) stellte im sommerlichen Entlastungsabfluss des RÜB Kadenbach (Rheinland-Pfalz) 1,5 bis 2-fach höhere Schadstoffkonzentrationen fest als im Winter (bezogen auf CSB, BSB₅ und NH₄).

Darüber hinaus sind Entlastungsereignisse, die während der sommerlichen Niedrigwasserperiode auftreten, allein aufgrund der Diskrepanz zwischen Gewässer- und Entlastungsabfluss als äußerst kritisch zu betrachten. In Extremfällen beträgt das Mengenverhältnis zwischen Spree- und entlastetem Mischwasser 1:10, wie Abflussmessungen während eines Starkregens am 16.6.2007 mit $N = 44,7$ mm (Regenschreiber Bln IX) zeigen konnten.

5.1.4 Die Mischwasserentlastungen im Messzeitraum

Für den Zeitraum vom 1.1.2007 bis zum 31.10.2008 lagen Daten zu den Mischwasservolumina vor, die über die Regenüberläufe an den Berliner Pumpwerken entlastet wurden. Im Folgenden wird die räumliche und zeitliche Verteilung der Entlastungsvolumina im genannten Messzeitraum und insbesondere für das Jahr 2007 beschrieben.

Im außerordentlich niederschlagsreichen Jahr 2007 (801 mm, Regenschreiber Bln IX) betrug die in Berlin insgesamt erfasste Menge an unbehandelt entlastetem Mischwasser 4.587.770 m³ (ohne Vorentlastungen und Regenüberlaufbecken, siehe Kapitel 4.1.1). Mit einem Entlastungsvolumen von 3.557.021 m³ kann der weitaus größte Teil dem hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) zugeschrieben werden. Das Tagesmaximum mit insgesamt 580.244 m³ wurde am 16.6.2007 registriert.

Während sich die Mischwasserüberläufe im Jahr 2007 also auf den Sommer konzentrierten, wurde im eher trockenen Sommerhalbjahr 2008 ein Entlastungsvolumen von gerade 1.037.189 m³ aufgezeichnet. Hingegen hatte der sehr niederschlagsreiche Januar 2008 allein Mischwasserentlastungen in Höhe von 1.738.417 m³ zur Folge, mehr als das gesamte folgende Sommerhalbjahr. Abbildung 18 zeigt die starke zeitliche Variabilität von Überlaufereignissen.

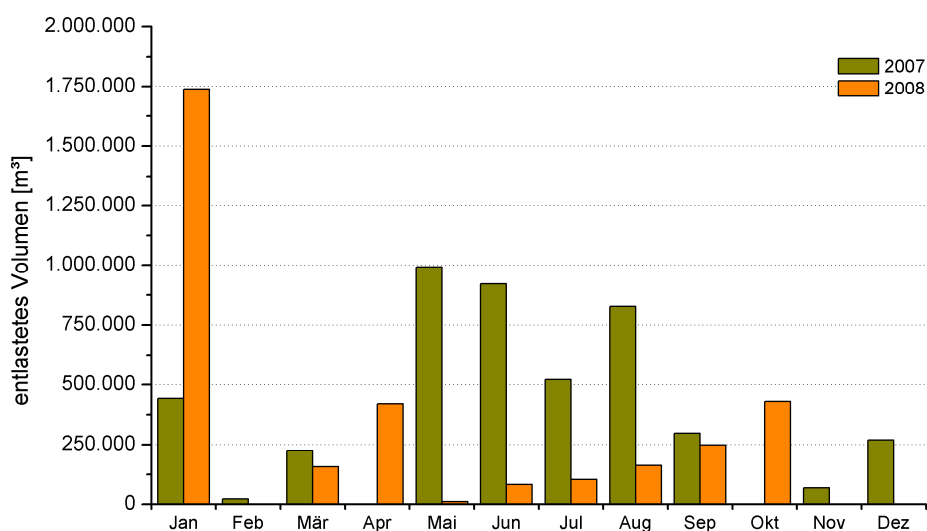


Abbildung 18: monatsweise zusammengefasste Überlaufvolumina des gesamten Berliner Mischwassergebietes (Zeitraum: 1.1.2007 bis 31.10.2008)

Die entlasteten Mischwasservolumina sind sehr unterschiedlich auf die einzelnen Einzugsgebiete verteilt. Während im Jahr 2007 am Pumpwerk Bln II (Berlin-Kreuzberg) - dem einzigen Einzugsgebiet, welches über zwei Regenüberlaufbecken verfügt - ein Entlastungsvolumen von nur 12.409 m³ registriert wurde, betrug die Hauptüberlaufmenge im größten Mischwassergebiet Chb I etwa das Hundertfache (1.220.541 m³). Dies entspricht 26,7 % des Berliner Gesamtvolumens im Jahr 2007.

Die Einzugsgebiete unterscheiden sich nicht nur in ihrem Anteil am Entlastungsvolumen. Auch bezogen auf die Überlaufhäufigkeit wird ihre Heterogenität deutlich. Während im Mischwassergebiet Bln XI, das über kein eigenes Rückhaltebauwerk verfügt, an 46 Tagen des Jahres 2007 Überläufe auftraten, wurden in Ruh, Nkn II, Bln II und Bln IX im selben Zeitraum höchstens zwölf Tage mit Mischwasserentlastung registriert (Abbildung 19). Für die geografische Einordnung der beschriebenen Einzugsgebiete sei auf Abbildung 3 (Kapitel 3) verwiesen.

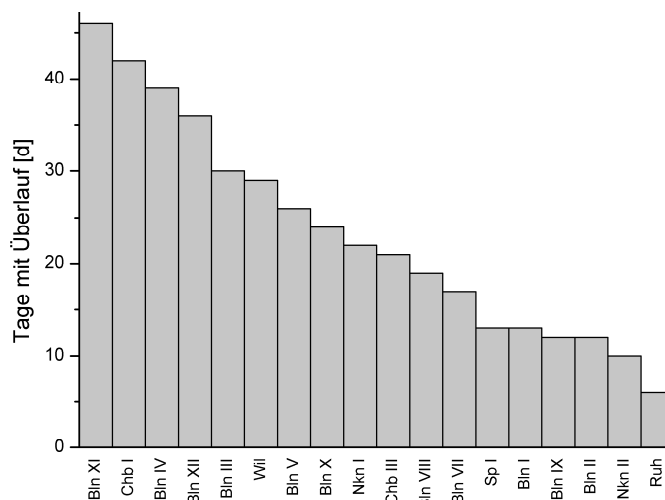


Abbildung 19: Die Überlaufhäufigkeit der Mischwassereinzugsgebiete im Jahr 2007

Abbildung 20 zeigt die zeitliche Verteilung der Mischwasservolumina, die an den Pumpwerken der ausführlich betrachteten Einzugsgebiete Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I im Jahr 2007 entlastet wurden.

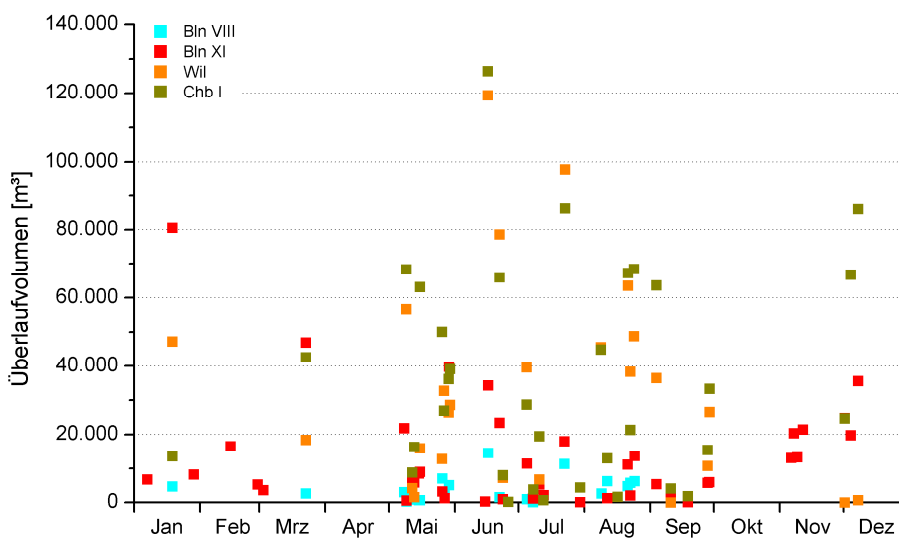


Abbildung 20: Überlaufvolumina der Entlastungsschwerpunkte in Bln VIII, Bln XI, Wil und Chb I für alle registrierten Regenereignisse mit Mischwasserüberlauf (2007)

Wie schon in Kapitel 5.1.3 anhand von Niederschlagsdaten herausgearbeitet wurde, konzentrieren sich die Regenereignisse, die einen Mischwasserüberlauf zur Folge haben, auf den Sommer. So finden im Zeitraum Mai bis September nicht nur die zahlreichsten sondern auch die größten Überlaufereignisse des Jahres statt. Die Abbildung zeigt auch, wie deutlich sich die einzelnen Einzugsgebiete hinsichtlich der entlasteten Volumina unterscheiden. Mit Ausnahme von wenigen Regenereignissen wie dem am 18.1.2007, wird an den Pumpwerken der großen Gebiete Chb I und Wil deutlich mehr Mischwasser entlastet als in Bln VIII und Bln XI.

5.2 Quantifizierung und Bewertung von Sauerstoffdefiziten

Während im vorangegangenen Abschnitt mögliche Entlastungsereignisse quantifiziert wurden, ist im folgenden Kapitel dargestellt, wo und wie häufig fischkritische Sauerstoffkonzentrationen in der Stadtspreewälder unterquert werden. Mithilfe verschiedener Bewertungsansätze wurden zunächst unabhängig von der Überlaufsituation die Zeiträume mit Sauerstoffmangel identifiziert. Anschließend wurden die Sauerstoffdefizite am Mühlendamm und in Sophienwerder - also zu Beginn und nach vollständig durchflossenem Mischwassergebiet - in Hinblick auf ihre gewässerseitigen Randbedingungen detailliert untersucht. Für den Spreebereich um die Caprivibrücke wurden Sauerstoffdefizite zwar ebenfalls quantifiziert. Auf eine ausführliche Bewertung wurde jedoch verzichtet, da die Repräsentativität der Messstelle fraglich ist. Sie befindet sich etwa 300 m unterhalb des Spreedreiecks, wo der deutlich stärker belastete Landwehrkanal in die Spree mündet. Eine ausreichende Mischung beider Ströme ist auf einer so kurzen Fließstrecke unwahrscheinlich (Fischer et al. 1979). Die Lage der Messstellen und das Berliner Fließgewässersystem sind in Abbildung 3 (Kapitel 3) dargestellt.

5.2.1 Anwendung von Immissionsrichtlinien auf die Stadtspreewälder

Die Beurteilung der akuten Auswirkungen niederschlagsbedingter Stoßbelastungen auf den Sauerstoffhaushalt wurde anhand der UPM-Richtlinie (FWR 1998), den BWK-Merkblättern M3 und M7 (BWK 2001; 2007) sowie dem Lammersen-Ansatz (1997) vorgenommen (siehe Kapitel 4.2.2). Es wurden jeweils die Gütestandards für den am ehesten mit der Spree vergleichbaren Gewässertyp auf die drei Messstellen Mühlendamm, Caprivibrücke und Sophienwerder angewandt.

Mühlendamm

An der Messstelle Mühlendamm, die sich zu Beginn der Fließstrecke durch das Mischwassergebiet befindet, wurden im Zeitraum 2000 bis 2007 zwei der neun von der UPM-Richtlinie für „marginale“ Cyprinidengewässer formulierten Dauer-Häufigkeits-Grenzwerte unterschritten (Tabelle 11). Zwar ist für kurze Belastungen (≥ 1 h) keine Unterschreitung der kritischen Sauerstoffkonzentration bei gleichzeitiger Überschreitung der tolerierten Häufigkeit feststellbar. Für mittlere und lange Belastungen wurden hingegen in jeweils einem von drei Fällen die Kriterien für Sauerstoffmangel erfüllt. So fanden Konzentrationsunterschreitungen von 2,5 mg/l für eine Dauer von ≥ 6 h und von 3 mg/l für eine Dauer von ≥ 24 h jeweils alle neun Monate statt, werden nach der UPM-Richtlinie aber höchstens einmal pro Jahr toleriert. Die für den Schutz adulter Cypriniden einzuhaltenen O_2 -Grenzwerte wurden damit für die Häufigkeitsklasse „selten“ ($T > 12$ Monate) zu häufig unterschritten.

Tabelle 11: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes am Mühlendamm nach UPM-Richtlinie (Zeitraum: 7 Jahre), »!« repräsentiert eine Unterschreitung des tolerierten Wiederkehrintervalls

Dauer / toleriertes Wiederkehrintervall T	D ≥ 1 h	D ≥ 6 h	D ≥ 24 h
1 Monat	< 3,0 mg/l n _{ges} = 13 n = 1,9/a T = 2,7 Mon.	< 3,5 mg/l n _{ges} = 10 n = 1,4/a T = 3,5 Mon.	< 4,0 mg/l n _{ges} = 8 n = 1,1/a T = 4,4 Mon.
3 Monate	< 2,5 mg/l n _{ges} = 7 n = 1,0/a T = 5,0 Mon.	< 3,0 mg/l n _{ges} = 10 n = 1,4/a T = 3,5 Mon.	< 3,5 mg/l n _{ges} = 5 n = 0,7/a T = 7,0 Mon.
12 Monate	< 2,0 mg/l n _{ges} = 1 n = 0,1/a T = 35 Mon.	< 2,5 mg/l n _{ges} = 4 n = 0,6/a T = 8,8 Mon. !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 4 n = 0,6/a T = 8,8 Mon. !

Auch die Dauer-Häufigkeits-Grenzwerte von BWK M7 wurden am Mühlendamm für die Dauerbereiche „mittel“ (1 bis 6 h) in einem und „lang“ (> 6 h) in zwei Fällen nicht eingehalten (Tabelle 12). Beispielsweise wurde eine Konzentration von 4 mg/l dreimal jährlich für länger als 6 h unterschritten. Ein solcher Zustand darf nach BWK jedoch höchstens alle zwei Jahre auftreten, damit Organismen der Tieflandgewässer vor nachteiligen Auswirkungen geschützt sind.

Tabelle 12: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes am Mühlendamm nach BWK M3/M7 (Zeitraum: 7 Jahre), »!« repräsentiert eine Überschreitung der tolerierten Häufigkeit

Dauer / tolerierte Häufigkeit n [1/a]	D < 1 h	1 h ≤ D ≤ 6 h	D > 6 h
4 ≤ n < 25	< 4,0 mg/l n _{ges} = 9 n = 1,3/a	< 4,5 mg/l n _{ges} = 20 n = 2,9/a	< 5,0 mg/l n _{ges} = 54 n = 7,7/a
0,5 ≤ n < 4	< 3,0 mg/l n _{ges} = 6 n = 0,9/a	< 4,0 mg/l n _{ges} = 27 n = 3,9/a	< 4,5 mg/l n _{ges} = 40 n = 5,7/a !
n < 0,5	< 2,5 mg/l n _{ges} = 1 n = 0,14/a	< 3,0 mg/l n _{ges} = 4 n = 0,57/a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 21 n = 3,0/a !

Bei Anwendung der von Lammersen für ein Wiederkehrintervall von sieben Jahren vorgeschlagenen Grenzwerte werden für sechs der acht Dauerstufen kritische Zustände ausgewiesen, die ein- bis dreimal jährlich auftreten (Tabelle 13). Die für Kurzzeitbelastungen (≥ 10 bzw. ≥ 30 min) kritische Konzentration von 1,5 mg/l wurde dagegen im gesamten Messzeitraum überhaupt nicht unterschritten.

Tabelle 13: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes am Mühlendamm nach Lammersen (Zeitraum: 7 Jahre), »!« repräsentiert eine Überschreitung des tolerierten Wiederkehrintervalls

Dauer / toleriertes Wiederkehrintervall T	D ≥ 10 min	D ≥ 30 min	D ≥ 1 h	D ≥ 2 h	D ≥ 6 h	D ≥ 12 h	D ≥ 18 h	D ≥ 24 h
7 Jahre	< 1,5 mg/l n _{ges} = 0 n = 0/a -	< 1,5 mg/l n _{ges} = 0 n = 0/a -	< 2,5 mg/l n _{ges} = 7 n = 1/a T = 1 a !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 11 n = 1,6/a T = 0,6 a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 21 n = 3,0/a T = 0,3 a !	< 4,5 mg/l n _{ges} = 20 n = 2,9/a T = 0,4 a !	< 4,8 mg/l n _{ges} = 17 n = 2,4/a T = 0,4 a !	< 5,0 mg/l n _{ges} = 20 n = 2,9/a T = 0,4 a !

Caprivibrücke

An der Messstelle Caprivibrücke wurden für die Sommermonate des vierjährigen Messzeitraumes (2004 bis 2007) acht der neun UPM-Kriterien für Sauerstoffmangel erfüllt (Tabelle 14). Besonders auffällig ist die starke Häufung kurzer intensiver Sauerstoffminima. Eine Unterschreitung der Sauerstoffkonzentration 2 mg O₂/l für mindestens 1 h darf nach der Richtlinie beispielsweise einmal jährlich auftreten, fand jedoch durchschnittlich alle sechs Tage statt. In den meisten Fällen erholte sich der Sauerstoffhaushalt jedoch relativ schnell. Ein längeres Absinken der Konzentration unter 3 mg O₂/l für mindestens 24 h wurde alle zwei Sommermonate beobachtet.

Tabelle 14: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes an der Caprivibrücke nach UPM-Richtlinie (Zeitraum: 4 Jahre), »!« repräsentiert eine Unterschreitung des tolerierten Wiederkehrintervalls

Dauer / toleriertes Wiederkehrintervall T	D ≥ 1 h	D ≥ 6 h	D ≥ 24 h
1 Monat	< 3,0 mg/l n _{ges} = 171 n = 43/a T = 0,12 Mon. !	< 3,5 mg/l n _{ges} = 84 n = 21/a T = 0,24 Mon. !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 20 n = 5/a T = 1,0 Mon.
3 Monate	< 2,5 mg/l n _{ges} = 131 n = 33/a T = 0,15 Mon. !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 67 n = 17/a T = 0,3 Mon. !	< 3,5 mg/l n _{ges} = 16 n = 4/a T = 1,25 Mon. !
12 Monate	< 2,0 mg/l n _{ges} = 94 n = 24/a T = 0,21 Mon. !	< 2,5 mg/l n _{ges} = 49 n = 12/a T = 0,41 Mon. !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 10 n = 2,5/a T = 2,0 Mon. !

Die Sauerstoffgrenzwerte der BWK wurden in acht von neun Fällen unterschritten (Tabelle 15). Damit ist die Unverträglichkeit der auftretenden Sauerstoffverhältnisse für den Gewässerabschnitt um die Caprivibrücke auch nach diesem Bewertungsansatz nachgewiesen. Selbst die Grenzwerte der Häufigkeitsklasse „selten“ ($n < 0,5/a$) wurden bis zu 27 Mal pro Jahr unterschritten, was eine Regeneration der Population unmöglich macht (BWK 2007).

Tabelle 15: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes an der Caprivibrücke nach BWK M3/M7 (Zeitraum: 4 Jahre), »!« repräsentiert eine Überschreitung der tolerierten Häufigkeit

Dauer / tolerierte Häufigkeit n [1/a]	D < 1 h	1 h ≤ D ≤ 6 h	D > 6 h
4 ≤ n < 25	< 4,0 mg/l n _{ges} = 59 n = 15/a	< 4,5 mg/l n _{ges} = 128 n = 32/a !	< 5,0 mg/l n _{ges} = 161 n = 40/a !
0,5 ≤ n < 4	< 3,0 mg/l n _{ges} = 54 n = 14/a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 117 n = 29/a !	< 4,5 mg/l n _{ges} = 142 n = 36/a !
n < 0,5	< 2,5 mg/l n _{ges} = 48 n = 12/a !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 108 n = 27/a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 107 n = 27/a !

Der strengste der drei Bewertungsansätze zeigt ein ähnliches Bild (Tabelle 16). Für alle von Lammersen definierten Dauerstufen wurden Grenzwertüberschreitungen, die höchstens einmal in sieben Jahren auftreten sollten, zwischen 6 und 34 Mal jährlich registriert. Besonders auffällig ist die Häufung kurzer, heftiger Belastungszustände unter 1,5 mg O₂/l, bei denen die für den Rapfen kritische Konzentration um nochmals mindestens 0,5 mg O₂/l unterschritten wurden.

Tabelle 16: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes an der Caprivibrücke nach Lammersen (Zeitraum: 4 Jahre), »!« repräsentiert eine Überschreitung des tolerierten Wiederkehrintervalls

Dauer / toleriertes Wiederkehrintervall T	D ≥ 10 min	D ≥ 30 min	D ≥ 1 h	D ≥ 2 h	D ≥ 6 h	D ≥ 12 h	D ≥ 18 h	D ≥ 24 h
7 Jahre	< 1,5 mg/l n _{ges} = 92 n = 23/a T = 0,04 a !	< 1,5 mg/l n _{ges} = 73 n = 18/a T = 0,05 a !	< 2,5 mg/l n _{ges} = 131 n = 33/a T = 0,03 a !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 134 n = 34/a T = 0,03 a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 108 n = 27/a T = 0,04 a !	< 4,5 mg/l n _{ges} = 40 n = 10/a T = 0,10 a !	< 4,8 mg/l n _{ges} = 25 n = 6/a T = 0,16 a !	< 5,0 mg/l n _{ges} = 31 n = 8/a T = 0,13 a !

Da für den Zeitraum Mitte Oktober bis Mitte April für die Caprivibrücke keine Messwerte zur Verfügung standen, konnte das Winterhalbjahr bei der Beurteilung der Sauerstoffsituation nicht berücksichtigt werden. Die Auswertung der ganzjährig genommenen Stichproben zeigt jedoch, dass in den Wintermonaten keine kritischen Sauerstoffdefizite zu erwarten sind. Alle in den Monaten Oktober bis April registrierten Werte lagen über 7 mg O₂/l. Zudem traten auch den kontinuierlichen Messwerten der ersten Oktober- und der zweiten Aprilhälfte zufolge für keine der drei Richtlinien kritische Sauerstoffbedingungen auf. Folglich kann die jährliche Häufigkeit von Sauerstoffdefiziten auf Grundlage von Sommermessungen berechnet werden, ohne dass dabei ein bedeutender Fehler gemacht wird.

Sophienwerder

Die Messstelle Sophienwerder befindet sich etwa 2,5 km hinter der letzten Berliner Mischwassereinleitestelle in die Spree kurz vor der Mündung in die Havel. Auch hier bleiben die Anforderungen an den Sauerstoffgehalt bei zwei der neun Expositions-Häufigkeits-Beziehungen nach UPM-Richtlinie unerfüllt (Tabelle 17). Im Gegensatz zur Messstelle Mühlendamm ist in Sophienwerder allerdings eine kritische Häufung der kurzen, intensiven Minima zu beobachten. Ein Absinken der Sauerstoffkonzentration auf $< 2 \text{ mg/l}$ für mindestens 1 h wurde fünfmal in acht Jahren registriert. Das sommerliche Wiederkehrintervall solcher Expositionen beträgt acht Monate und ist kürzer, als von der Richtlinie toleriert wird. Für den Rapfen kritische Expositionen wurden ebenfalls fünfmal in acht Jahren registriert. Eine vollständige Regeneration der Population ist dabei nicht möglich (Lammersen 1997).

