

FINAL 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

Integrated Sewage Management

Project acronym: ISM

**Teilstudie: Gewässergütesimulation der Stauhaltung Charlottenburg
(Spree und Kanäle) unter Berücksichtigung der
Mischwasserentlastungen am Beispiel eines Starkregenereignisses im
September 2005**

**Sub-study: Water quality simulation of river Spree and its canals
(reach Charlottenburg) under consideration of combined sewer
overflows for a storm event in September 2005**

by

Dr. F. Schumacher, U. Gebauer, Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt
E. Pawlowsky-Reusing, I. Meier, Berliner Wasserbetriebe
K. Schroeder, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
M. Leszinski, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Dr. B. Heinzmann, Berliner Wasserbetriebe

for

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Preparation of this report was financed in part through funds provided by
Berliner Wasserbetriebe and Veolia Water



Berlin, Germany

2007

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 It is expressly pointed out that the information and results given in this publication may be out of date due to subsequent modifications.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.

Abstract (English)

Integrated Sewage Management – ISM

Sub-study: Water quality simulation of river Spree and its canals (reach Charlottenburg) under consideration of combined sewer overflows for a storm event in September 2005

Duration:	06/2007 – 12/2007
Volume sub-studies 2006-2007:	49.400 €
Contractor:	Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt
Contact at KWB:	K. Schroeder

The objective of the studies performed in the scope of the Integrated Sewage Management (ISM) project on combined sewer overflows in Berlin, Germany was to develop methods that would make it possible to assess wastewater management measures performed under the city's water management permit as well as more sophisticated strategies (e.g., global real time control) through the application of water body-related criteria.

For this purpose, a preliminary study was first performed to characterize the underlying water body-specific processes and hydraulic, physical, chemical and ecological parameters relevant to the status of Berlin's surface waters (LESZINSKI et al., 2007a).

The second step involved the development of a method for water quality-oriented assessment of wastewater management measures (LESZINSKI ET AL., 2007b). In addition to the already recognized thresholds for dissolved oxygen concentration during continuous, long-term water load conditions, particular focus was placed on formulating requirements for oxygen demand under peak load conditions. Ammonia toxicity due to sewage input, another important stress factor for aquatic ecosystems, was also analyzed and threshold values for both chronic and acute peak ammonia loads were defined.

The results of the third phase of this research are described in this report. Two numerical simulation models (for urban drainage networks and surface waters) were combined and the feasibility of the developed method was evaluated based on the case of a combined sewer overflow event documented by the surface water monitoring. The simulations were performed using InfoWorksTM CS hydrological/hydrodynamic urban drainage network modeling software (ISM model) and the GERRIS/HYDRAX/Qsim unsteady ecosystem modeling system. The latter model was developed by the Federal Institute of Hydrology in Koblenz and is used by the Senate Department of Health, Environment and Consumer Protection (SenGesUmV).

The present report describes the theoretical principles of the utilized models, the base of data available for analysis of the selected event, and the assumptions made in cases of missing input data for hydraulic modeling as well as for the water quality simulations.

The one-dimensional hydraulic modeling results for the branched surface water system of the reach Berlin-Charlottenburg demonstrated that the hydraulic conditions can be simulated with satisfactory accuracy using the current data.

In the case of water temperature, it was also possible to achieve a high degree of agreement between the measured and computed values in spite of the lack of high-resolution temporal input data from the tributaries (Landwehr Canal, Panke River, Berlin-Spandau Ship Canal).

However, this was not the case for dissolved oxygen concentration, the main parameter used for evaluation of combined water treatment. The DOC simulations computed using input data based on a monthly sampling interval did not show satisfactory agreement with the online measurements in the water system. Dry-weather biological processes, which were associated with high-level, short-term oxygen enrichment or consumption, could not be depicted in the simulations.

After completion of the water quality simulations, the effect of variation of individual input parameters was assessed. This analysis showed that no significant improvement of agreement with the measured values could be achieved by adjusting the assumptions for individual parameters (chlorophyll-a and BSB5).

In the case of ammonia, the second most important parameter, the available sampling data from the tributaries in the investigated water system were collected only once a month, if at all. Therefore, it cannot be expected that the temporal distribution of this parameter was correctly reflected by the model. The number of validation measurements taken within the water system was also insufficient.

Summarizing the results of the study of the linked urban drainage/surface water quality model, which was tested for the first time, it can be concluded that InfoWorks CS and GERRIS/HYDRAX/Qsim provide problem-oriented simulation tools for reaching the objective of ISM study of assessing various scenarios for reduction of impacts from combined sewer overflows. By contrast, the available data are deficient and do not allow to adjust and calibrate the models to meet the specific needs of this task, particularly in light of the fact that short-term effects of combined sewer overflows are to be analyzed.

Abstrakt (German)

Integrated Sewage Management – ISM

Teilstudie: Gewässergütesimulation der Stauhaltung Charlottenburg (Spree und Kanäle) unter Berücksichtigung der Mischwasserentlastungen am Beispiel eines Starkregenereignisses im September 2005

Dauer:	06/2007 – 12/2007
Volumen Teilstudien 2006-2007:	49.400 €
Vertragspartner:	Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt
Kontakt im KWB:	K. Schroeder

Ziel der im Rahmen des Projektes „Integrated Sewage Management (ISM)“ durchgeführten Arbeiten war es, für die Einleitung von Mischwasser in Berlin Methoden zu entwickeln, die eine Beurteilung von Maßnahmen der Mischwasserbehandlung gemäß der Wasserbehördlichen Erlaubnis und weitergehenden Strategien (z.B. übergeordnete Abflusssteuerung) unter Anwendung gewässerbezogener Kriterien ermöglichen.

Dazu wurden zunächst die für die Berliner Gewässersituation zugrunde liegenden gewässerspezifischen Prozesse im Rahmen einer Literaturstudie beschrieben und die relevanten hydraulischen, physikalisch-chemischen und ökologischen Parameter zusammengestellt (LESZINSKI et al., 2007a).

Im zweiten Schritt wurde eine Methodik entwickelt, die unter Anwendung immissionsorientierter Kriterien eine Beurteilung von Maßnahmen der Mischwasserbehandlung ermöglicht (LESZINSKI ET AL., 2007b). Neben den inzwischen anerkannten Grenzwerten für Sauerstoffgehalte bei kontinuierlichen, lang anhaltenden Gewässerbelastungen wurden insbesondere Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt für Stoßbelastungen formuliert. Als weitere wichtige Belastungsgröße für die aquatischen Biozönosen infolge Mischwasserentlastung hat die Toxizität von Ammoniak zu gelten, wobei Grenzwerte sowohl für chronische als auch für akute Stoßbelastungen definiert wurden.

Der vorliegende Erläuterungsbericht beschreibt die im dritten Arbeitsschritt durchgeführte Verknüpfung zweier numerischer Modelle (für Kanalnetz und Gewässer) und die Erprobung der Modelle im Hinblick auf die Anwendung der entwickelten Methodik am Beispiel eines im Gewässer-Monitorings dokumentierten Mischwasser-Entlastungs-Ereignisses. Die Erprobung erfolgte auf Basis des hydrologisch-hydrodynamischen Kanalnetzmodells InfoWorks CS (ISM Modell) und des bei der Senatsverwaltung für Gesundheit Umwelt und Verbraucherschutz (SenGesUmV) eingesetzten instationären Ökosystemmodells GERRIS/HYDRAX/Qsim, entwickelt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz.

Der vorliegende Bericht beschreibt die theoretischen Grundlagen der verwendeten Modelle sowie die für das ausgewählte Ereignis verfügbare Datenbasis und die für die fehlenden Angaben getroffenen Annahmen für die verschiedenen Eingangsparameter der hydraulischen Berechnung und der darauf aufsetzenden Gütesimulation.

Das Ergebnis der hydraulischen 1D-Berechnung des verzweigten Gewässersystems der Stauhaltung Charlottenburg zeigte, dass bei der gegenwärtigen Datenlage die hydraulischen Verhältnisse mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit wiedergegeben werden können.

Ebenso zeigte das Ergebnis für die berechneten Wassertemperaturen, dass trotz der für die Zuflüsse der Nebengewässer (Landwehrkanal, Panke, Berlin-Spandauer-Schiffahrtskanal) fehlenden zeitlich hochaufgelösten Eingangsdaten eine weitgehende Übereinstimmung zwischen Mess- und Berechnungsergebnissen über den gesamten Zeitraum erzielt werden konnten.

Für den zur Beurteilung von Maßnahmen der Mischwasserbehandlung herangezogenen Leitparameter des Sauerstoffgehalts zeigte sich jedoch im Ergebnis der Gütesimulation, dass auf der Grundlage von nur einmal im Monat durchgeführten Stichprobenmessungen des Gewässergütemessnetzes, die als Eingangswerte für die Simulation verwendet wurden, die Berechnungsergebnisse nur ungenügend mit den Online-Messungen im Gewässersystem übereinstimmten. Biologische Prozesse während Trockenwetter, die mit einer hohen, kurzfristigen Sauerstoffanreicherung oder -zehrung verbunden waren, konnten in der Simulation nicht abgebildet werden.

Mit einer an die Gütesimulation anschließenden Variation einzelner Eingangsparameter konnte weiterhin gezeigt werden, dass allein mit veränderten Annahmen über die Größe einzelner Parameter (Chlorophyll-a und BSB5) keine wesentlich verbesserte Anpassung an die Messergebnisse zu erreichen war.

Für den zweiten Leitparameter Ammonium steht zurzeit - wenn überhaupt - je Zufluss zum untersuchten Gewässersystem nur ein einziger Stichprobenwert im Monat zur Verfügung. Es war somit nicht zu erwarten, dass dessen zeitliche Verteilung richtig wiedergegeben werden konnte; auch Validierungsmessungen im Gewässersystem lagen nicht in ausreichendem Umfang vor.

Zusammenfassend kann im Ergebnis der hier erstmals erprobten Modellkoppelung von Kanalnetz- und Gewässergütemodellierung in hoher zeitlicher Auflösung festgestellt werden, dass für die Zielsetzung der ISM Studie, verschiedene Szenarien zur Reduzierung der Belastungen aus den Überläufen der Mischwasserkanalisation beurteilen zu können, mit InfoWorks CS und GERRIS/HYDRAX/Qsim problemgerechte Simulationsprogramme ebenso vorhanden sind wie die entsprechenden Modelle auf Kanal- und Gewässerseite. Im Gegensatz dazu ist die Datenlage, insbesondere da die kurzfristigen Einflüsse der Mischwasserüberläufe erfasst werden sollen, zurzeit noch ungenügend, um die Modelle an die gegebene Aufgabe anzupassen und hierfür zu kalibrieren.

Abstract (French)

Integrated Sewage Management - ISM

Etude partielle: Simulation de la qualité de l'eau de la rivière Spree et de ses canaux (tronçon Charlottenburg) sous l'influence des surverses du réseau unitaire par temps de pluie se basant sur un événement du mois de Septembre 2005

Durée: 06/2007 – 12/2007

Volume études partielles 2006-07: 49.400 €

Mandataire: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Contact KWB: K. Schroeder

Le but des travaux effectués dans le cadre du projet „Integrated Sewage Management (ISM)“ consiste à développer des méthodes pour améliorer la situation en cas de déversement du trop plein des eaux mixtes provenant du réseau unitaire vers le milieu naturel de Berlin. Ces méthodes consistent à évaluer différentes approches du traitement des eaux mixtes ainsi que des stratégies pouvant être envisagées à l'avenir (telles que par exemple une commande centralisée des débits) qui soient conformes à l'autorisation accordée par l'autorité responsable de l'eau, tout en appliquant les critères prédéfinis pour les eaux naturelles.

Dans un premier temps une recherche de littérature permet de décrire les mécanismes spécifiques ayant lieu dans les eaux naturelles berlinoises, et de rassembler les paramètres hydrauliques, physico-chimiques et écologiques importants (LESZINSKI et al., 2007a).

Ensuite une méthode fut développée permettant d'évaluer les opérations de traitement d'eaux mixtes provenant du système unitaire tout en appliquant des critères orientés sur l'émission (LESZINSKI et al., 2007b). En plus des valeurs limites imposées aux concentrations d'oxygène et maintenant reconnues pour des charges continues de longue durée sur les eaux naturelles, l'accent fut mis sur les exigences à formuler pour le bilan d'oxygène dans le cas de charges instantanées. La toxicité de l'ammoniaque étant une autre grandeur importante pour la description de la charge imposée à la biocénose par les surverses des réseaux unitaires, des valeurs limites furent définies pour les rejets chroniques ainsi que pour les charges aiguës instantanées.

Le présent rapport décrit la 3e phase du travail consistant en la mise en relation de deux modèles numériques (l'un pour le réseau de canalisations et l'autre pour les cours d'eau) de même que leur mise à l'essai dans l'optique d'appliquer la stratégie développée lors de ce projet. Cette stratégie fut conçue sur l'exemple d'un événement de surverse du réseau unitaire reposant sur des données recueillies dans le cadre d'un monitoring (surveillance) des eaux naturelles. Les modèles utilisés sont InfoWorks CS (modèle ISM), modèle hydrologique-hydrodynamique de réseaux de canalisations ainsi que GERRIS/HYDRAX/Qsim, modèle d'écosystème instationnaire utilisé par la Direction de la santé, de l'environnement et de la protection des consommateurs (SenGesUmV) et développé par l'Institut fédéral d'hydrologie à Coblenche.

Le présent rapport décrit les bases théoriques des modèles utilisés et les données disponibles pour la description de l'événement retenu de même que les hypothèses faites afin de combler les informations manquantes sur les différents paramètres d'entrée du calcul hydraulique et nécessaires à la simulation de la qualité des eaux.

Le résultat du calcul hydraulique 1D du système Spree et de ses canaux (tronçon Berlin-Charlottenburg, montre que l'état actuel des données permet de reproduire la situation hydraulique avec une précision satisfaisante.

Il en est de même pour les températures de l'eau calculées. Malgré le manque de données à haute définition temporelle concernant certains affluents (Landwehrkanal, Panke, Berlin-Spandauer-Schiffahrtskanal), les valeurs mesurées coïncident avec les valeurs calculées dans une large mesure sur toute la période étudiée.

En revanche, pour le paramètre pilote - la teneur en oxygène - pris en compte pour évaluer des méthodes de traitement des eaux du système unitaire, la simulation de la qualité des eaux montre que les résultats calculés sur la base de données d'échantillonnage prélevées une seule fois par mois au sein du cours d'eau étudié ne coïncident pas suffisamment avec les mesures effectuées en ligne dans le système aquatique. Les processus biologiques se déroulant dans les eaux usées de temps sec qui sont liés à des oxygénations et diminutions importantes et de courtes durées des taux d'oxygène n'ont pas pu être représentés.

En faisant varier les paramètres d'entrée chlorophylle-a et DBO5 il fut alors possible de démontrer que seule la modification des hypothèses faites sur ces grandeurs n'améliore pas notablement l'adaptation aux résultats des mesures.

Pour le deuxième paramètre pilote – l'ammonium – une seule valeur d'échantillonnage par mois et par affluent était disponible dans le meilleur des cas pour le système étudié. Dans ces conditions il ne faut pas s'attendre à obtenir une réflexion correcte de la résolution temporelle, d'autant plus que de nombreuses mesures de validation de ce paramètre dans le système aquatique étaient manquantes.

En conclusion, à l'issue d'une première mise à l'épreuve du couplage des modèles pour la modélisation du réseau de canalisations et de la qualité de l'eau lors une résolution temporelle profonde, nous pouvons constater que InfoWorks CS et GERRIS/HYDRAX/Qsim constituent des programmes de simulation appropriés tant pour la simulation de canalisations que celle des cours d'eau récepteurs pour traiter les objectifs de l'étude ISM. Ceux-ci consistent à trouver un moyen d'évaluer différents scénarios de réduction des déversements du trop plein des eaux mixtes provenant du réseau unitaire vers le milieu naturel. En revanche, les données de mesures in situ existantes, surtout celles permettant de décrire l'impact des surverses du réseau unitaire, existent en nombre insuffisant. Dans ces conditions, les modèles ne se laissent pas suffisamment adapter et calibrer.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	3
2	Beschreibung des Modellgebiets	6
2.1	Übersicht über das Gewässersystem	6
2.1.1	Graph und Strangdefinition der Stauhaltung Charlottenburg	9
2.2	Übersicht über das Mischwassereinzugsgebiet	10
3	Grundlagen der Kanalnetzsimulation	12
3.1	Simulation des Abflussvorgangs im Kanal	12
3.2	Simulation der Abflussprozesse auf der Oberfläche	13
4	Abflussberechnung im Mischwassereinzugsgebiet und Ergebnisse	17
5	Grundlagen der Schmutzfrachtberechnung mit dem Programm INFOWORKS	23
5.1	Schmutzwasseranfall	24
5.2	Abbildung der Prozesse im Kanal	25
5.2.1	Transport von gelösten Stoffen und suspendierten Sedimenten im Kanal	25
5.2.2	Sedimentation und Remobilisierung der partikulären Stoffe im Kanal	26
5.3	Abbildung der Prozesse auf der Oberfläche	29
5.3.1	Akkumulation und Abtrag der gelösten Stoffe auf der Oberfläche	29
5.3.2	Partikuläre Stoffe auf der Oberfläche	32
5.3.2.1	Akkumulation der Sedimente auf der Oberfläche	32
5.3.2.2	Abtrag der Sedimente von der Oberfläche	34
6	Schmutzfrachtberechnung im Mischwassereinzugsgebiet und Ergebnisse	39
7	Theoretische Grundlagen der Gewässergütesimulation	44
7.1	Instationäre Berechnung von Wasserstand und Durchfluss (HYDRAX)	44
7.2	Instationäre Berechnung der Wassertemperatur und Güteparameter(Qsim)	44
7.2.1	Randbedingungen	46
7.2.1.1	Wasserstand und Durchfluss	46
7.2.1.2	Mischwasser-Einleitungen	47

8	Abflussberechnung des Gewässerabschnittes und Ergebnisse	48
8.1	Untersuchungszeitraum (Ereignis)	48
8.2	Kalibrierung und Plausibilisierung	52
9	Gewässergüte-Simulation	58
9.1	Mittlere Wasserstands- und Durchflussverhältnisse	58
9.2	Wetterverhältnisse	59
9.3	Wassertemperaturverhältnisse	61
9.4	Güteverhältnisse	63
9.4.1	Parameterwerte (Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit)	63
9.4.2	Stichprobenwerte	66
9.4.3	Güteparameter der Mischwassereinleitungen	67
9.5	Ergebnisse	69
9.6	Variation der Eingangsparameter	74
10	Zusammenfassung und Ausblick	77
11	Literaturverzeichnis	81

1 Einleitung

Die umfangreiche Bestandsaufnahme der Berliner Gewässersituation (SENSTADTBerlin, 2004) zeigt, dass das Erreichen des guten Zustandes der Gewässer auch durch Mischwassereinträge gefährdet ist und damit entsprechend der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Eu, 2000) ein Handlungsbedarf besteht.

Das in diesem Zusammenhang am KOMPETENZZENTRUM WASSER BERLIN durchgeführte F+E-Projekt zum integrierten Abwassermanagement des Berliner Schmutz- und Mischwassersystems (INTEGRATED SEWAGE MANAGEMENT, kurz: ISM) ermöglicht erstmals eine gesamtheitliche Betrachtung aller Mischwassereinzugsgebiete in einem gebietsübergreifenden, numerischen Modell (INFOWORKS CS™ der Fa. WALLINGFORD SOFTWARE Limited, England).

Mittels Variantenvergleich wurde mit diesem Modell eine Steuerstrategie zur verbesserten Ausnutzung der Speicherräume in den Einzugsgebieten entwickelt, die jedoch weiterhin auf der Grundlage emissionsorientierter Bilanzen der Gesamtentlastungsvolumina und -frachten aus den Mischwassersystemen bewertet wurde.

Ziel der weiterführenden Arbeiten ist es, für die Einleitung von Mischwasser in Berlin Methoden zu entwickeln, die eine Beurteilung von Maßnahmen der Mischwasserbehandlung gemäß der Wasserbehördlichen Erlaubnis oder weitergehenden Strategien (z.B. übergeordnete Abflusssteuerung) unter Anwendung gewässerbezogener Kriterien ermöglichen.

Dazu sind zunächst die für die Berliner Gewässersituation zugrunde liegenden gewässerspezifischen Prozesse im Rahmen einer Literaturstudie beschrieben und die relevanten hydraulischen, physikalisch-chemischen und ökologischen Parameter zusammengestellt worden (LESZINSKI, M. u.a., 2007a).

Im zweiten Schritt ist eine Methodik entwickelt worden, die unter Anwendung immissionsorientierter Kriterien eine Beurteilung von Maßnahmen der Mischwasserbehandlung ermöglicht (LESZINSKI, M. u.a., 2007b). Neben den inzwischen anerkannten Grenzwerten für Sauerstoffgehalte bei kontinuierlichen, lang anhaltenden Belastungen sind insbesondere Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt für Stoßbelastungen formuliert worden. Als weitere wichtige Größe zum Schutz der Biozöten vor den Auswirkungen der Mischwasserentlastung hat die Toxizität von Ammoniak zu gelten, wobei Grenzwerte sowohl für chronische als auch für akute Stoßbelastungen hergeleitet worden sind.

Der vorliegende Erläuterungsbericht beschreibt die im dritten Arbeitsschritt durchgeführte Erprobung der modellbasierten Anwendung der entwickelten Methodik am Beispiel eines im Monitoring-Programm dokumentierten Ereignisses mit Hilfe des bei der SENATSWERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (SenGesUmV) im Ein-

satz befindlichen instationären Ökosystemmodells GERRIS/HYDRAX/Qsim, entwickelt von der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE in Koblenz.

Dazu waren im Vorfeld zunächst die vom Gütemodell benötigten Eingangs-Parameter mit den Ergebnis-Parametern des Kanalnetzmodells (INFOWORKS) der BERLINER WASSERBETRIEBE abzustimmen und umgekehrt das Gewässergütemodell Qsim und die Benutzeroberfläche GERRIS an die geforderte hohe zeitliche Auflösung im 15-min-Zeittakt anzupassen.

In den Kapiteln 3 bis 6 werden die theoretischen Grundlagen der Kanalnetz- und Schmutzfrachtsimulation sowie die Ergebnisse der Modellanwendung für das gewählte Regenereignis dargestellt.

Kapitel 2 gibt eine Übersicht über die beiden unter der Benutzeroberfläche GERRIS gekoppelten Modelle - dem hydronumerischen Programm HYDRAX und dem Gewässergüte-Simulationsprogramm Qsim.

Beide Programme sind von der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (BfG) insbesondere für die quantitative und qualitative Beurteilung von langsamfließenden, im Allgemeinen staugeregelten Flüssen und Kanälen (Bundeswasserstraßen) entwickelt worden.

Im Rahmen einer Kooperationsvereinbarung ist der hydraulische Teil des Programmpakets unter der Programmbezeichnung BIBER bei SenGesUmV Berlin im operationellen Einsatz. Kapitel 2.1 gibt eine Übersicht über das Berliner Gewässersystem und beschreibt kurz die für deren hydronumerische Berechnung erstellten Modelle.

Aufgrund ihrer zentralen Lage im Einzugsgebiet der Mischwasserkanalisation und der Verfügbarkeit der Eingangsparameter sowohl für die hydraulische als auch die gewässergüteseitige Simulation, ist für die weitere Erprobung der Modellkoppelung mit dem Kanalnetzmodell der BERLINER WASSERBETRIEBE die Stauhaltung Charlottenburg ausgewählt worden. An ihrem oberwasserseitigen Ende, der Schleuse Mühlendamm, werden sowohl der Durchfluss als auch die Sondenparameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit kontinuierlich gemessen.