Tabelle 17: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes in Sophienwerder nach UPM-Richtlinie (Zeitraum: 8 Jahre), »!« repräsentiert eine Unterschreitung des tolerierten Wiederkehrintervalls

Dauer / toleriertes Wiederkehrintervall T	$D \geq 1 \text{ h}$	$D \geq 6 \text{ h}$	$D \geq 24 \text{ h}$
1 Monat	$< 3,0 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 11$ $n = 1,4/a$ $T = 3,6 \text{ Mon.}$	$< 3,5 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 11$ $n = 1,4/a$ $T = 3,6 \text{ Mon.}$	$< 4,0 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 7$ $n = 0,9/a$ $T = 5,7 \text{ Mon.}$
3 Monate	$< 2,5 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 7$ $n = 0,9/a$ $T = 5,7 \text{ Mon.}$	$< 3,0 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 6$ $n = 0,75/a$ $T = 6,7 \text{ Mon.}$	$< 3,5 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 5$ $n = 0,6/a$ $T = 8,0 \text{ Mon.}$
12 Monate	$< 2,0 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 5$ $n = 0,6/a$ $T = 8,0 \text{ Mon. !}$	$< 2,5 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 5$ $n = 0,6/a$ $T = 8,0 \text{ Mon. !}$	$< 3,0 \text{ mg/l}$ $n_{\text{ges}} = 3$ $n = 0,4/a$ $T = 13,3 \text{ Mon.}$

Die Dauer-Häufigkeits-Grenzwerte von BWK M7 wurden in Sophienwerder in zwei von neun Fällen unterschritten (Tabelle 18). Langanhaltende Sauerstoffminima ($< 4 \text{ mg/l}$ für $\geq 6 \text{ h}$) fanden durchschnittlich 2,3 Mal pro Jahr statt, dürfen jedoch nach M7 höchstens alle zwei Jahre auftreten, damit sich die Populationen nach einer Schädigung erholen können.

Tabelle 18: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes in Sophienwerder nach BWK M3/M7 (Zeitraum: 8 Jahre), »!« repräsentiert eine Überschreitung der tolerierten Häufigkeit

Dauer / tolerierte Häufigkeit n [1/a]	D < 1 h	1 h ≤ D ≤ 6 h	D > 6 h
4 ≤ n < 25	< 4,0 mg/l n _{ges} = 6 n = 0,75/a	< 4,5 mg/l n _{ges} = 33 n = 4,1/a	< 5,0 mg/l n _{ges} = 66 n = 8,3/a
0,5 ≤ n < 4	< 3,0 mg/l n _{ges} = 3 n = 0,4/a	< 4,0 mg/l n _{ges} = 12 n = 1,5/a	< 4,5 mg/l n _{ges} = 30 n = 3,8/a
n < 0,5	< 2,5 mg/l n _{ges} = 2 n = 0,25/a	< 3,0 mg/l n _{ges} = 5 n = 0,6/a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 18 n = 2,3/a !

Die quasikontinuierlichen Grenzwerte des Lammersen-Ansatzes werden in Sophienwerder in allen acht Fällen unterschritten (Tabelle 19). Langanhaltende Sauerstoffdefizite (< 5 mg/l für ≥ 24 h) fanden im Mittel zweimal jährlich statt. Zweimal in acht Jahren fiel die Konzentration sogar für mindestens 30 min unter 1,5 mg/l. Beide Extremzustände fanden in kurzer Folge statt und fielen in einen fünftägigen Depressionszeitraum im Juli 2005.

Tabelle 19: Bewertung des Sauerstoffhaushaltes in Sophienwerder nach Lammersen (Zeitraum: 8 Jahre), »!« repräsentiert eine Überschreitung des tolerierten Wiederkehrintervalls

Dauer / toleriertes Wiederkehrintervall T	D ≥ 10 min	D ≥ 30 min	D ≥ 1 h	D ≥ 2 h	D ≥ 6 h	D ≥ 12 h	D ≥ 18 h	D ≥ 24 h
7 Jahre	< 1,5 mg/l n _{ges} = 2 n = 0,25/a T = 4 a !	< 1,5 mg/l n _{ges} = 2 n = 0,25/a T = 4 a !	< 2,5 mg/l n _{ges} = 7 n = 0,9/a T = 1,1 a !	< 3,0 mg/l n _{ges} = 8 n = 1/a T = 1 a !	< 4,0 mg/l n _{ges} = 18 n = 2,3/a T = 0,4 a !	< 4,5 mg/l n _{ges} = 16 n = 2/a T = 0,5 a !	< 4,8 mg/l n _{ges} = 16 n = 2/a T = 0,5 a !	< 5,0 mg/l n _{ges} = 16 n = 2/a T = 0,5 a !

5.2.2 Die untersuchten Spreabschnitte im Vergleich

Die Berliner Stadtspreeweißt an allen Messstellen und nach allen drei Bewertungsinstrumenten fischkritische Sauerstoffdefizite auf. Dabei ist zu beachten, dass bereits bei Nichterfüllung eines der acht bzw. neun Kriterien Handlungsbedarf besteht. Im Folgenden sollen die drei untersuchten Messstellen hinsichtlich Dauer, Intensität und Häufigkeit von Mangelzuständen miteinander verglichen werden.

Zunächst konnte gezeigt werden, dass kritische Sauerstoffdefizite an den Messstellen Mühlendamm und Sophienwerder in den Jahren 2000 bis 2007 ausschließlich zwischen Mai und September auftraten. Zwischen Oktober und April lag die kontinuierlich gemessene Sauerstoffkonzentration stets über dem Basis-Grenzwert von 5 mg/l, in den meisten Fällen sogar nahe der Sättigungskonzentration. Eine Konzentration von

Mangelzuständen auf einen fünfmonatigen Sommerzeitraum wird auch für die Messstelle Caprivibrücke vermutet, konnte aufgrund der winterlichen Messunterbrechung jedoch nicht verifiziert werden (siehe Kapitel 5.2.1).

Grundsätzlich ereignen sich nach Lammersen kritische Konzentrationsunterschreitungen aller Dauerstufen an der Caprivibrücke mit Abstand am häufigsten. Besonders gravierend sind die Belastungen kurzer und mittlerer Expositionsdauer. Für den Rapfen kritische Expositionen von $< 2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ über 30 min wurden im Zeitraum 2004 bis 2007 beispielsweise 30 Mal jährlich registriert. Dies entspricht einem sommerlichen Wiederkehrintervall von etwa fünf Tagen. Zudem werden kurze intensive Belastungen des Sauerstoffhaushaltes häufig von mehrtägigen Depressionszeiträumen mit Konzentrationen unter 5 mg/l eingeschlossen. Erholungsphasen mit Sauerstoffkonzentrationen über 5 mg/l für mindestens 48 h finden zwischen Mai und September nur einmal monatlich statt und sind in der Regel von kurzer Dauer (durchschnittlich 5 Tage).

An den Messstellen ober- und unterhalb der Caprivibrücke treten O_2 -Mangelzustände, insbesondere akute Kurzzeitbelastungen, deutlich seltener auf. Sauerstoffkonzentrationen $< 1,5 \text{ mg/l}$ wurden am Mühlendamm überhaupt nicht gemessen. Für den Rapfen kritische Expositionen von $< 2 \text{ mg/l}$ über 30 min traten einmal in acht Jahren auf. Ein nur leichtes aber lang andauerndes Absinken der Sauerstoffkonzentration in den kritischen Bereich ($< 5 \text{ mg/l}$ über $> 24 \text{ h}$) fand hingegen dreimal jährlich statt. Im gesamten Untersuchungszeitraum kommen fünf Depressionszeiträume vor, die länger als eine Woche dauerten.

An der Messstelle Sophienwerder treten derartige Langzeitbelastungen, bei denen mit Invertebratendrift und Fluchtverhalten von Fischen zu rechnen ist, etwas seltener auf ($n = 2/a$). Depressionszeiträume von mindestens einer Woche Länge kamen zweimal in acht Jahren vor. Andererseits wurden für den Rapfen möglicherweise letale Expositionen mit $< 2 \text{ mg/l}$ über 30 min fünfmal in acht Jahren registriert und kommen daher häufiger vor als am Mühlendamm.

Abbildung 21 zeigt die jährliche Häufigkeit von nach Lammersen kritischen Konzentrationsunterschreitungen für die verschiedenen Dauerstufen als Mittel über den gesamten Untersuchungszeitraum. Dabei werden sowohl Unterschiede in der generellen Häufigkeit als auch in der Verteilung der kritischen Sauerstoffdefizite auf die acht Dauer- und Konzentrationsstufen deutlich. Besonders auffällig ist die verhältnismäßig starke Häufung akuter Kurzzeitbelastungen mit $< 1,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ an der Caprivibrücke, die sich im direkten Einflussbereich des Landwehrkanals befindet.

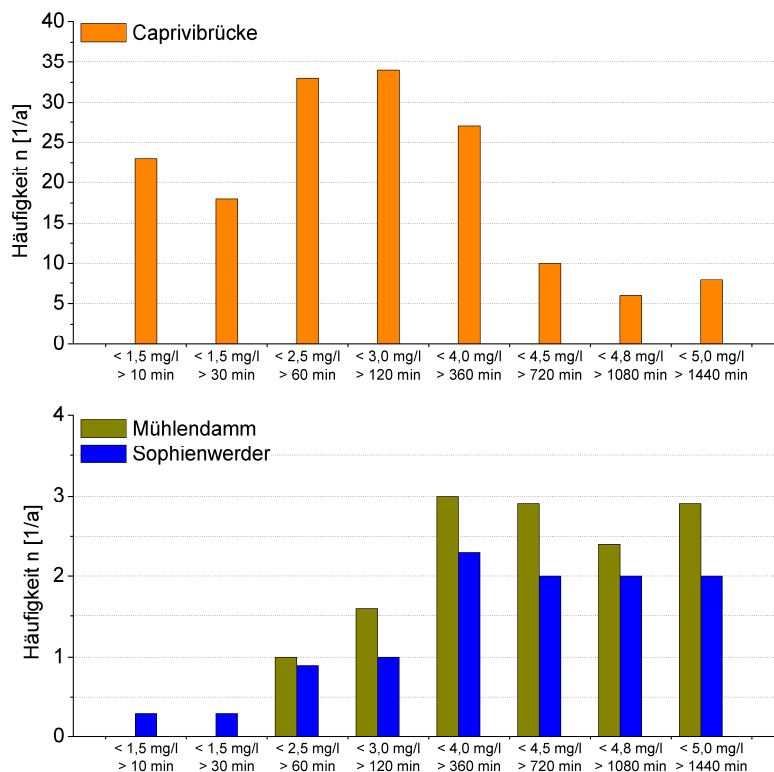


Abbildung 21: mittlere jährliche Häufigkeit kritischer Zustände nach den acht Dauerstufen des Lammersen-Ansatzes an der Caprivibrücke (obere Grafik) sowie am Mühlendamm und in Sophienwerder (untere Grafik mit angepasster Skalierung der Ordinate)

Gelegentlich kommt es an der Caprivibrücke knapp unterhalb der Mündung des Landwehrkanals sogar zu einem völligen Absinken der Sauerstoffkonzentration auf Werte unter 0,5 mg O₂/l. Derart niedrige Konzentrationen werden vorwiegend in den Nachtstunden gemessen, wenn die biogene Sauerstoffproduktion aufgrund des fehlenden Sonnenlichts abklingt und die Sauerstoffzehrung durch Respiration und biologische Abbauprozesse überwiegt. In der lichtintensiveren Mittagszeit kommen solche extremen Untersättigungen nicht vor (Abbildung 22).

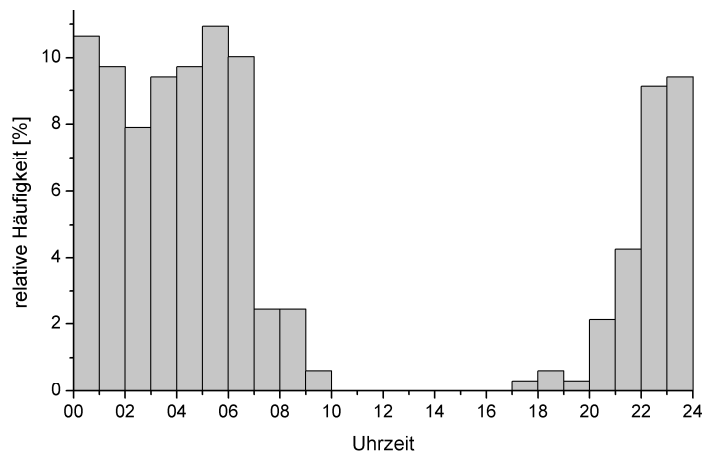


Abbildung 22: Verteilung der Messwerte < 0,5 mg O₂/l auf die verschiedenen Tageszeiten an der Caprivibrücke

Solche akuten Belastungszustände, die nur von wenigen Organismen toleriert werden (siehe Kapitel 3.2.3), traten an der Caprivibrücke zehnmal pro Jahr auf und dauerten im längsten Fall elf Stunden an (25.-26.7. 2007). In Sophienwerder fiel die Sauerstoffkonzentration in acht Jahren ein einziges Mal unter 0,5 mg O₂/l (4.7. 2005). An der Messstelle Mühlendamm wurden derart niedrige Messwerte überhaupt nicht registriert.

5.2.3 Quantifizierung von Depressionszeiträumen

Zur Quantifizierung von allgemein sauerstoffkritischen Zeiträumen eignen sich die Gütestandards von Lammersen (1997) aufgrund des einheitlich definierten Wiederkehrintervalls am besten. Dazu wurden die kritischen Zustände der einzelnen Dauerstufen, wie in Kapitel 4.2.3 beschrieben, zu insgesamt sauerstoffarmen Zeiträumen zusammengefasst. Im Folgenden wird erläutert, wie häufig Depressionszeiträume nach Lammersen in den einzelnen Jahren des Untersuchungszeitraumes vorkommen (Abbildung 23). Eine Liste aller an den drei Messstellen registrierten Sauerstoffdefizite mit ihrer Dauer sowie den gemessenen minimalen und mittleren Sauerstoffkonzentrationen befindet sich in Anhang F (Tabellen 27 bis 29). Aufgrund des nicht identischen Betrachtungszeitraumes (siehe Kapitel 4.2.1) unterliegt der Vergleich der mittleren Häufigkeiten kritischer Sauerstoffdefizite an den drei Messstellen gewissen Unsicherheiten.

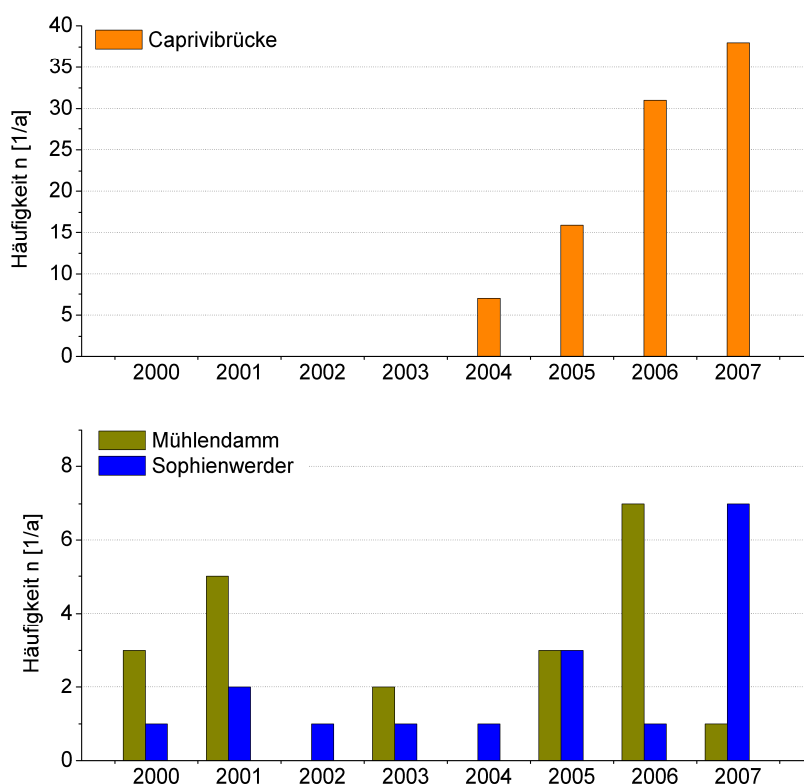


Abbildung 23: Häufigkeit kritischer Sauerstoffdefizite nach Lammersen an der Caprivibrücke (obere Grafik) sowie am Mühlendamm und in Sophienwerder (untere Grafik mit angepasster Skalierung der Ordinate); nicht berücksichtigte Jahre: 2000 bis 2003 an der Caprivibrücke und 2002 am Mühlendamm

Allgemein kritische Sauerstoffdefizite, die Fische in ihrem Verhalten einschränken oder sogar zum Tod führen können, finden im Mittel am Mühlendamm 3 Mal, an der Caprivibrücke 23 Mal und in Sophienwerder 2,3 Mal pro Jahr statt. Während die Häufigkeit von Sauerstoffdepressionen an der Messstelle Caprivibrücke in den Jahren 2004 bis 2007 stetig zunahm, ist am Mühlendamm und in Sophienwerder kein solcher Trend erkennbar. Auffällig ist jedoch, dass sich die O₂-Mangelzustände an den beiden Messstellen zum Teil sehr gegensätzlich auf die verschiedenen Jahre verteilen.

Während im Jahr 2007, in dem besonders viele kritische Regenfälle auftraten (siehe Kapitel 5.1.2), in Sophienwerder die meisten Sauerstoffdefizite des Untersuchungszeitraumes stattfanden ($n = 7$), wurden am Mühlendamm unterdurchschnittlich wenige registriert ($n = 1$). Dagegen wirkte sich das verhältnismäßig warme und trockene Jahr 2006 auf den Gewässerabschnitt am Mühlendamm besonders nachteilig aus. Hier lag die Sauerstoffkonzentration trotz der seltenen Starkregenereignisse überdurchschnittlich häufig unter dem kritischen Wert ($n = 7$), während im selben Jahr in Sophienwerder nur ein einziger Mangelzeitraum beobachtet wurde.

Aus dem Vergleich der mittleren Häufigkeiten kritischer Zustände an den Messstellen Mühlendamm und Sophienwerder kann auf eine allgemeine Erholung des Sauerstoffhaushaltes im innerstädtischen Spreeabschnitt geschlossen werden. Nichtsdestotrotz werden in Sophienwerder mitunter weitaus niedrigere Konzentrationen erreicht als am Mühlendamm (Abbildung 21), was das Schädigungspotential einzelner Defizite maßgeblich erhöht. Die Messstelle Caprivibrücke liegt nur knapp unterhalb der Mündung des stark belasteten Landwehrkanals (siehe Kapitel 3.2.4) und gibt womöglich kein repräsentatives Bild vom Zustand der Stadtspreenach nach vollständiger Vermischung beider Ströme. Von einer detaillierten Interpretation der dort gewonnenen Resultate wird daher im Folgenden abgesehen.

5.2.4 Beurteilung der Grundbelastung

Im vorigen Abschnitt konnte gezeigt werden, dass Sauerstoffdefizite an der nur wenig mischwasserbeeinflussten Messstelle Mühlendamm häufiger vorkommen als nach vollständig durchflossenem Mischwassergebiet in Sophienwerder. Die Beobachtungen werfen die Frage auf, ob fischkritische Sauerstoffdefizite möglicherweise nicht nur durch Mischwassereinleitungen ausgelöst werden, sondern auch in Folge einer erhöhten Grundbelastung auftreten können. Dazu wurde mithilfe des t-Tests geprüft, ob sich die Wassertemperatur, die Sauerstoffkonzentration, die O₂-Standardabweichung oder der Abfluss im Vorfeld eines sauerstoffkritischen Zeitraumes signifikant vom Normalzustand des jeweiligen Monats unterscheiden. Das methodische Vorgehen wurde in Kapitel 4.2.4 eingehend erläutert. Im Folgenden werden die Ergebnisse der statistischen Tests für die Stationen Mühlendamm und Sophienwerder, die im Mittelpunkt der Untersuchung standen, vorgestellt.

Die Box-Plots in den Abbildungen 24 bis 27 zeigen Mittelwert, Median, Minimum, Maximum sowie den Quartilabstand aller Tageswerte eines Monats und geben ein Bild von der jeweils typischen Gewässersituation. In jede Messwertverteilung sind die

Mittelwerte der zwei Tage vor einem kritischen Sauerstoffdefizit eingetragen, die die Vorbelastung der Stadtspreewasser repräsentieren. Die verwendeten statistischen Kenngrößen und die grafische Darstellung von Datenverteilungen als Box-Plot sind in Anhang A erläutert. Die Berechnungsergebnisse von F- und t-Test sind in Anhang G zu finden. Der F-Test wurde im Rahmen dieser Arbeit jedoch lediglich als Hilfsmittel für die t-Wert-Berechnung verwendet und steht nicht im Mittelpunkt der Diskussion.

Vorab sei darauf hingewiesen, dass die statistische Untersuchung stets für die Gesamtheit der kritischen Sauerstoffdefizite eines Monats durchgeführt wurde. Daher können einzelne Ereignisse unter Umständen auch dann einer erhöhten Grundbelastung unterliegen, wenn sich die Mittelwerte beider Stichprobenmengen nicht signifikant unterscheiden.

Die Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wurde aus zwei Gründen als potenzieller Einflussfaktor von Sauerstoffdefiziten untersucht. Einerseits verschlechtert eine erhöhte Wassertemperatur die Löslichkeit von Sauerstoff (Weiss 1970). Andererseits erhöht sich bei zunehmender Temperatur die biologische Aktivität, respektive die Sauerstoffzehrungsrate im Gewässer (Kalff 2003). Abbildung 24 zeigt die Werteverteilung der Wassertemperatur am Mühlendamm und in Sophienwerder für alle Monate eines Jahres (Box-Plot) sowie die vor kritischen Sauerstoffdefiziten gemessenen Werte (schwarze Messpunkte).

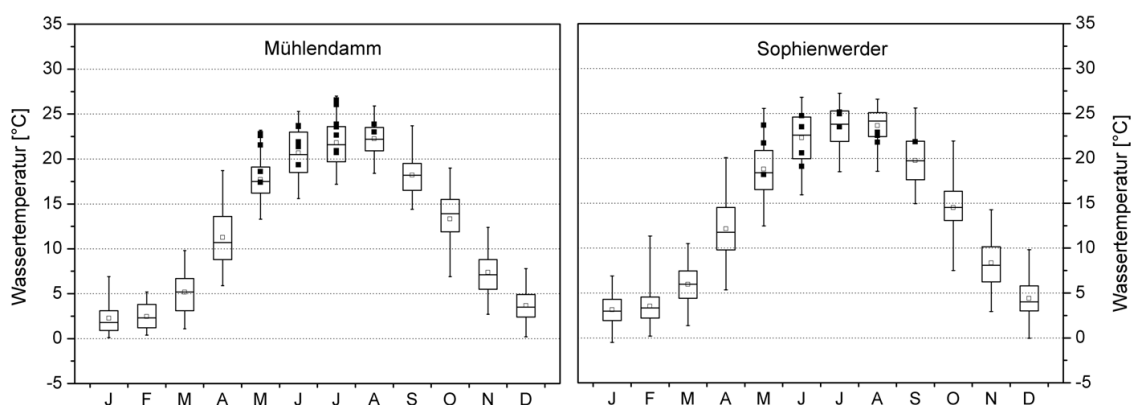


Abbildung 24: monatliche Verteilung der Wassertemperatur im Tagesmittel (Box-Plots) und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte (Messpunkte)

Es konnte gezeigt werden, dass am Mühlendamm fischkritische Sauerstoffkonzentrationen vorwiegend dann gemessen werden, wenn das Spreewasser überdurchschnittlich warm ist. In den Monaten Mai bis Juli waren die Temperaturen der zwei Tage vor einem kritischen Sauerstoffdefizit signifikant höher als das jeweilige Monatsmittel. Die Mittelwertsdifferenz beider Gruppen beträgt dabei durchschnittlich 2,7°C. Auch vor den Sauerstoffdefiziten im August, bei denen das Signifikanzniveau für

einen Mittelwertsunterschied nicht überschritten wurde, war das Wasser etwa 1,3°C wärmer als im Monatsmittel.

An der Messstelle Sophienwerder kurz vor der Mündung der Spree in die Havel konnte dagegen für keinen Monat eine signifikant erhöhte Temperatur vor kritischen Sauerstoffdefiziten festgestellt werden. Im Juni und August liegt das Mittel der Testwerte sogar unter dem der Grundgesamtheit. Die Sauerstoffmangelzustände in Sophienwerder stehen also in keinem direkten Zusammenhang mit einer erhöhten Wassertemperatur.

Die Sauerstoffkonzentration

Der Sauerstoffgehalt vor kritischen Sauerstoffdefiziten wurde aus naheliegenden Gründen ebenfalls untersucht. Tiefe, aber noch unkritische Sauerstoffkonzentrationen weisen auf eine allgemeine Vorbelastung des Sauerstoffhaushaltes hin und können ein weiteres Absinken in den fischkritischen Konzentrationsbereich begünstigen. Abbildung 25 zeigt für beide Messstellen die monatliche Verteilung des Sauerstofftagesmittels sowie die Messwerte, die die Vorbelastung repräsentieren (schwarze Kästchen).

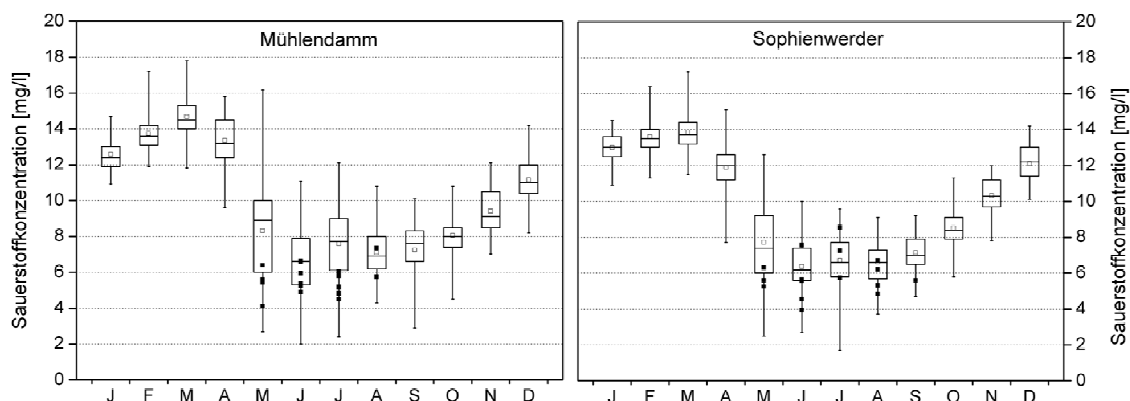


Abbildung 25: monatliche Verteilung der Sauerstoffkonzentration im Tagesmittel (Box-Plots) und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte (Messpunkte)

Die Untersuchungen zeigen, dass Sauerstoffdefizite im nur geringfügig durch Mischwassereinleitungen beeinflussten Spreeabschnitt um den Mühlendamm häufig in Folge eines signifikant niedrigeren O_2 -Ausgangsniveaus stattfinden. Von Mai bis Juli betrug die Sauerstoffkonzentration an Tagen vor fischkritischen Depressionszeiträumen im Mittel 5,5 mg O_2/l und lag damit deutlich unter dem Durchschnittswert von 8,2 mg O_2/l . Die von Lammersen definierten Grenzwerte wurden also am Mühlendamm in erster Linie dann unterschritten, wenn die Sauerstoffkonzentration bereits an den Tagen vor dem eigentlichen Defizit nur knapp über dem Basis-Grenzwert von 5 mg O_2/l lag. Bei einem derart niedrigen Ausgangsniveau könnten fischkritische Sauerstoffdefizite allein aufgrund des gewässertypischen Tagesgangs auftreten.

In Sophienwerder konnte lediglich für den Monat Juni ein signifikanter Unterschied zwischen der Sauerstoffkonzentration vor kritischen Defiziten und der Grundgesamtheit

festgestellt werden. Im Juli lag der Mittelwert der Testwerte sogar höher als der der Grundgesamtheit. Ein Zusammenhang zwischen einem besonders niedrigen O_2 -Grundniveau und dem Auftreten kritischer Sauerstoffdefizite konnte für Sophienwerder demzufolge nur in Einzelfällen festgestellt werden.

Die O_2 -Standardabweichung eines Tages

Eine hohe O_2 -Standardabweichung (als Maß für die Streuung der Werte eines Tages) weist auf eine allgemein erhöhte Biomasseproduktivität und eine starke nächtliche Sauerstoffzehrung durch den Abbau organischen Materials hin (Schwoerbel 1999). Die Sauerstoffkonzentration fällt dabei während der Nachtstunden ab, erholt sich jedoch tagsüber aufgrund einsetzender Photosynthese wieder. Kommt es nun bei abnehmender Lichtintensität, z.B. an bewölkten Tagen, zu einem plötzlichen Ausbleiben der pflanzlichen Sauerstoffproduktion, können auch ohne stoßartige Einleitungen aus der Mischwasserkanalisation langanhaltende Sauerstoffuntersättigungen auftreten. Entsprechend wurde die O_2 -Standardabweichung ebenfalls als Einflussfaktor von Sauerstoffdefiziten untersucht. Abbildung 26 zeigt die Werteverteilung für die einzelnen Monate und die Messwerte der zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit.

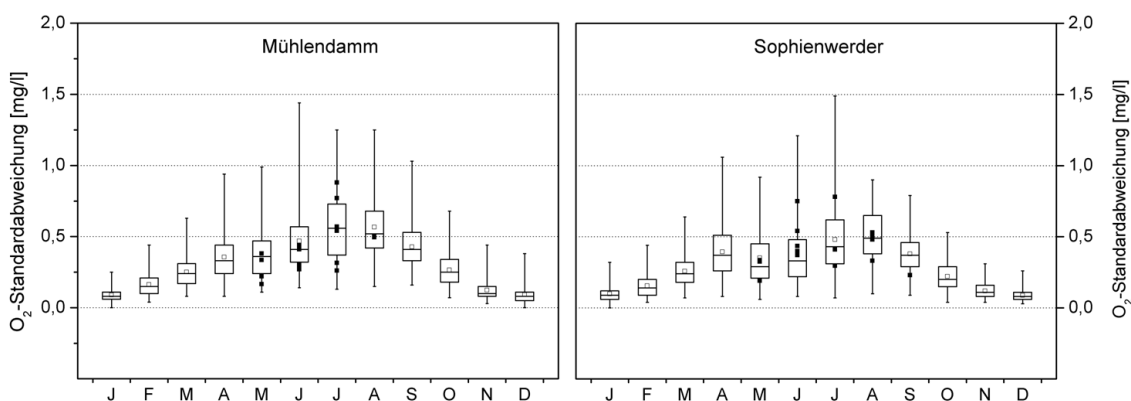


Abbildung 26: monatliche Verteilung der O_2 -Standardabweichung eines Tages (Box-Plots) und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte (Messpunkte)

Bezüglich der Streuung der Sauerstoffkonzentration eines Tages gab der t-Test für keine der beiden Messstellen einen Hinweis auf eine erhöhte Grundbelastung vor Perioden mit kritischen Sauerstoffkonzentrationen. Weder am Mühlendamm noch in Sophienwerder ist die tägliche O_2 -Standardabweichung im Vorfeld von kritischen Defiziten signifikant größer als an Tagen mit unbelastetem Sauerstoffhaushalt. Demzufolge lässt sich zwar nicht von einer erhöhten Vorbelastung sprechen. Dennoch weist die monatliche Verteilung der O_2 -Standardabweichung mit sommerlichen Werten von bis zu 1,5 mg/l an beiden Messstellen auf einen ausgeprägten O_2 -Tagesgang während der warmen Jahreszeit hin. Besonders stark sind die Tag-Nacht-Schwankungen an der Messstelle Mühlendamm. Dort beträgt die O_2 -Standardabweichung im Mittel der Monate Mai bis September 0,48 mg/l und liegt damit über dem entsprechenden Mittelwert Sophienwerders von 0,42 mg/l.

Der mittlere Abfluss

Geringe Abflüsse können sich auf zwei Arten nachteilig auf den Sauerstoffhaushalt auswirken. Zum einen ist in schwach durchflossenen Gewässern der physikalische Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre deutlich reduziert (Lindner et al. 1987). Zum anderen begünstigen geringe Abflüsse die Sedimentation von Algen und anderen partikulären oder kolloidal gelösten Stoffen und können zu einer Verschlammung der Gewässersohle führen. Der Abbau des sedimentierten Materials kann einen beträchtlichen Anteil an der mikrobiellen Sauerstoffzehrung im Gewässer haben (Schwoerbel 1999). Abbildung 27 zeigt die mittleren Abflussverhältnisse der Jahre 2000 bis 2007 an beiden Messstellen und die Messwerte vor Sauerstoffdefiziten.

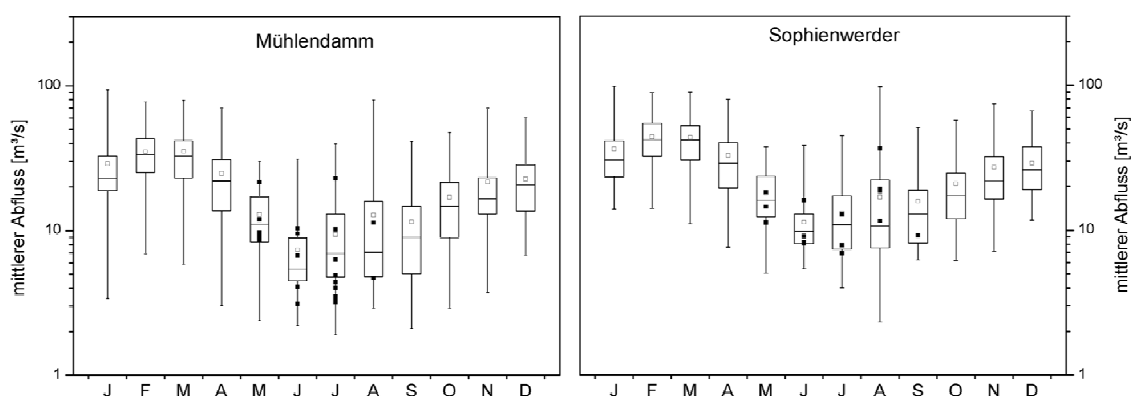


Abbildung 27: monatliche Verteilung der Abflüsse im Tagesmittel (Box-Plots) und die über zwei Tage vor einem Sauerstoffdefizit gemittelten Werte (Messpunkte); logarithmierte Darstellung

Zwar gab der t-Test für keine der beiden Messstellen einen Hinweis auf signifikant reduzierte Abflüsse vor Perioden mit kritischen Sauerstoffdefiziten. Dennoch konnten zwei Dinge gezeigt werden: Zum einen führt die Spree am Mühlendamm ganzjährig weniger Wasser als in Sophienwerder, was im Wesentlichen auf den vorübergehenden Abzweig des Landwehrkanals zurückzuführen ist. In Anbetracht des deutlich größeren Fließquerschnittes, der die Spree am Mühlendamm zusätzlich verlangsamt (Köhler et al. 2002), wirken sich die hydraulischen Verhältnisse dort besonders ungünstig auf den lokalen Sauerstoffhaushalt aus.

Weiterhin fällt trotz des nicht signifikanten Unterschiedes der Testgruppen „Vorbelastung“ und „Normalzustand“ auf, dass am Mühlendamm der Abfluss vor einzelnen Sauerstoffdefiziten deutlich vom Mittelwert abweicht. So traten während einer Periode mit ausgesprochenem Niedrigwasser im Juni und Juli 2006 ($Q < 5 \text{ m}^3/\text{s}$) sechs Zeiträume mit fischkritischen Sauerstoffkonzentrationen in dichter Folge auf. Eine derart starke Häufung von O_2 -Depressionszeiträumen während Niedrigwasserperioden konnte in Sophienwerder nicht beobachtet werden.

Organische Hintergrundbelastung der Stadtspre

Im vorangegangenen Abschnitt ist untersucht worden, ob fischkritische Sauerstoffdefizite vorwiegend in Perioden mit besonders hohen Wassertemperaturen, allgemein niedrigen Sauerstoffkonzentrationen, starken O₂-Schwankungen oder niedrigen Abflüssen auftreten. Ergänzend wurde weiterhin auf stichprobenartige Untersuchungen des biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅) und des Pflanzenpigments Chlorophyll a zurückgegriffen, die ein Bild von der organischen Belastung und der Algenbiomasse in der Stadtspre geben. Zwar ist aufgrund des geringen Datenumfangs keine Beurteilung einzelner Ereignisse möglich, es können aber Rückschlüsse auf die allgemeine Hintergrundbelastung gezogen werden.

Der Flussabschnitt um den Mühlendamm weist von Mai bis Dezember eine gegenüber Sophienwerder deutlich erhöhte Konzentration an Chlorophyll a auf. Im Hochsommer werden dort mittlere Konzentrationen von 90 µg Chl a/l gemessen. In Sophienwerder sind sie mit etwa 55 µg Chl a/l deutlich geringer (Abbildung 28).

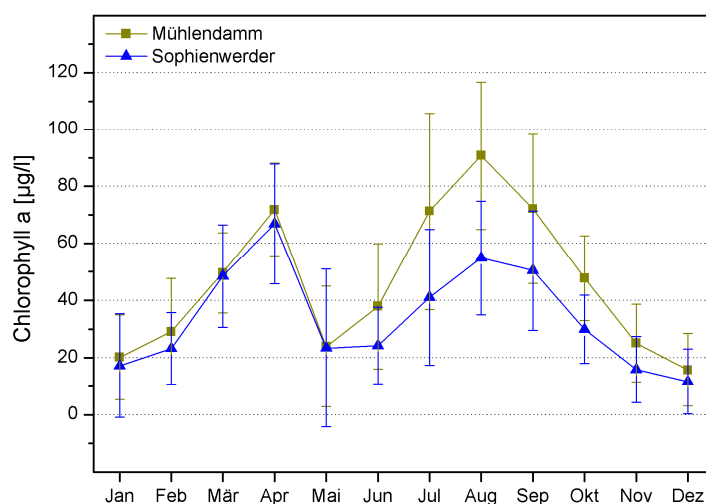


Abbildung 28: mittlere Konzentration von Chlorophyll a mit Standardabweichung am Mühlendamm und in Sophienwerder (8-18 Stichproben pro Monat, Zeitraum: 2000 bis 2007)

Als Maß für die lebende Algenbiomasse weist eine hohe Chlorophyll-(a)-Konzentration zwar einerseits auf eine intensive photosynthetische Sauerstoffproduktion am Tage hin. Andererseits werden während der nächtlichen Respirationsphase vor allem durch das Phytoplankton große Mengen Sauerstoff verbraucht.

Daneben kann absinkendes Phytoplankton insbesondere bei hohen sommerlichen Wassertemperaturen zu intensiven Abbauprozessen mit entsprechender Sauerstoffzehrung aus dem Sediment führen (Schwoerbel 1999). Vor allem aus den flachen, nährstoffreichen Seen des Dahmegebietes werden im Sommer hohe Algenfrachten in die Spree eingetragen (Köhler et al. 2002), die bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten bereits nach kurzer Zeit zurückgehalten werden könnten. Der teilweise aufgestaute Spreeabschnitt Mühlendamm ist davon möglicherweise besonders betroffen.

Während mit dem Parameter Chlorophyll a lediglich aktive Algenpigmente erfasst werden, ist der BSB_5 ein Maß für die gesamte organische Belastung und schließt auch tote Biomasse mit ein. Insbesondere in den Monaten Juni bis September zeigt die Spree am Mühlendamm eine allgemein höhere BSB_5 -Belastung als in Sophienwerder (Abbildung 29). Besonders hohe Konzentrationen werden im April gemessen, wo die Hälfte aller gemessenen Werte über 6 mg/l liegen. Die Größen BSB_5 und Chlorophyll a sind eng miteinander verknüpft und zeigen, wie erwartet, ähnliche Jahresgänge mit je einem Maximum im Frühjahr (April) und im Sommer (August) sowie einen deutlichen Konzentrationsabfall im Mai (Klarwasserphase).

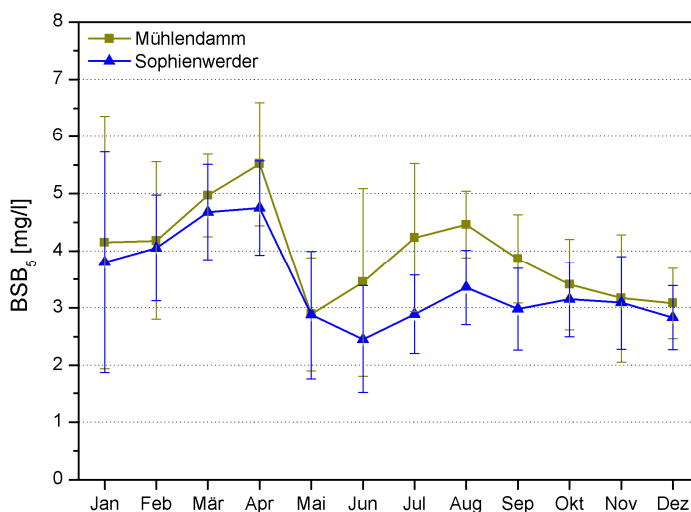


Abbildung 29: mittlere BSB_5 -Belastung mit Standardabweichung am Mühlendamm und in Sophienwerder (6-17 Stichproben pro Monat, Zeitraum: 2000 bis 2007)

Die Beobachtungen zeigen, dass die sommerliche Hintergrundbelastung durch sauerstoffzehrende, organische Stoffe zu Beginn der Fließstrecke durch das Mischwassergebiet allgemein höher ist als an der Spreemündung. Eine entscheidende Rolle spielen dabei möglicherweise der Müggelsee und die seeartigen Erweiterungen der Dahme, die sich auf die nächstgelegene Spreemesststelle am Mühlendamm in besonderer Weise auswirken. Bis zur Spreemündung in Sophienwerder tritt dann eine allgemeine Reduzierung der organischen Belastung ein. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass der Einfluss stoßartiger Einträge aus der Mischkanalisation die Hintergrundbelastung um ein Vielfaches übersteigen kann und durch die monatlichen Stichprobenmessungen keineswegs wiedergegeben wird.

Vergleich mit stromaufwärts gelegenen Messstellen

Die im Rahmen dieser Arbeit gemachten Untersuchungen der Messstelle Rahnsdorf (siehe Abbildung 3) zeigen, dass der Sauerstoffhaushalt der Spree bereits vor Durchfluss des Stadtgebietes erheblich belastet ist. Nach Lammersen kritische Sauerstoffdefizite finden dort mit einer mittleren Häufigkeit von $n = 7,25/a$ statt, also wesentlich häufiger als am Mühlendamm ($n = 3$) und in Sophienwerder ($n = 2,3/a$). In

Schmöckwitz an der Dahme oberhalb des Langen Sees (siehe Abbildung 3) kommen Sauerstoffdefizite mit $n = 0,25/a$ zwar deutlich seltener vor. Allerdings muss aufgrund intensiver Algenproduktion im Langen See mit einer deutlichen Verschlechterung des Sauerstoffhaushaltes bis zur Mündung der Dahme in die Spree gerechnet werden (Köhler et al. 2002). Aus den Beobachtungen ist zu schließen, dass ein Großteil der Belastung in die Stadtspreet hineingetragen wird und die Sauerstoffdefizite am Mühlendamm in hohem Maße von den Bedingungen in Müggelspreet und Dahme abhängen.

5.3 Der Mischwassereinfluss auf Sauerstoffdefizite

5.3.1 Vorbetrachtungen

Im vorangehenden Abschnitt 5.2 wurde erarbeitet, wie häufig kritische Sauerstoffdefizite in verschiedenen Spreeabschnitten vorkommen und unter welchen gewässerseitigen Randbedingungen sie allgemein auftreten. Im Folgenden soll nun ein Abgleich mit den in Kapitel 5.1 gewonnenen Erkenntnissen zur Niederschlags- und Entlastungssituation der Jahre 2000 bis 2007 vorgenommen werden. Im Mittelpunkt der Betrachtungen steht die Frage, wie viele Sauerstoffmangelsituationen tatsächlich durch Mischwasserentlastungen ausgelöst werden. Dazu wurde jeder Depressionszeitraum, in dem nach Lammersen (1997) mit einer Schädigung der Biozönose zu rechnen ist, auf verschiedene Mischwasserindikatoren untersucht. Ein direkter Zusammenhang zwischen einem Sauerstoffdefizit und einem Entlastungsereignis wird als bestätigt betrachtet, wenn zwei der drei folgenden Kriterien erfüllt sind:

- In den drei Tagen vor einem Sauerstoffdefizit wurde am Regenschreiber Bln IX oder Nkn I die ermittelte kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.} = 4,7$ mm überschritten, die in den sensitivsten Mischwassergebieten einen Überlauf erwarten lässt.
- Im Vorfeld eines Sauerstoffdefizits wurde in der Spree ein Abfall der elektrischen Leitfähigkeit beobachtet, der auf die Einleitung von Mischwasser hinweist, welches aufgrund des hohen Regenwasseranteils zumindest zeitweise einen deutlich niedrigeren Salzgehalt aufweist als die Stadtspreet.
- Im Vorfeld eines Sauerstoffdefizits kam es zu einem kurzfristigen Absinken der Wassertemperatur, die möglicherweise durch die Einleitung von Mischwasser ausgelöst wurde, welches im Sommerhalbjahr meist kühler als die langsam fließenden Stadtspreet ist.

Abbildung 30 veranschaulicht, wie sich ein Starkregen, der über ganz Berlin große Mengen an Niederschlag brachte (45 mm an den Regenschreibern Bln IX und Nkn I), auf die physikalischen Gewässerparameter der deutlich mischwasserbeeinflussten Messstelle Sophienwerder auswirkt. Die elektrische Leitfähigkeit nimmt in kurzer Zeit von 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf etwa 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab. Außerdem kühlt sich das Spreewasser von einer Ausgangstemperatur um 25°C um etwa 2°C ab.