Die weiteren, zunächst für die hydraulische Modellierung benötigten Randbedingungen sind in Kapitel 7.2.1 zusammengestellt. Für die Erfassung der Mischwassereinleitungen ist das Modell der Stauhaltung um insgesamt 65 Zufluss-Randbedingungen erweitert worden.

Exemplarisch erprobt wird die Gütesimulation unter Berücksichtigung der Mischwassereinleitungen am Beispiel eines Starkregenereignisses am 11. September 2005, bei dem es zu Überläufen aus der Mischwasserkanalisation gekommen ist.

Der Simulationszeitraum erstreckt sich über den gesamten September 2005, für den die aus Messwerten zur Verfügung stehenden Eingangswerte der hydraulischen Berechnung in Form von Gangliniengrafiken in Kapitel 8 zusammengestellt sind.

In Kapitel 8.2 werden die mit den zuvor beschriebenen Eingangswerten berechneten Wasserstands- und Durchflussverhältnisse in der Stauhaltung anhand der (wenigen) zur Verfügung stehenden Messwerte geprüft. Im Ergebnis dieser Validierung sind nur einige wenige Korrekturen am gemessenen Wasserstand am OP Schleuse Charlottenburg erforderlich, um über den gesamten Zeitraum plausible Durchflusswerte zu erhalten.

Daran anschließend wird in Kapitel 9 die Gütesimulation mit Qsim auf der Grundlage dieser hydraulischen Modellierung erläutert.

Wie zuvor werden zunächst die im Einzelnen von Qsim benötigten Eingangsparameter benannt und deren Messwerte im Untersuchungszeitraum für die einzelnen Zuflüsse in Form von Gangliniengrafiken für die Parameter zur Beschreibung der Wetterverhältnisse (Kapitel 9.2), der Wassertemperaturverhältnisse (Kapitel 9.3) und – soweit sie als kontinuierliche Werte vorliegen – der Güte-Verhältnisse (Kapitel 9.4) dargestellt.

Für die Mehrzahl der Güteparameter liegt jedoch entweder nur ein Stichprobenwert im Untersuchungszeitraum vor oder er muss geschätzt werden. Ebenso ist die Datenlage nicht für alle Zuflüsse gleich, so dass auch hier für die fehlenden Angaben Annahmen getroffen werden müssen.

In Kapitel 9.5 werden die auf dieser Datengrundlage mit Qsim berechneten Wassertemperaturen und die Güteparameter Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit mit den kontinuierlichen Messwerten an der Messstelle Caprivi-Brücke (Spree, kurz unterhalb der Einmündung des Landwehrkanals) verglichen.

Trotz einer guten Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Wassertemperatur sind insbesondere beim Sauerstoffgehalt mehr oder weniger große Abweichungen festzustellen, die um so mehr zunehmen, als der Vergleichszeitraum von den Tagen der Probenahmen entfernt liegt.

In einem letzten Schritt ist deshalb untersucht worden, inwieweit die Übereinstimmung von Mess- und Berechnungsergebnissen dadurch verbessert werden kann, indem einzelne Eingangsparameter, die maßgeblich den berechneten Sauerstoffgehalt beeinflussen, verändert werden (Kapitel 9.6)

Der Erläuterungsbericht schließt mit einer Zusammenfassung der wichtigsten Arbeitsschritte und Ergebnisse und einem Ausblick auf weiterführende Arbeiten, die aufgrund der hier gewonnen Erkenntnisse empfohlen werden können (Kapitel 10).

2 Beschreibung des Modellgebiets

2.1 Übersicht über das Gewässersystem

Das weitverzweigte Berliner Gewässersystem umfasst bzw. ist ein Teil der folgenden, in Bild 1 gezeigten fünf Stauhaltungen:

- Mühlendamm / Kleinmachnow (Spree, Dahme, Teltowkanal)
- Unterschleuse (Landwehrkanal)
- **Charlottenburg (Spree und Kanäle)**
- Spandau (Oberhavel)
- Brandenburg (Unterhavel bis Stauanlage Brandenburg)

die zusammen das Gesamtsystem bilden. Mit den bei SENGESUMV, BERLIN vorhandenen Modellen kann die hydraulische Berechnung für jede Stauhaltung (Teilsystem) einzeln oder für das Gesamtsystem erfolgen.

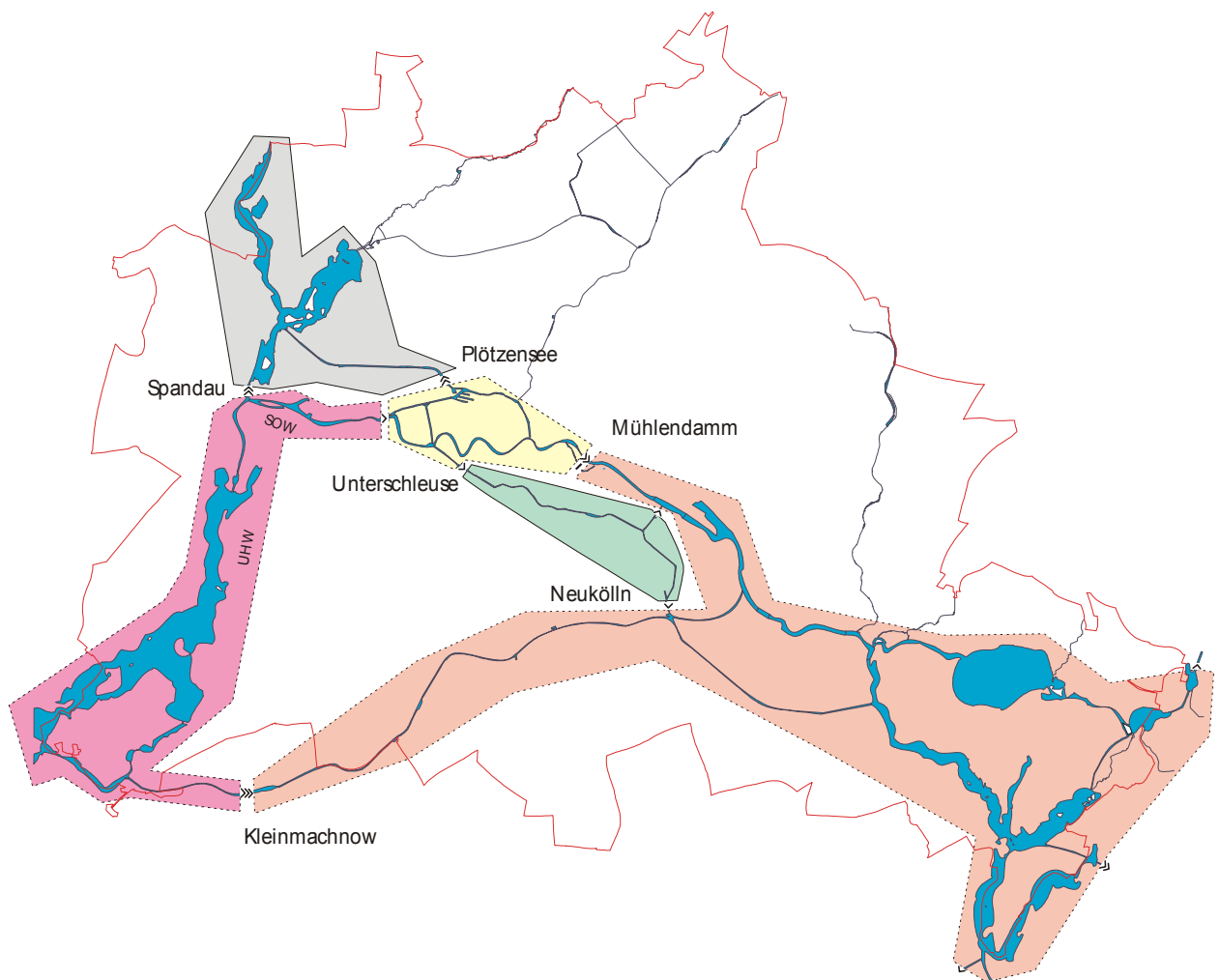


Bild 1: Übersicht über die Teilsysteme (Stauhaltungen) des Berliner Gewässersystems

Bild 2 zeigt die Modelldefinition für das Gesamtsystem. Der Gewässergraph ist aus den beiden Grundelementen des Strangs (Gewässerabschnitt ohne Verzweigungen) und Knoten (Koppelung von Strängen) aufgebaut. Zudem sind die definierten Randbedingungen (Wasserstände, Zu- und Abflüsse, Einleitungen und Entnahmen, u.a.m.) in ihrer Lage dargestellt.

Da Wärmeeinleiter, wie die Berliner Heizkraftwerke (HKW), die das Wasser zu Kühlzwecken entnehmen und kurz unterhalb in Bezug zum Durchfluss im Gewässer mit nur geringen Verlusten wieder einleiten, müssen diese in dem auf quantitative Fragestellungen ausgerichteten bisherigen Modell (BIBER) nicht erfasst werden.

Die Datengrundlage für die Querprofilgeometrie für die Stauhaltungen Mühlen-damm/Kleinmachnow und Brandenburg (hier bis Glienicker Brücke), der Oberhavel und des Tegeler Sees bildet die detaillierten Geometrie-Informationen im hydrographischen Informationssystem YADE der SENSTADT BERLIN, die für die querprofilorientierte Darstellung entsprechend aufbereitet wurden.

Bei der Modellkalibrierung wurden die Rauheitsparameter (k_{st} -Werte) anhand von drei stationären Ereignissen im MNQ-, MQ- und MHQ-Bereich bestimmt. Neben der Übereinstimmung in den Wasserspiegellagen stand dabei die richtige Wiedergabe der Durchflussaufteilung an den verschiedenen Verzweigungspunkten im Gewässersystem im Vordergrund, die zusätzlich mit Hilfe von aktuelleren synoptischen Messungen (Oktober 2000) verifiziert werden konnte.

Eine ausführliche Dokumentation des Modellaufbaus und der Modellkalibrierung findet sich in INGENIEURBÜRO FÜR WASSER UND UMWELT (2001) bzw. (2002).

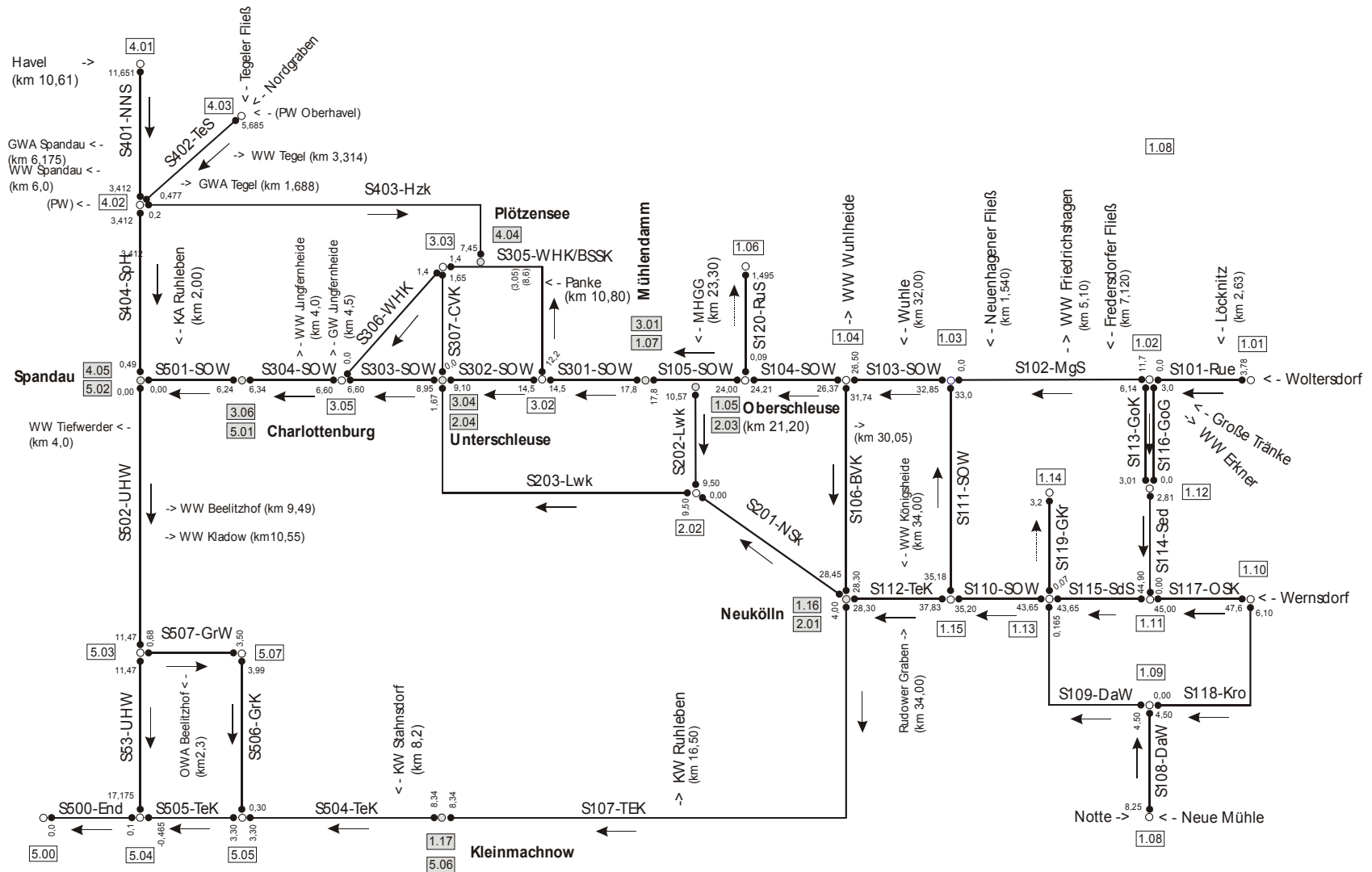


Bild 2: Definition des Gewässergraphen und der Randbedingungen

2.1.1 Graph und Strangdefinition der Stauhaltung Charlottenburg

Die Stauhaltung Charlottenburg umfasst neben der Spree bis zur oberhalb anschließenden Schleuse Mühlendamm folgenden Kanäle (siehe auch SENSTADT BERLIN, 1985):

- Charlottenburger Verbindungskanal (CVK)
- Westhafenkanal (WHK)
- Berlin Spandauer Schifffahrtskanal (BSSK)
- Landwehrkanal (LwK) zwischen Kreuz Charlottenburg und der Unterschleuse
- Kupfergraben

Bild 3 zeigt die Systemskizze für diesen Abschnitt der Spree (Spree-Oder-Wasserstraße, SOW) mit Angabe der Strangbezeichnung (zusammengesetzt aus einer Strangnummer und dem Gewässerkürzel) und der positiv definierten Fließrichtung, der Knotennummerierung sowie der Bezeichnung und Lage der Randbedingungen.

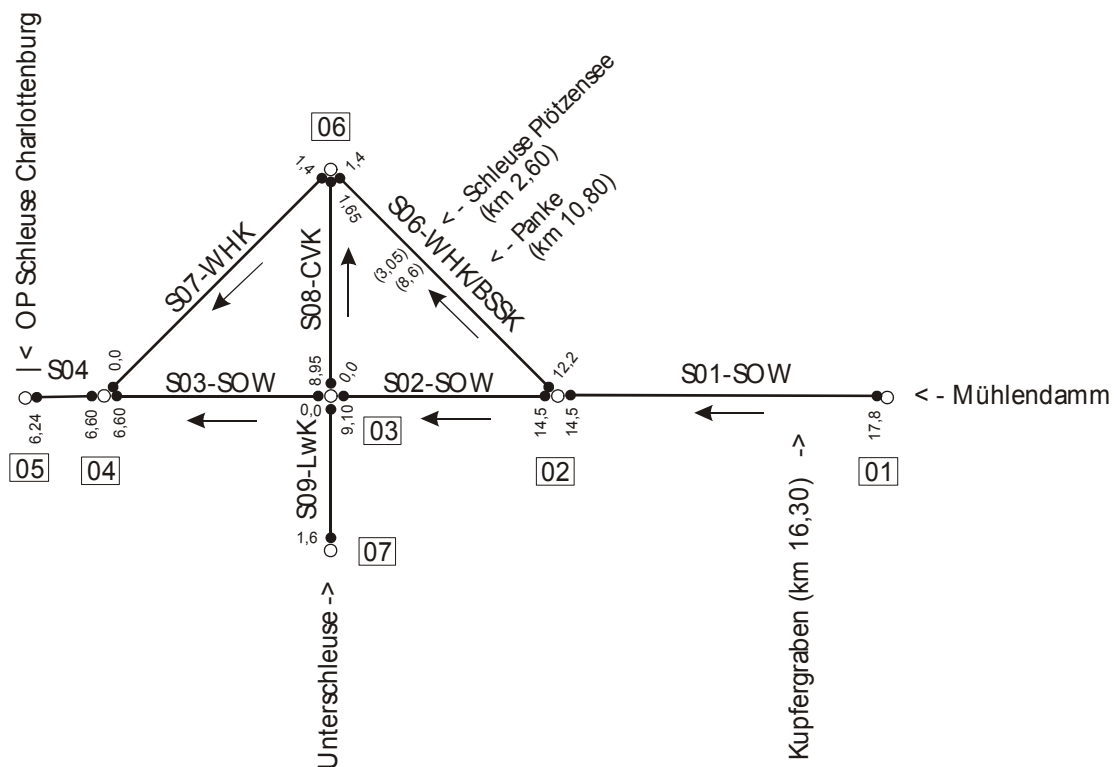


Bild 3: Hydraulische Systemskizze für die Stauhaltung Charlottenburg (ohne Mischwassereinleitungen)

Außer dem kurzen, spreeparallelen Kupfergraben sind alle Kanäle mit ihrer Gewässer-geometrie im Modell abgebildet. Der Zufluss über das Wehr Kupfergraben (Teil der Stauanlage Schleuse Mühlendamm und die in den Kupfergraben einleitenden Mischwasserentlastungen sind daher im Modell zusammengefasst und werden an der Einmündung des Kupfergraben in die Stadtspre (SOW km 16,30) eingeleitet.

2.2 Übersicht über das Mischwassereinzugsgebiet

Für die Durchführung von Kanalnetz- und Schmutzfrachtberechnungen der in die ausgewählte Stauhaltung Charlottenburg einleitenden Mischwasserentlastungen wurde auf das Modell der Kanalisation aus dem ISM-Projekt zurückgegriffen (SCHROEDER K., PAWLOWSKY-REUSING E., 2006). Daraus leitet sich unmittelbar die Verwendung der Software INFOWORKS CS™ von WALLINGFORD, UK zur Schmutzfrachtsimulation der Kanalnetze ab. Mit dem ISM-Modell liegt ein Kanalnetzmodell für alle Berliner Mischwassernetze und für die Schmutzwassernetze in den Einzugsgebieten der Kläranlagen Ruhleben, Schönerlinde und Waßmannsdorf vor. Das ISM-Modell enthält die Hauptsammler, Pumpwerke und Sonderbauwerke dieser Einzugsgebiete. Das Modell wurde am Kompetenzzentrum Wasser Berlin unter der Beteiligung von VEOLIA und den Berliner Wasserbetrieben entwickelt.

Für die vorliegende Studie wurde ein Teilmodell aus dem ISM-Gesamtmodell herausgeschnitten, das der Stauhaltung Charlottenburg zuzuordnen ist. Die Gesamtheit aller Auslaufbauwerke dieser Stauhaltung, an die das Mischwassersystem angeschlossen ist, führte zu der Auswahl der zugehörigen 13 Pumpwerkseinzugsgebiete. In Bild 4 werden die betreffenden Einzugsgebiete mit ihren Bezeichnungen aufgeführt.

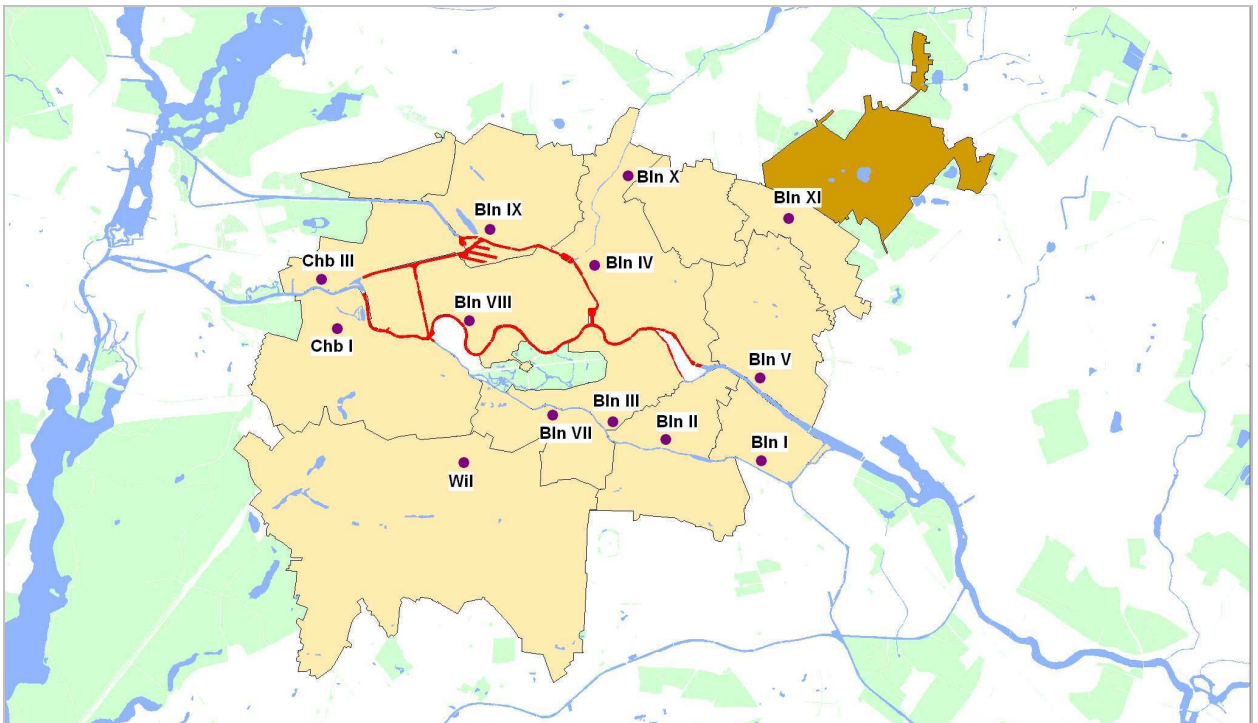


Bild 4: Einzugsgebiete der Mischwasserkanalisation, die direkt in die Stauhaltung Charlottenburg (rot) entlasten und deren Pumpwerke

Für diese Einzugsgebiete liegt ein Kanalnetzmodell vor, das die Hauptsammler und alle angeschlossenen Abflussflächen der Einzugsgebiete, alle Sonderbauwerke und Pump-

werke enthält. Dieses Grobnetz besteht aus 3.300 Haltungen, 65 Auslaufbauwerken, 426 Regenüberlaufbauwerken und 8 Regenüberlaufbecken. Insgesamt entwässert das Berechnungsgebiet 1,1 Mio. Einwohner und eine angeschlossenen befestigte Fläche von 5.500 ha.

Das Modell musste auf den Ausbauzustand zum Zeitpunkt des Berechnungsereignisses (September 2005) angeglichen werden. Hierfür wurden Schwellenhöhen von Regenüberläufen und andere Sonderbauwerke bei Kenntnis des entsprechenden Zustandes angepasst.

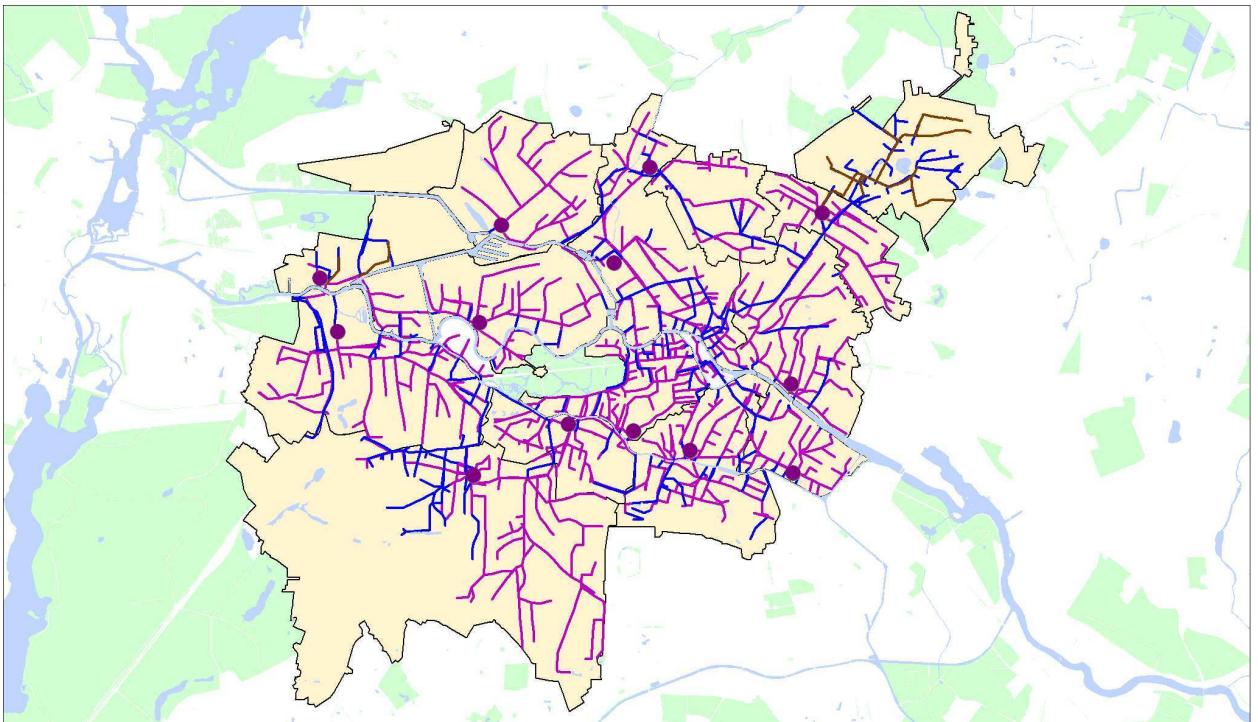


Bild 5: Grobnetz der Misch- und Regenkanalisation mit Einleitungen in die Stauhaltung Charlottenburg

3 Grundlagen der Kanalnetzsimulation

3.1 Simulation des Abflussvorgangs im Kanal

Die exakte Beschreibung des instationären, ungleichförmigen Abflussvorgangs erfolgt durch das Saint-Venant'sche Differentialgleichungssystem. Es besteht aus der Kontinuitätsgleichung und der dynamischen Bewegungsgleichung.

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{v}{g} \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t} = J_S - J_R \quad (2)$$

mit :

Q (m³/s) = Abfluss

A (m²) = durchströmte Querschnittsfläche

g (m/s²) = Erdbeschleunigung

t (s) = unabhängige Zeitvariable

x (m) = unabhängige Ortsvariable

v (m/s) = abhängige Variable mittlere Geschwindigkeit

h (m) = abhängige Variable mittlere Fließtiefe

J_R (m/m) = Reibungsgefälle

J_S (m/m) = Sohlgefälle

Die einzelnen Terme der Bewegungsgleichung haben folgende Bezeichnung:

$\frac{\partial h}{\partial x}$ = Wasserspiegelliniengefälle

$\frac{v}{g} \frac{\partial v}{\partial x}$ = bezogene konvektive Beschleunigung

$\frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t}$ = bezogene lokale Beschleunigung

Die ausführliche Herleitung des Gleichungssystems erfolgt unter einer Reihe von Annahmen und Vereinfachungen (SCHRÖDER, 1972; KOUSSIS, 1975).

Bei der Software INFOWORKS CSTTM handelt es sich um ein hydrodynamisches Kanalnetz-berechnungsprogramm, d.h. die Berechnung des Wellenabflusses im Kanal basiert auf der Lösung der Saint-Venant'schen Differentialgleichungen. Tatsächlich berücksichtigt das Programm die vollständige Bewegungsgleichung ohne Vernachlässigung von Teiltermen (engl. „dynamic wave equation“). Die numerische Lösung des Differentialgleichungssystems erfolgt unter Verwendung des impliziten Preissmann-4-Punkte-Schemas (PREISSMANN, 1961). Die Berechnung der Reibungsverluste erfolgt unter Verwendung der Fließformel nach *Darcy-Weisbach* und des Widerstandsgesetzes nach *Colebrook* und *White* oder alternativ unter Verwendung der *Manning-Strickler*-Formel. Als Ergebnis werden die vollständigen Funktionsverläufe von Fließgeschwindigkeit $v = f(x,t)$ und Wasserspiegellage $h = f(x,t)$ an jedem Punkt des Netzes zu jedem Zeitpunkt errechnet.

3.2 Simulation der Abflussprozesse auf der Oberfläche

Der Niederschlag-Abfluss-Prozess auf der Oberfläche wird durch die Software INFOWORKS CSTTM, wie bei hydrodynamischen Berechnungsprogrammen üblich, in Teilphasen getrennt unter Verwendung vereinfachter, hydrologischer Ansätze simuliert. Es wird zwischen den Teilphasen Abflussbildung und Abflusskonzentration unterschieden.

Als Abflussbildung versteht man die Reduktion des Gesamtniederschlags auf den zum Abfluss kommenden effektiven bzw. wirksamen Niederschlag. Die Verluste resultieren aus Benetzung, Muldenauffüllung, Verdunstung, sowie bei (teil-)durchlässigen Flächen aus der Infiltration ins Bodenreich. Eine exakte Beschreibung des Vorgangs erfasst zudem die zeitliche Veränderung des Schneevorrates.

$$Nw(t) = N(t) - VP(t) - I(t) - \frac{dO(t)}{dt} - \frac{dS(t)}{dt} \quad (3)$$

mit :

Nw = abflusswirksamer Niederschlag

N = Niederschlag

VP = potentielle Verdunstung

I = Infiltration in den Bodenraum

O = Oberflächenwasservorrat

S = Schneevorrat

Übliche Modellansätze sind die Abflussprozentmethode, die Index-Methode, die Schwellenwertmethode und die (erweiterte) Grenzwertmethode. Zur Beschreibung der Infiltrationsrate sind die Ansätze nach Horton oder nach Neumann, das SCS-Verfahren und das Green-Ampt-Verfahren gebräuchlich (ATV, 1986).

Im ISM Modell wird der Abfluss von durchlässigen Flächen vollständig vernachlässigt, da diese Abflusskomponente im Innenstadtbereich mit weitestgehend befestigten Flächen einen untergeordneten Einfluss hat. Benetzung und Muldenauffüllung der befestigten Flächen werden als Anfangsverluste definiert und zusammengefasst in Abhängigkeit vom Geländegefälle wie folgt beschrieben.

$$D = \frac{k}{\sqrt{S}} \quad (4)$$

mit:

D (m) = mittlere Höhe der Anfangsverluste

S (m/m) = Geländegefälle

k (m) = Koeffizient (Standardwert für befestigte Flächen: 0,000071 m)

Der Abflussbildung auf den befestigten Flächen liegt das „Fixed Percentage Model“ zugrunde. Der Anteil des wirksamen Niederschlags am Gesamtniederschlag wird nach Abzug der Anfangsverluste über einen festen Abflussbeiwert (Prozentwert) berechnet.

In der Teilphase Abflusskonzentration wird das Zusammenfließen des effektiven Niederschlags auf der Oberfläche und der Abfluss bis hin zum Eintritt in das Kanalisationsnetz beschrieben. Je nach Detailgrad des Modells werden hierbei auch die Anfangshaltungen und Nebensammler des Kanalnetzes integral erfasst (im ISM-Modell in etwa alle Haltungen kleiner DN 500, bedingt durch die Grobnetzstruktur). Auf Grund des komplexen Prozesses und der Schwierigkeiten, die inhomogene Geländeoberfläche für die Berechnung zu erfassen, wird hier bei der Modellierung von Translations- und Retentionseffekten auf die exakte Beschreibung des physikalischen Vorgangs in der Regel verzichtet. Stattdessen kommen hydrologische Übertragungsfunktionen zur Beschreibung des Verhaltens der Oberflächenabflusswelle zum Einsatz. Übliche Modellansätze sind das Isochronenverfahren, der Lineare Einzelspeicher, die Linearspeicherkaskade oder die Standard-Einheitganglinie (ATV, 1987).

Im ISM Modell findet der Einzel-Linearspeicher-Ansatz nach DESBORDES (1984) Anwendung. Die Einzugsgebietsfläche wird als ein Speicher aufgefasst, dessen Zufluss der effektive Niederschlag und dessen Abfluss der gesuchte Oberflächenabfluss ist.

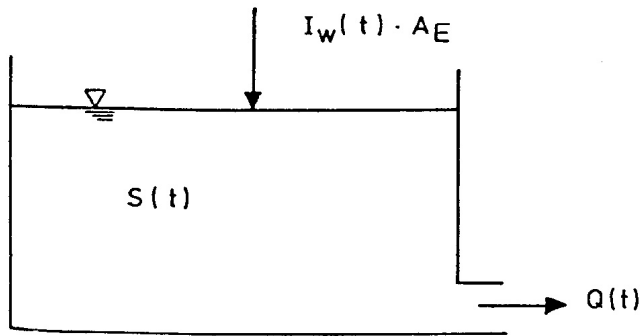


Bild 6: Definitionsskizze zum linearen Einzelspeicher

Durch Einsetzen der Linearspeichergleichung in die Kontinuitätsgleichung und nach Integration ergibt sich die Modell-Gleichung wie folgt.

Linearspeichergleichung:

$$S(t) = K Q(t) \quad , \text{ bzw. } \quad \frac{dS}{dt} = K \frac{dQ}{dt} \quad (5)$$

mit:

$S \text{ (m}^3\text{)} =$ Speicherinhalt

$Q \text{ (m}^3\text{/s)} =$ Abfluss

$K \text{ (s)} =$ Speicherkonstante

Kontinuitätsgleichung:

$$i(t) A_E - Q(t) = \frac{dS}{dt} \quad (6)$$

mit:

$i \text{ (m/s)} =$ abflusswirksame Niederschlagsintensität

$A_E \text{ (m}^2\text{)} =$ Einzugsgebietsgröße

$Q \text{ (m}^3\text{/s)} =$ Abfluss

$S \text{ (m}^3\text{)} =$ Speicherinhalt

Gleichung für die Abflussspende je Flächeneinheit:

$$q(t + dt) = q(t) e^{-\frac{dt}{K}} + \left(1 - e^{-\frac{dt}{K}}\right) i(t + dt) \quad (7)$$

mit:

dt (s) = Zeitschritt der Simulation

$q(t)$ (m/s) = Abfluss je aktive Flächeneinheit

K (s) = linearer Speicherkoeffizient

i (m/s) = wirksame Regenintensität

Der Abfluss von einer Einzugsfläche errechnet sich schließlich aus dem Produkt der befestigten Fläche und der zuvor bestimmten Abflussspende:

$$Q(t + dt) = C A_r q(t + dt) 1000 \quad (8)$$

mit:

Q (m³/s) = Gesamtabfluss

C = undurchlässiger Oberflächenanteil eines Einzugsgebietes (0 bis 1)

A_r (ha) = Einzugsgebietsfläche

Die Speicherkonstante k (engl. „routing coefficient“) ergibt sich in Abhängigkeit von der Größe und Länge der betrachteten Einzugsfläche, dem Geländegefälle, dem Befestigungsgrad sowie der Niederschlagshöhe und -dauer.

$$K = K_{desb} A_r^{0.18} P_{nt}^{-0.36} (1 + C)^{-1.9} T_3^{0.21} L^{0.15} H_{pe}^{-0.07} \quad (9)$$

mit:

K_{desb} = Desbordes-Koeffizient, Voreinstellung: $K_{desb} = 50,0$

A_r (ha) = Einzugsgebietsfläche

P_{nt} (%) = Gefälle des Einzugsgebietes

C = undurchlässiger Oberflächenanteil eines Einzugsgebietes (0 bis 1)

T_3 (s) = Regendauer des Niederschlagsereignisses

L (m) = Länge des Einzugsgebietes

H_{pe} (m) = Gesamte wirksame Niederschlagshöhe des Ereignisses

4 Abflussberechnung im Mischwassereinzugsgebiet und Ergebnisse

Um stabile Gewässerverhältnisse in der Simulation eines Einzelereignisses in der Simulation der Gewässergüte zu erhalten wurde für die Simulation des Oberflächenabflusses ein Regenereignis ausgewählt, dem eine längere Trockenperiode vorausging. Zur Güte der Simulationsergebnisse der Mischwassereinleitungsmengen trägt die Wahl eines gleichmäßig verteilten Regenereignisses bei. Gemäß diesen Ansprüchen wurde der Regen vom 11. September 2005 als Ereignis gewählt, dem eine 16-tägige Trockenperiode vorausging. Das Hauptereignis beginnt um 7:00 Uhr morgens. Lediglich an dem östlichen Rand des Einzugsgebietes wurde ein kurzer Regen um 3:00 Uhr morgens beobachtet. Die Verteilung der Summenkurven ab 7:00 Uhr ist über dem Gebiet sehr ausgeglichen. Das Ereignis führte zu ausgeprägten Entlastungsmengen, aufgrund seiner hohen Niederschlagssumme und Intensität. Die Auftretswahrscheinlichkeit dieses Ereignisses ist geringfügig häufiger als 2-mal pro Jahr.

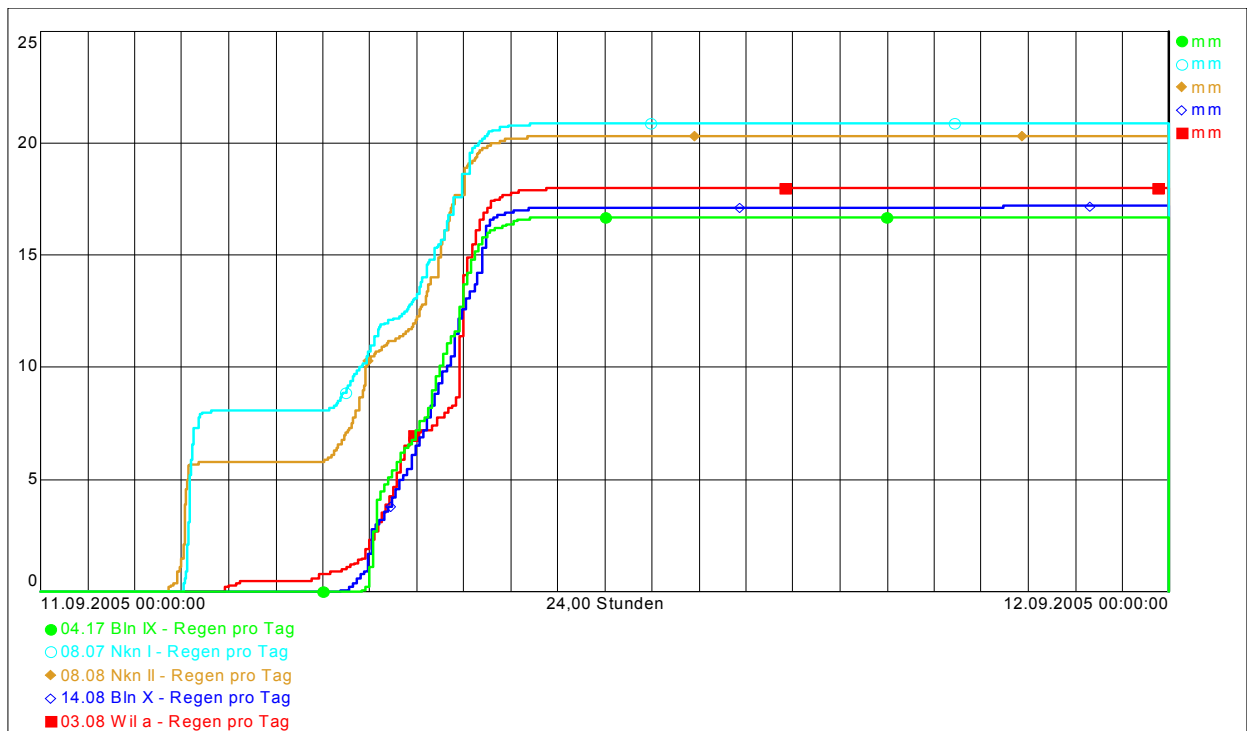


Bild 7: Summenkurven des Niederschlags für das gewählte Ereignis am 11.09.2005

Die abgebildeten Regenkurven wurden in den zugehörigen Einzugsgebieten als Eingangsgrößen in 1 -Minuten-Intervallen eingegeben.

Für die Aktualisierung des Kanalnetzmodells wurde der mittlere Schmutzwasseranfall aller betroffenen Pumpwerkseinzugsgebiete auf das Jahresmittel des Jahre 2005 angepasst. Der konstante Basisabfluss, aus Drainagen, Grundwassereinleitungen oder Undichtigkeiten herrührend, wurde aus den quantitativen Kalibrierungen des ISM-

Modellaufbaus in den Jahren 2001 bis 2005 übernommen. Der normierte Verlauf des Trockenwettertagesgangs (sog. Schmutzwasserprofil) wurde aus den Kalibrierungen des ISM-Modells der zurückliegenden Jahre übernommen, wobei der Tagesmittelwert auf den Mittelwert des Jahres 2005 angepasst wurde.

Für die Parameter der Abflussbildung und Abflusskonzentration wurden die Parameter aus der Modellkalibrierung des ISM-Modells (ISM, 2006) beibehalten. Von allen Abwasserpumpwerken wurden die Förderdaten möglichst genau in die Simulation übernommen. Wichtig für die Güte der Wiedergabe des hydraulischen Geschehens in der Simulation ist die Übereinstimmung des jeweiligen Wasserstands im Pumpensumpf als Anfangsbedingung der Simulation. In den folgenden Bildern sind exemplarisch zwei Ergebnisse der Simulationen an den Pumpwerken Berlin VIII und Berlin X dargestellt. Es ist insbesondere in Gebieten mit Regenüberlaufbecken, die über Pumpen beschickt werden, wichtig, dass die simulierten Abflussbedingungen am Pumpwerk nicht nur in der Volumenbilanz der Fördermengen gut mit den Messgrößen übereinstimmen, sondern insbesondere, dass der Wasserspiegel während der Abflussspitze (zur Zeit der Entlastung) gut übereinstimmt. Dies ist für die Ergebnisse der Überfallmengen an den Regenüberlaufschwelen wichtig. Da dem Steuerungselement der Regenbeckenpumpe in der Simulation die Ein- und Ausschaltpegel der Funktionsbeschreibung der Anlage zugrunde liegen, ist die Übereinstimmung der simulierten mit der gemessenen Fördermenge in die Regenüberlaufbecken ebenfalls von der Güte der Simulation des Wasserspiegels abhängig. Da in den Pumpwerkseinzugsgebieten in der Regel das Regenüberlaufbecken den Entlastungsschwerpunkt darstellt, ist die Güte der Simulation des Wasserspiegels hoch zu bewerten.

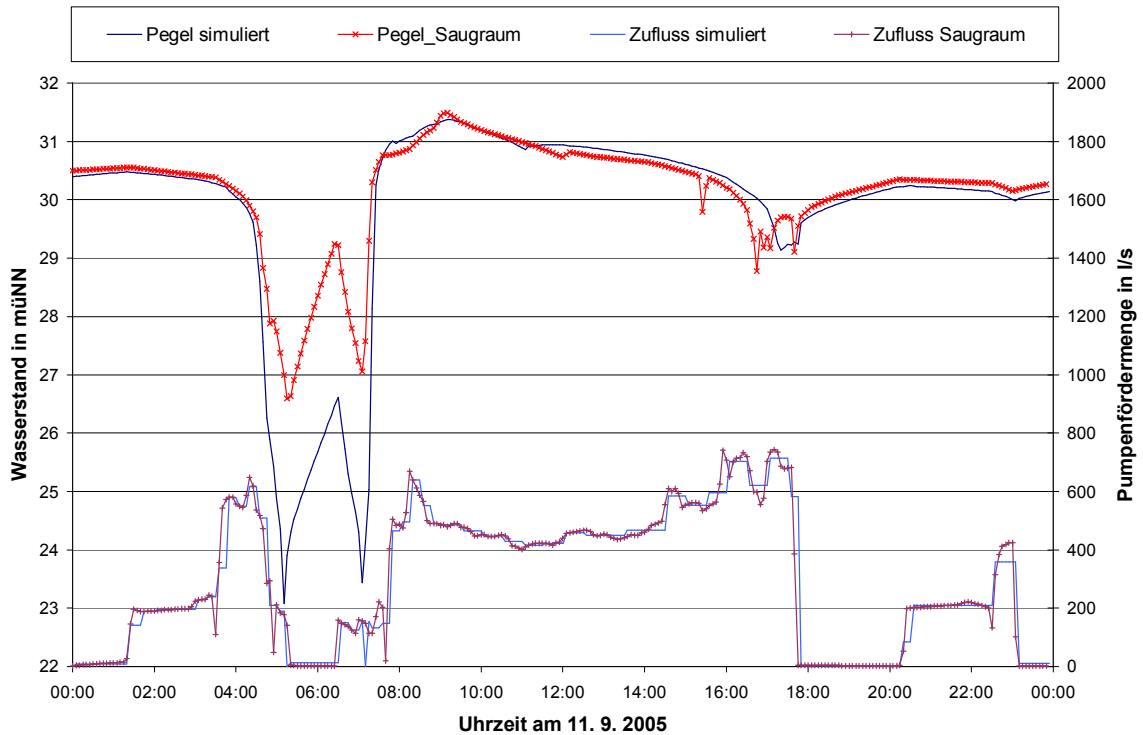


Bild 8: Simulationsergebnisse und Messdaten am Pumpwerk Berlin VIII, Tiergarten

Da die Einleitungen der Mischwasserentlastungen in die Charlottenburger Stauhaltung bis um 13:00 abgeklungen sind, wird in den Berechnungen kein Augenmerk auf die detaillierte Wiedergabe des Entleerungsvorganges der Regenüberlaufbecken zum Pumpwerk, nach Regenende, gelegt. Bedingt durch die manuell durchgeführte Beckenentleerung in Berlin X zwischen 13:00 und 18:00 weichen die Ganglinien der Zulaufpegel zum Pumpwerk im folgenden Bild nach 13:00 stark voneinander ab. Die Simulation unterstellt im Gegensatz zum manuellen Betrieb einen pegelorientierten automatischen Entleerungsvorgang.