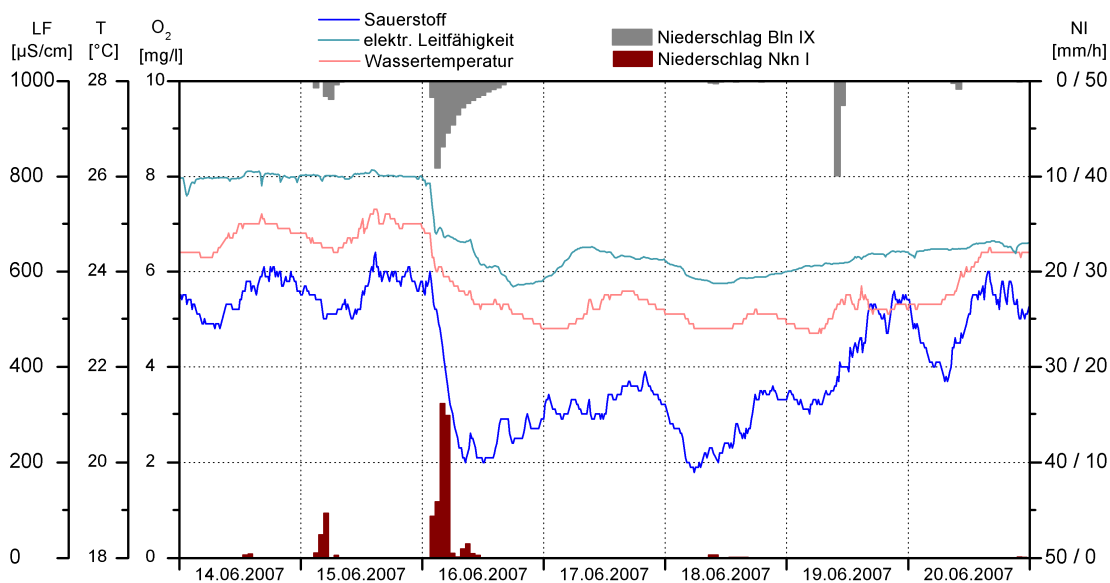


Abbildung 30: Sauerstoffkonzentration, elektrische Leitfähigkeit und Wassertemperatur in Sophienwerder während eines Starkregens in Höhe von 45 mm am 16.6.2007

Die beschriebene Analyse wurde für die Messstellen Mühlendamm zu Beginn der Fließstrecke durch das Mischwassergebiet und Sophienwerder etwa 2,5 km unterhalb der letzten Mischwassereinleitung in die Spree durchgeführt. Auf eine detaillierte Untersuchung der Messstelle Caprivibrücke wurde verzichtet, da sie womöglich in erster Linie vom stark belasteten Landwehrkanal beeinflusst wird (siehe Kapitel 3.2.4).

5.3.2 Quantifizierung der mischwasserbeeinflussten Sauerstoffdefizite

Der Mischwassereinfluss am Mühlendamm

An der Messstelle Mühlendamm fanden innerhalb von sieben Jahren (2000 bis 2007, außer 2002) 21 kritische Sauerstoffdefizite statt. Nach Prüfung der oben beschriebenen Kriterien stehen acht der 21 Depressionszeiträume in Verbindung mit Mischwassereinleitungen (Tabelle 20).

Sechs der acht durch Mischwasser ausgelösten Sauerstoffdefizite fanden in Folge relativ kleiner Niederschlagsereignisse statt ($N < 10$ mm). Von den 20 im Untersuchungszeitraum registrierten, sehr starken Sommerniederschlägen mit $N > 20$ mm wirkte sich nur ein einziges in einem kritischen Abfall der Sauerstoffkonzentration aus (8.7.2005). Demzufolge ist die Niederschlagshöhe nicht maßgebend dafür, ob sich ein Mischwasserüberlauf am Mühlendamm in einem Sauerstoffabfall auswirkt oder nicht.

Zum Teil überlagern sich an der Mühlendammschleuse die Effekte der Mischwassereinleitungen mit denen einer erhöhten Grundbelastung. So traten die mischwasserbeeinflussten Sauerstoffdefizite vom 18.5.2000 und vom 16.7.2001 in Folge eines ausgesprochen niedrigen Sauerstoffgrundniveaus zwischen 5,0 und 5,5 mg O₂/l auf und können nicht allein auf Kanalisationsentlastungen zurückgeführt werden.

Tabelle 20: Sauerstoffdefizite und ihre Randbedingungen am Mühlendamm; die aufgeführten Niederschlagshöhen wurden am Regenschreiber Bln IX gemessen; die Gewässerausgangssituation bezieht sich auf das Mittel der zwei dem Ereignis vorangegangenen Kalendertage; zwei kritische Niederschläge konnten nicht als Überlaufereignis verifiziert werden *

Sauerstoffdefizit			Mischwasserindikatoren				Gewässerausgangssituation		
Beginn	Dauer _{eff} [h]	O _{2, min} [mg/l]	N [mm]	Leitf.- abfall	Temp.- abfall	MW- Einfluss?	T [°C]	O ₂ -Konz. [mg/l]	Q [m³/s]
18.5.00 0:45	15	3,6	8,9	+	+	ja	22,8	5,5	9,2
20.5.00 0:00	208	2,3							
6.6.00 10:15	31	4	7,8	+	-	ja	21,4	6,6	10,3
22.6.01 3:45	66	2,9	-	-	-	nein	19,4	5,3	9,5
8.7.01 0:15	102	2	-	-	-	nein	23,9	6,1	4,9
16.7.01 3:00	76	3,8	9,4	+	+	ja	22,7	5,2	10,2
19.7.01 22:30	53	3,6							
5.8.01 19:15	49	3,2	-	-	-	nein	23,9	5,8	4,7
22.5.03 1:00	171	3,3	-	-	-	nein	17,4	5,6	21,6
2.6.03 0:30	232	2,1	-	-	-	nein	21,9	5,4	6,7
30.5.05 8:15	245	1,6	9,0	+	+	ja	21,6	6,4	11,9
1.7.05 12:15	34	3,5	15,5 *	-	-	nein	23,6	6,0	4,4
8.7.05 0:00	60	4,1	43,6	+	+	ja	20,9	5,2	22,9
18.5.06 0:45	128	4	-	-	-	nein	18,6	5,6	8,6
17.6.06 3:00	189	2,9	6,6 *	-	-	nein	23,7	6,0	4,1
26.6.06 18:30	88	3,5	-	-	-	nein	23,6	4,9	3,1
13.7.06 19:00	65	2,8	-	-	-	nein	-	-	3,2
21.7.06 0:30	28	3,4	-	-	-	nein	26,1	5,8	3,5
23.7.06 0:45	38	2,9	-	-	-	nein	26,6	4,9	3,4
31.7.06 1:15	28	3,5	-	-	-	nein	26,6	4,8	4,0
11.8.07 23:15	36	3,6	16,8	+	+	ja	23,0	7,4	11,3

Den acht mischwasserbeeinflussten Sauerstoffdefiziten im Bereich des Mühlendamms stehen 13 Depressionszeiträume gegenüber, bei denen kein direkter Zusammenhang zu einer Mischwasserentlastung festgestellt werden kann. In zwei dieser Fälle geht dem Sauerstoffabfall zwar ein Starkregen in Höhe von 15,5 mm (1.7.2005) bzw. 6,6 mm (17.6.2006) voraus, ein etwaiger Mischwassereinfluss kann aufgrund der konstanten elektrischen Leitfähigkeit jedoch nicht bestätigt werden. In einem Fall konnte der Anfangszeitpunkt des Sauerstoffdefizits aufgrund einer mehrtägigen Messunterbrechung vom 6. bis zum 13.7.2006 nicht eindeutig festgestellt werden. Daher ist unklar ob das Sauerstoffdefizit nicht doch durch einen Starkregen ausgelöst wurde.

Die Auswertungen (siehe Tabelle 20) bestätigen die Resultate aus Kapitel 5.2.4, wonach Sauerstoffdepressionen am Mühlendamm stark von der Grundbelastung der Stadtspreewasser beeinflusst sind. So traten neun Depressionszeiträume in Folge stark reduzierter Abflüsse unter 5 m³/s auf. Die sich im Juli 2006 häufenden Grenzwertüberschreitungen fanden außerdem in Zeiten sehr hoher Wassertemperaturen von über 26°C statt, bei denen der Sauerstoffhaushalt der Spree durch erhöhte Zehrungsraten und eine herabgesetzte O₂-Löslichkeit stark belastet ist.

Der Mischwassereinfluss in Sophienwerder

An der Messstelle Sophienwerder wurden innerhalb von acht Jahren (2000 bis 2007) 17 Zeiträume registriert, in denen die Güteanforderungen von Lammersen (1997) nicht erfüllt wurden. Wie die in Kapitel 5.3.1 definierten Indikatoren bestätigten, traten 15 dieser 17 Sauerstoffdefizite in direkter Folge von Mischwasserentlastungen auf (Tabelle 21). Davon wurden elf durch überdurchschnittlich heftige Niederschläge mit $N > 20$ mm ausgelöst. Mindestens jeder zweite Sommerniederschlag dieser Höhe führt demzufolge zu einer Schädigung der Biozönose, wenn die Gütestandards von Lammersen (1997) zugrunde gelegt werden.

Von den sechs sommerlichen Extremereignissen mit $N > 40$ mm hatten sogar fünf einen unmittelbaren kritischen Konzentrationsabfall zur Folge. Die Wahrscheinlichkeit, dass es im Mündungsbereich der Spree zu einer fischkritischen Sauerstoffuntersättigung kommt, ist demzufolge umso größer, je stärker ein Niederschlag ausfällt. Auf die Länge eines Depressionszeitraumes oder die Stärke des Konzentrationsabfalls hat die Niederschlagshöhe hingegen keinen nachweisbaren Einfluss (Tabelle 21).

Tabelle 21: Sauerstoffdefizite und ihre Randbedingungen in Sophienwerder; die aufgeführten Niederschlagshöhen wurden am Regenschreiber Bln IX gemessen; die Gewässerausgangssituation bezieht sich auf das Mittel der zwei dem Ereignis vorangegangenen Kalendertage; zwei kritische Niederschläge konnten nicht als Überlaufereignis verifiziert werden *

Sauerstoffdefizit			Mischwasserindikatoren				Gewässerausgangssituation		
Beginn	Dauer _{eff} [h]	O _{2, min} [mg/l]	N [mm]	Leitf.- abfall	Temp.- abfall	MW- Einfluss?	T [°C]	O ₂ -Konz. [mg/l]	Q [m³/s]
20.5.00 1:15	35	4,3	8,9 *	-	-	nein	23,7	5,6	11,2
18.6.01 3:15	29	4,1	48,8	+	-	ja	19,1	7,6	16,1
8.7.01 21:30	56	4,3	6,4 *	-	-	nein	25,0	5,8	6,9
12.8.02 18:30	38	3	68,7	+	+	ja	22,9	6,2	18,6
12.9.03 0:00	30	4,2	15,6	+	+	ja	21,9	5,6	9,2
12.6.04 1:15	12	3	11,5	+	+	ja	20,6	5,7	9,1
30.5.05 7:30	188	2,6	9,0	+	+	ja	-	-	18,3
8.6.05 1:30	65	3,2	18,0	+	+	ja	19,1	4,0	8,1
2.7.05 16:00	128	0,4	58,7	+	+	ja	23,5	7,3	7,9
8.7.06 3:00	82	2,1	71,1	+	+	ja	25,2	8,6	12,8
8.5.07 3:00	54	3,2	22,1	+	+	ja	18,2	5,3	11,3
26.5.07 6:15	289	1,6	39,3	+	+	ja	21,7	6,3	14,5
16.6.07 3:15	96	1,8	44,7	+	+	ja	24,8	5,6	9,1
21.6.07 1:15	92	2,4	36,3	+	+	ja	23,5	4,6	8,2
10.8.07 0:15	161	3,1	26,5	+	-	ja	22,6	6,7	19,3
21.8.07 10:15	42	3,7	25,2	+	+	ja	22,6	5,3	11,6
23.8.07 22:15	26	4,2	44,0	+	+	ja	21,8	4,9	36,6

In zwei Fällen kann der Sauerstoffmangel in Sophienwerder nicht eindeutig auf Mischwasserentlastungen zurückgeführt werden. Zwar gingen auch den Depressionszeiträumen im Mai 2000 und im Juli 2001 kritische Niederschläge in Höhe von 8,9 mm und 6,4 mm voraus. Ein Abfall der elektrischen Leitfähigkeit oder der Wasser-

temperatur wurde jedoch nicht verzeichnet. Stattdessen wurden an den zwei Tagen vor dem jeweiligen Sauerstoffdefizit verhältnismäßig hohe Temperaturen von 23,7 bzw. 25,0°C und Ausgangskonzentrationen unter 6 mg O₂/l gemessen, die auf eine allgemein erhöhte Grundbelastung hinweisen (siehe Tabelle 21).

Die nicht nachweislich durch Mischwasser beeinflussten Sauerstoffdefizite waren mit Minimumkonzentrationen von 4,3 mg O₂/l in beiden Fällen relativ mild. Mit akuten irreversiblen Schäden oder dem Tod von Organismen ist bei Kurzzeitbelastungen unter 2 mg O₂/l zu rechnen (siehe Kapitel 2.7.1). Derart niedrige Sauerstoffgehalte wurden in Sophienwerder ausschließlich nach Mischwasserentlastungen beobachtet.

Die Sauerstoffdefizite und Mischwasserüberläufe der Jahre 2006 und 2007

Um zu veranschaulichen, unter welchen Randbedingungen Sauerstoffdefizite in der Stadtspreetie vorwiegend auftreten, werden die Sommerzeiträume 2006 und 2007 im Folgenden ausführlich diskutiert. Im Mittelpunkt der Betrachtung stehen wiederum die Gewässerabschnitte Mühlendamm und Sophienwerder, zwischen denen in den beiden Jahren außerordentliche Unterschiede in Häufigkeit und Dauer der Belastungszustände zu Tage traten (siehe Kapitel 5.2.3).

In den Abbildungen 31 und 32 sind die jeweiligen Verläufe der Sauerstoffkonzentration für die Monate Mai bis September der Jahre 2006 und 2007 dargestellt. Die Zeiträume in denen die von Lammersen gestellten Güteanforderungen an den Sauerstoffhaushalt nicht erfüllt werden können, sind hellblau hinterlegt. Weiterhin sind die Niederschlagshöhen der an den Regenschreibern Bln IX und Nkn I aufgezeichneten kritischen Regenereignisse ($N > 4,7$ mm) sowie der Verlauf der Wassertemperatur dargestellt.

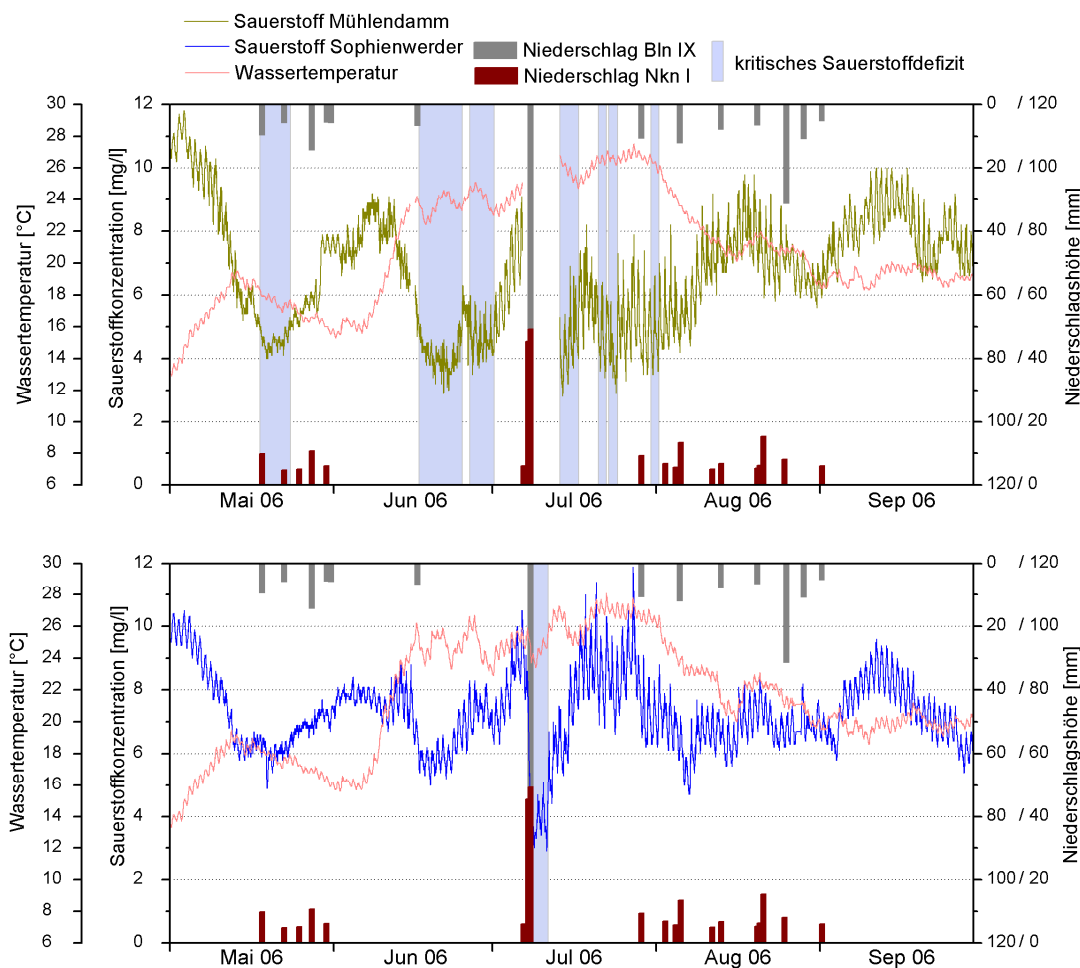


Abbildung 31: die kritischen Regenereignisse mit $N > 4,7$ mm und ihre Niederschlagshöhen an den Regenschreibern Bln IX und Nkn I, die kritischen Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September 2006 am Mühlendamm (oben) und in Sophienwerder (unten)

Wie Abbildung 31 zeigt, traten in den Monaten Mai bis September 2006 am Mühlendamm sieben Sauerstoffdefizite auf, von denen der Großteil nicht auf Mischwasserentlastungen zurückgeführt werden kann. Währenddessen wurde in Sophienwerder nur ein einziger kritischer Konzentrationsabfall verzeichnet, der nach einem Starkregen am 7. Juli in Höhe von 71,1 mm eintrat. Darüber hinaus fielen die Konzentrationen dort im betrachteten Zeitraum nur zweimal unter den Basis-Grenzwert von 5 mg O₂/l.

Der gesamte Zeitraum war mit lediglich 15 Überschreitungen der kritischen Niederschlagshöhe von 4,7 mm (bezogen auf den Regenschreiber Bln IX) und ausgedehnten Trockenperioden von bis zu 20 Tagen Länge überaus niederschlagsarm. Hinzu kamen extrem hohe Wassertemperaturen, die in der ersten Julihälfte an allen Messstellen über 26°C lagen. Hohe Verdunstungsverluste im Spree wald und ausbleibende Niederschläge führten weiterhin zu stark reduzierten Durchflüssen im gesamten Gewässersystem von Dahme und Spree (SenGUV 2006). An der Mühlendamm-schleuse wurden im Juni und Juli dauerhaft Abflüsse unter 4 m³/s gemessen, die lediglich nach dem Starkregen am 7. Juli kurzzeitig anstiegen. Wie Abflussmessungen

am Pegel Sophienwerder zeigten, wurde im Zeitraum 29.6. bis 6.7. des Jahres 2006 zum Teil sogar ein Rückfließen der Spree beobachtet.

Diese meteorologischen und hydrologischen Randbedingungen scheinen sich auf den relativ breiten, teilweise aufgestauten Flussabschnitt am Mühlendamm besonders nachteilig auszuwirken. Auf dem innerstädtischen Spreeabschnitt zwischen Mühlendamm und Sophienwerder kommt es hingegen zu einer Erholung des Sauerstoffhaushaltes, solange keine stoßartigen Schmutzeinträge aus der Mischwasserkanalisation stattfinden. Dies ist bemerkenswerterweise der Fall, obwohl die Wassertemperatur, die in Kapitel 5.2.4 für den Spreeabschnitt Mühlendamm als maßgeblicher Einflussfaktor für das Entstehen von kritischen Sauerstoffdepressionen identifiziert wurde, an beiden Messstellen ähnlich hoch ist. Dafür können zwei Gründe angeführt werden: Zum einen nimmt, wie in Kapitel 5.2.4 beschrieben, die Hintergrundbelastung durch Algen und anderes organisches Material im Verlauf der Stadtspre ab. Zum anderen kann vermutet werden, dass der innerstädtische Schiffsverkehrsverkehr den atmosphärischen Sauerstoffeintrag in die Spree zum Teil verbessert.

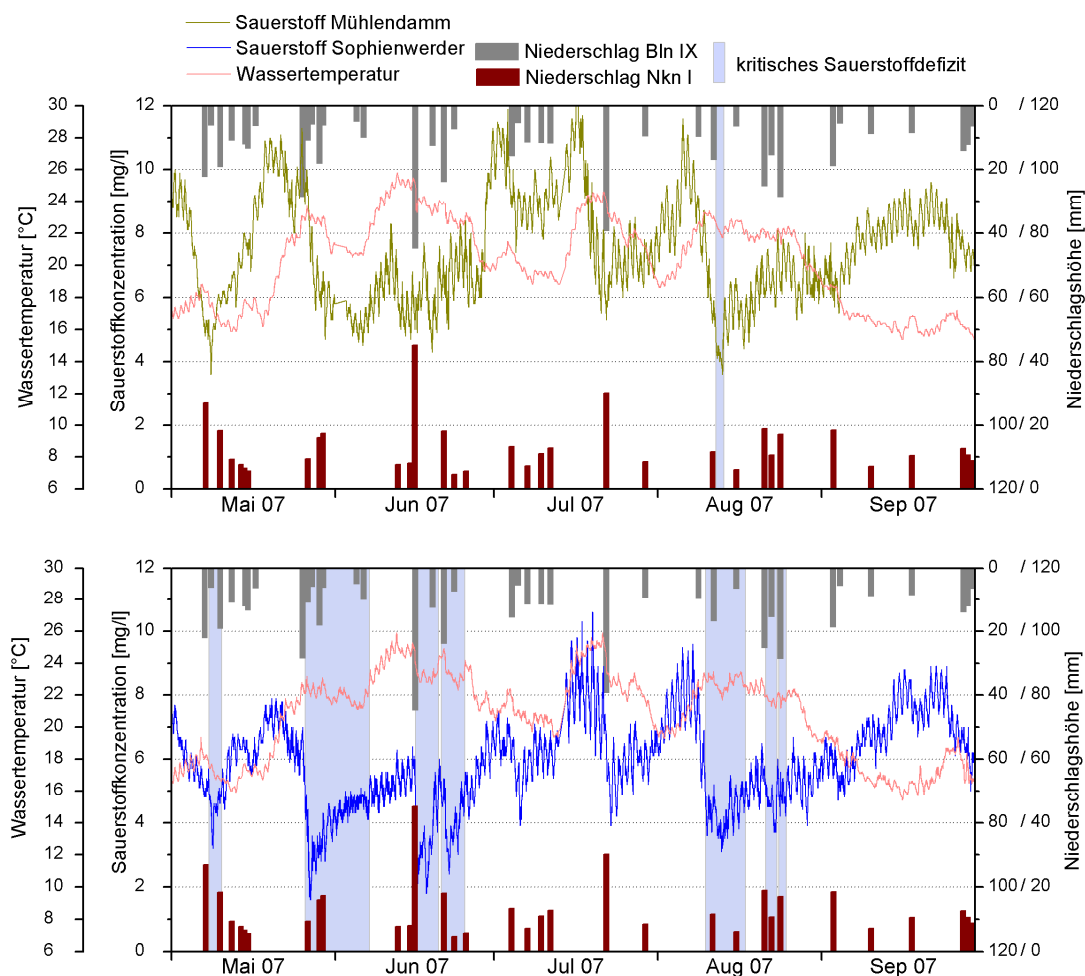


Abbildung 32: die kritischen Regenereignisse mit $N > 4,7$ mm und ihre Niederschlagshöhen an den Regenschreibern Bln IX und Nkn I, die kritischen Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September 2007 am Mühlendamm (oben) und in Sophienwerder (unten)

Demgegenüber zeigt das Jahr 2007 ein entgegengesetztes Bild. Während an der Messstelle Mühlendamm, die im Vorjahr relativ stark belastet war, nur ein einziges kritisches Sauerstoffdefizit von 36 Stunden Länge auftrat, wurden in Sophienwerder sieben Depressionszeiträume registriert, die im längsten Fall zwölf Tage andauerten (siehe Abbildung 32).