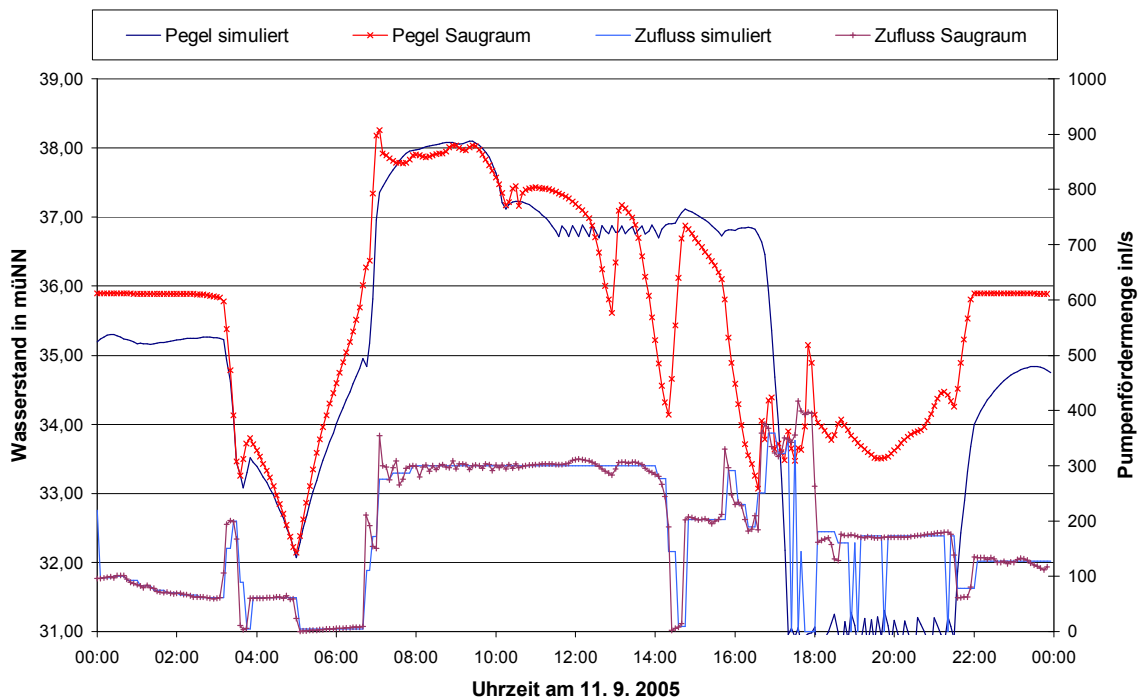


Bild 9: Simulationsergebnisse und Messdaten am Pumpwerk Berlin X, Wedding

Auf ein besonderes Bauwerk der Stauraumbewirtschaftung (s. Bild 10) in dem betrachteten Einzugsgebiet soll im Folgenden näher eingegangen werden. Das bewegliche Stauwehr im Mischkanal des Einzugsgebietes Berlin IX, Wedding wurde in der Simulation gemäß seinem Steuerungsalgorithmus eingegeben. Das Bewirtschaftungsbauwerk hat die Aufgabe, im Regenwetterfall durch Herauffahren des Wehres Mischwasser oberhalb aufzustauen und nur die zweifache Trockenwettertagesspitze des oberhalb liegenden Einzugsgebietes nach unten weiterzugeben, solange ein definierter Staupegel bei 32,20 müNN nicht überschritten wird. Wenn der Staupegel erreicht wird, wird die Steuerstrategie pegel-orientiert auf die Einhaltung des Staupegels umgestellt und das Wehr senkt sich bei zunehmenden Regen nach unten, um einen größeren Abflussquerschnitt freizugeben. Im Falle eines sehr intensiven Regens, kann das Wehr aufgrund der automatischen Steuerung schnell bis zum Boden zurückgefahren werden und den vollen Kanalquerschnitt freigeben. Beim Abklingen des Regens fährt das Wehr wieder so weit hoch, dass es nun wieder mit der zweifachen Trockenwettertagesspitze das aufgestaute Mischwasser nach unten ablässt.

Die Gegenüberstellung der Simulation mit den Prozessdaten zeigt, dass der Oberwasserpegel am Wehr in der Simulation zu niedrig ist, was auf einen höheren Regenwasserzustrom oberhalb schließen lässt. Indes ist der Unterwasserpegel in der Simulation ca. 60 cm höher als der tatsächliche Wasserstand. Bei weiteren Berechnungen ist nochmals zu prüfen, welche Entlastungsbauwerke welchen Ausbauzustand zur Zeit des Ereignisses darstellten. Da im Rahmen des Schmutzfrachtmessprogramms in Berlin IX

erneut Berechnungen zu Kalibrierungszwecken durchgeführt werden sollen, ist eine Verbesserung der Systemkenntnis zu erwarten.

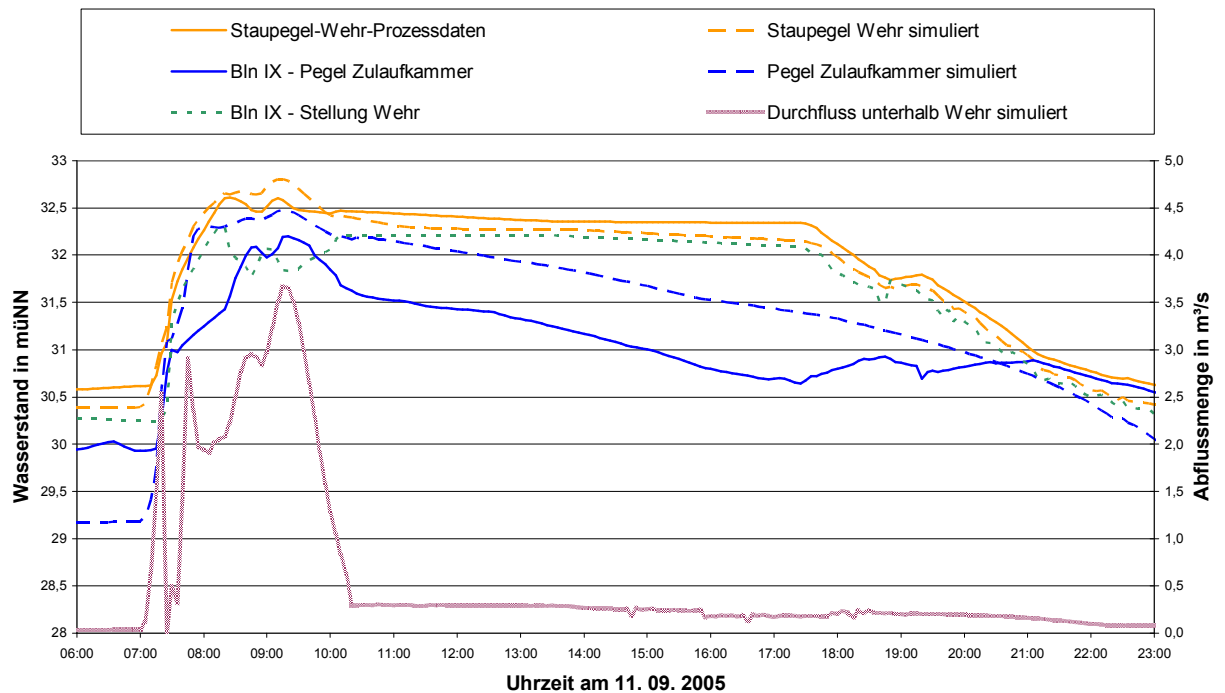


Bild 10: Funktion des Wehres während des Regens am 11.09.2005 in der Simulation und in den Prozessdaten

Die für den 11. September 2005 berechnete Regenabflusssumme der 13 Pumpwerkeinzugsgebiete beträgt 661.897 m³. Insgesamt sind auf die angeschlossene befestigte Fläche des Berechnungsgebiets 1.055.128 m³ Regen gefallen Dies entspricht einem Abflussbeiwert von 63 %. Aus allen 13 Pumpwerkeinzugsgebieten entlasten insgesamt 445.052 m³ (67 % der Regenabflussmenge). Die direkte Einleitung in die Charlottenburger Stauhaltung beträgt 274.671 m³ bzw. 62 % von der Abflusssumme des Berechnungsgebiets. Die verbleibenden Entlastungsmengen leiten in die Panke, den Landwehrkanal und oberhalb der Mühlendammschleuse in die Spree ein. Die Summe aller Mischwassereinleitungen in die Stauhaltung Charlottenburg erreicht um 9:20 Uhr ihr Abflussmaximum mit 37,6 m³/s.

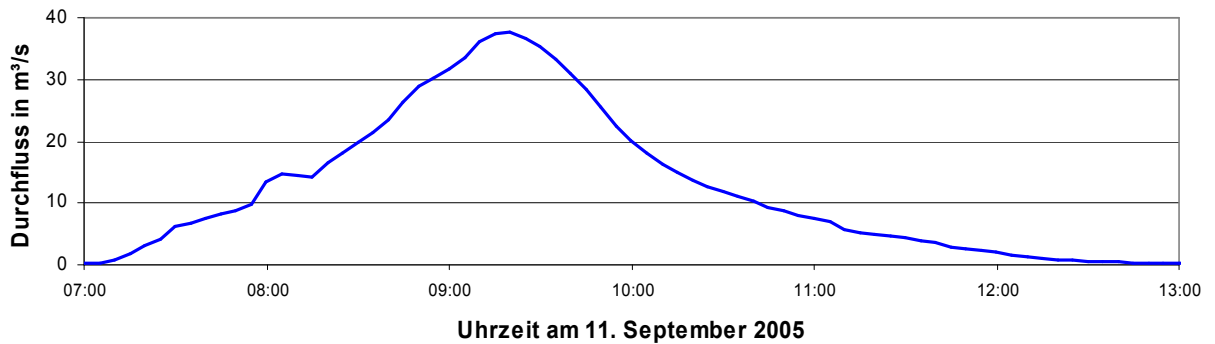


Bild 11: Aufsummierte Ganglinie aller Mischwasserzuflüsse in die Charlottenburger Stauhaltung

Das folgende Bild soll die Varianz der Abflussganglinien an den einzelnen Auslaufbauwerken dokumentieren.

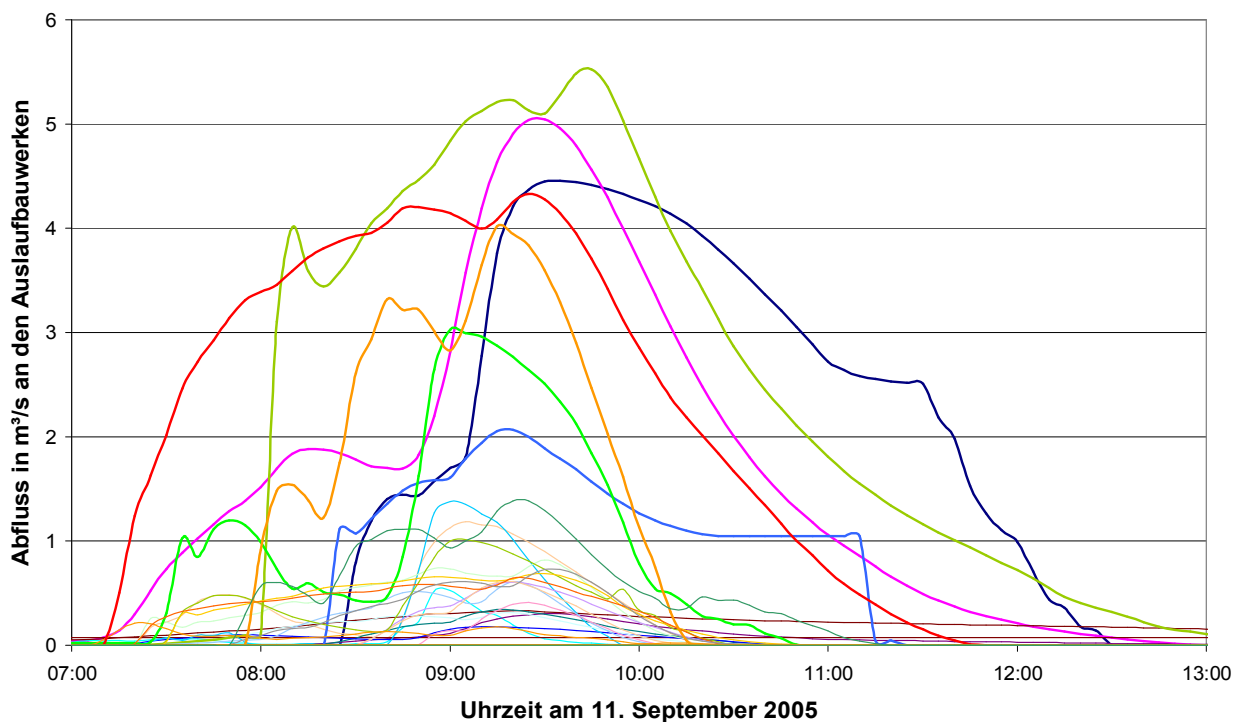


Bild 12: Abflussganglinien aller Auslaufbauwerke der Charlottenburger Stauhaltung

Durch Plausibilitätskontrollen und Angleichung der Modellparameter an den tatsächlichen Zustand im Netz (abgeleitet aus gemessenen Wasserständen) konnte ein weitgehend zufriedenstellendes Ergebnis der Berechnung der Abflussbildung unter weitgehender Beibehaltung der Komponenten des ISM-Modells erzielt werden.

5 Grundlagen der Schmutzfrachtberechnung mit dem Programm INFOWORKS

Grundsätzlich ist vorzuschicken, dass die Güte der Berechnungsergebnisse des gewählten Berechnungsprogrammes im wesentlichen von der Wahl der Dauer der Berechnungszeitschritte abhängt. Es ist möglich, die Berechnungszeitschritte für die Mengen- und Gütesimulation unterschiedlich zu wählen. Es ist nur dann sinnvoll für die Gütesimulation längere Zeitintervalle zu wählen, wenn es sich um Zeiträume mit unwesentlichen Veränderungen der Stoff- und Volumenströme handelt (Trockenwetter). So wurde für Regenwettersimulationsläufe die Intervallzeit für Güte und Menge gleichgesetzt. Die Erfahrungen zeigen, dass ein Zeitschritt von zwischen einer Minute und maximal fünf Minuten zu numerisch stabilen und befriedigenden Ergebnissen führt.

Für die Anwendung des Schmutzstoffs simulationsbausteins lagen bereits Erfahrungen aus den Kalibrierungen des Schmutzstofftransports im Einzugsgebiet Berlin X, Wedding vor. Im Wesentlichen wurden die dort gewählten Modellparameter übernommen.

Als Stoffparameter werden von dem Programm folgende Größen angeboten:

- AFS: Abfiltrierbare Stoffe
- BSB₅: Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
- CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf
- NH₄-N: Ammonium-Stickstoff
- TKN: Kjeldal-Stickstoff
- P_{ges}: Gesamtphosphor

Zusätzlich ist es möglich vier frei wählbare Parameter zu definieren. Mit Ausnahme von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), das nur in gelöster Form vorliegt, können alle Stoffe in die Fraktionen „gelöst“ und „partikulär gebunden“ eingeteilt und simuliert werden.

Die partikulär gebundenen Stoffe können an ein oder zwei verschiedene Sedimentfraktionen in verschiedenen Relationen gebunden werden. Die Sedimentfraktionen können durch die mittlere Partikelgröße (D₅₀), die Dichte der Sedimentfraktion und die Sinkgeschwindigkeit definiert werden. Als Voreinstellung wird nur eine Fraktion mit einem mittleren Korndurchmesser von 0,04 mm, einer spezifischen Dichte von 1,7 und einer Sinkgeschwindigkeit von 10 m/h angeboten. In Abhängigkeit des gewählten Modellansatzes für Sedimentation und Remobilisierung im Kanal wird auf eine Auswahl dieser Parameter (nicht auf alle) zurückgegriffen. Biochemische Abbau- und Umsetzungsprozesse sowie Reaktionen der Stoffe untereinander werden nicht berücksichtigt. Die Rücklösung von Stoffen aus den Sedimenten ist nicht im Modell abbildbar.

5.1 Schmutzwasseranfall

Die Ganglinie des normierten spezifischen Abwasseranfalls kann durch eine oder mehrere Ganglinien einer normierten Schmutzstoffkonzentration ergänzt werden. Es werden dabei, wie oben beschrieben, gelöste und partikuläre Anteile unterschieden.

Im ISM-Modell wurden für die gelösten, mittleren Tageswerte folgende Konzentrationen aus der Kalibrierung im EZG Berlin X, Wedding/Prenzlauer Berg entnommen:

$$\text{BSB}_{5,\text{gel}} = 158 \text{ mg/l (Annahme: Aufteilung gelöst/partikular wie beim CSB)}$$

$$\text{CSB}_{\text{gel}} = 407 \text{ mg/l}$$

$$\text{NH}_4\text{-N} = 75,5 \text{ mg/l}$$

$$\text{TKN}_{\text{gel}} = 83,6 \text{ mg/l}$$

$$\text{P}_{\text{gel}} = 11,4 \text{ mg/l}$$

Der Anteil der partikulär gebundenen Stoffe im Schmutzwasser wird über einen Faktor („potency factor“) aus der Konzentration des AFS (mg/l) berechnet. Mit Ausnahme des Parameters CSB, für den analytisch die Aufschlüsselung der Abwasserproben in die Fraktionen vorgenommen wurde, wurden die Faktoren der Literatur entnommen.

Im ISM-Modell liegt der Tages-Mittelwert für AFS bei 515 mg/l (entsprechend der Kalibrierung im EZG Berlin X, Wedding/Prenzlauer Berg). Die gewählten Faktoren für die partikulären Schmutzstoffparameter lauten:

$$f_{\text{BSB}} = 0,612$$

$$f_{\text{CSB}} = 1,57$$

$$f_{\text{TKN}} = 0,041$$

$$f_{\text{Ppart}} = 0,005$$

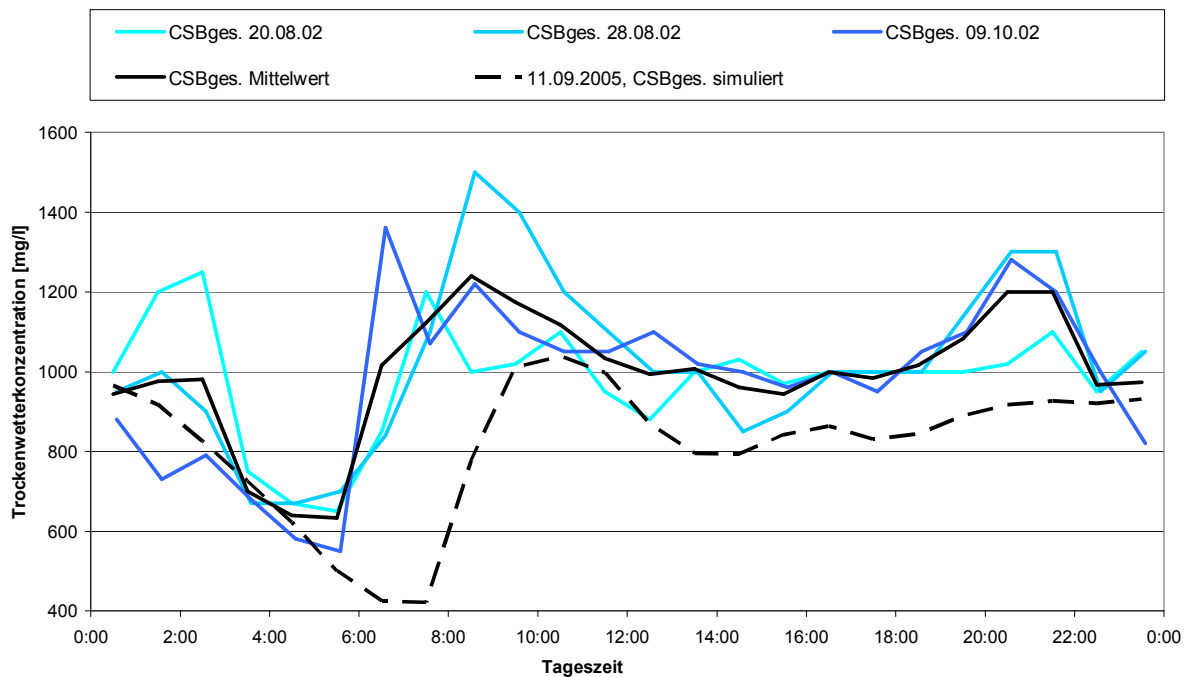


Bild 13: Gemessener Tagesgang der Trockenwetterkonzentration für CSB_{ges} am Pumpwerk Berlin X an drei Werktagen und deren Mittelwert sowie simulierter Trockenwettertagesgang am Wochenende in 2005

Der Mittelwert des CSB_{ges} des Trockenwetterzulaufs betrug 996 mg/l im Jahr 2002. Im Modell ergibt sich daraus für den Schmutzwasseranteil (=Trockenwetterzulauf abzüglich grundwasserbürtigem Fremdwasser) eine Konzentration von 1215 mg/l.

Für den grundwasserbürtigen Fremdwasseranteil wurde keine mengenmäßige Veränderung über das Jahr zugrunde gelegt. Dieser Basisabfluss („base flow“, z.B. aus Grundwasserinfiltration) kann nicht mit einer Konzentration eines Stoffparameters belegt werden.

5.2 Abbildung der Prozesse im Kanal

5.2.1 Transport von gelösten Stoffen und suspendierten Sedimenten im Kanal

Die Simulation des Transports der gelösten Stoffe und suspendierten Sedimente im Kanalrohr erfolgt unter Ansatz der eindimensionalen Advektions-Dispersions-Gleichung (CUNGE *et al.*, 1980). Das Dispersions-Glied ist in InfoWorks CS zu Null gesetzt, so dass lediglich Advektion abgebildet wird. Jedoch kann unter bestimmten Randbedingungen ein Effekt durch numerische Diffusion beobachtet werden.

$$\frac{dc}{dt} + u \frac{dc}{dx} = 0 \quad (10)$$

mit:

c (kg/m³) = Konzentration

u (m/s) = Fließgeschwindigkeit, aus der hydraulischen Simulation

t (s) = Zeit

x (m) = Wegkoordinate

Biochemische Abbau- und Umsetzungsprozesse sowie Reaktionen der Stoffe untereinander werden nicht berücksichtigt. Stoffe vermehren oder verringern sich nicht durch andere Prozesse als die Mischung. Die gelösten und suspendierten Stoffe unterliegen alleine dem Transport durch die jeweilige mittlere Fließgeschwindigkeit.

5.2.2 Sedimentation und Remobilisierung der partikulären Stoffe im Kanal

Die Ablagerung von Feststoffen auf der Kanalsohle wird durch zwei Schichten (sog. „layer“) in der Höhenausdehnung definiert. Es gibt eine „passive“ Schicht, mit deren Hilfe ein unveränderlicher Zustand von konsolidierten Ablagerungen definiert wird. Darüber kann eine weitere „aktive“ Schicht als Ergebnis des Sedimentbausteins anfallende Sedimente aufnehmen und abgeben. Die Summe dieser Sedimentschichten kann 80% der Profilhöhe des Kanals nicht überschreiten. Es können Maximalhöhen der Summe beider Schichten vorgegeben werden. Wenn die maximale Höhe der Gesamtschicht gleich der Höhe der passiven Schicht gewählt wird, wird der aktive Sedimentlayer unterdrückt, d. h. Ablagerung und Abtrag in der Berechnung führen nicht zu einer Querschnittsveränderung. Es kann gewählt werden, ob die Veränderung der Sedimentschicht und somit des Kanalquerschnitts in die hydraulische Berechnung zurückfließt.