Eine Erklärung für ein derart häufiges Auftreten kritischer Sauerstoffdefizite in Sophienwerder kann in der ungewöhnlichen Niederschlagsituation gefunden werden. Das Jahr 2007 brachte nicht nur eine deutlich über dem Durchschnitt liegende Jahressumme an Niederschlägen (801 mm am Regenschreiber Bln IX), sondern auch besonders viele Starkregenereignisse und war daher in besonderem Maße von Mischwasserentlastungen betroffen. Zwischen Mai und September wurde die kritische Niederschlagshöhe $N_{krit.} = 4,7$ mm am Regenschreiber Bln IX 38 Mal überschritten. In den meisten Fällen wirkten sich die potenziellen Mischwasserüberläufe in einem deutlichen Abfall der Sauerstoffkonzentration in Sophienwerder aus. Zum Teil wurde eine Sauerstoffabnahme um mehr als 5 mg O₂/l innerhalb von wenigen Stunden beobachtet. Nach zwei extremen Regenereignissen mit Niederschlagshöhen von 28,5 mm (25.5.2007) und 44,7 mm (16.6.2007) wurden sogar für den Rapfen kritische Sauerstoffexpositionen gemessen (< 2 mg O₂/l für 30 min). Lediglich während zweier längerer Regenpausen von neun und sechs Tagen im Juli und August konnten sich die Konzentrationen auf Werte um 8 mg O₂/l erholen. Währenddessen wurden im nur wenig mischwasserbeeinflussten Gewässerabschnitt Mühlendamm teilweise trotz heftiger Regenfälle Sauerstoffkonzentration über 8 mg/l gemessen (erste Julihälfte).

Am Beispiel der Jahre 2006 und 2007 kann gezeigt werden, wie deutlich sich die Sauerstoffgehalte in verschiedenen Spreeabschnitten unterscheiden können. Während am Mühlendamm fischkritische Zustände vorwiegend in Zeiten niedriger Abflüsse und hoher Temperaturen zu erwarten sind, kommen Sauerstoffdefizite in Sophienwerder meist nach heftigen Regenfällen mit Kanalisationsüberlauf vor. Dennoch führen auch dort bei weitem nicht alle Mischwasserüberläufe zu einer Schädigung der Biozönose, wie die Abbildungen 31 und 32 veranschaulichen. Wie oben gezeigt, nimmt aber die Wahrscheinlichkeit fischkritischer Zustände mit steigender Niederschlagshöhe zu. So führten auch im Sommer 2007 sechs von sieben Regenereignissen mit $N > 20$ mm zu Sauerstoffbedingungen, die nach Lammersen (1997) als kritisch eingeschätzt werden (Abbildung 30). Die grafische Gegenüberstellung der kritischen Sauerstoffdefizite und der zum Überlauf führenden Regenereignisse ist für alle untersuchten Messstellen und Jahre in den Abbildungen 41 bis 43 (Anhang H) zu finden.

5.3.3 Beispielhafter Ereignisverlauf

Wie im vorangehenden Abschnitt gezeigt werden konnte, sind fischkritische Gehalte an gelöstem Sauerstoff in bestimmten Abschnitten der Stadtspreewasser auch ohne den Einfluss von Mischwassereinleitungen häufig vorzufinden. Extreme Sauerstoffuntersättigungen mit zum Teil letaler Wirkung werden jedoch hauptsächlich dann verzeichnet, wenn große Frachten an sauerstoffzehrenden Stoffen stoßweise ins Gewässer eingetragen

werden. Eines der verheerendsten Sauerstoffdefizite des Untersuchungszeitraumes wurde im Juli 2005 während relativer Niedrigwasserverhältnisse ($Q = 7,9 \text{ m}^3/\text{s}$ gegenüber einem Monatsmittel von $13,1 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Sophienwerder) und monats-typischen Wassertemperaturen von $23,5^\circ\text{C}$ beobachtet. Abbildung 33 zeigt die Verläufe der Sauerstoffkonzentration für drei Messstellen im Bereich der Stadtspreewälder See sowie die von den Regenschreibern Bln IX und Nkn I registrierten Niederschlagsintensitäten für den gesamten Depressionszeitraum.

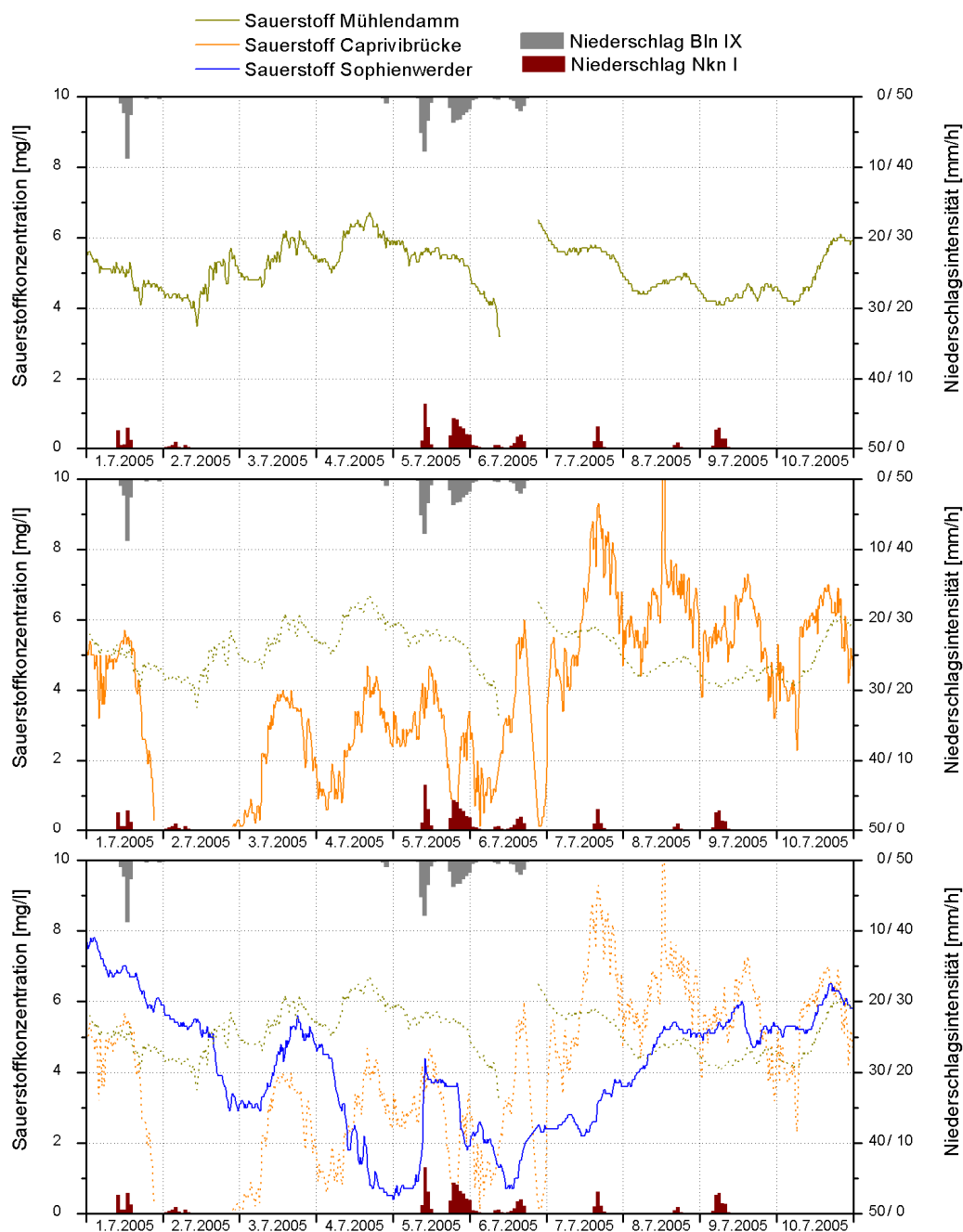


Abbildung 33: Verlauf der Sauerstoffkonzentration am Mühlendamm (oben), an der Caprivibrücke (Mitte) und in Sophienwerder (unten) während zweier Starkregenereignisse im Juli 2005; die Sauerstoffbedingungen an stromaufwärts liegenden Messstationen sind zu Vergleichszwecken gepunktet dargestellt

Der Konzentrationsabfall begann am 1. Juli nach einem Starkregen in Höhe von 15,2 mm (Regenschreiber Bln IX) und führte an der Caprivibrücke zum sofortigen Sauerstoffabfall. Dem Niederschlagsereignis ging eine Regenpause von fünf Tagen voraus. In Sophienwerder erreichte die O₂-Ganglinie in der Nacht vom 2. zum 3. Juli mit 3 mg O₂/l ihren ersten Tiefpunkt. Tags darauf erholte sich die Sauerstoffkonzentration dort leicht, bevor am 4. Juli plötzlich ein erneuter Abfall auf den niedrigsten je in Sophienwerder gemessenen Wert von 0,4 mg O₂/l verzeichnet wurde. Dieser rasante Konzentrationsabfall drei bis vier Tage nach dem eigentlichen Starkregen lässt auf hohe stromaufwärts eingetragene Schmutzfrachten schließen, die mit mehrtägiger Verzögerung die Spreemündung erreichen und dort zu einer extremen Sauerstoffuntersättigung führen. An der weniger mischwasserbeeinflussten Mühlen- dammschleuse wirkt sich das Niederschlagsereignis vom 1. Juli, dem eine fünftägige Regenpause voraus ging, kaum nachteilig aus. Dort fallen die Konzentrationen nur kurzzeitig auf Werte unter 4 mg O₂/l.

Nachdem sich der Sauerstoffhaushalt sowohl an der Caprivibrücke als auch in Sophienwerder am Morgen des 5. Juli leicht erholen konnte, verursachte der heftigste Regenfall des Jahres mit einer Niederschlagshöhe von 43,6 mm innerhalb von 35 Stunden (Regenschreiber Bln IX) einen erneuten Konzentrationsabfall auf Werte unter 1 mg O₂/l. Erst vier Tage später wurden in Sophienwerder erstmals wieder Konzentrationen oberhalb 5 mg O₂/l gemessen. Derartig intensive und langanhaltende Sauerstoffdepressionen schädigen sowohl die Fischzönose als auch das Makrozoobenthos. Im Gewässerbereich zwischen Landwehrkanal und Schleuse Charlottenburg mussten in diesen Tagen etwa 15.000 tote Fische (entspricht einer Masse von 1.400 kg) abgefischt werden (SenStadt 2005). Betroffen waren in erster Linie die relativ häufig vorkommenden Arten Blei, Barsch, Plötze, Zander und Aal.

Um den akuten Sauerstoffmangel zumindest teilweise zu kompensieren, war im Bereich des Landwehrkanals und des Neuköllner Schifffahrtskanals in diesen Tagen das Belüftungsschiff „Rudolf Kloos“ nahezu dauerhaft im Einsatz (SenStadt 2005). Das Schiff ist in der Lage, pro Stunde 200 kg technischen Sauerstoff ins Wasser einzutragen, was jedoch nur lokal und kurzzeitig zu einer Entspannung des Sauerstoffhaushaltes führt. Dennoch zeigt die O₂-Ganglinie der Messstelle Caprivibrücke ab dem 7. Juli einige Konzentrationsspitzen, die möglicherweise auf die beschriebene Belüftungsmaßnahme zurückzuführen sind.

Die Messstelle Sophienwerder gibt mit zum Teil mehrtägiger Verzögerung den Einfluss des gesamten Berliner Mischwassergebietes wieder. Wie Abbildung 33 zeigt, werden dort nach heftigen Regenereignissen zum Teil mehrere dicht aufeinander folgende Minima registriert, die auf Stoßbelastungen der fließenden Welle in stromaufwärts gelegenen Gewässerabschnitten zurückzuführen sind. Als Entlastungsschwerpunkte des Berliner Mischwassergebietes gelten beispielsweise das Auslaufbauwerk in der Burgstraße in Berlin-Mitte sowie der Wilmersdorfer Entlastungskanal in Höhe der Tiergartenschleuse im Landwehrkanal.

Anhand von kalibrierten Modellrechnungen durch das Ingenieurbüro Dr. Schumacher konnte für das beschriebene Regenereignis ein Zusammenhang zwischen dem verzögerten Sauerstoffminimum an der Messstation Sophienwerder und den Einleitungen aus den Entlastungsschwerpunkten hergestellt werden. Für den Zeitraum 1.7. bis 4.7.2005 wurde eine mittlere Fließgeschwindigkeit von 4,6 cm/s ermittelt. Die Verzögerung des Sauerstoffabfalls beträgt drei bis vier Tage (Abbildung 33). Daraus lässt sich ableiten, dass 11,9 bis 15,9 km flussaufwärts - also im Bereich der Burgstraße oder der Tiergartenschleuse - erhebliche Frachten an sauerstoffzehrenden Stoffen eingetragen worden sind, die zu einer langanhaltenden Sauerstoffunter-sättigung des fließenden Wasserkörpers führten.

6 Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war es, für den Zeitraum 2000 bis 2007 die Berliner Mischwasserentlastungspraxis zu untersuchen und das Auftreten kritischer Sauerstoffdefizite in verschiedenen Bereichen der Stadtspreewasserleitung zu quantifizieren und zu bewerten.

Anhand langjähriger Regenreihen und zeitweise aufgezeichneter Entlastungsvolumina wurde festgestellt, dass Niederschlagsereignisse ab einer kritischen Höhe von 4,7 mm in 77,4 % aller Fälle zum Mischwasserüberlauf führen. Im Mittel treten 36 solcher kritischen Regenereignisse pro Jahr auf. Im besonders niederschlagsreichen Jahr 2007 ($N_{ges} = 801$ mm) waren es sogar 55 potenzielle Überläufe. Davon fanden allein 38 im Sommerhalbjahr statt.

Hinsichtlich der Häufigkeit von Entlastungsereignissen weisen die einzelnen Einzugsgebiete des Berliner Mischwassersystems zum Teil deutliche Unterschiede auf. Im Gebiet Bln VIII (Berlin-Tiergarten), welches bereits jetzt dem für das Jahr 2020 angestrebten Sanierungszustand entspricht, kommt es erst bei Niederschlägen ab einer Höhe von 9,7 mm mit hoher Wahrscheinlichkeit zur Mischwasserentlastung. Durchschnittlich werden dort 13 kritische Niederschlagsereignisse pro Jahr registriert.

Wie Messungen zur Oberflächenwassergüte außerdem zeigten, sind die verschiedenen Bereiche der Berliner Stadtspreewasserleitung in unterschiedlichem Maße von den Mischwassereinleitungen betroffen. An der Messstelle Sophienwerder, die den Einfluss des gesamten innerstädtischen Mischwassergebietes wiedergibt, wurden in acht Jahren 17 Mal fischkritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten. Mindestens 15 dieser Sauerstoffdefizite fanden in Folge von Mischwasserüberläufen statt. Zum Teil wurde auch ein um mehrere Tage verzögerter Konzentrationsabfall beobachtet, der womöglich auf Stoßbelastungen der fließenden Welle in stromaufwärts gelegenen Gewässerabschnitten zurückzuführen ist.

An der Mühlendammschleuse, die sich zu Beginn der Fließstrecke durch das Mischwassergebiet befindet, konnten Sauerstoffdefizite nur in acht von 21 Fällen auf den Einfluss von Mischwasser zurückgeführt werden. Der überwiegende Teil der fischkritischen Zustände trat stattdessen in Zeiten signifikant erhöhter Wassertemperaturen und allgemein niedriger Sauerstoffkonzentrationen zwischen 5 und 6 mg O₂/l auf. Darüber hinaus trafen 43 % aller Depressionszeiträume auf Perioden mit überaus geringen Abflüssen unter 5 m³/s. Eine weitere Ursache für die Sauerstoffdepressionen oberhalb der Mühlendammschleuse könnte eine erhöhte Algenbelastung sein, die für die Sommermonate nachgewiesen wurde. Die in diesem Gewässerbereich auftretenden kritischen Sauerstoffdefizite stehen demzufolge in engem Zusammenhang mit einer erhöhten Grundbelastung. Für den Spreewasserabschnitt Sophienwerder konnte eine derartige Beziehung nicht hergestellt werden, obgleich dort zumindest bezüglich der Wassertemperatur ähnliche Verhältnisse herrschen.

Bemerkenswerterweise sind kritische Sauerstoffdefizite an der nur geringfügig durch Mischwassereinleitungen beeinflussten Messstelle Mühlendamm im Mittel nicht nur länger sondern auch häufiger als im unterhalb des Mischwassergebietes gelegenen Spreeabschnitt. In vielen Fällen liegen die Konzentrationen jedoch nur knapp unter dem Basis-Grenzwert von 5 mg O₂/l. Dem gegenüber sind die Sauerstoffdepressionen an der Messstelle Sophienwerder sehr viel schwerwiegender. Gelegentlich werden dort Sauerstoffgehalte von weniger als 2 mg O₂/l verzeichnet, die für empfindliche Organismen der Spree bereits nach einer halbstündigen Exposition tödlich sein können. Für derart akute Sauerstoffdefizite sind in allen Fällen Mischwasserentlastungen verantwortlich.

Aus den gewonnenen Resultaten lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Der Sauerstoffhaushalt der Stadtspreewasserläufe unterliegt einer erhöhten Hintergrundbelastung, die insbesondere oberhalb der Mühlendamm-Schleuse auch ohne Mischwasserentlastungen zu fischkritischen Zuständen führen kann.
- Besonders niedrige Sauerstoffkonzentrationen unter 2 mg O₂/l werden ausschließlich in Folge von Mischwasserüberläufen gemessen und treten im Bereich der Spreemündung alle ein bis zwei Jahre auf.
- Aus der Niederschlagssituation allein kann nicht sicher abgeleitet werden, ob fischkritische Sauerstoffkonzentrationen unterschritten werden. Dennoch ist bei sommerlichen Niederschlägen mit $N > 20$ mm in mehr als der Hälfte und bei Extremereignissen mit $N > 40$ mm sogar in mehr als drei Viertel aller Fälle mit Schädigungen der Biozönose durch Sauerstoffmangel zu rechnen.
- Auf die Länge eines Depressionszeitraumes oder die Stärke des Konzentrationsabfalls hat die Niederschlagshöhe aufgrund der sich überlagernden Effekte von Temperatur, Abflussverhältnissen und organischer Hintergrundbelastung jedoch keinen nachweisbaren Einfluss.

In Anbetracht der zahlreichen gewässer- und kanalseitigen Einflussgrößen lassen sich die Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Stadtspreewasserläufe mit empirischen Mitteln kaum in vollem Umfang erfassen. Gekoppelte Modellrechnungen zur Gewässergüte und den eingetragenen Schmutzfrachten könnten hier ansetzen und entscheidend zum künftigen Erkenntnisgewinn beitragen.

Anhang

A. Statistische Kenngrößen und ihre grafische Darstellung

Kenngrößen für die Beschreibung von Datenverteilungen

Um die Verteilung der Daten einer Messreihe zu beschreiben, wurden im Rahmen dieser Arbeit verschiedene statistische Kenngrößen verwendet, deren Bedeutung und mathematischer Zusammenhang im Folgenden beschrieben wird.

Im Allgemeinen wird zwischen Lagekenngrößen (Mittelwert und Median) und Streuungskenngrößen (Range, Quartilabstand und Standardabweichung) unterschieden. Die bekannteste Maßzahl für die zentrale Tendenz von Werten einer Datenreihe ist der **Mittelwert** \bar{x} . Er wird üblicherweise als arithmetisches Mittel verwendet und gibt den Schwerpunkt einer Verteilung an. Für die Berechnung werden alle Einzelwerte x_i einer Datenreihe aufsummiert und durch die Anzahl der Messwerte dividiert werden (Formel A.1).

$$\bar{x} = \frac{\sum x_i}{N} \quad (\text{A.1})$$

Während sich der arithmetische Mittelwert besonders für symmetrische Verteilungen eignet, ist für die Beschreibung von stark asymmetrischen Verteilungen mit einigen sehr extremen Werten die Verwendung des **Median** \tilde{x} hilfreich. Er ist der Zentralwert einer der Größe nach sortierten Datenreihe (50%-Perzentil) und zerlegt diese in zwei gleich große Mengen. Bei ungradzahliger Stichprobenzahl wird das „mittlere Merkmal“ der Reihe als Median verwendet. Bei Datenreihen mit einer geraden Anzahl von Werten, bei denen es zwei „mittlere Merkmale“ gibt, wird der Median als arithmetisches Mittel dieser beiden Werte berechnet.

Der **Range** bzw. die Spannweite R ist das am einfachsten zu bestimmende Streuungsmaß. Er wird als Spanne zwischen dem größten und dem kleinsten Wert einer Datenreihe berechnet (Formel A.2), sagt jedoch nichts über die Streuung der übrigen Werte aus.

$$R = x_{\max} - x_{\min} \quad (\text{A.2})$$

Um die Abhängigkeit der Spannweite von lediglich zwei Extremwerten zu vermeiden, wird häufig der sogenannte **Quartilabstand QA** angegeben. Er ist als Länge des Intervalls zwischen dem unteren Quartil Q_1 (25%-Perzentil) und dem oberen Quartil Q_3

(75%-Perzentil) definiert (Formel A.3). Der Quartilabstand vernachlässigt die 25% niedrigsten und die 25% höchsten Messwerte und ist daher ein stabileres Maß für die Streuung als der Range (Benninghaus 2007).

$$QA = Q_3 - Q_1 \quad (\text{A.3})$$

Die am häufigste verwendete Streuungskenngröße in Verteilungen ist die **Standardabweichung** s_x . Sie ist ein Maß für die Streuung aller Messwerte um ihren Mittelwert und ist als Quadratwurzel der Varianz definiert. Für die Berechnung werden zunächst die Abweichungen jedes Wertes einer Datenreihe x_i vom Mittelwert \bar{x} quadriert und aufsummiert. Durch Division durch die Anzahl der Freiheitsgrade f erhält man die Varianz s_x^2 (Formel A.4).

$$s_x^2 = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{f} \quad (\text{A.4})$$

Die Anzahl der Freiheitsgrade f ist gleich der Anzahl der unabhängigen Messwerte einer Datenreihe, also die Anzahl aller Daten vermindert um 1 (Formel A.5).

$$f = N - 1 \quad (\text{A.5})$$

Um das Ergebnis auf die ursprünglichen Einheiten zurückzuführen, zieht man die Quadratwurzel aus der Varianz und erhält die Standardabweichung s_x (Formel A.6).

$$s_x = \sqrt{s_x^2} \quad (\text{A.6})$$

Während die Lage einer Verteilung im Allgemeinen durch den Mittelwert und den Median charakterisiert wird, sind der Range, der Quartilabstand und die Standardabweichung Maße für die Streuung von Messwerten (Gottwald 2000).