Die Berechnung der Sedimentation und Erosion im Kanal wird in der Software mittels der Gleichungen nach den Modellen von Ackers White (ACKERS, 1991), Velikanov (VELIKANOV, 1954) und der KUL-Methode (BOUTELIGIER *et al.*, 2002) angeboten. Im ISM-Projekt wurden für Langzeitsimulationen die Berechnungsansätze von Velikanov verwendet, da mit diesem Modell seitens des Projektpartners VEOLIA bereits gute Erfahrungen in der Modellierung von Schmutzfrachttransport in Mischsystemen vorlagen (ZUG *et al.*, 1998). Aus diesem Grunde wird im Folgenden nur dieser Ansatz erläutert.

Das Modell geht von zwei Grenzkonzentrationen, C_{\min} und C_{\max} aus, die den Zustand der Erosion ($C_{AFS} < C_{\min}$) und der Ablagerung ($C_{AFS} > C_{\max}$) definieren. Bewegen sich die vorhandenen Konzentrationen der partikulären Stoffe im Abwasserstrom zwischen beiden Grenzkonzentrationen, dann findet weder Erosion noch Ablagerung statt, die Partikel befinden sich in Suspension.

$$C_{\min} = \eta_{\min} \rho_s \rho_m (\rho_s - \rho)^{-1} \frac{UJ}{w} \quad (11)$$

$$C_{\max} = \eta_{\max} \rho_s \rho_m (\rho_s - \rho)^{-1} \frac{UJ}{w} \quad (12)$$

mit:

$\eta_{\min / \max}$ = Grenzkoeffizienten, über die das Modell kalibriert wird

ρ_s (kg/m³) = Dichte der Sedimente

ρ_m (kg/m³) = mittlere Dichte der Mischung aus Sediment und Wasser

ρ = Dichte des Wassers

U (m/s) = Mittlere Fließgeschwindigkeit

J (m/m) = Energieliniengefälle des Wassers

w (m/s) = mittlere Sinkgeschwindigkeit der Sedimente

Als Beispiel seien die Werte eines Kanals in Lyon dargestellt mit $\eta_{\min} = 1,37 \times 10^{-5}$ und $\eta_{\max} = 6,83 \times 10^{-5}$ $w = 8,1$ m/h und $\rho_s = 1800$ kg/m³, $\rho_m = 1000$ kg/m³ (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2006).

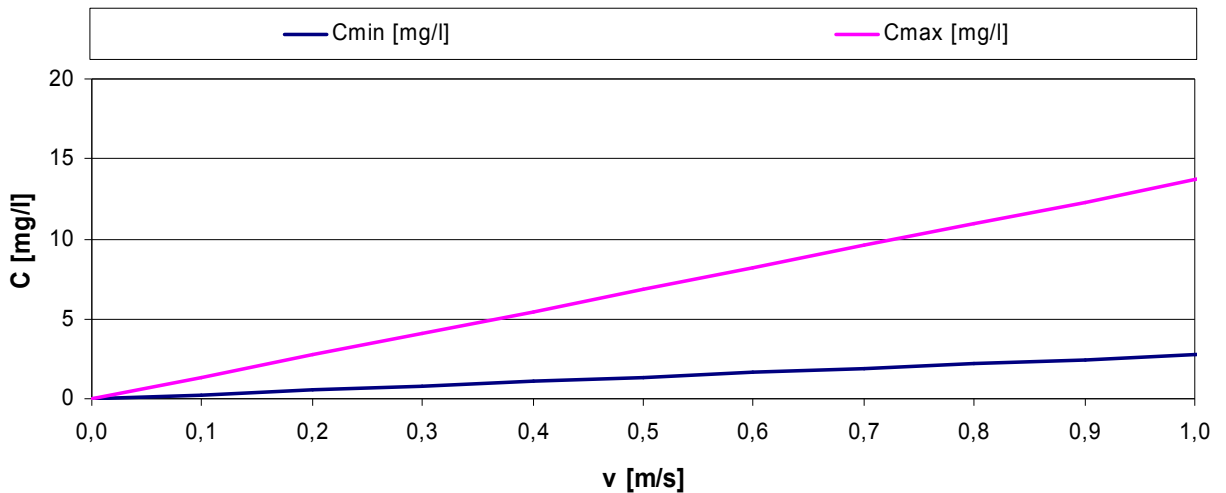


Bild 14: Grenzkonzentrationen Cmin und Cmax der AFS für Erosion und Deposition in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit für einen sehr flachen Kanal ($J = 0,0002$) in Lyon mit $\eta_{\min} = 1,37 \times 10^{-5}$ und $\eta_{\max} = 6,83 \times 10^{-5}$

Werden für die Sedimenteigenschaften des Beispiels Lyon die Standardkoeffizienten von InfoWorks mit $\eta_{\min} = 2,25 \times 10^{-3}$ und $\eta_{\max} = 2,75 \times 10^{-3}$ angesetzt, so ergibt sich der Zusammenhang gemäß Bild 15. Hier kommt es erst bei sehr viel höheren Konzentrationen zur Deposition.

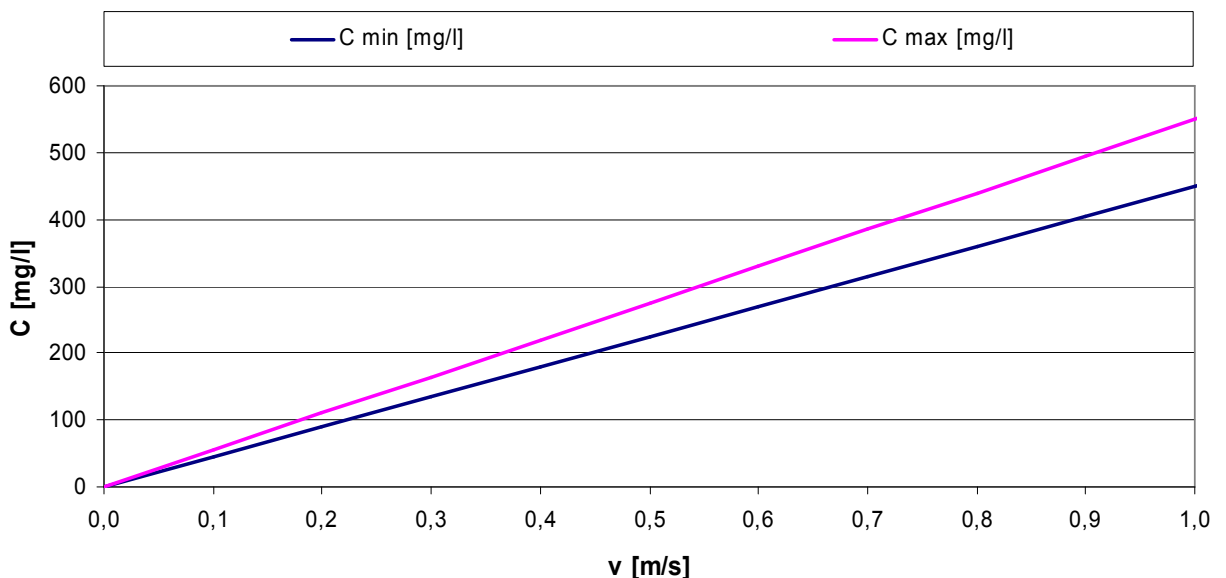


Bild 15: Grenzkonzentrationen Cmin und Cmax der AFS für Erosion und Deposition mit Standardkoeffizienten η_{\min} und η_{\max} für das Beispiel Lyon $\eta_{\min} = 2,25 \times 10^{-3}$ und $\eta_{\max} = 2,75 \times 10^{-3}$

Kalibrierungen dieser Parameter wurden in langen Sammelkanälen zur modellhaften Nachbildung von Spülvorgängen in hochgradig mit Sediment belasteten Kanälen mit

großem Aufwand durchgeführt (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2006). ZUG *et al.* (1998) nutzten den Modellansatz nach Velikanov erfolgreich, um den Transport suspendierter Sediment in einem Mischwasserkanal während Regens abzubilden. Die Definition allgemeingültiger Parameter für die Langzeitsimulation ist bislang jedoch nicht möglich. Die Übertragbarkeit von Erkenntnissen und Parametersätzen sowohl von einem Niederschlagsereignis auf andere, als auch von einem Kanal auf andere Kanäle konnte bislang nicht nachgewiesen werden. Hierfür gibt es verschiedene Gründe, die ASHLEY *et al.* (1999) und FREHMANN and GEIGER (2000) wie folgt beschreiben.

Die Kenntnisse über die physikalischen Vorgänge der Ablagerung und Remobilisierung von Sedimenten im Kanal sind auch nach zahlreichen Messprogrammen nach wie vor mangelhaft. Dies führt dazu, dass diese Prozesse häufig nicht und wenn, dann nur auf konzeptionelle Weise in Schmutzfrachtmodelle integriert werden. Modellimmanente Unsicherheiten bei der Berechnung sind die Folge.

Die für die Kalibrierung der Schmutzfrachtmodelle verfügbaren Daten sind häufig von unzureichender Qualität und liegen nur lückenhaft vor. Die Messung von Schmutzstoffen im Kanal gestaltet sich aufgrund verschiedener Einflüsse als ausgesprochen schwierig. Probleme bereiten die hohe Variabilität des Abflusses (im Mischkanal von wenigen Litern bis zu mehreren tausend Litern), die Zusammensetzung des Mediums (feine bis grobe Partikel, Fasern und Fette) und praktischen Aspekte, wie die Zugänglichkeit und Arbeitssicherheit. Mit Messfehlern von bis zu 15 % muss auch bei richtiger Auswahl der Messstellen und Anordnung der Messgeräte gerechnet werden (UHL, 1993). Bei konventioneller Beprobung des Abflusses liegen die Daten zu den verschiedenen Stoffparametern häufig in einer zeitlich zu geringen Auflösung vor, um die Dynamik der Prozesse erkennen und beschreiben zu können. Kostengünstige Technologien zur kontinuierlichen Stoffmessung mittels Online-Sensoren befinden sich noch in der Entwicklung (GRUBER *et al.*, 2004).

Die Übertragbarkeit von Erkenntnissen von einem Gebiet auf andere wird schließlich durch die unklaren Zusammenhänge zwischen Gebiets- und Systemeigenschaften und der resultierenden Wirkung auf die Kanalprozesse behindert.

Auf Grund der genannten Unsicherheiten wird der Sedimentationsbaustein im Kanal im ISM-Modell unterdrückt. Dies wird erzielt durch eine Überhöhung der Grenzkoeffizienten im Velikanov-Ansatz zu $\eta_{\min} > 9000$ und $\eta_{\max} > 10000$.

5.3 Abbildung der Prozesse auf der Oberfläche

5.3.1 Akkumulation und Abtrag der gelösten Stoffe auf der Oberfläche

Die Verschmutzung des Regenwassers beim Abfließen auf der Oberfläche wird durch das Modell InfoWorks sehr differenziert abgebildet. Während Trockenwetter akkumu-

lieren sich gelöste und partikuläre Stoffe in getrennten Vorgängen. Zur Verschmutzung durch gelöste Stoffe tragen nur befestigte Oberflächen mit einem Index „surface1“ bei, da diese Flächen als „Straße“, bzw. Fläche mit entsprechendem Schmutzpotential definiert werden. Flächen mit Indizes > 1 werden als Dächer und andere Flächen, die kein entsprechendes Schmutzpotential gelöster Stoffe besitzen, bewertet.

Laut der InfoWorks Programmbeschreibung erfolgt die Simulation des Abtrags partikulär gebundener Stoffe lediglich von den befestigten Oberflächen mit Index „surface 1“ oder „surface 2“. Dies konnte nicht bestätigt werden. Eigene Simulationen zeigten die Berechnung der Akkumulation und des Abtrags von befestigten Oberflächen aller Indizes.

Der Baustein für die Akkumulation und das Abtragen gelöster Stoffe von der angeschlossenen, befestigten Oberfläche geschieht über den sog. „Gully Pot“. „Gully Pot“ bezeichnet die am Straßenrand durch Rinnstein und Straßenabläufe (Gullies) gegebenen Vertiefungen. Er wird definiert über das Volumen V_g , das jedem Kanalschacht zugeordnet wird. V_g besteht aus dem Produkt der an den Schacht angeschlossenen, befestigten Oberfläche („surface“-Index 1) und einer fiktiven Gully-Tiefe. Die Berechnung geht von einem zeitlinearen Anstieg jedes einzelnen Stoffes in diesem Gully-Volumen aus. Die zugrunde liegenden Annahmen können BUTLER *et al.* (1995) und MORRISON *et al.* (1995) entnommen werden.

$$PG_n(t) = \frac{(C + M ND) V_g}{1000} \quad (13)$$

mit:

$PG_n(t)$ (kg) = Masse der gelösten Stoffe im Gullytopf („Gully Pot“)

C (mg/l) = Ausgangskonzentration des gelösten Stoffes, Voreinstellung: 6,3 mg/l für BSB

M (mg/l d) = Gradient der linearen Akkumulation, Voreinstellung: 2,8 mg/(l d) für BSB

ND (d) = Trockenwetter Dauer oder Dauer des Zeitschritts

V_g (m³) = Gully-Volumen $D_g \cdot A_u$

D_g (m) = fiktive Gully-Tiefe, Voreinstellung: 0,0005 m

A_u (m²) = an den Gully angeschlossene, undurchlässige Oberfläche mit Surface-Index 1

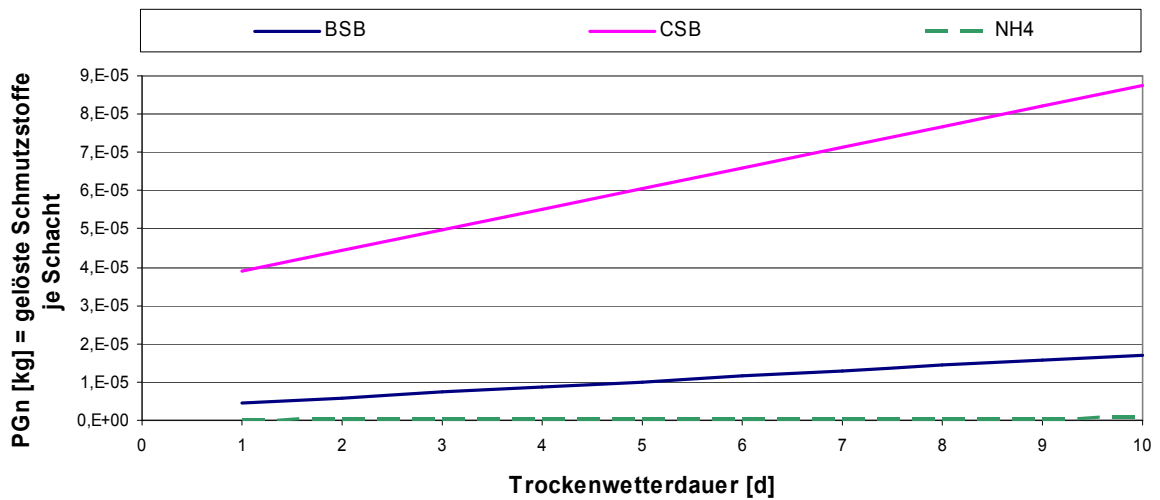


Bild 16: Anstieg des Schmutzpentials der gelösten Stoffe im „gully pot“ (Schacht)

Die Höhe der aus dem Gully herausgewaschenen gelösten Stoffe hängt vom vorhandenen Stoffpotential ab und wird unter Ansatz der Abflussmenge von der befestigten Oberfläche (Index 1) berechnet. Die Größe des Oberflächenabflusses wird nach dem Ansatz von DESBORDES (Einzellinearspeicher) bestimmt.

Abfluss der gelösten Stoffe vom Gully in den Kanal (kg/s):

$$F_n(t + dt) = \frac{Q(t + dt)}{Q(t + dt) + \frac{V_g}{dt}} \frac{P_n}{dt} \quad (14)$$

mit:

- $P_n(t)$ (kg) = Gesamtmasse des gelösten Schmutzstoffs im Gully
- $Q(t + dt)$ (m³/s) = Oberflächenabfluss von befestigter Fläche (Surface-Index 1)
- V_g (m³) = Gully-Volumen $D_g \cdot A_u$

Das Stoffpotential im nächsten Zeitschritt ergibt sich nach folgender Formel:

$$P_{n+1} = P_n - F_n + dPG_n \quad (15)$$

mit

- P_{n+1} (kg) = Stoffpotential im nächsten Zeitschritt
 P_n (kg) = Stoffpotential im aktuellen Zeitschritt
 F_n (kg/s) = Abfluss der gelösten Stoffe vom Gully in den Kanal im aktuellen Zeitschritt
 dPG_n (kg) = Neuaufbau an gelösten Stoffen im Gully im aktuellen Zeitschritt

Für Stoffe, denen eine konstante, ereignisunabhängige Konzentration zugeordnet werden soll, kann der Gradient der Akkumulation (M) zu Null gesetzt werden.

5.3.2 Partikuläre Stoffe auf der Oberfläche

Die Beschreibung der Akkumulation der Schmutzstoffe auf der Oberfläche als auch des Abtrags (engl. washoff) dieser partikulären Schmutzanteile wird über eine matrix-ähnliche Parameterliste definiert. Die Parameterliste ist zugänglich über den sog. „surface pollutant editor“.

5.3.2.1 Akkumulation der Sedimente auf der Oberfläche

Zur Beschreibung des Vorgangs der Schmutzstoffakkumulation wird angenommen, dass mit zunehmender Sedimentmasse auf der Oberfläche die Akkumulationsrate exponentiell abnimmt. Für die Berechnung wird die klassische SWMM-Gleichung verwendet (SARTOR und BOYD, 1972; ALLEY und SMITH, 1981).

$$M_0 = M_d e^{-K_1 NJ} + \frac{P_s}{K_1} (1 - e^{-K_1 NJ}) \quad (16)$$

mit:

- M_0 (kg/ha) = Sedimentmasse am Ende eines Zeitschrittes bzw. die maximal mögliche Sedimentmasse am Ende der Akkumulationsphase
 M_d (kg/ha) = vorhandene Sedimentmasse berechnet aus vorherigem Zeitschritt
 K_1 (d⁻¹) = Dämpfungsfaktor, Voreinstellung: 0,08 d⁻¹
 NJ (d) = Dauer der Trockenwetterphase oder des Zeitschrittes
 P_s (kg/(ha d)) = Faktor der Akkumulationsrate, Voreinstellung 6 kg/(ha d) für Wohngebiete

$\frac{P_s}{K_1}$ (kg/ha) = maximale Sedimentmasse auf der Oberfläche, Voreinstellung: 75 kg/ha

In der folgenden Grafik werden die Ergebnisse der Gleichung für den Ansatz, der der Wasserbehördlichen Erlaubnis für die Einleitung von Mischwasser in die Gewässer Berlins (durch das Ing.-Büro bpi erstellt) zugrunde liegt, den Standardansätzen des Modells InfoWorks gegenübergestellt.

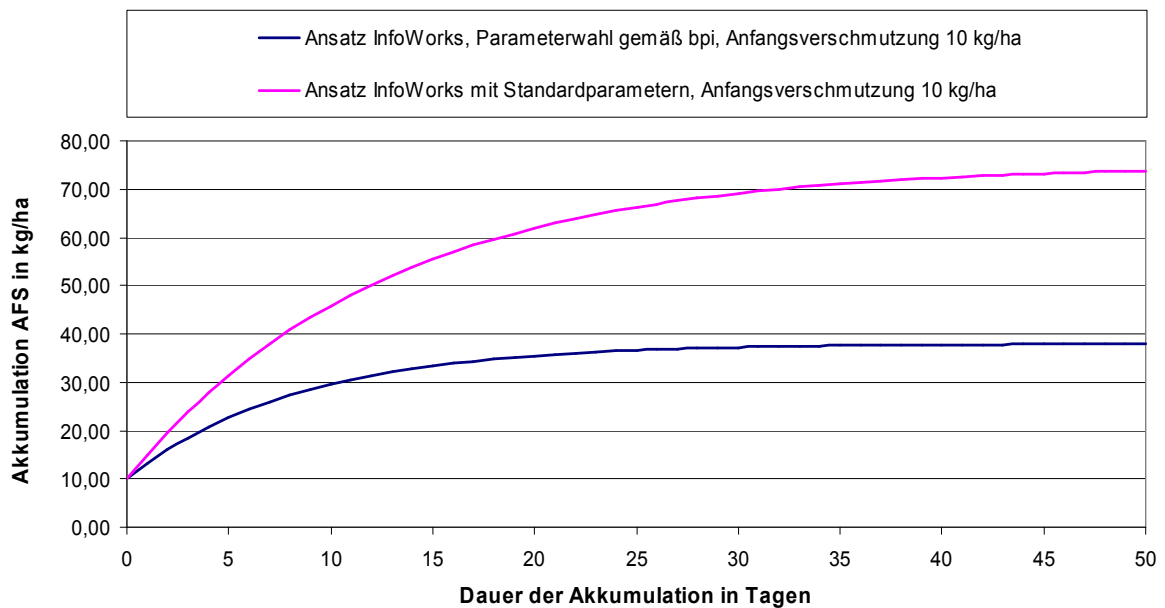


Bild 17: Akkumulation der Feststoffe auf der Oberfläche

In der Software InfoWorks wird der oben dargestellte Berechnungsansatz unter Verwendung der Euler Approximation zu folgender Formel für die Stoffakkumulation innerhalb eines Zeitschrittes vereinfacht.

Stoffakkumulation (kg/ha), vereinfachter Ansatz:

$$B = \frac{(P_s - K_1 M(t)) dt}{86400} \quad (17)$$

5.3.2.2 Abtrag der Sedimente von der Oberfläche

Die Erosion der Sedimente (AFS) von der Oberfläche wird durch die Gleichung nach JEWELL und ADRIAN (1978) und ALLEY (1981) beschrieben (Erosionsgleichung):

$$\frac{dM}{dt} = -K_a M(t) \quad (18)$$

mit :

M (kg AFS/ha) = Masse des Sediments auf der befestigten Fläche
 $K_a(t) = C_1 i(t)^{C_2} - C_3 i(t)$ = Erosionskoeffizient (s^{-1}) in Abhängigkeit des Niederschlags mit den Standard-Koeffizienten $C_1 = 1000000$, $C_2 = 2,022$, $C_3 = 29,000$ (BUJON, 1988)

Die Integration der Erosionsgleichung zwischen den Zeitschritten t und $t+dt$ ergibt die Erosionsrate.

$$E = M(t) \frac{(1 - e^{-K_a dt})}{dt} \quad (\text{kg AFS/ha s}) \quad (19)$$

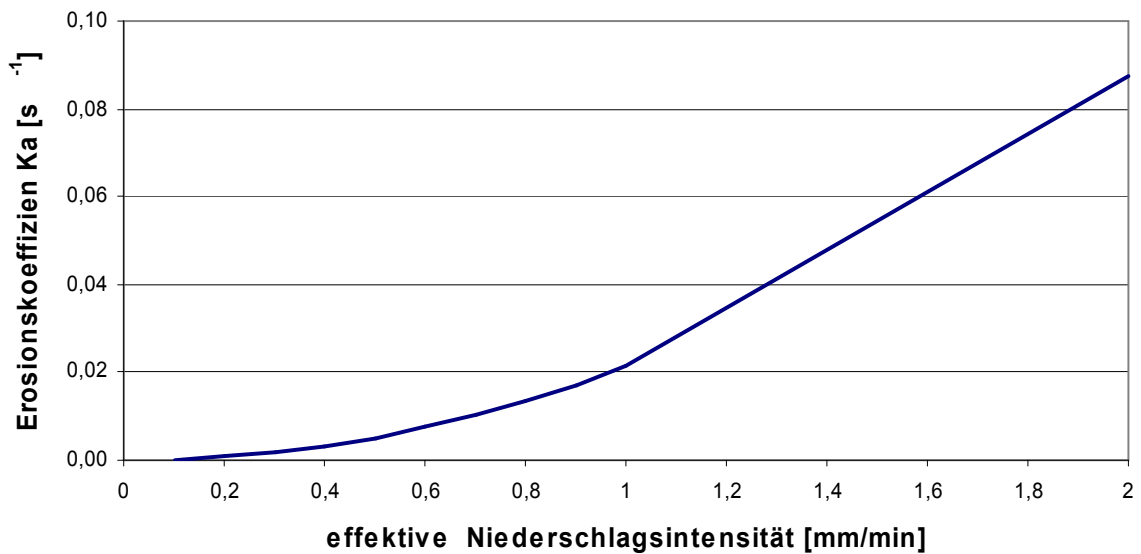


Bild 18: Erosionskoeffizienten K_a in Abhängigkeit von der Regenintensität unter Ansatz der Standard-Koeffizienten C_1 bis C_3

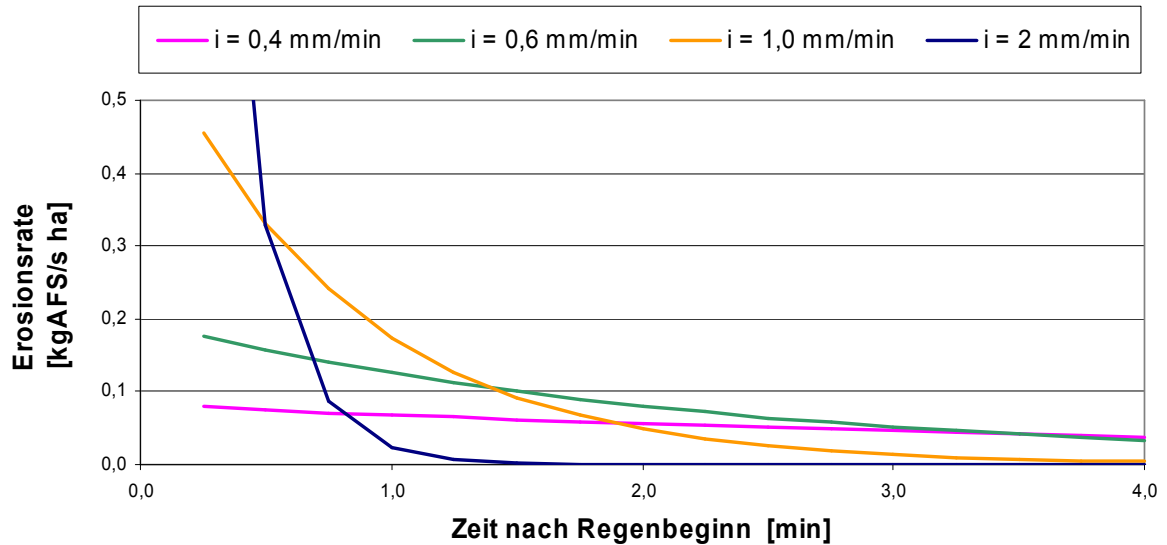


Bild 19: Zeitlicher Verlauf der Erosionrate für eine Ausgangsmasse $M(t_0)$ von 25 kg/ha und verschiedene Regenintensitäten mit den Regenkoeffizienten gemäß Bild 18

Der Sedimentstrom von der Oberfläche wird ebenso wie die Abflussberechnung nach dem Linearspeicheransatz von Desbordes berechnet. Nach Einsetzen der Linearspeichergleichung in die Kontinuitätsgleichung und nach Integration ergibt sich die Gleichung zur Berechnung des Sedimentstroms wie folgt.

Linearspeichergleichung:

$$M_e = k f(t) \quad (20)$$

Kontinuitätsgleichung:

$$\frac{dM_e}{dt} = E - f(t) \quad (21)$$

$$f(t + dt) = f(t)e^{-\frac{dt}{k}} + \left(1 - e^{-\frac{dt}{k}}\right)E \quad (22)$$

mit:

$f(t)$ (kg AFS/s ha) = spezifischer Sedimentstrom pro Zeiteinheit und befestigter Fläche

k (s) = Linearspeicherkoeffizient

Der Sedimentstrom von einer Einzugsfläche errechnet sich schließlich aus dem Produkt der befestigten Fläche und dem spezifischen Sedimentstrom.

Über einen Faktor wird der Anteil der Schmutzstoffe bestimmt, der mit dem abgespülten AFS, also partikulär gebunden transportiert wird. Der Ansatz stammt ursprünglich aus der Software FLUPOL (BUJON, 1988; BUJON und HERREMANS, 1990).

$$F_n(t) = K_{pn}(i) F_m(t) \quad (23)$$

mit:

- $F_n(t)$ (kg/(ha s)) = spezifische Schmutzfracht, an Sedimenten anhaftend
 K_{pn} = Faktor („potency factor“) zur Berechnung des Anteils partikulär gebundener Stoffe
 F_m (kg AFS/(ha s)) = spezifische Sedimentfracht

Der Anteil der an den Sedimenten anhaftenden Schmutzstoffe wird durch den Faktor K_{pn} mit der folgenden Gleichung beschrieben.

$$K_{pn} = C_1(IMKP - C_2)^{C_3} + C_4 \quad (24)$$

mit:

- K_{pn} = Faktor zur Beschreibung des Anteils der Schmutzstoffmasse eines Parameters an der Sedimentmasse
 $IMKP$ (mm/h) = maximale Regenintensität innerhalb eines 5-Minuten-Intervalls
 C_1 bis C_4 = Koeffizienten

Unter Ansatz der Standardparameter liegt folgendes Modellverhalten vor: Je größer die Intensität des Regens, umso größer ist der Oberflächenabtrag von abfiltrierbaren Stoffen (siehe Bild 19). Zugleich nimmt mit zunehmender Regenintensität der relative Anteil der an AFS gebundenen Schmutzstoffe ab.

In der folgenden Grafik wird die Abhängigkeit des Faktors K_{pn} von der Niederschlagsintensität für die Stoffparameter BSB_5 , CSB_{part} und TKN unter Ansatz der Standardkoeffizienten C_1 - C_4 des Programms INFOWORKS CSTTM dargestellt.

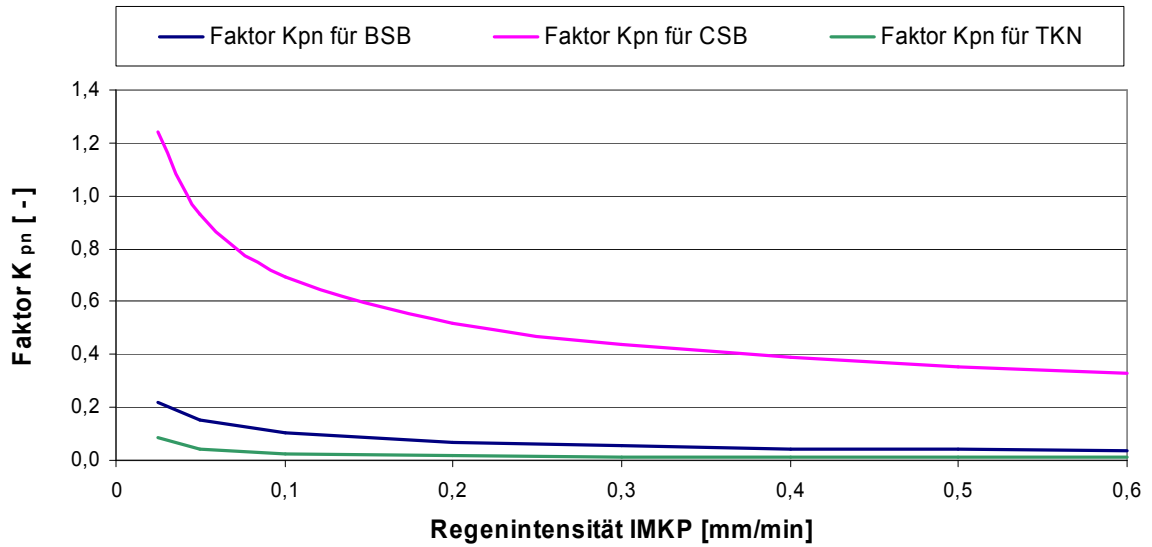


Bild 20: Faktor K_{pn} in Abhängigkeit von der Regenintensität für die Schmutzstoffparameter BSB_5 part, CSB_{part} und TKN_{part}

Während der Erosion läuft parallel der Prozess der Sedimentakkumulation weiter. Das AFS-Stoffpotential im nächsten Zeitschritt ergibt sich entsprechend nach folgender Formel:

$$M(t + dt) = M(t)e^{-K_a dt} + B \quad (25)$$

mit:

$M(t)$ (kg AFS/ha) = Masse des Sediments auf der befestigten Fläche

K_a (s^{-1}) = Erosionskoeffizient in Abhängigkeit des Niederschlags

B (kg/ha) = Stoffakkumulation

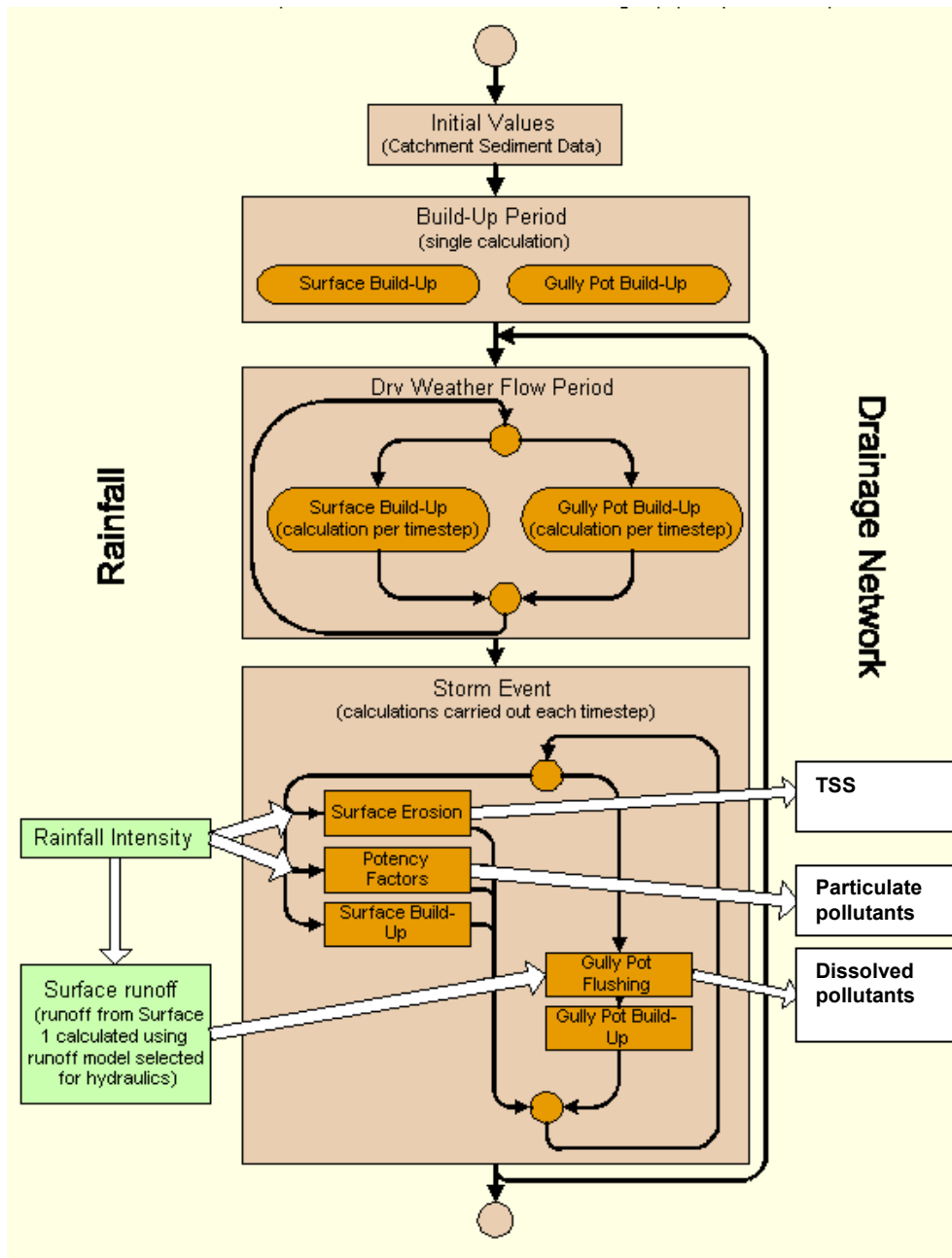


Bild 21: Routine zur Berechnung des Schmutzstoffaufbaus und -Abtrags in der Software INFOWORKS CST™

6 Schmutzfrachtberechnung im Mischwassereinzugsgebiet und Ergebnisse

Nach der detaillierten Beschreibung der Modellansätze für die Schmutzfrachtprozesse und der zugehörigen Parameter im vorangegangenen Kapitel wird im Folgenden die allgemeine Vorgehensweise der Ereignissimulation und die Ergebnisdarstellung behandelt.

Wie oben bereits beschrieben, wurden die Profile des Trockenwettertagesganges für Werktage und Wochenenden aus dem ISM-Modell übernommen. Die Tagesmittelwerte des Schmutzwasserabflusses (exklusive Basisabfluss) wurden auf das Jahr 2005 angepasst. Hierbei wurde der Tagesmittelwert für Werktage an allen Pumpwerken auf den jeweiligen Werktags-Mittelwert des Jahres 2005 abgesenkt und über das bisherige Verhältnis der Mittelwert für die Wochenenden abgeleitet. Der aus den qualitativen Kalibrierungen im Jahr 2002 in dem Einzugsgebiet Berlin X, Berlin-Wedding gewonnene Ansatz der Stoffparameter wurde für die vorliegende Berechnung beibehalten.

Da sich in den meisten Einzugsgebieten ein Absinken des mittleren Schmutzwasseranfalles in 2005 gegenüber dem übernommenem Modellzustand ergeben hat, führt die Beibehaltung der qualitativen Parameter zu einer Verdünnung der Trockenwetterkonzentration. Dies wird verursacht durch einen erhöhten Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss in Gebieten mit ursprünglich hohem grundwasserbürtigen Fremdwasser. Der Basisabfluss schwankt in den Pumpwerkseinzugsgebieten des Untersuchungsgebietes zwischen 2 l/s und 54 l/s. Der Höchstwert in Berlin III rührt von hohen Einleitungsmengen aus Grundwasserabsenkungen infolge von Baumaßnahmen her. Der Basisabfluss des Gebietes in Berlin X beträgt 25 l/s (= 0,06 l/s*ha) und basiert auf der Auswertung der Zufluss- und Analysedaten im Jahr 2002 mittels der chemischen Methode (ATV-DVWK, 2004).

Ein weiteres modellimmanentes Element der Schmutzfrachtberechnung führt zu einer Verminderung der Konzentrationsspitze im Trockenwettergang der Pumpwerkszuflüsse. Der Schmutzfrachtberechnung für Trockenwetter liegt für die Modellparameter jeweils ein normiertes Tagesprofil des Schmutzstoffes zugrunde, das aus den Kalibrierungen im Einzugsgebiet abgeleitet wurde. Hier wird nicht zwischen Wochenende und Werktag unterschieden.

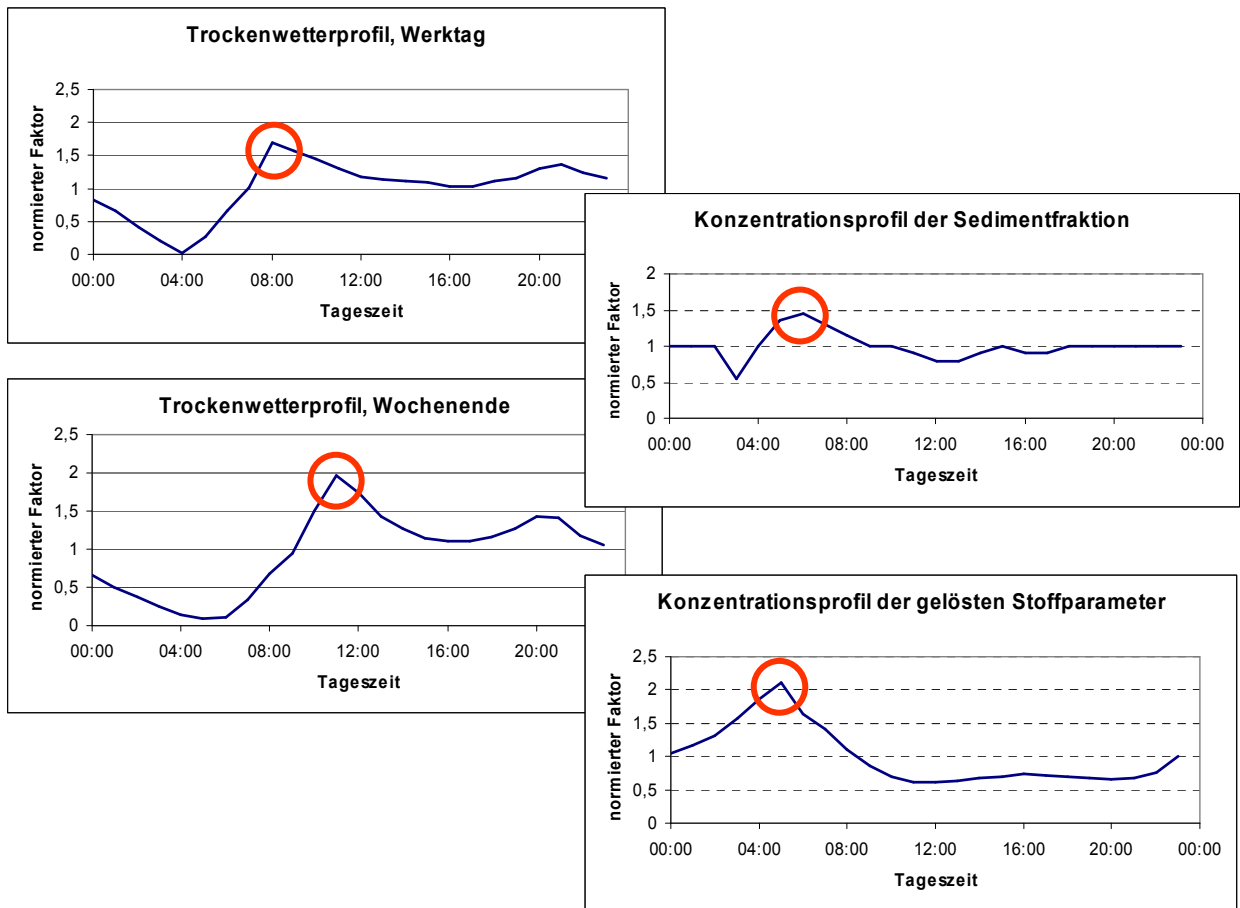


Bild 22: Spitzenwerte der Profile des Trockenwetterganges an Werktagen und Wochenende und Profile der Schmutzstoffe aus Kalibrierungen im Jahr 2002 in Berlin X, die jedem Berechnungsknoten zugeordnet werden

Da sich die Tagesspitze am Wochenende gegenüber dem Werktag um ca. drei Stunden verschiebt, tritt diese Abflussspitze nicht mehr mit der Spitze der Schmutzparameter zusammen auf. Hiermit liegen für das gewählte Ereignis an einem Sonntag zwei Modellannahmen zugrunde, die im Ergebnis zu verringerten Entlastungskonzentrationen am Pumpwerkszulauf in Berlin X führen, wie Bild 23 veranschaulicht.

Der Verdünnungseffekt in Einzugsgebieten mit einem hohen Einfluss des Basisabflusses lässt sich bei zukünftigen Berechnungen durch eine Gegenüberstellung der Abfluss- und Bevölkerungsentwicklung und erneuter Analyse der Zuflüsse im Nachtminimum neu bewerten. Eine individuelle Anpassung der Stoffprofile für Werkta-ge und Wochenenden an jedes Berechnungsereignis erscheint unverhältnismäßig.

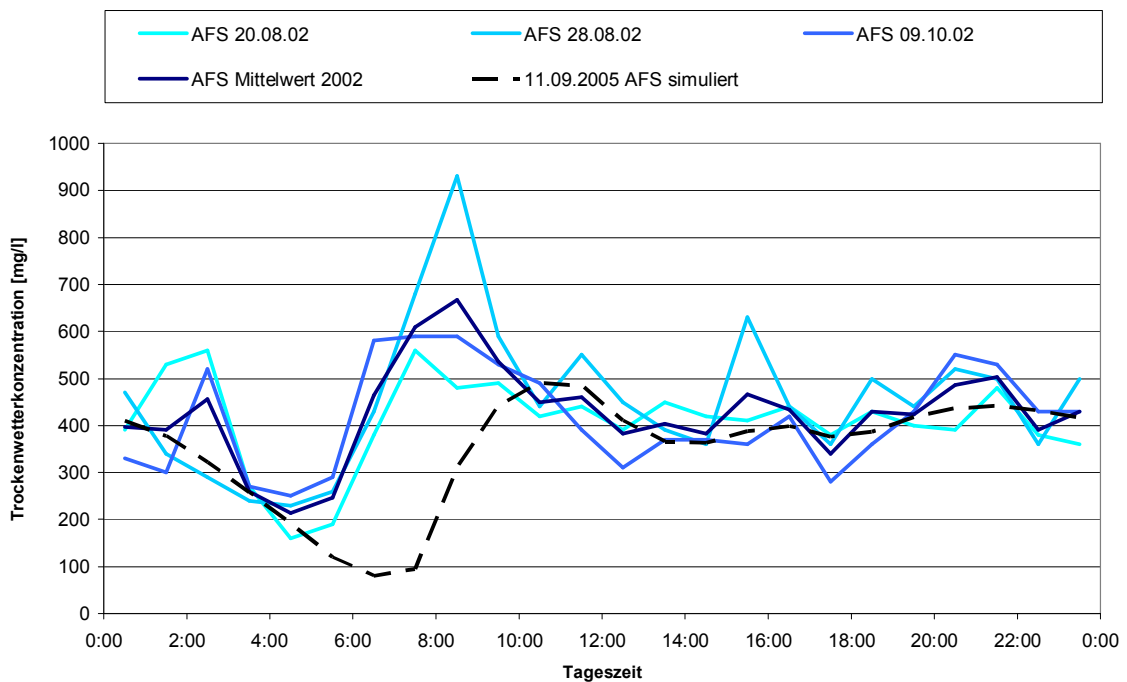


Bild 23: Gegenüberstellung gemessener Konzentrationen der Sedimentfraktion an Trockenwettertagen in 2002 und Simulationsergebnisse mit verringertem Tagesmittel der Abflussmenge in 2005 und Einfluss der verzögerten Abflussspitze am Wochenende am Zulauf zum Pumpwerk Berlin X

Da das gewählte Regenereignis am 11. September 2005 um 6:00 Uhr beginnt, trifft die Abflussspitze auf geringe Trockenwetterkonzentrationen im Kanalnetz (gestrichelter Tagesgang in Bild 23). Daher sind die Konzentrationen der Mischwasserentlastungen in der Simulation im niedrigen Bereich.