Die grafische Darstellung von Datenverteilungen

Zur grafischen Darstellung der zentralen Tendenz, der Streuung und der Schiefe von Messwertverteilungen wurden im Rahmen dieser Arbeit sogenannte Box-Plots bzw. Kastengrafiken verwendet, in denen folgende Größen dargestellt sind:

- das Minimum x_{min} ,
- das Maximum x_{max} ,
- der 25%-Perzentil bzw. das untere Quartil Q_1 ,

- der 75%-Perzentil bzw. das obere Quartil Q_3 ,
- Der 50%-Perzentil bzw. der Median \tilde{x} ,
- das arithmetische Mittel \bar{x} .

Die Box wird dabei durch den unteren und oberen Quartil (25- und 75%-Perzentil) begrenzt und enthält 50 % der Daten. Aus der Länge der Box kann der Quartilabstand als Maß für die Streuung abgelesen werden. Um einen Eindruck von der Schiefe der Verteilung zu vermitteln, ist als weiterer Quartil der Median in die Box eingezeichnet. Die „Fühler“ (engl. *whisker*) geben das Minimum und Maximum der Datenreihe an. Ihr Abstand stellt die Spannweite bzw. den Range der Verteilung dar. Um den Verteilungsschwerpunkt zu kennzeichnen, ist zusätzlich der arithmetische Mittelwert als Datenpunkt in das Diagramm eingezeichnet. Die verschiedenen Elemente des Box-Plots sind in Abbildung 34 dargestellt.

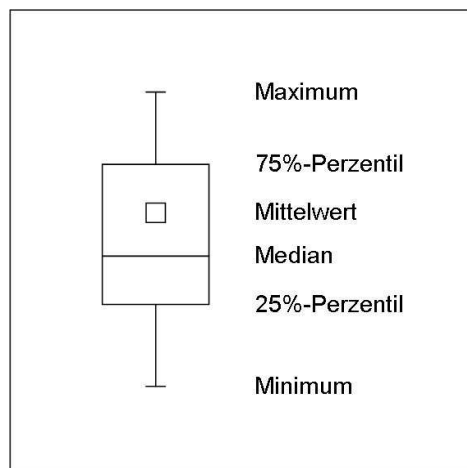


Abbildung 34: statistische Kenngrößen einer Datenreihe dargestellt als Box-Plot

B. Mischwassereinzugsgebiete und Regenüberläufe

Tabelle 22: Kenndaten der Berliner Mischwassereinzugsgebiete (Stand 2007)

Einzugs- gebiet	Pumpwerk	Gesamt- fläche des Einzugs- gebietes A_E [ha]	Gebiet mit Misch- kanal- station $A_{E, MK}$ [ha]	Gebiet mit Trenn- kanal- station $A_{E, TT}$ [ha]	kanal be- festigte Fläche des Mischgeb. $A_{E, MK, B}$ [ha]	Befesti- gungs- grad des Mischgeb. $\gamma_{E, MK, B}$	Kanal- länge [km]	Gesamt- einwoh- nerzahl (1999) E	Einwohner- zahl des Mischsys- tem (1999) E	Einwohner- zahl des Trennsys- tem (1999) E	mittl. tägl. Trocken- wetter- abfluss [m ³ /d]	mittlerer Fremd- wasser- abfluss [l/s]	Anzahl der Regen- überläufe	Rück- halte- bauwerke	Speicher- volumen gesamt [m ³]	spez. Speicher- volumen [m ³ /ha]	Vorflut
Bln I	APW Kreuzberg Paul-Lincke-Ufer	334	334	0	244	0,81	61,9	55.125	55.125	0	9.832	13,0	32	1 RÜB	7.170	29	Spree, Landwehrkanal
Bln II	HPW Kreuzberg Gitschiner Str.	749	717	32	483	0,78	132,1	95.498	95.498	0	16.224	23,0	73	2 RÜB	14.580	30	Spree, Landwehrkanal
Bln III	APW Kreuzberg Schöneberger Str.	452	452	0	303	0,76	89,3	17.289	17.289	0	8.763	54,0	46	1 SRK	14.750	49	Spree, Landwehrkanal, Kupfergraben
Bln IV	APW Mitte Scharnhorststr.	967	963	4	566	0,78	190,0	107.054	106.007	1.047	20.426	40,0	101	-	2.900	5	BSSK, Panke, Spree
Bln V	HPW Friedrichshain Holzmarktstr.	806	806	0	507	0,75	163,3	87.492	87.492	0	14.986	33,0	19	1 SRK	20.530	40	Spree
Bln VII	APW Tiergarten Genthiner Str.	414	414	0	242	0,78	63,9	41.111	41.111	0	11.220	32,0	14	1 RÜB	12.760	53	Landwehrkanal
Bln VIII	APW Tiergarten Alt-Moabit	721	690	31	388	0,75	103,0	76.186	76.183	3	13.436	38,0	19	1 RÜB	11.270	29	BSSK, Spree, CVK
Bln IX	APW Wedding Seestr.	769	769	0	312	0,65	91,9	70.444	70.444	0	12.972	11,0	5	1 MKB 1 RÜB	11.480	37	Berlin-Spandauer Schiffahrtskanal
Bln X	APW Wedding Belleramstr.	458	458	0	290	0,81	90,9	68.249	68.249	0	10.069	8,0	21	1 RÜB	3.120	11	Panke, Spree (mit RÜ aus anderen EZG)
Bln XI	APW Prenzl. Berg Erich-Weinert-Str.	1.318	416	902	275	0,74	83,3	94.499	45.968	48.531	13.835	7,2	5	-	5.340	19	Panke, Spree (mit RÜ aus anderen EZG)
Bln XII	APW Friedrichshain Rudolfstr.	606	451	155	336	0,83	90,5	92.045	57.484	34.561	11.821	1,0	18	-	5.180	15	Spree
Nkn I	APW Neukölln I Wildenbruchstr.	574	574	0	394	0,81	127,4	103.907	103.907	0	17.344	25,5	26	1 RÜB	11.570	29	Landwehrkanal, NKS
Nkn II	APW Neukölln II Dammweg	420	168	252	117	0,84	35,5	31.678	18.662	13.016	7.500	17,7	5	-	2.740	23	NKS
Sp I	HPW Spandau I Bettokestr.	2.134	224	1.910	170	0,31	38,5	93.784	33.630	60.154	12.455	1,8	23	-	5.900	35	Havel
Wil I	HPW Wilmerdorf Hohenzollerndamm	3.120	1.277	1.843	996	0,66	219,7	263.423	157.856	105.567	43.435	42,0	24	1 RÜB 1 SRK	12.450	13	Landwehrkanal
Ch I	HPW Charlottenburg I Sophie-Charlotten-Str.	1.309	1.309	0	806	0,75	201,4	122.931	122.931	0	25.276	42,8	68	1 RÜB	11.610	14	Spree, Landwehrkanal
Ch III	APW Charlottenburg III Nonnendamm	891	172	719	152	0,70	25,5	33.081	14.024	19.057	7.600	5,1	12	1 RKB	14.600	96	Spree, Westhafenkanal
Ruh	APW Ruhleben Freiheit	708	53	655	31	0,58	12,0	14.250	6.202	8.048	4.437	5,2	3	-	1.980	64	Spree, Ruhlebener Arm
Gesamt		16.750	10.247	6.503	6.612		1.820	1.488.046	1.178.062	289.984	261.631	400	514		169.930		

Tabelle 23: Regenüberläufe mit Erfassung der Überlaufmenge

EZG	RÜ	Standort	Vorfluter / Einleitungspunkt
Bln I	RÜ 135	Reichenberger Str./Lausitzer Str.	Landwehrkanal, Paul-Lincke-Ufer
	RÜ 122	APW Kreuzberg, Paul-Lincke-Ufer	Landwehrkanal, Paul-Lincke-Ufer
	RÜ 118	Kottbusser Tor/Adalbertstr.	Landwehrkanal, Fraenkelufer
Bln II	RÜ 18	Mehringplatz	Landwehrkanal, Hallesches-Tor-Brücke
	RÜ 50	Gneisenaustr./Nostitzstr.	Landwehrkanal, Hallesches-Tor-Brücke
	RÜ 52	Blücherplatz	Landwehrkanal, Hallesches-Tor-Brücke
Bln III	RÜ 33A	Dorotheenstr./Bunsenstr.	Spree, Bunsenstr.
	RÜ 63	Reichpietschufer/Linkstr.	Landwehrkanal, Linkstr.
	RÜ 64N	Köthener Str./Hafenplatz	Landwehrkanal, Hallesches Tor
	RÜ 65	Schöneberger Str./HPw	Landwehrkanal, Hallesches Tor
Bln IIIa	RÜ 36	Schlossplatz	Kupfergraben
Bln IV	RÜ 64	Chausseestr.	Nordhafen, Kieler Straße
Bln V	SK	Str. d. Pariser Kommune	Spree, Str. d. Pariser Kommune
	RÜ 20 I	An der Schillingbrücke	Spree, Schillingbrücke
	RÜ 20 II	An der Schillingbrücke	Spree, Schillingbrücke
	RÜ 20 III	An der Schillingbrücke	Spree, Schillingbrücke
	RÜ 21	An der Michael -Kirch -Brücke	Spree, Michael - Kirch - Brücke
Bln VII	RÜ 2	Lützowufer/Keithstr.	Landwehrkanal, untere Schleuse
	RÜ 4	Lützowufer/Schillstr	Landwehrkanal, untere Schleuse
	RÜ 5	Genthiner Str./ Pw Tiergarten	Landwehrkanal, Schöneberger Ufer
Bln VIII	RÜ 12	Gotzkowskystr.	Spree, Gotzkowskybrücke
	RÜ 1	Hansabrücke	Hansabrücke
	RÜ 29	Hansabrücke	Hansabrücke
Bln IX	RÜ 1	Seestraße	Spandauer Schifffahrtskanal
Bln X	RÜ 27 I	Bellermannstr.	Panke, Badstraße bzw. Osloer Str.
	RÜ 27 II	Bellermannstr.	Panke, Badstraße bzw. Osloer Str.
	RÜ 27 III	Bellermannstr.	Panke, Badstraße bzw. Osloer Str.
	RÜ 1	Grüntaler Str./Bellermannstr.	Panke, Badstraße bzw. Osloer Str.
Bln XI	RÜ 1	Erich-Weinert-Str./Hosemannstr.	Spree, Friedrichbrücke
Bln XII	RÜ 3/1	Corinthstr./Persiusstr.	Spree, Rochowstr.
	RÜ 1/3	APW Friedrichshain, Rudolfstr.	Spree, Oberbaumbrücke
Nkn I	RÜ 61	Lohmühlenplatz/Kiehlufer	Neuköllner Schifffahrtskanal, Kiehlufer
	RÜ17	Innstr./Weigandufer	Neuköllner Schifffahrtskanal, Eisensteg
	RÜ 20	Wildenbruchstr./Wildenbruchplatz	Neuköllner Schifffahrtskanal, Wildenbruchbrücke
Nkn II	RÜ1	Lahnstr./Niemetzstr.	Neuköllner Schifffahrtskanal, Unterhafen
	RÜ 4	Neuköllnische Allee/ Unterhafen	Neuköllner Schifffahrtskanal, Unterhafen
Chb I	RÜ 43	Schloßstr./Neufertstr.	Spree oberhalb Schleuse Charlottenburg, Schloßbrücke
	RÜ 66	HPW Charlottenburg I, Sophie-Charlotten-Str.	Spree, Rudolf-Wissel-Brücke
Chb III	RÜ 11	Nonnendamm/ Nik.-Groß-Weg	Spree unterhalb Schleuse Charlottenburg, Nonnendamm
	RÜ 12	Siemensdamm	Spree unterhalb Schleuse Charlottenburg, Nonnendamm
Chb Ia	RÜ 25	Salzufer	Landwehrkanal, Salzufer
	RÜ 26	Salzufer	Landwehrkanal, Salzufer
Wil	RÜ 10	Pariser Str./Bundesallee	Landwehrkanal über Wilmersdorfer Entlastungskanal
	RÜ 11	Hohenzollerndamm	Landwehrkanal über Wilmersdorfer Entlastungskanal
	RÜ 8	Hohenzollerndamm/Fasanenstr.	Landwehrkanal
Spa I	RÜ 19	Klosterstr./Ziegelhof	Havel, Ziegelhof
	RÜ 21	Götelstr. /Betckestr.	Havel, Betckestr.
Ruh	RÜ	Freiheit	Spree, Werkring
	RÜ	Spandauer Damm	Spree, Kolonie Dahlemer Weg
	RÜ	Stresowplatz	Havel, Charlottenbr.

C. Auswertung der Niederschlagsdaten

Tabelle 24: Ergebnis einer Ereignisabfrage am Beispiel der Regenreihe Nkn I

Beginn	Ende	Dauer [h]	Regenpause [h]	NI max [mm/h]	NI mittel [mm/h]	N ges [mm]
1.1.07 2:00	1.1.07 4:00	3		0,63	0,23	0,69
1.1.07 16:00	1.1.07 17:00	2	12	0,53	0,30	0,59
2.1.07 10:00	2.1.07 13:00	4	17	0,59	0,27	1,08
2.1.07 21:00	2.1.07 23:00	3	8	0,18	0,09	0,28
3.1.07 22:00	4.1.07 0:00	3	23	0,37	0,20	0,60
4.1.07 9:00	4.1.07 10:00	2	9	0,27	0,15	0,29
4.1.07 23:00	5.1.07 0:00	2	13	0,42	0,34	0,69
5.1.07 19:00	5.1.07 20:00	2	19	0,14	0,10	0,19
6.1.07 7:00	6.1.07 15:00	9	11	1,32	0,42	3,76
6.1.07 23:00	7.1.07 6:00	8	8	1,22	0,63	5,04
8.1.07 15:00	8.1.07 16:00	2	33	0,48	0,34	0,69
9.1.07 4:00	9.1.07 11:00	8	12	0,43	0,13	1,07
10.1.07 22:00	11.1.07 2:00	5	35	1,00	0,32	1,62
11.1.07 15:00	12.1.07 9:00	19	13	2,10	0,43	8,23
12.1.07 19:00	13.1.07 4:00	10	10	0,78	0,19	1,87
14.1.07 7:00	14.1.07 8:00	2	27	0,32	0,24	0,49
16.1.07 21:00	17.1.07 2:00	6	61	0,56	0,27	1,61
17.1.07 12:00	17.1.07 13:00	2	10	0,07	0,05	0,09
17.1.07 22:00	18.1.07 0:00	3	9	0,39	0,25	0,76
18.1.07 7:00	19.1.07 0:00	18	7	7,21	1,53	27,58
19.1.07 11:00	19.1.07 19:00	9	11	2,07	0,33	2,96
20.1.07 4:00	20.1.07 19:00	16	9	0,68	0,20	3,14
21.1.07 14:00	21.1.07 18:00	5	19	0,55	0,28	1,38
22.1.07 12:00	22.1.07 15:00	4	18	0,23	0,09	0,37
25.1.07 5:00	25.1.07 6:00	2	62	0,22	0,15	0,29
26.1.07 17:00	26.1.07 23:00	7	35	0,32	0,17	1,17
28.1.07 4:00	28.1.07 6:00	3	29	0,39	0,20	0,59
28.1.07 15:00	29.1.07 2:00	12	9	1,69	0,35	4,15
30.1.07 7:00	30.1.07 16:00	9	29	0,48	0,16	1,44
31.1.07 17:00	31.1.07 19:00	3	25	0,68	0,30	0,89
2.2.07 20:00	3.2.07 0:00	5	49	1,86	0,55	2,77
8.2.07 0:00	8.2.07 8:00	9	120	0,23	0,10	0,90
8.2.07 21:00	9.2.07 18:00	22	13	1,34	0,23	5,10
11.2.07 10:00	12.2.07 6:00	21	40	0,75	0,12	2,56
12.2.07 18:00	12.2.07 22:00	5	12	0,78	0,40	1,98
13.2.07 5:00	13.2.07 23:00	19	7	0,70	0,11	2,13
14.2.07 8:00	14.2.07 9:00	2	9	0,08	0,04	0,09
15.2.07 0:00	15.2.07 12:00	13	15	1,17	0,62	8,05
22.2.07 0:00	22.2.07 14:00	15	156	1,01	0,29	4,41
25.2.07 16:00	25.2.07 18:00	3	74	0,79	0,43	1,28
26.2.07 10:00	27.2.07 17:00	32	16	0,63	0,13	4,08
28.2.07 1:00	28.2.07 6:00	6	8	2,11	0,89	5,36
28.2.07 15:00	28.2.07 19:00	5	9	0,26	0,10	0,48
1.3.07 2:00	1.3.07 19:00	18	7	1,05	0,26	4,72
2.3.07 4:00	2.3.07 21:00	18	9	1,04	0,27	4,95
3.3.07 16:00	3.3.07 17:00	2	19	0,06	0,04	0,09
5.3.07 16:00	5.3.07 17:00	2	47	0,09	0,05	0,09
9.3.07 21:00	10.3.07 4:00	8	100	0,63	0,31	2,51
17.3.07 5:00	17.3.07 16:00	12	169	1,24	0,34	4,13
18.3.07 6:00	18.3.07 21:00	16	14	0,78	0,22	3,45
21.3.07 2:00	21.3.07 12:00	11	53	0,44	0,11	1,17
21.3.07 21:00	22.3.07 20:00	24	9	4,02	1,02	24,57
23.3.07 17:00	24.3.07 0:00	8	21	0,64	0,37	2,96
3.4.07 16:00	3.4.07 18:00	3	256	0,23	0,09	0,28
10.4.07 10:00	10.4.07 12:00	3	160	0,11	0,06	0,19
17.4.07 20:00	17.4.07 22:00	3	176	0,79	0,46	1,38
24.4.07 6:00	24.4.07 8:00	3	152	0,17	0,06	0,19
7.5.07 7:00	8.5.07 5:00	23	311	5,47	0,96	22,10
8.5.07 12:00	9.5.07 9:00	22	7	2,49	0,28	6,13
10.5.07 5:00	11.5.07 22:00	42	20	4,21	0,45	19,10
12.5.07 9:00	13.5.07 0:00	16	11	5,56	0,68	10,83
14.5.07 3:00	14.5.07 5:00	3	27	3,24	1,43	4,29
14.5.07 23:00	15.5.07 4:00	6	18	5,71	2,00	11,99
15.5.07 11:00	15.5.07 16:00	6	7	4,77	2,23	13,37
16.5.07 22:00	17.5.07 5:00	8	30	1,49	0,77	6,18
17.5.07 15:00	17.5.07 16:00	2	10	0,08	0,04	0,09
25.5.07 20:00	26.5.07 4:00	9	196	20,67	3,16	28,47
26.5.07 18:00	27.5.07 6:00	13	14	7,41	0,84	10,86

Tabelle 25: Niederschlagsdaten des Regenschreibers Bln IX (2000-2007)

Jahr	Jahresniederschlagssumme [mm]	Regenereignisse pro Jahr	effektive Regenstunden [h/a]	maximale Ereignisdauer [h]	längste Regenpause [h]	max. Niederschlagsintensität [mm/h]	größtes Niederschlagsereignis [mm]
2000	502,0	144	785	28	378	14,8	25,6
2001	604,5	153	903	31	387	28,4	48,8
2002	627,8	134	804	50	725	15,0	68,7
2003	371,8	113	573	41	422	11,9	19,1
2004	507,4	175	936	41	334	17,0	25,8
2005	505,5	126	873	36	461	8,7	43,6
2006	452,2	138	859	55	504	45,0	71,1
2007	800,5	160	1098	57	448	20,7	44,7
1963-2007	533,2	141	777	65	1052	45,0	128,8

Tabelle 26: Niederschlagsdaten des Regenschreibers Nkn I (2000-2007)

Jahr	Jahresniederschlagssumme [mm]	Regenereignisse pro Jahr	effektive Regenstunden [h/a]	maximale Ereignisdauer [h]	längste Regenpause [h]	max. Niederschlagsintensität [mm/h]	größtes Niederschlagsereignis [mm]
2000	506,6	147	850	50	289	18,2	28,9
2001	551,0	159	1095	56	387	15,6	25,2
2002	638,7	145	931	52	503	7,7	65,5
2003	388,0	117	671	41	532	8,1	27,4
2004	454,2	150	926	44	423	11,4	20,7
2005	478,2	129	940	41	461	8,2	39,9
2006	470,1	139	899	58	478	36,0	49,4
2007	745,3	168	1191	52	469	17,6	45,1
1963-2007	511,7	145	818	66	1075	44,8	115,2

Anmerkung: Wie in Kapitel 4.1.1 beschrieben, werden die Jahressummen der Niederschläge durch Vernachlässigung der Korrekturfaktoren tendenziell unterschätzt. Die korrigierte jährliche Niederschlagsmenge an der Messstation Berlin-Tempelhof des Deutschen Wetterdienstes beträgt für den Messzeitraum 1961-1990 im Mittel 583,8 mm.