Trotz der Wahl eines Ansatzes, der die Sedimentation weitgehend unterdrückt, weisen die Berechnungsergebnisse in den flachen Kanalnetzen mit großen Abflussquerschnitten Abtragserscheinungen zu Beginn des Niederschlagabflusses auf. Dies liegt an den extrem niedrigen Sohlgefällen, die zeitweise zu Geschwindigkeiten nahe Null in Hauptsammlern, z.B. bei Fließumkehr, führen können. Die Gegenüberstellung der Simulationsergebnisse im Einzugsgebiet Berlin X mit gemessenen Konzentrationen im Jahr 2002 bestätigen, dass die Wahl der Schmutzparameter zu plausiblen Ergebnissen führt. Zur Anschauung sei auf Bild 24 hingewiesen. Die Simulation der sedimentgebundenen Stoffströme wird immer mit einer größeren Ungenauigkeit behaftet sein als die Simulation gelöster Stoffe.

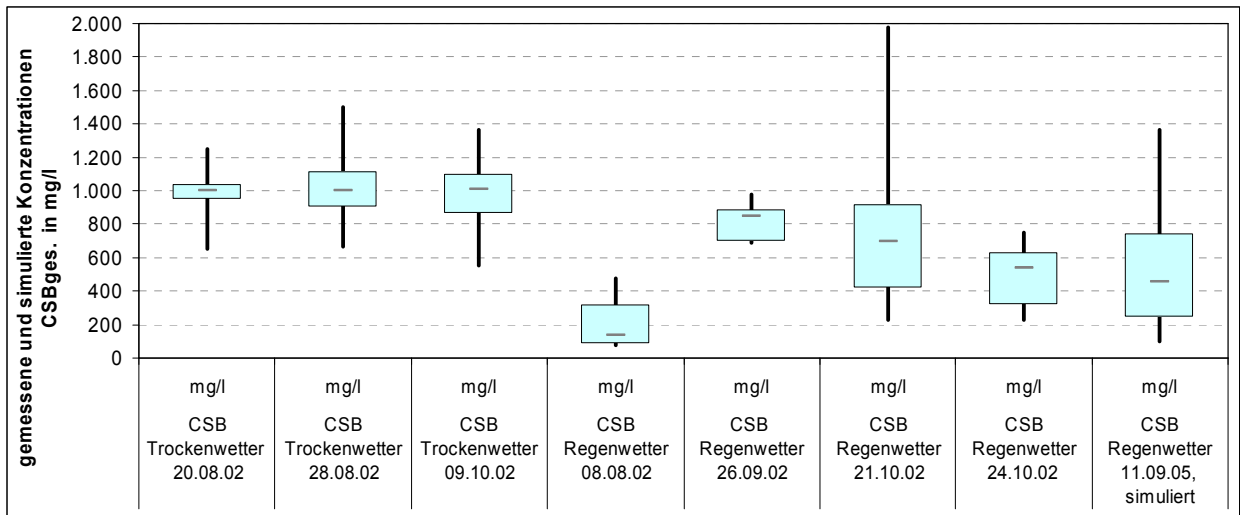


Bild 24: Vergleich von Messwerten bei Regenabfluss in 2002 und simulierte Werte zum Ereignis in 2005 für gesamt-CSB: Minimum, Maximum, oberes, unteres Quartil und Median

Die Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation mit dem Berechnungsprogramm INFOWORKS CS™ wurden als Abfluss- und Konzentrationsganglinien der Parameter CSB, BSB₅ und TKN (jeweils aufgeteilt in gelöste und partikulär gebundene Anteile) sowie NH₄-N und AFS im EXCEL-Format für jedes Auslaufbauwerk des Gewässerabschnittes übergeben. Für die Temperatur des Mischwassers wurde aus dem Zusammenhang der Temperaturmessung des überlaufenden Mischwassers am Pumpwerk Berlin XI (Prenzlauer Berg) im Jahr 2006 und den Außentemperaturen (gemessen an der Phosphateliminationsanlage Tegel) ein einfacher Zusammenhang abgeleitet (Bild 25). Aufgrund der hohen Korrelation zwischen der Außentemperatur und den Messwerten im Mischwasser wurde für das entlastende Mischwasser die mittlere Außentemperatur während der Entlastung angenommen. Eine Abminderung der Temperatur bei einem langen Fließweg im Entlastungskanal bis zur Einmündung in das Gewässer wurde nicht vorgenommen.

Des Weiteren wurden konstante Mittelwerte für weitere Stoffe, die das Gewässergütemodell benötigt, aus dem Messprogramm der BWB am Regenüberlaufbecken in der Urbanstraße, Berlin-Kreuzberg in den Jahre 1993 bis 1994 abgeleitet. Diese Werte finden sich in Kap. 9.4.3. Werte für die Sauerstoffkonzentration des Mischwassers am Auslaufbauwerk liegen nicht vor. Eine Abschätzung ist nicht vorgenommen worden, da keine Messgrößen hierzu vorlagen.

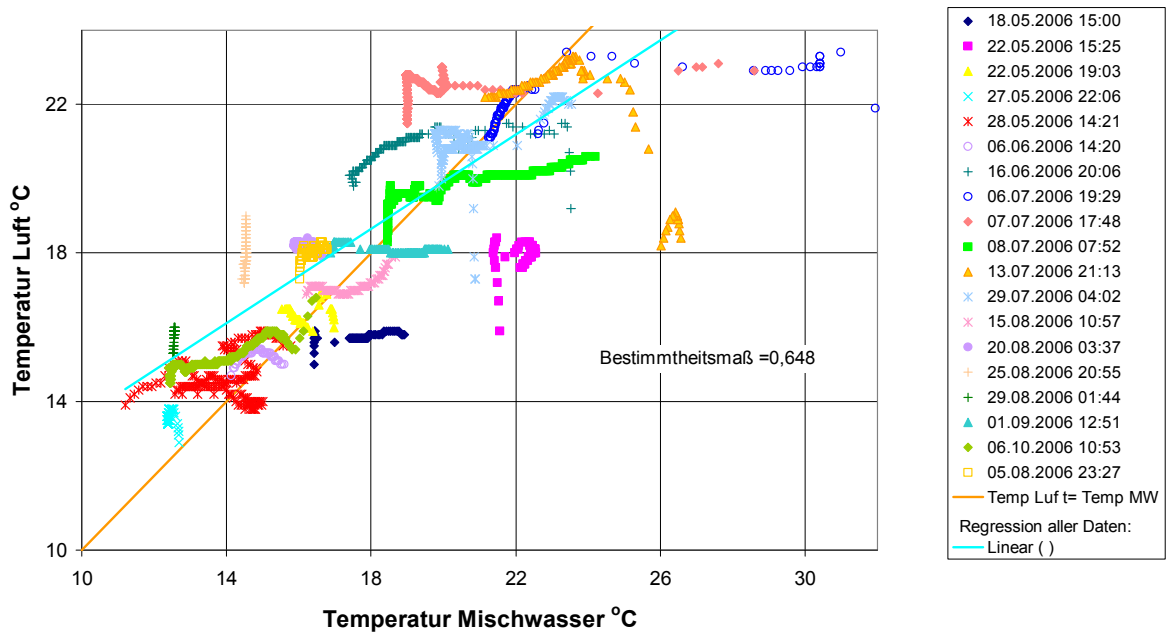


Bild 25: Abhängigkeit der Temperatur des entlasteten Mischwassers von der Lufttemperatur mehrerer Entlastungsereignis

7 Theoretische Grundlagen der Gewässergütesimulation

7.1 Instationäre Berechnung von Wasserstand und Durchfluss (HYDRAX)

HYDRAX ist die Bezeichnung für ein von der Bundesanstalt für Gewässerkunde entwickeltes Programmsystem zur eindimensionalen hydrodynamischen Berechnung von Fließgewässern auf der Grundlage der Saint-Venant-Gleichungen.

Als Ergebnis der hydraulischen Berechnung werden mit HYDRAX die folgenden Größen an allen Stationen (Gewässerkilometer mit einem Querprofil, Ortsvariable x) für jeden Zeitpunkt t_i mit der Zeitschrittweite Δt innerhalb des Betrachtungszeitraums von t_0 bis $t_n = t_0 + n \Delta t$ berechnet:

- Q Durchfluss
- h Wasserstand
- v mittlere Fließgeschwindigkeit ($v=Q/A$)
- A durchströmte Querschnittsfläche
- V Wasservolumen zwischen zwei Querschnitten

Der hydraulische Zustand eines Fließgewässers ist durch folgende Angaben eindeutig definiert.

- Angaben zur Gewässergeometrie (Quer- als auch Längsschnitt)
- Angaben zur Sohlrauheit (in Form von Manning-Strickler-Beiwerten)
- Angaben zu den Randbedingungen (Zuflüsse, Abflüsse, Einleitungen und Entnahmen usw.)

Um mit dem Programm verschiedene hydraulische Zustände eines Fließgewässers berechnen zu können, sind in einem Modell nur die Art und Lage der Randbedingungen definiert. Zur Modelldefinition gehört die Abbildung des Gewässergraphen und der Randbedingungen sowie die Abbildung der Querprofilgeometrie und der Sohlrauheit.

Um bei der eindimensionalen numerischen Berechnung eine mathematisch eindeutige Lösung zu erzeugen, muss für eine zu modellierende Stauhaltung genau ein Wasserstand (am unteren Modellrand) und mindestens ein Durchfluss (am oberen Modellrand) als Randbedingung vorgegeben sein. Eine ausführliche Programmbeschreibung findet sich in OPPERMANN (2002).

7.2 Instationäre Berechnung der Wassertemperatur und Güteparameter(Qsim)

Das Gewässergüteprogramm Qsim (Qualitäts-Simulation) der Bundesanstalt für Gewässerkunde dient der Simulation des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie der Phyto- und Zooplanktonbiomasse in einem Fließgewässer (KIRCHESCH & SCHÖL 1999). Es

ist deterministisch, d.h. die einzelnen auf den Stoffhaushalt und die Algenentwicklung eines Gewässers wirkenden Prozesse werden funktional und ohne den Einfluss des Zufalls beschrieben. Dementsprechend sind auch sehr kleine Abweichungen der berechneten Ergebnisse kein Zufallsprodukt, sondern lassen Tendenzen zwischen verschiedenen Szenarien erkennen.

Die Identifizierung und Parametrisierung der Funktionen basiert auf naturwissenschaftlich anerkannten Größen und Zusammenhängen; nur wo diese nicht ausreichend genau bekannt sind, werden empirische Formeln benutzt.

Das Programm arbeitet eindimensional, d.h. die betrachteten Zustandsgrößen werden als gleichverteilt über den gesamten Gewässerquerschnitt betrachtet. Auch morphologische und hydraulische Parameter wie Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit werden für jedes Querprofil als Mittelwert ausgegeben.

In der aktuellen Version ist ein quasi-zweidimensionaler Ansatz enthalten. Dabei werden die Parameter Sauerstoff, Temperatur, Phosphor-, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Silikatgehalt vertikal aufgelöst betrachtet, was aber bei den hier durchgeführten Berechnungen, aufgrund fehlender Validierungsdaten im Simulationsgebiet, nicht zum Einsatz kommt.

Das Programm Qsim berechnet die Veränderung der einzelnen Güteparameter durch die auf sie wirkenden Prozesse beim Transport flussabwärts. Einmündende Nebenflüsse oder Kanäle sowie Wasserwerke, Kläranlagen, sowie ein- und ausleitende Heizkraftwerke werden als Punktquellen behandelt. An der Einmündungsstelle wird der Einfluss der jeweiligen Einleitung bzw. Ausleitung entsprechend ihres Durchflusses und ihrer Gewässergüte auf die Wasserbeschaffenheit im Fließgewässer berechnet. Es wird an jeder Einmündungsstelle vollständige Durchmischung angenommen.

Bei der der Gütemodellierung vorgeschalteten hydraulischen Modellierung mit dem Programmsystem HYDRAX kann zwischen stationärer und instationärer Durchflussberechnung gewählt werden.

Die stationäre Durchflussberechnung entspricht einer fließzeitkonformen Modellierung unter der Annahme konstanter Abflussbedingungen während der gesamten Fließzeit vom oberen zum unteren Modellrand. Es handelt sich allerdings um eine rein theoretische Betrachtung, da im Gewässer selber sich ständig überlagernde Abflusswellen auftreten oder sich die Fließrichtung sogar umkehrt. Die realen Durchflussverhältnisse im Fluss können nur mit einer instationären Durchflussberechnung erfasst werden.

Bei der stationären Durchflussberechnung laufen alle biologischen und chemischen Prozesse ohne Durchflusswellenüberlagerung ab, bei der instationären Durchflussberechnung erfolgt eine Vermischung sich überholender Wasserpakete mit ihren unterschiedlichen Konzentrationen der einzelnen Parameter.

Für die ökologischen Modellbausteine wirken die Durchflussdaten an den Modellrändern und die meteorologischen Daten für das Modellgebiet als antreibende Kräfte. Alle

von der Strahlung abhängigen Prozesse wie Temperatur und Algenwachstum werden dynamisch modelliert, indem entsprechend der Berechnungszeitschrittweite (in der Regel eine Stunde) ein Strahlungswert vorgegeben wird.

7.2.1 Randbedingungen

7.2.1.1 Wasserstand und Durchfluss

Neben der Gewässergeometrie und dem hydraulischen Fließwiderstand, müssen die als Randbedingungen bezeichneten Zu- und Abflüsse, Einleitungen und Entnahmen berücksichtigt werden. Für jede Stauhaltung ist weiterhin genau ein Wasserstand vorzugeben.

Im Einzelnen sind für die Stauhaltung Charlottenburg die folgenden Randbedingungen zu berücksichtigen:

Wasserstand:

Name	Messstelle	Gewässer, km	Bemerkungen
Charlottenburg	Charlottenburg OP	Spree; km 6,4	PN = 28,01 mü.NN.

Durchflüsse:

Name	Messstelle	Gewässer, km	Bemerkungen
Mühlendamm	Berlin-Mühlendamm OP	Spree, km 17,9	nur Tagesmittelwerte

Zuflüsse:

Name	Messstelle	Gewässer, km	Bemerkungen
Kupfergraben	Berlin-Kupfergraben OP	Kupfergraben, km	nur Tagesmittelwerte
Unterschleuse	Unterschleuse OP	Spree, km 9,10	Zufluss am Knoten 2.04
Panke	Kühnemannstraße, km 3,9	BSSK, km 10,80	W,Q-Beziehung, seit 01.11.1985
Schleuse Plötzensee	(keine)	WHK km 2,60	Erfasst wird das Schleusenwasser, Daten liegen nicht vor. Geschätzt: Q = 0,2 m ³ /s konstant

Bei dem bisher auf rein quantitative Fragestellungen ausgerichteten Modellaufbau kann die Einleitung und Entnahme von Kühlwasser durch das Heizkraftwerk (HKW) Moabit vernachlässigt werden, da das entnommene Wasser mit nur geringen Verlusten wieder eingeleitet wird (Durchlaufkühlung).

Bei einer qualitativen Betrachtung müsste natürlich insbesondere die Aufwärmung berücksichtigt werden. Da aufgrund der Strömungsverhältnisse in der Stauhaltung die Wärmeeinleitung durch das HKW Moabit sich aber erst wieder kurz oberhalb der Schleuse Charlottenburg in der Spree bemerkbar macht, wurde im Rahmen der vorliegenden Aufgabenstellung darauf verzichtet, auch noch die Mengen und Güteparameter der Kühlwassereinleitung zu recherchieren und in das Modell zu übernehmen.

7.2.1.2 Mischwasser-Einleitungen

Erweitert worden ist hingegen das Modell um die Zuflüsse aus der Mischwasserkanalisation. Die Übersichtskarte in Anlage 1 zeigt die Lage der Mischwassereinleitungen im Untersuchungsgebiet, für die mit Hilfe des Programmsystems INFOWORKS die Einträge sowohl in quantitativer als auch qualitativer Hinsicht in Abhängigkeit eines Niederschlagsereignisses berechnet wurden.

Für die Übernahme in das Modell musste die Lage der Mischwassereinleitung auf den Gewässerkilometer bezogen werden. Dies erfolgte anhand der Bundeswasserstraßenkarte für die Stadt Berlin im Maßstab 1:50.000 (WASSER- UND SCHIFFFAHRTSDIREKTION OST, 1993). Die den Einleitungen zugeordneten Gewässerkilometer sind in tabellarischer Form in Anlage 2 zusammengestellt.

Insgesamt wurden 65 Mischwassereinleitungen als neue Zufluss-Randbedingungen erfasst.

Die sieben Überläufe, die in den bisher im Modell nicht abgebildeten, ca. 1,9 km langen Kupfergraben einleiten, sind der Einmündung des Kupfergrabens bei SOW-km 16,30 (Monbijoubücke) zugeordnet worden.

Je nach dem, ob es im Ergebnis der Kanalnetzsimulation eines Regenereignisses zu einem Überlauf an einer Einleitung gekommen ist oder nicht, kann diese im Programm auf aktiv oder inaktiv gesetzt werden.

8 Abflussberechnung des Gewässerabschnittes und Ergebnisse

8.1 Untersuchungszeitraum (Ereignis)

Zur Erprobung der Modellkoppelung zwischen Kanalnetz- und Gewässergütemodell ist der Zeitraum September 2005 ausgewählt worden. Für diesen Zeitraum stehen ausreichend Daten für die Kanalnetzmodellierung mit INFOWORKS zur Verfügung, es handelt sich nicht um einen Zeitraum mit Extremzuständen (wie z.B. im Sommer 2003) und darüber hinaus liegt vor dem zu simulierenden Starkregenereignis am 11.09.2005 ein längerer Zeitraum ohne Mischwasserüberläufe, so dass deren Einfluss besonders deutlich werde müsste.

Während dem durch die Berliner Wasserbetriebe modellierten Starkregenereignis traten Überläufe der Mischwasserkanalisation im Untersuchungsgebiet in der Zeit von 3 bis 17 Uhr auf.

Ein weiteres Regenereignis am 16.09.2005, bei dem es ebenfalls zu nennenswerten Mischwasserüberläufen gekommen ist, wurde von Seiten der Berliner Wasserbetriebe nicht mehr simuliert, so dass ab diesem Zeitraum die Vergleichbarkeit mit Messwerten nicht mehr gegeben ist, die aber hier mit dem Ziel der Erprobung der Modellkoppelung auch nicht im Vordergrund steht.

Aufgrund der stoßartigen Mischwassereinleitungen erfolgt die Gütesimulation in einer Zeitschrittweite von 15 Minuten, entsprechend hochaufgelöst müssten daher auch die hydraulischen Randbedingungen abgebildet werden. An den Messstellen Schleuse Mühlendamm und Wehr Kupfergraben (Spreezufluss in die Stauhaltung Charlottenburg) können jedoch von Seiten des Betreibers der Messstellen, dem WSA Berlin, nur Tagesmittelwerte zur Verfügung gestellt werden. Für die Zuflüsse aus dem Landwehrkanal (LwK) und der Panke sind dagegen aus Wasserstandsmessungen abgeleitete Durchflüsse im 15-min-Zeittakt verfügbar.

Der Wasserstand an den Pegeln des WSA Berlin wird generell, also auch am Oberpegel der Schleuse Charlottenburg, im 15-min-Zeittakt gemessen.

Einen Überblick über die Datenlage der für die hydraulische Modellierung erforderlichen Eingangsgrößen (vgl. 7.2.1.1) ist nachfolgend in Bild 26 bis Bild 31 in Form der entsprechenden Gangliniengrafik zusammengestellt.