D. Überlaufvolumen, Niederschlagsdauer und -intensität

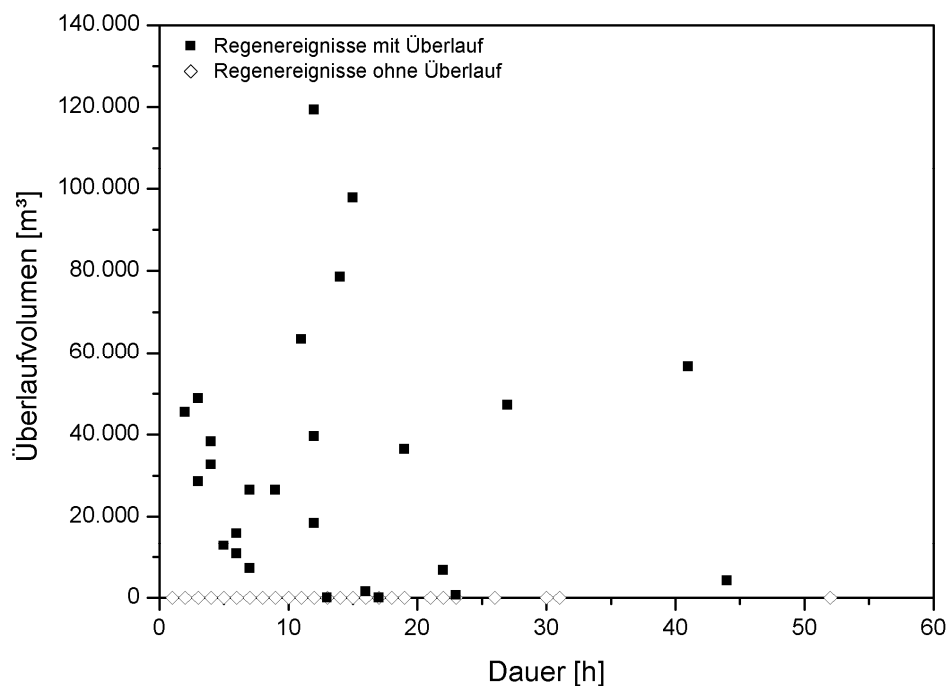


Abbildung 35: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagsdauer in Nkn I (2007)

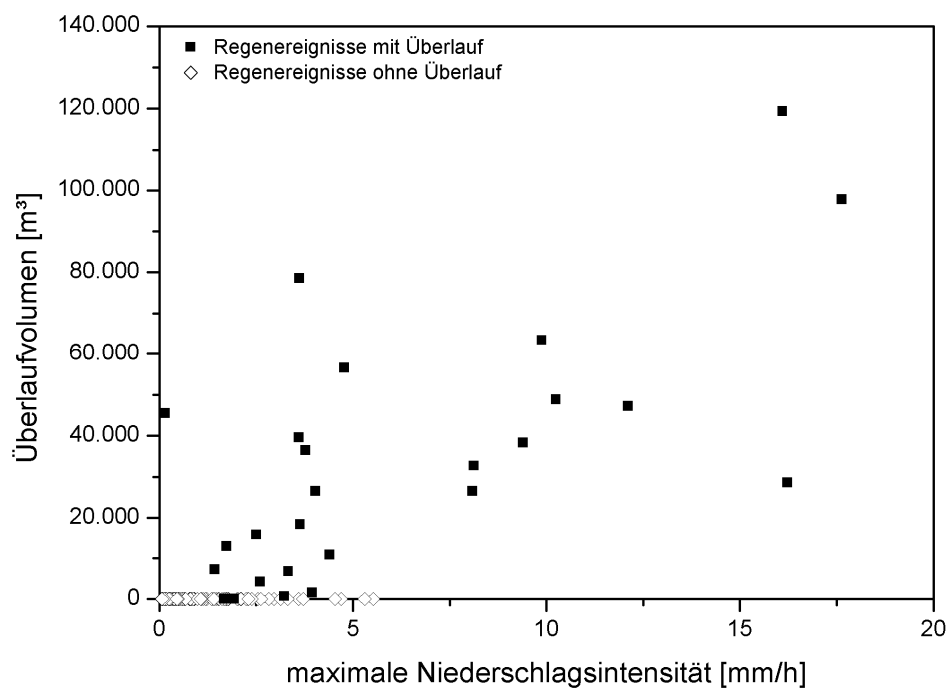


Abbildung 36: Überlaufvolumina in Wil und maximale Niederschlagsintensität in Nkn I (2007)

E. Überlaufvolumen und Niederschlagshöhe

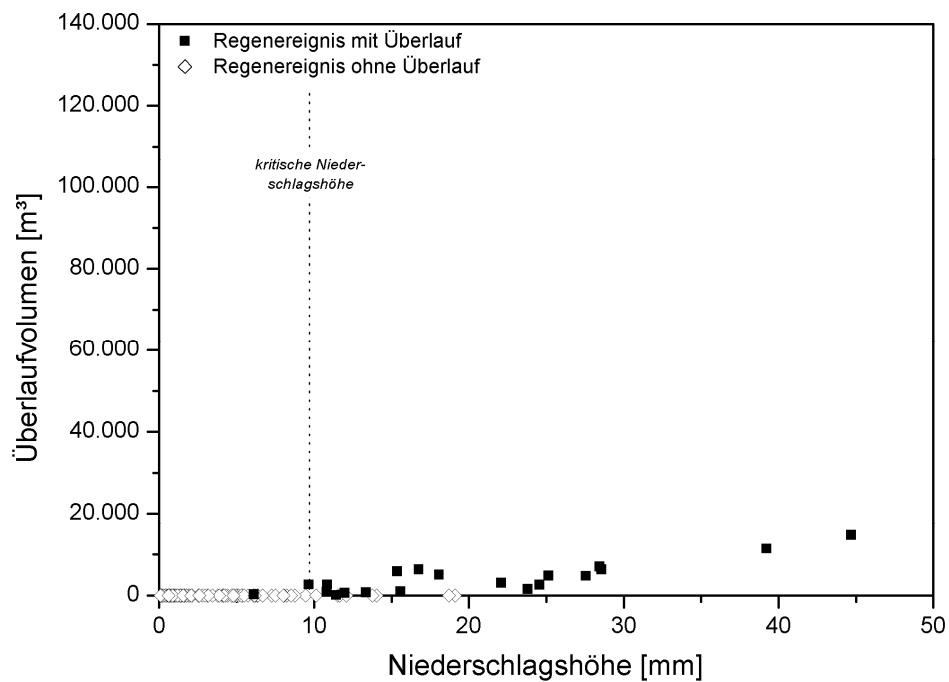


Abbildung 37: Überlaufvolumina in Bln VIII und Niederschlagshöhen in Bln IX (2007)

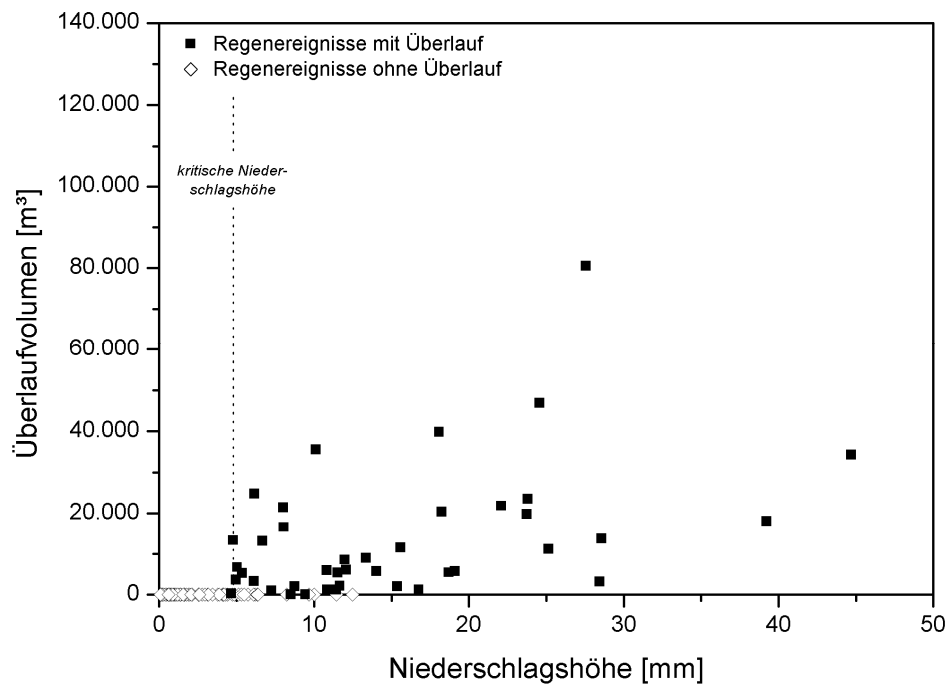


Abbildung 38: Überlaufvolumina in Bln XI und Niederschlagshöhen in Bln IX (2007)

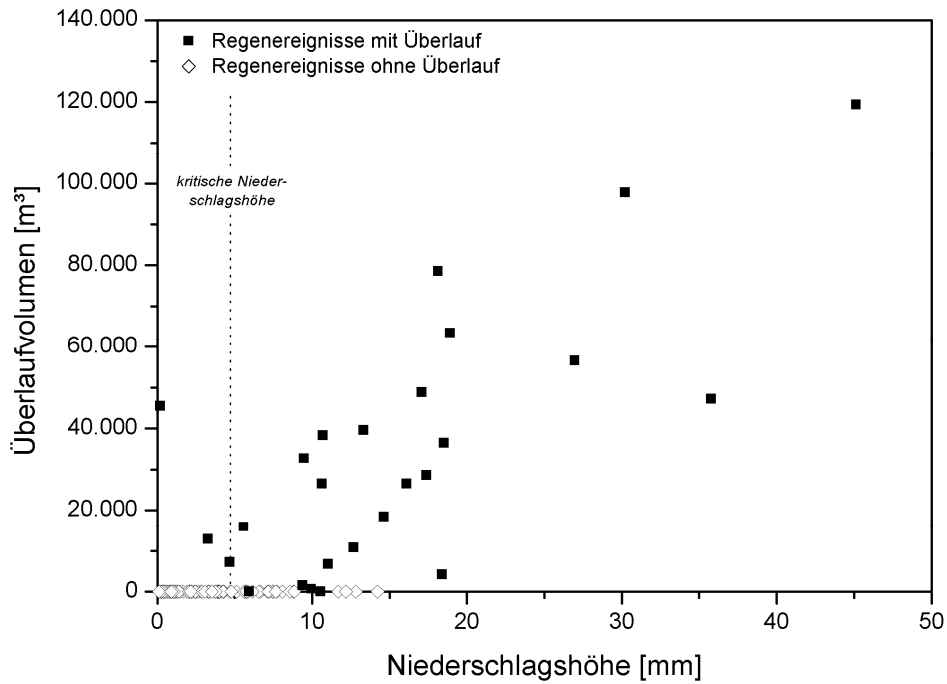


Abbildung 39: Überlaufvolumina in Wil und Niederschlagshöhen in Nkn I (2007)

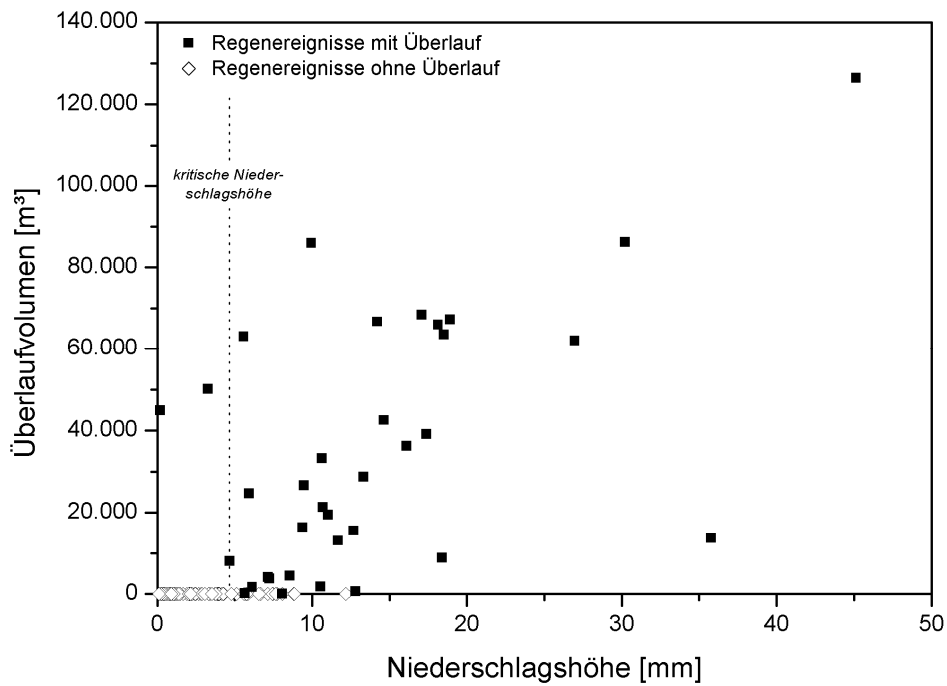


Abbildung 40: Überlaufvolumina in Chb I und Niederschlagshöhen in Nkn I (2007)

...
11.6.06 10:15	28.6.06 10:15	22575	376	0,4	3	7,3	22,6
28.6.06 21:45	29.6.06 7:15	420	7	1,5	2,8	7,4	23,3
29.6.06 20:15	1.7.06 9:45	1905	32	2,3	4,2	7,5	22,3
1.7.06 20:30	2.7.06 7:30	390	7	2,2	3,2	7,4	22,2
2.7.06 22:15	3.7.06 5:30	375	6	2,7	3,4	7,4	22,7
7.7.06 11:00	9.7.06 0:45	2070	35	0,1	2,7	7,3	23,5
9.7.06 7:00	14.7.06 10:15	6495	108	0,1	2,1	7,2	25
14.7.06 21:45	15.7.06 8:15	600	10	0,4	2	7,2	24,9
16.7.06 0:15	16.7.06 9:30	480	8	0,8	2,4	7,3	24,2
16.7.06 21:15	17.7.06 7:30	600	10	0,4	1,9	7,3	24
21.7.06 23:45	22.7.06 6:45	405	7	1,9	3	7,4	25,6
22.7.06 23:15	23.7.06 6:30	390	7	1,1	2,6	7,4	25,8
23.7.06 20:45	24.7.06 8:30	660	11	1	2,3	7,4	25,7
24.7.06 21:30	25.7.06 7:15	480	8	1,5	2,6	7,4	25,9
25.7.06 21:00	26.7.06 7:15	540	9	0,4	2,1	7,4	26
28.7.06 23:00	31.7.06 10:15	2835	47	0,1	2,8	7,4	25,6
31.7.06 22:30	1.8.06 7:30	465	8	1,8	2,8	7,3	25,3
1.8.06 21:30	2.8.06 7:45	540	9	1,6	3	7,4	24,7
2.8.06 19:30	3.8.06 8:45	780	13	1,1	2,9	7,4	23,8
3.8.06 18:30	9.8.06 13:30	7155	119	0,1	2,8	7,4	22,2
11.8.06 22:00	12.8.06 7:15	540	9	0,7	2,3	7,4	20,8
12.8.06 22:00	14.8.06 5:30	1515	25	2	4	7,6	20,5
17.8.06 23:45	18.8.06 6:00	390	7	1,6	3	7,6	20,5
20.8.06 19:00	22.8.06 9:30	1605	27	1,9	3,8	7,7	20,9
22.8.06 18:15	23.8.06 11:30	780	13	2,7	3,6	7,7	20,5
1.9.06 22:45	2.9.06 7:15	525	9	1,5	2,8	7,4	18,1
26.9.06 22:00	28.9.06 11:30	1740	29	3,1	4,2	7,5	18,2
29.9.06 1:45	29.9.06 7:45	360	6	3,1	3,6	7,4	18,1
25.5.07 21:00	1.6.07 12:00	9450	158	0,1	2,7	7,1	21,3
1.6.07 18:30	6.6.07 11:15	5685	95	1,6	3,9	7,1	20,1
6.6.07 20:30	7.6.07 7:00	480	8	1,6	3,1	7,1	20,4
7.6.07 17:45	10.6.07 11:15	3000	50	1,3	3,7	7,1	22,4
10.6.07 18:00	13.6.07 11:00	3030	51	1,9	3,7	7,1	23,9
13.6.07 21:15	14.6.07 7:15	390	7	2,9	3,7	7,2	24
14.6.07 19:15	27.6.07 9:30	16200	270	0,1	3,1	7,1	22,5
27.6.07 22:30	28.6.07 7:15	435	7	2,2	3,2	7,2	19,6
28.6.07 22:00	29.6.07 6:45	435	7	1,3	2,3	7,2	19,3
29.6.07 23:30	30.6.07 6:45	450	8	2,2	2,9	7,2	19,2
2.7.07 0:45	2.7.07 4:00	165	3	1,2	2,1	7,2	19,7
4.7.07 1:00	4.7.07 4:30	60	1	1,6	2	7,2	20
4.7.07 16:45	6.7.07 6:45	1545	26	1,4	3,1	7,3	19,3
7.7.07 23:00	8.7.07 6:30	420	7	2,4	3,2	7,2	18,6
8.7.07 21:30	9.7.07 5:30	210	4	1,7	2,4	7,2	19,2
9.7.07 17:30	10.7.07 10:15	720	12	0,6	2,3	7,1	18,9
10.7.07 20:45	11.7.07 6:15	525	9	0,1	1,8	7,2	18,7
11.7.07 22:30	12.7.07 6:15	375	6	2	3	7,4	18,8
12.7.07 21:45	13.7.07 6:00	420	7	1,6	2,7	7,5	18,6
18.7.07 1:15	18.7.07 4:45	120	2	2	2,4	7,5	22,9
20.7.07 1:15	20.7.07 6:30	165	3	1,4	2,2	7,4	23,4
20.7.07 21:45	21.7.07 7:30	570	10	0,3	2,3	7,4	23,3
21.7.07 20:30	26.7.07 8:45	6390	107	0,1	1,8	7,3	22
27.7.07 1:15	27.7.07 2:00	60	1	1	1,7	7,3	21,4
27.7.07 23:00	28.7.07 6:45	405	7	1,1	2,4	7,4	21,2
29.7.07 17:30	31.7.07 9:00	1635	27	3,1	4,3	7,4	19,7
31.7.07 21:00	1.8.07 7:30	540	9	1,3	3,2	7,4	18,6
9.8.07 0:00	17.8.07 13:15	10335	172	0,9	3,5	7,2	21,9
17.8.07 19:15	19.8.07 11:30	1485	25	0,8	3,7	7,2	21,3
19.8.07 18:45	20.8.07 8:15	735	12	2,7	3,7	7,3	21,2
21.8.07 21:00	22.8.07 11:30	420	7	3	3,6	7,3	21,1
23.8.07 20:30	25.8.07 11:30	1455	24	2,4	3,7	7,3	21,2
25.8.07 19:00	29.8.07 8:30	3615	60	1,1	3,6	7,2	20,8
29.8.07 20:30	30.8.07 7:00	375	6	2,4	3,4	7,3	19,1
31.8.07 19:15	1.9.07 7:30	465	8	2,6	3,5	7,2	18,3
1.9.07 18:30	5.9.07 10:30	4785	80	0,1	2,6	7,1	17,6
5.9.07 22:15	6.9.07 5:45	465	8	1,3	2,3	7,2	16,6
27.9.07 22:30	29.9.07 17:00	1470	25	3,1	4,4	7,1	15,5

Tabelle 29: Liste kritischer Sauerstoffdefizite nach Lammersen (Sophienwerder)

Beginn	Ende	eff. Dauer [min]	eff. Dauer [h]	O ₂ -Min [mg/l]	O ₂ -Mittel [mg/l]	pH-Wert -	Temperatur [°C]
20.5.00 1:15	21.5.00 11:30	2.070	35	4,3	4,6	7,2	23,6
18.6.01 3:15	19.6.01 12:00	1.710	29	4,1	4,6	7,2	19,2
8.7.01 21:30	11.7.01 13:00	3.360	56	4,3	4,7	7,4	24,2
12.8.02 18:30	14.8.02 7:45	2.250	38	3,0	4,2	7,5	21,1
12.9.03 0:00	13.9.03 12:15	1.815	30	4,2	4,6	7,4	21,1
12.6.04 1:15	12.6.04 13:15	720	12	3,0	3,6	7,1	20,5
30.5.05 7:30	7.6.05 17:00	11.295	188	2,6	4,3	7,5	20,2
8.6.05 1:30	11.6.05 10:45	3.885	65	3,2	4,4	7,5	17,6
2.7.05 16:00	8.7.05 10:30	7.650	128	0,4	2,7	7,5	22,6
8.7.06 3:00	11.7.06 13:30	4.935	82	2,1	3,8	7,3	24,4
8.5.07 3:00	10.5.07 12:00	3.240	54	3,2	4,4	7,3	17,1
26.5.07 6:15	7.6.07 10:15	17.325	289	1,6	4,0	7,3	22,0
16.6.07 3:15	20.6.07 11:30	5.745	96	1,8	3,2	7,2	23,2
21.6.07 1:15	25.6.07 11:00	5.535	92	2,4	3,9	7,2	23,2
10.8.07 0:15	17.8.07 14:00	9.630	161	3,1	4,2	7,3	22,8
21.8.07 10:15	23.8.07 12:30	2.490	42	3,7	4,4	7,4	21,6
23.8.07 22:15	25.8.07 8:30	1.530	26	4,2	4,7	7,4	21,8

G. Beurteilung der Grundbelastung

Ergebnisse der F-Statistik

Tabelle 30: Ergebnis des F-Tests auf Varianzgleichheit am Mühlendamm

	<u>Wassertemperatur</u>			<u>Sauerstoffkonzentration</u>			<u>Stdabw. der Sauerstoffkonz.</u>			<u>mittlerer Abfluss</u>		
	F	p	Varianz	F	p	Varianz	F	p	Varianz	F	p	Varianz
Mai	0,93	0,74	gleich	10,05	0,02	nicht gl.	4,49	0,1	gleich	1,49	0,71	gleich
Juni	1,55	0,74	gleich	5,56	0,1	gleich	3,77	0,2	gleich	1,96	0,54	gleich
Juli	0,76	0,5	gleich	7,55	0,02	nicht gl.	0,87	0,67	gleich	0,87	0,86	gleich
August	7,41	0,57	gleich	1,33	1,23	gleich	-	-	-	6,99	0,59	gleich

Tabelle 31: Ergebnis des F-Tests auf Varianzgleichheit in Sophienwerder

	<u>Wassertemperatur</u>			<u>Sauerstoffkonzentration</u>			<u>Stdabw. der Sauerstoffkonz.</u>			<u>mittlerer Abfluss</u>		
	F	p	Varianz	F	p	Varianz	F	p	Varianz	F	p	Varianz
Mai	0,91	0,67	gleich	13,69	0,14	gleich	5,17	0,35	gleich	6,44	0,15	gleich
Juni	1,02	1,16	gleich	0,58	0,29	gleich	1,85	0,59	gleich	1,31	0,85	gleich
Juli	5,47	0,33	gleich	0,59	0,37	gleich	0,76	0,54	gleich	5,18	0,35	gleich
August	15,53	0,04	nicht gl.	1,49	0,86	gleich	3,93	0,28	gleich	1,45	0,88	gleich

Ergebnisse der t-Statistik

Tabelle 32: t-Test zur Wassertemperatur am Mühlendamm

	<u>Deskriptive Statistik</u>				<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	181	17,4	2,17	-3,82	185	0,00018	signifikant !
	Testwerte	6	20,8	2,26				
Juni	Grundgesamtheit	147	20,1	2,37	-2,12	150	0,04	signifikant !
	Testwerte	5	22,3	1,91				
Juli	Grundgesamtheit	180	21,4	2,25	-2,88	185	0	signifikant !
	Testwerte	7	23,9	2,59				
August	Grundgesamtheit	223	22,2	1,73	-1,03	223	0,31	nicht signif.
	Testwerte	2	23,5	0,64				

Tabelle 33: t-Test zur Sauerstoffkonzentration am Mühlendamm

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	181	9,1	2,36	10,31	8,86	3,13E-06	signifikant !
	Testwerte	6	5,4	0,74				
Juni	Grundgesamtheit	147	7,3	1,57	2,12	150	0,04	signifikant !
	Testwerte	5	5,8	0,67				
Juli	Grundgesamtheit	180	8,2	1,55	12,25	10,01	2,37E-07	signifikant !
	Testwerte	7	5,2	0,56				
August	Grundgesamtheit	223	7,2	1,31	0,63	223	0,53	nicht signif.
	Testwerte	2	6,6	1,13				

Tabelle 34: t-Test zur Standardabweichung der Sauerstoffwerte am Mühlendamm

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	172	0,40	0,17	1,5	176	0,13	nicht signif.
	Testwerte	6	0,29	0,08				
Juni	Grundgesamtheit	128	0,50	0,24	1,02	131	0,31	nicht signif.
	Testwerte	5	0,39	0,12				
Juli	Grundgesamtheit	180	0,57	0,22	0,55	185	0,58	nicht signif.
	Testwerte	7	0,52	0,24				
August	Grundgesamtheit	223	0,57	0,2	-	-	-	-
	Testwerte	2	0,50	0				

Tabelle 35: t-Test zum Abfluss am Mühlendamm

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	181	12,9	6,51	0,58	185	0,56	nicht signif.
	Testwerte	6	11,3	5,33				
Juni	Grundgesamtheit	147	7,3	4,69	0,5	145	0,62	nicht signif.
	Testwerte	5	6,3	3,35				
Juli	Grundgesamtheit	180	9,4	6,25	0,93	185	0,36	nicht signif.
	Testwerte	7	7,3	6,72				
August	Grundgesamtheit	223	12,7	12,34	0,54	223	0,59	nicht signif.
	Testwerte	2	8,0	4,67				

Tabelle 36: t-Test zur Wassertemperatur in Sophienwerder

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	226	18,4	2,66	-1,82	227	0,07	nicht signif.
	Testwerte	3	21,2	2,78				
Juni	Grundgesamtheit	199	22,1	2,63	0,53	202	0,6	nicht signif.
	Testwerte	5	21,4	2,61				
Juli	Grundgesamtheit	222	22,9	2,17	-1,33	223	0,19	nicht signif.
	Testwerte	3	24,6	0,93				
August	Grundgesamtheit	210	23,1	1,86	2,32	5,03	0,07	nicht signif.
	Testwerte	4	22,5	0,47				
September	Grundgesamtheit	234	19,2	2,51	-	-	-	-
	Testwerte	1	21,9	--				

Tabelle 37: t-Test zur Sauerstoffkonzentration in Sophienwerder

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	226	7,9	1,9	2	227	0,05	nicht signif.
	Testwerte	3	5,7	0,51				
Juni	Grundgesamtheit	198	6,7	1,04	2,49	201	0,01	signifikant !
	Testwerte	5	5,5	1,37				
Juli	Grundgesamtheit	222	6,9	1,08	-0,56	223	0,57	nicht signif.
	Testwerte	3	7,2	1,4				
August	Grundgesamtheit	208	6,8	1	2	210	0,05	nicht signif.
	Testwerte	4	5,8	0,82				
September	Grundgesamtheit	234	7,2	0,93	-	-	-	-
	Testwerte	1	5,6	--				

Tabelle 38: t-Test zur Standardabweichung der Sauerstoffwerte in Sophienwerder

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	226	0,35	0,19	0,58	227	0,56	nicht signif.
	Testwerte	3	0,29	0,08				
Juni	Grundgesamtheit	198	0,37	0,21	-1,39	201	0,17	nicht signif.
	Testwerte	5	0,5	0,15				
Juli	Grundgesamtheit	222	0,47	0,22	-0,23	223	0,82	nicht signif.
	Testwerte	3	0,5	0,25				
August	Grundgesamtheit	208	0,52	0,18	0,63	210	0,53	nicht signif.
	Testwerte	4	0,46	0,09				
September	Grundgesamtheit	234	0,38	0,13	-	-	-	-
	Testwerte	1	0,23	-				

Tabelle 39: t-Test zum Abfluss in Sophienwerder

		<u>Deskriptive Statistik</u>			<u>t-Prüfstatistik</u>			
		n	\bar{x}	s_x	t-Wert	f	p	Unterschied
Mai	Grundgesamtheit	226	18,6	8,51	1,11	227	0,27	nicht signif.
	Testwerte	3	13,8	3,35				
Juni	Grundgesamtheit	198	10,9	5,14	-0,28	201	0,78	nicht signif.
	Testwerte	5	11,5	4,5				
Juli	Grundgesamtheit	222	12,9	7,19	0,89	223	0,37	nicht signif.
	Testwerte	3	9,2	3,16				
August	Grundgesamtheit	208	15,6	12,81	-0,92	210	0,36	nicht signif.
	Testwerte	4	21,5	10,63				
September	Grundgesamtheit	234	15,9	9,38	-	-	-	-
	Testwerte	1	9,2	--				

H. Der Mischwassereinfluss auf Sauerstoffdefizite

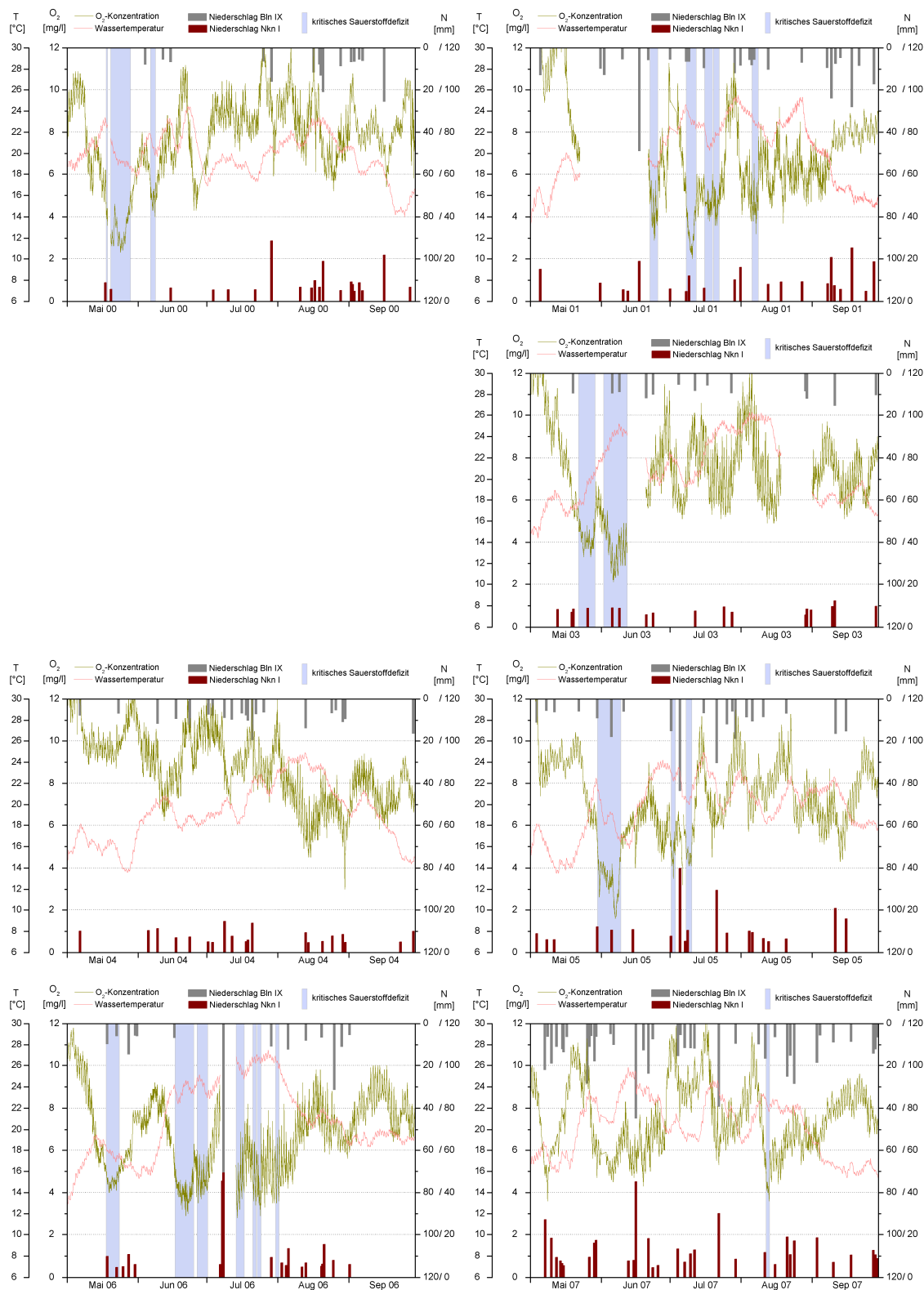


Abbildung 41: Gesamtniederschlagshöhe der kritischen Regenereignisse, kritische Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September der Jahre 2000 bis 2007 am Mühlendamm (Messunterbrechung im Jahr 2002)

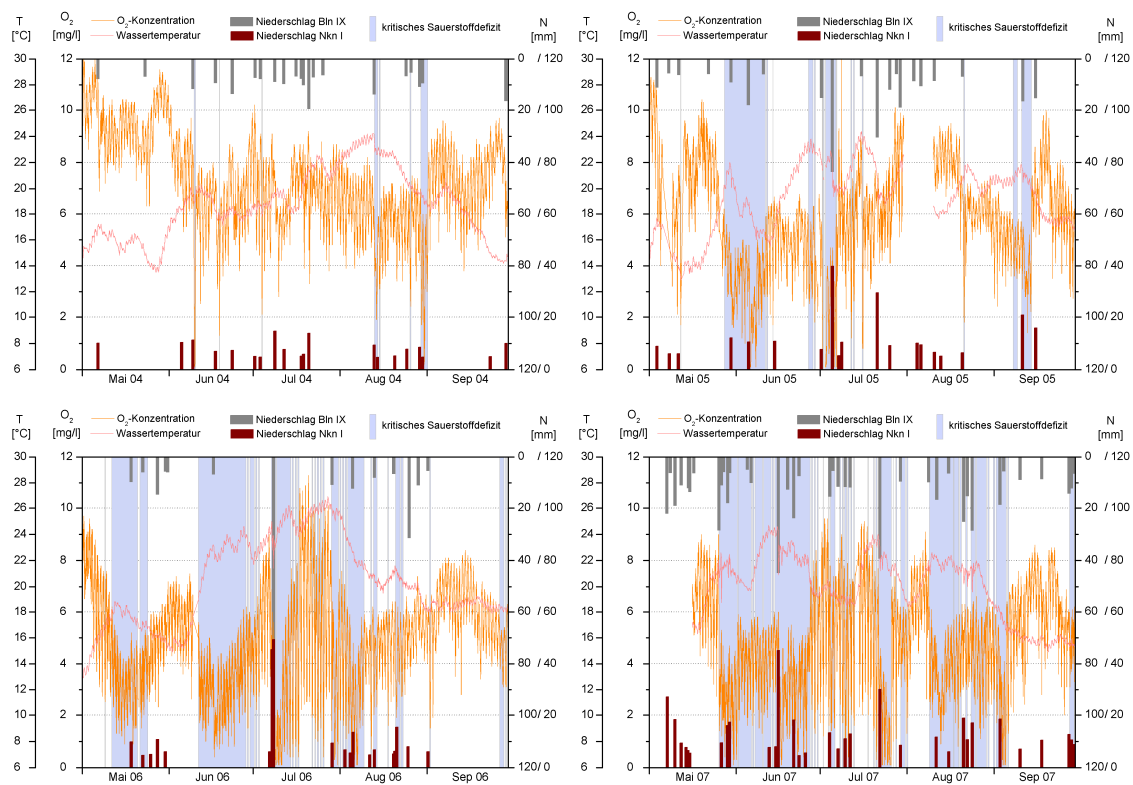


Abbildung 42: Gesamtniederschlagshöhe der kritischen Regenereignisse, kritische Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September der Jahre 2004 bis 2007 an der Caprivibrücke

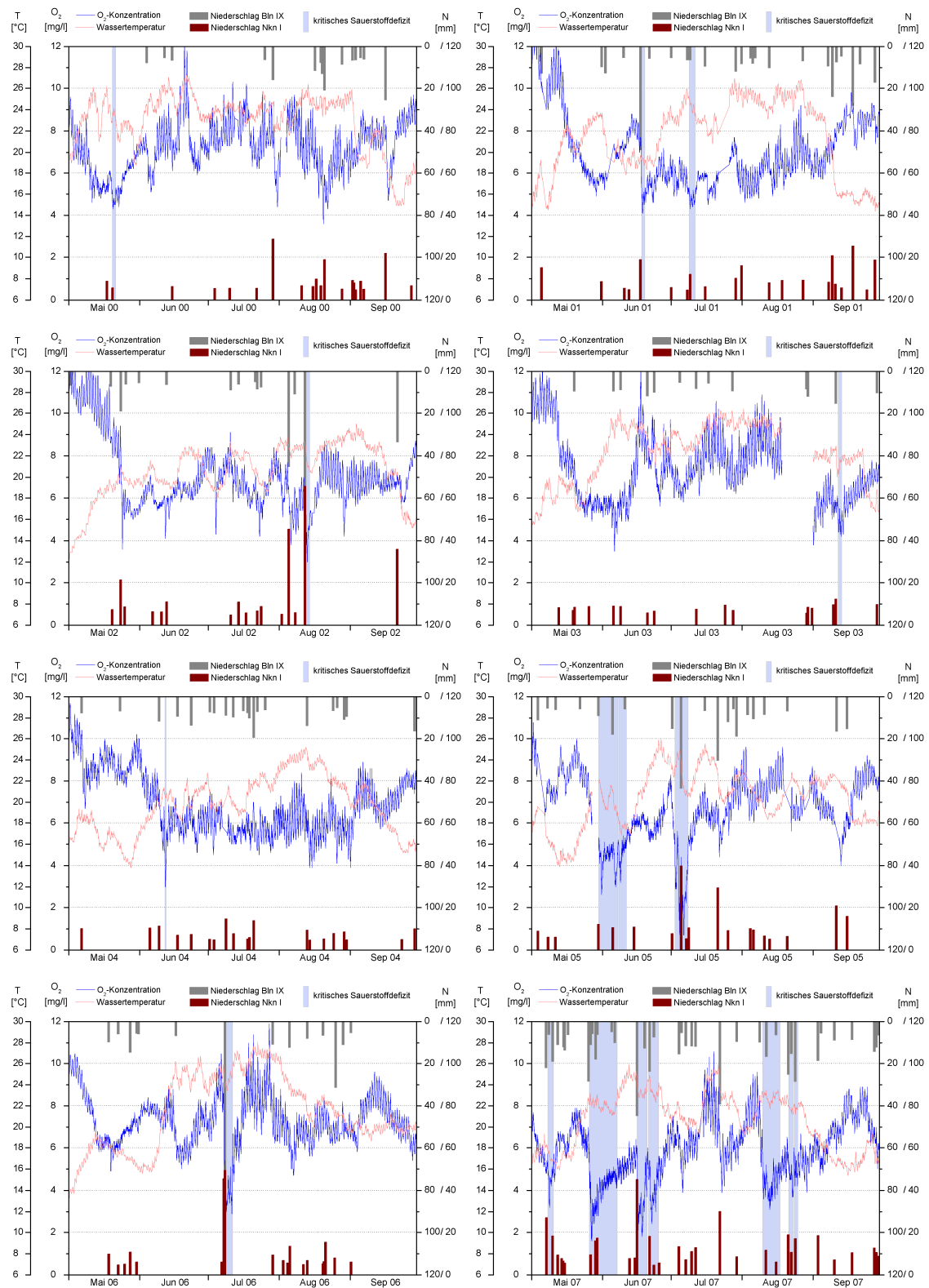


Abbildung 43: Gesamtniederschlagshöhe der kritischen Regenereignisse, kritische Sauerstoffdefizite nach Lammersen sowie Temperatur- und Sauerstoffverläufe zwischen Mai und September der Jahre 2000 bis 2007 in Sophienwerder

Literaturverzeichnis

ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Hennef. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA).

ATV (1995): Bau und Betrieb der Kanalisation. ATV-Handbuch. Berlin, Ernst & Sohn.

ATV (1999): Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten zur Angleichung an natürliche Abflussverhältnisse, Bericht der Arbeitsgruppe "Hydrologie der Stadtentwässerung". Korrespondenz Abwasser (4).

Bärthel, H. (2003): Geklärt! - 125 Jahre Berliner Stadtentwässerung. Berlin, Huss-Medien GmbH.

Baumgartner, A. und Liebscher, H.-J. (1996): Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie. Lehrbuch der Hydrologie. Berlin - Stuttgart, Gebrüder Borntraeger.

Benninghaus, H. (2007): Deskriptive Statistik - Eine Einführung für Sozialwissenschaftler. Wiesbaden, VS Verlag für Sozialwissenschaften.

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

Borchardt, D. (1992): Auswirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen - Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen. Wasser, Abwasser, Abfall: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel.

Borchardt, D. (1999): "Niederschlagsbedingte Gewässerbelastungen: Wie können Probleme identifiziert und Maßnahmen beurteilt werden?". aus der Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe (Band 96): Schadstoffe im Regenabfluss IV. München, Oldenbourg Verlag GmbH.

Bruns, J. (1999): Dynamische Kopplung von Regenwasserbehandlung und Abwasserreinigung bei Mischwasserzufluss. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 151. Stuttgart.

Butler, D. und Davies, J. (2004): Urban Drainage. London, E & FN Spon Publishing.

BWK (2001): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse.

Merkblatt 3 des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. Sindelfingen.

BWK (2003): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Begleitband zum Merkblatt 3 des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. Sindelfingen.

BWK (2007): Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3. Merkblatt 7 des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. Sindelfingen.

DIN 4049-3 (1994): Hydrologie Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. Berlin. Deutsches Institut für Normung e.V.

Doudoroff, P. und Shumway, D. L. (1967): Dissolved oxygen requirements for the protection of fish. A symposium on water quality criteria to protect aquatic; American Fisheries Society (Spec. Publ. No. 4): 13-19.

Downing, K. M. und Merkens, J. C. (1957): The Influence of Temperature on the Survival of several Species of Fish in Low Tensions for Dissolved Oxygen. Annals of Applied Biology 45 (2): 261-267.

DVWK (1988): Niederschlag - Anweisung für den Beobachter an Niederschlagsstationen - ABAN 1989. Regeln zur Wasserwirtschaft. Hamburg - Berlin, Verlag Paul Parey.

EU (1978): Richtlinie 78/659/EWG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, geändert am 6.9.2006 - Fischgewässerrichtlinie.

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23. Oktober 2000 - Wasserrahmenrichtlinie.

Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J. und Brooks, N. H. (1979): Mixing in Inland and Coastal Waters. New York, Academic Press, Inc.

Fischer, J. (1998): Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum. Wasser, Abwasser, Abfall: Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel.

FWR (1998): Urban Pollution Management (UPM) Manual - a planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather. Buckinghamshire, UK, Foundation for Water Research.

Gammeter, S. und Frutiger, A. (1990): Short-term toxicity of NH_3 and low oxygen to benthic macroinvertebrates of running waters and conclusions for wet weather water-pollution control measures. *Water Science and Technology* 22: 291-296.

Gao, J., Weinmeister, H. W. und Lang, E. (2000): Ermittlung der Starkregenhöhen in Abhängigkeit von Regendauer und Jährlichkeit im Einzugsgebiet des Gradenbaches / Österreich. Tagungsband International Symposium Interpraevent 2000. Villach.

Gottwald, W. (2000): Statistik für Anwender - Die Praxis der instrumentellen Analytik. Weinheim, Wiley-VCH Verlag.

Gujer, W. (1999): Siedlungswasserwirtschaft. Berlin - Heidelberg - New York, Springer Verlag.

Gupta, K. und Saul, A. J. (1996): Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. *Water Research* 30 (5): 1244-1252.

Hamm, A. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Gesellschaft der Deutschen Chemiker, Hauptausschuss Phosphate und Wasser, Arbeitskreis Wirkungsstudie. St. Augustin, Academia-Verlag.

Iannuzzi, T. J., Huntley, S. L., Schmidt, C. W., Finley, B. L., McNutt, R. P. und Burton, S. J. (1997): Combined Sewer Overflows (CSOs) as sources of sediment contamination in the lower Passaic River - priority pollutants and inorganic chemicals. *Chemosphere* 34 (2): 213-231.

Kalff, J. (2003): *Limnology*. New Jersey, Prentice Hall.

Köhler, J., Gelbrecht, J. und Pusch, M. (2002): Die Spree: Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell* Bd. 10. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

Kreikenbaum, S., Güde, H., Krejci, V. und Rossi, L. (2004): Projekt "STORM": Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter - hygienische Probleme bei Regenwetter. *GWA - Gas, Wasser, Abwasser* 11: 807-815.

Lammersen, R. (1997): Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 15.

Leszinski, M., Schuhmacher, F., Schroeder, K., Pawlowsky-Reusing, E. und Heinzmann, B. (2006): ISM Teilstudie: Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den

Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Leszinski, M., Schuhmacher, F., Schroeder, K., Pawlowsky-Reusing, E. und Heinzmann, B. (2007): ISM Teilstudie: Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Lindner, P., Riederer, E. und Bischofsberger, W. (1987): Untersuchungen zum physikalischen Sauerstoffeintrag in gestaute Fließgewässer. Berichte aus der Wasser-
gütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München.

Matzinger, A., Leszinski, M. und Schroeder, K. (2008): Immissionsrichtlinien für Mischwassereinleitungen, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Milne, I., Mallett, M., Clarke, S. J., Flower, T. G., Holmes, D. und Chambers, R. G. (1992): Intermittent Pollution - Combined Sewer Overflows, Ecotoxicology and Water Quality Standards. NRA R&D Note 123. National Rivers Authority.

Orth, H., Hoppe, H., Weilandt, M., Londong, J., Böcker, K., Erbe, V., Podraza, P. und Halle, M. (2003): Ein integriertes Gesamtkonzept für Entwässerungsgebiet, Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer mit dem Ziel eines nachhaltigen Gewässerschutzes und einer Reduktion der Kosten - Abschlussbericht. Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik im Auftrag des MUNLV NRW.

Pawlowsky-Reusing, E. und Schroeder, K. (2006): ISM - Integrated Sewage Management: Final Research Report, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Rasch, B., Friese, M., Hofmann, W. und Naumann, E. (2006): Quantitative Methoden: Band 1. Berlin, Springer-Verlag.

Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, Gustav Fischer Verlag.

Seager, J., Milne, I., Mallett, M. und Sims, I. (2000): Effects of short-term oxygen depletion on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 (12): 2937-2942.

SenGUV (2001): Abwasserbeseitigungsplan Berlin, Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin.

SenGUV (2006): Bericht über die meteorologische, hydrologische und gewässerökologische Situation im Sommer 2006 in Berlin, Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz. Berlin.

SenStadt (2004): Fischfauna. Digitaler Umweltatlas Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

SenStadt (2004): Gewässergüte (Chemie). Digitaler Umweltatlas Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

SenStadt (2005): Wasserwirtschaftlicher Monatsbericht Juli 2005. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

SenStadt (2006): Entsorgung von Regen- und Abwasser. Digitaler Umweltatlas Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

SenStadt (2007): Oberflächenabfluss, Versickerung, Gesamtabfluss und Verdunstung aus Niederschlägen. Digitaler Umweltatlas Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

Sigg, L. und Stumm, W. (1989): Aquatische Chemie. Stuttgart, Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.

Wagner, A. (1996): Immissionsorientierte Anforderungen an Mischwasserentlastungen. Universität GH Essen. Dissertation.

Weiss, R. (1970): The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and sea water. Deep-Sea Research 17: 721-735.

Wolter, C., Arlinghaus, R., Grosch, U. A. und Vilcinskas, A. (2003): Fische und Fischerei in der Spree. Zeitschrift für Fischkunde Supplement 2: 1-156.