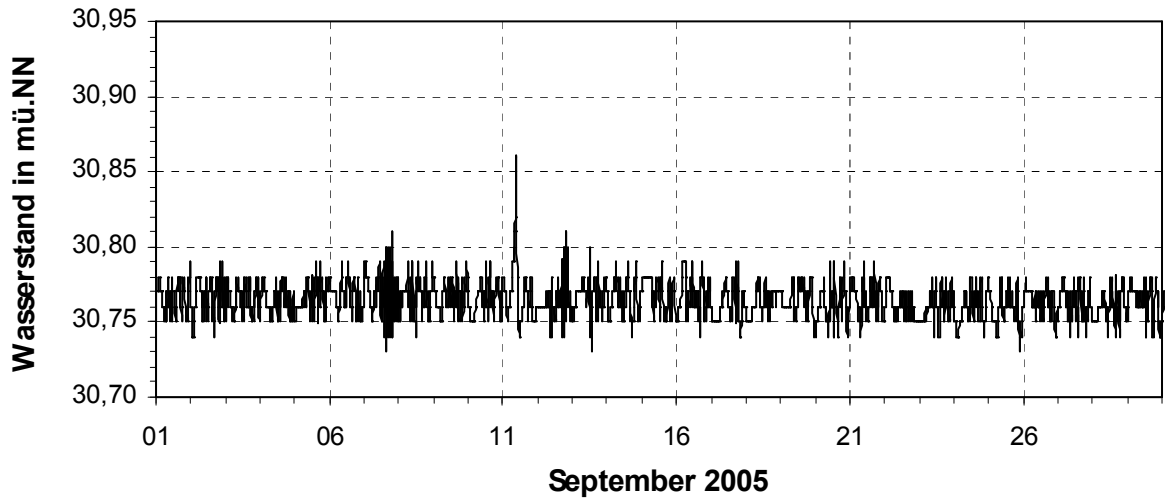


Bild 26: Wasserstandsganglinie (15-min-Werte) am OP Schleuse Charlottenburg

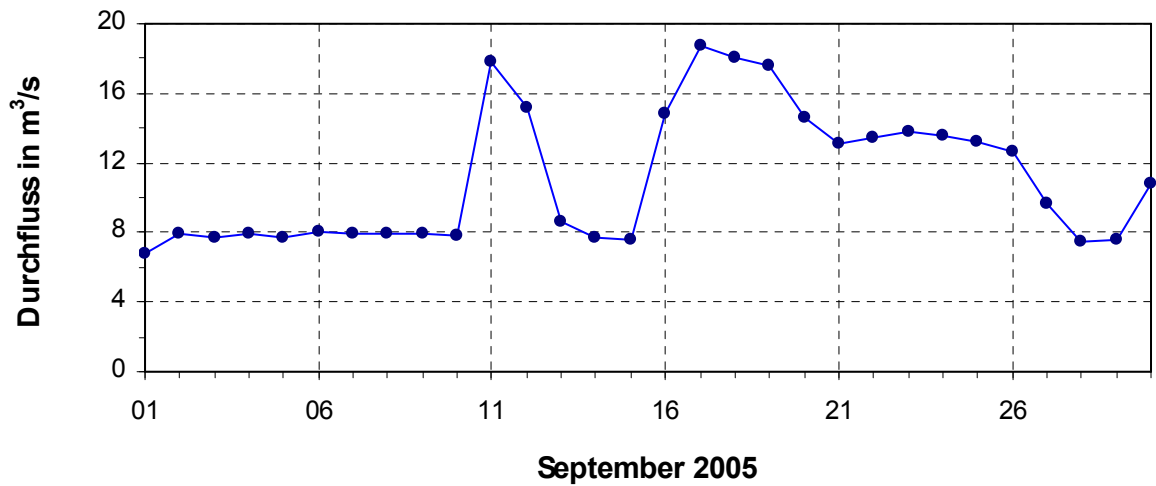


Bild 27: Durchflussganglinie (Tagesmittelwerte) am OP Schleuse Mühlendamm

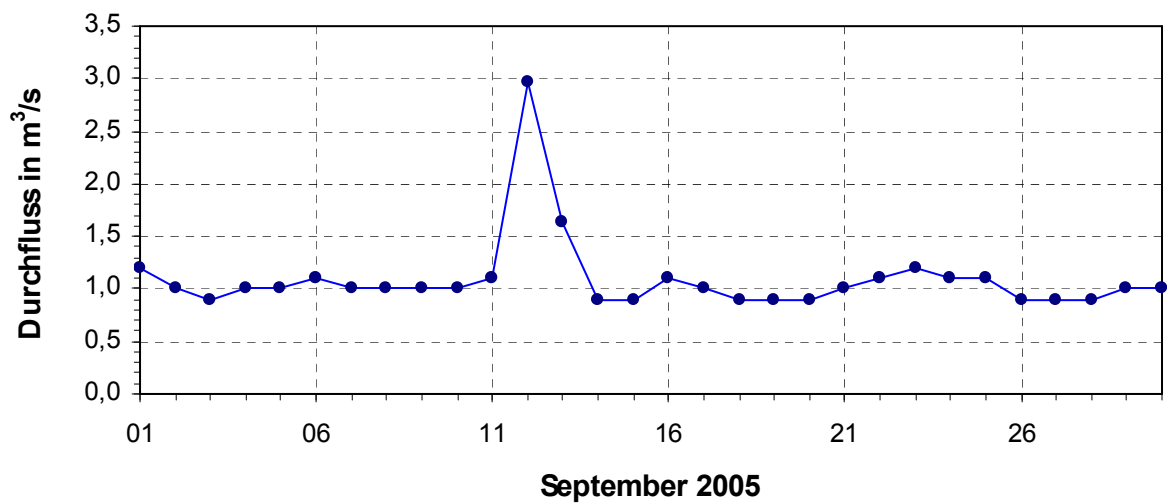


Bild 28: Durchflussganglinie (Tagesmittelwerte) am Wehr Kupfergraben

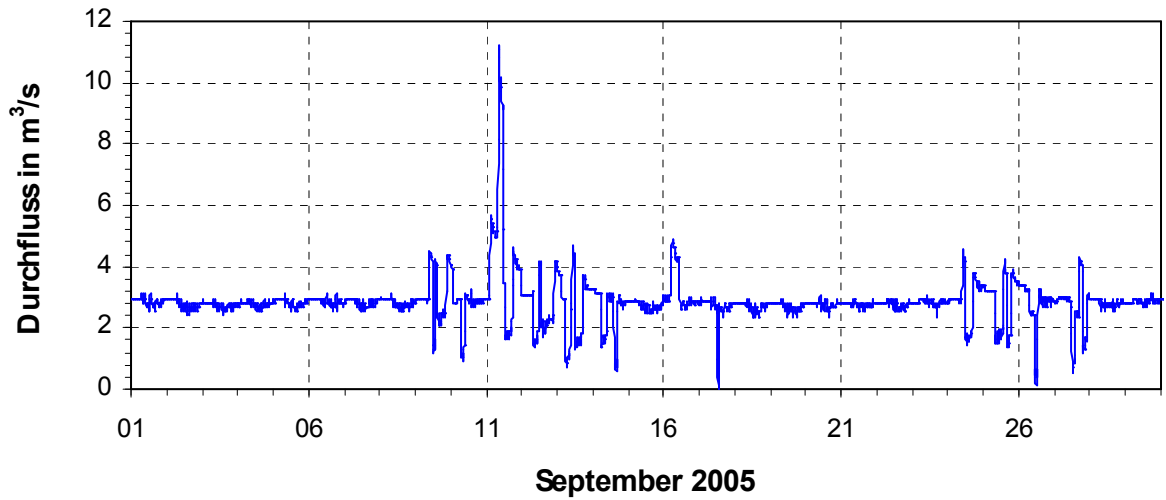


Bild 29: Durchflussganglinie (15-min-Werte) am OP Unterschleuse (LwK)

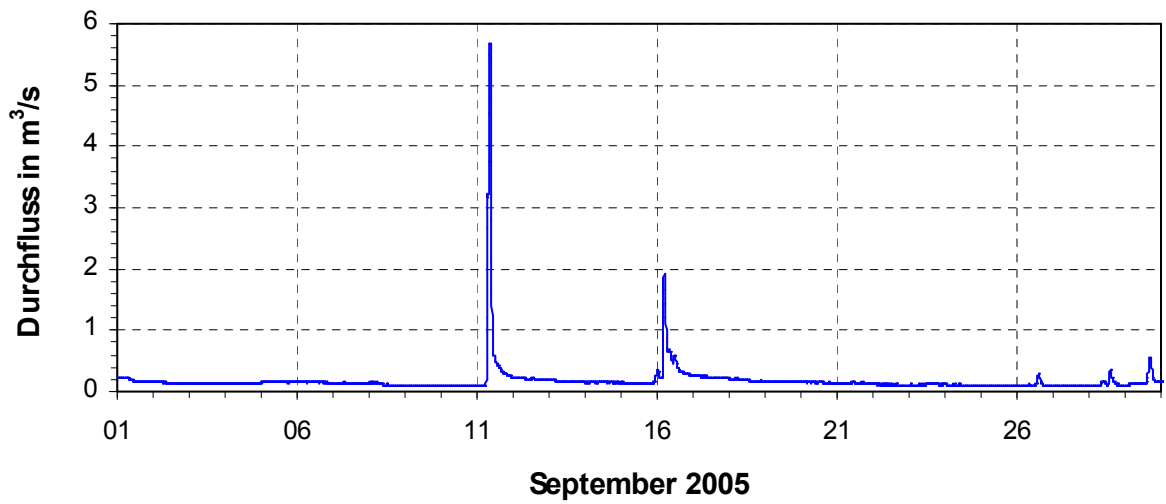


Bild 30: Durchflussganglinie (15-min-Werte) am Pegel Kühnemannstraße (Panke)

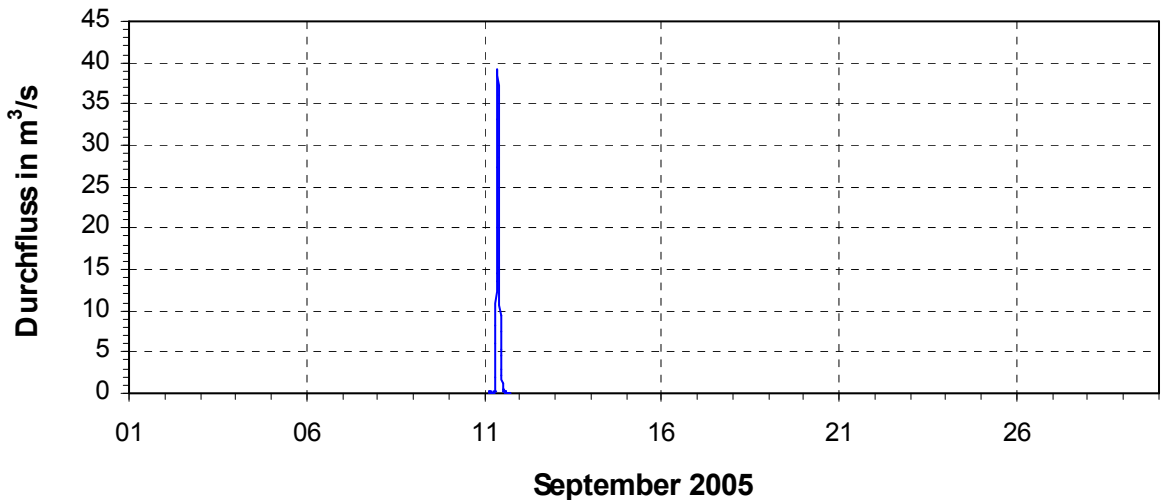


Bild 31: Durchflussganglinie (15-min-Werte) der Summe der Mischwassereinleitungen am 11.09.2005 im Zeitraum von 03:00 bis 17:00 Uhr

Weiterhin zeigt Bild 32 die Summenlinie der Zuflüsse für den Monat September 2005. Zu erkennen ist, dass mit Abstand der Spreedurchfluss über die Schleuse Mühlendamm und Kupfergraben mit im Monat knapp 29 hm³ (29 Mio. m³) die Durchflussverhältnisse in der Stauhaltung prägt.

In der Monatsbetrachtung sind die Mischwassereinleitungen mit einer Summe aus dem Regenereignis vom 11.09.2005 von 0,28 hm³ vernachlässigbar.

Wird hingegen der Tag des Starkregenereignisses betrachtet, so zeigt die Summenlinie vom 11.09.2005 in Bild 33, dass bei einer Starkregenentlastung der Mischwasserkanalisation die Zuflüsse über die Einlaufbauwerke kurzfristig die sonstigen Zuflüsse in die Spree übersteigen. Der mit diesen Einleitungen verbundene hohe Nährstoffeintrag (vgl. Bild 48 und Bild 49) führt dann zu den bekannten Problemen.

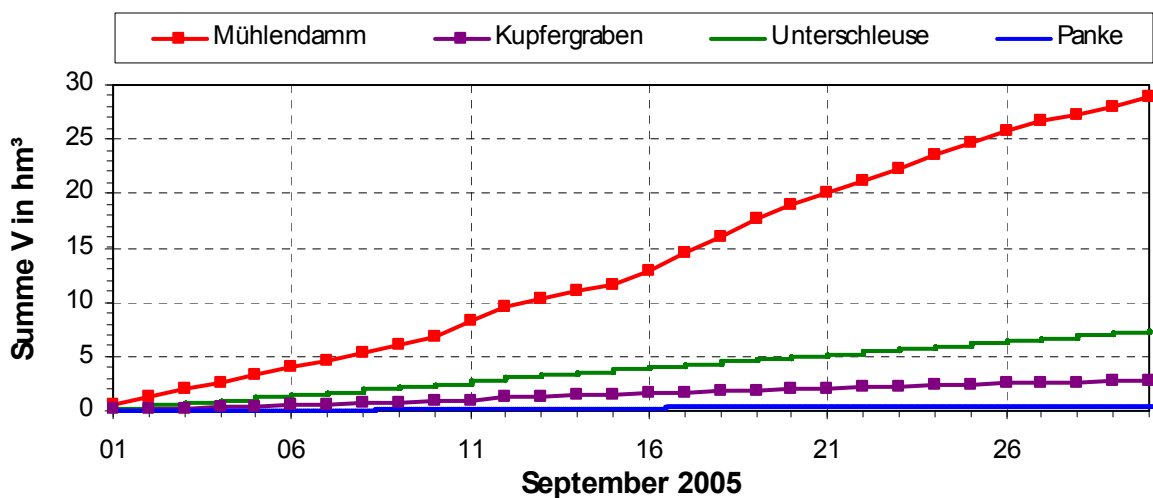


Bild 32: Durchfluss-Summenlinien im September 2005

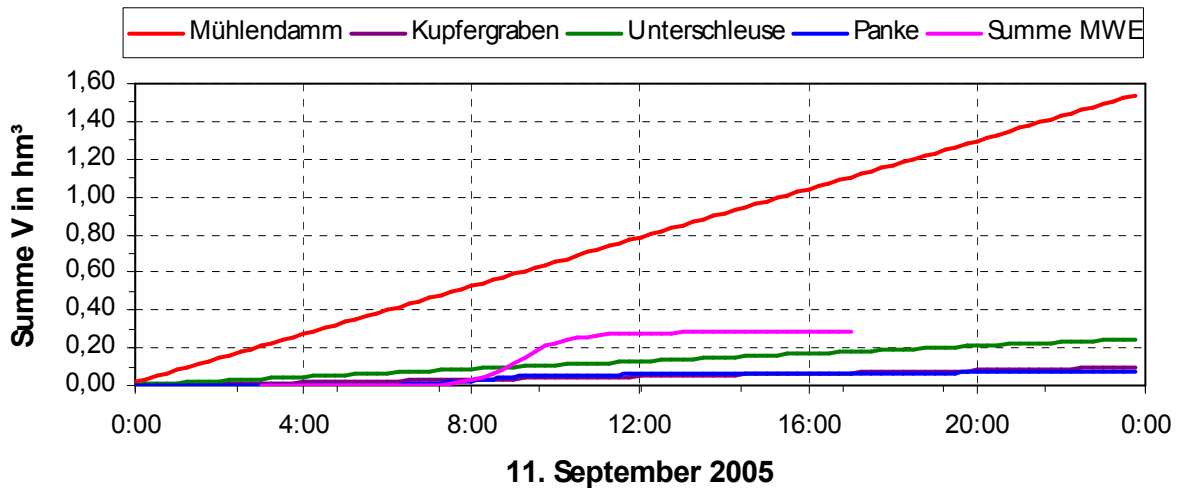


Bild 33: Durchfluss-Summenlinien am 11. September 2005

8.2 Kalibrierung und Plausibilisierung

Innerhalb der Stauhaltung Charlottenburg wird an keiner Stelle der Durchfluss gemessen, so dass eine direkte Kontrolle der mit dem hydraulischen Modell berechneten Durchflussaufteilung auf die einzelnen Kanäle (Stränge) nicht möglich ist. Die Fließgewässerrauheiten (Strickler-Beiwerte) wurden daher beim Modellaufbau (INGENIEURBÜRO FÜR WASSER UND UMWELT, 2001) unter Zuhilfenahme synoptischer Messungen (quasi-zeitgleiche Messung des Durchflusses in verschiedenen Kontrollquerschnitten) festgelegt.

Es muss daher im Weiteren davon ausgegangen werden, dass mit der im Modell hinterlegten Profilgeometrie und den an den damaligen Messungen kalibrierten Rauheitsbeiwerten, das Verhältnis der Fließwiderstände und damit die Durchflussaufteilung auf die einzelnen Stränge richtig wiedergegeben wird.

Ein Kontrolle der absoluten Beträge der Rauheitswerte ist dagegen über eine Kontrolle des Unterwasserstands der anschließenden Stauhaltung möglich. Bild 34 zeigt den Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Wasserstand am Unterpegel (UP) der Schleuse Mühlendamm.

Wenn insbesondere berücksichtigt wird, dass die Dynamik in den im 15-min-Zeittakt gemessenen Wasserständen durch die nur als Tagesmittelwerte in die Berechnung eingehenden Durchflüsse nicht abgebildet wird, ist die Übereinstimmung als sehr gut anzusehen. Im Monatsmittel beträgt die Abweichung weniger als 1 cm (0,7 cm) bei einer Standardabweichung von 1,6 cm. Eine Nachkalibrierung des hydraulischen Modells ist daher nicht erforderlich.

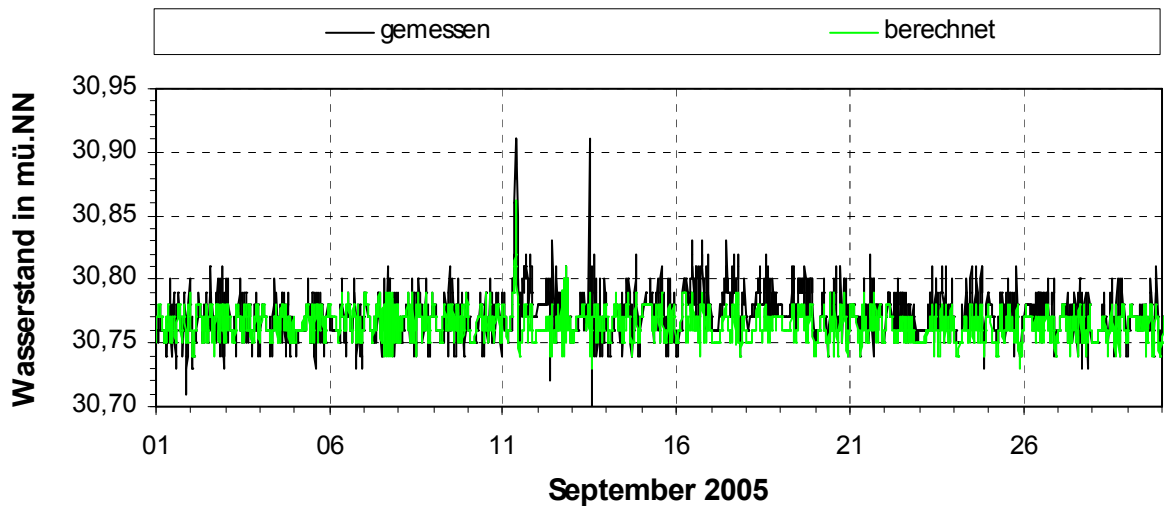


Bild 34: Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Wasserstand am UP Schleuse Mühlendamm (SOW km = 17,4)

Der Durchfluss an der Schleuse Charlottenburg wird in Abhängigkeit des vorgegebenen Wasserstands (siehe Bild 26) und den Zuflüssen berechnet.

Aufgrund der Wehrsteuerung ist in einer Stauhaltung der Abfluss nicht gleich dem Zufluss, vielmehr wird – wie ebenfalls in Bild 26 gut zu erkennen – so gesteuert, dass ein möglichst konstanter Wasserspiegel (das Stauziel) eingehalten wird. Dafür reichen bei nicht allzu stark schwankenden Zuflüssen zwei, drei Zentimeter, um die die Wehrklappen gehoben oder gesenkt werden.

Entsprechend sensitiv reagiert auch das hydronumerische Modell auf die Vorgabe des Wasserstands am unteren Modellrand. Bild 35 zeigt das Ergebnis der hydronumerischen Berechnung auf der Grundlage der in Kapitel 7.2.1 beschriebenen Eingangsrandbedingungen von Wasserstand und Durchfluss.

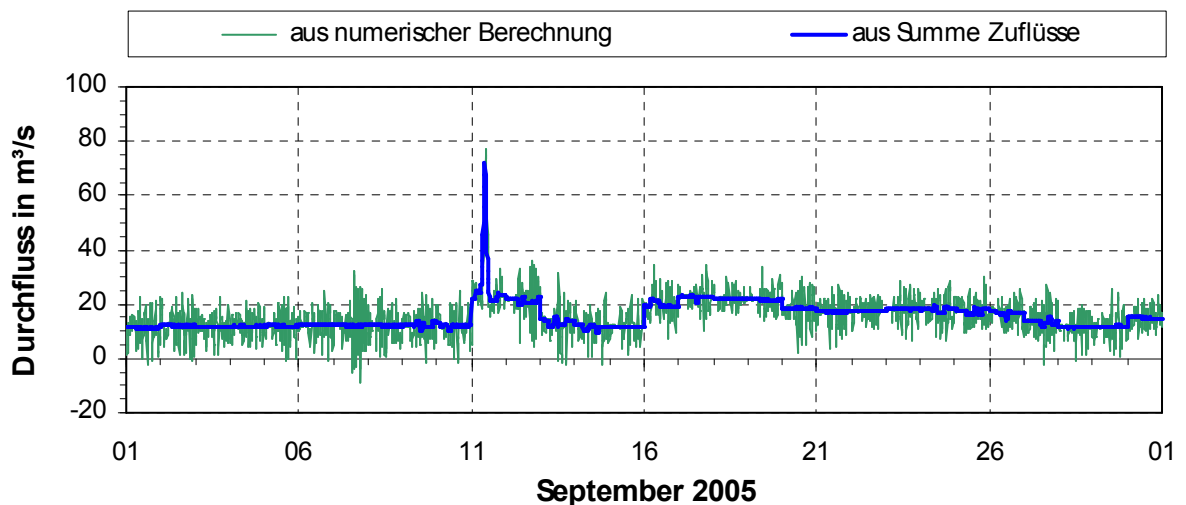


Bild 35: Berechneter Durchfluss an der Schleuse Charlottenburg auf der Grundlage der Eingangsrandbedingungen (Messdaten).

Gut zu erkennen ist der Unterschied zu den aus der Summe der Zuflüsse berechneten Durchflüssen, die aufgrund der nur als Tagesmittelwerte vorliegenden Spreezuflüsse nicht die (eigentlich vorhandene) Dynamik aufweisen.

Allerdings ist auch zu erkennen, dass zu gewissen Zeitpunkten negative Durchflüsse berechnet werden, d.h. das Wasser fließt rechnerisch „bergauf“ in die Stauhaltung zurück, was natürlich nicht möglich ist. Ursächlich ist hierfür, dass gemessener Wasserstand und Durchfluss nicht hinreichend genau zusammenpassen. Zum einen mag das an der fehlenden Dynamik in den Zuflüssen liegen, zum anderen reichen aber schon wenige Millimeter in der Wehrklappenstellung aus (der Wasserstand wird mit Zentimeter-Genauigkeit gemessen) aus, um erhebliche Unterschiede in den Durchflüssen (in situ wie in der Berechnung) zu erhalten.

Am besten wäre es daher zur Plausibilisierung, wenn neben dem Wasserstand auch der Durchfluss an der Schleuse Charlottenburg gemessen würde. Dies ist allerdings nicht der Fall.

Die nächste, unterhalb gelegene Messstelle ist erst wieder der Mündungspegel Sophienwerder (SOW-km 0,6) der SenGesUmV, dessen Ganglinie (15-min-Werte) im Untersuchungszeitraum in Bild 36 gezeigt ist.

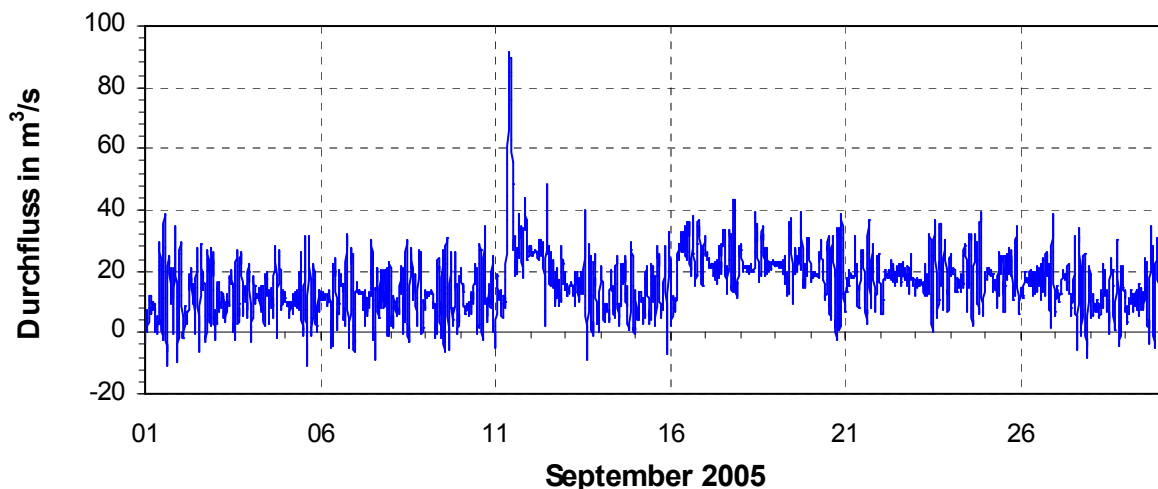


Bild 36: Durchflussganglinie (15-min-Werte) am Pegel Sophienwerder (SOW-km 0,6)

Diese Ganglinie zeigt einen ähnlichen Verlauf und Dynamik wie die berechnete Durchfluss-Ganglinie an der oberhalb gelegenen Schleuse Charlottenburg (vgl. Bild 35), allerdings sind die hier gemessenen Rückströmungen darauf zurückzuführen, dass sich der Pegel bei kleinen Durchflüssen im Rückstaubereich der Schleuse Brandenburg befindet. Aus dem daraus resultierenden sehr kleinen Wasserspiegelgefälle kommt es bei größeren Abflüssen der Havel über die Schleuse Spandau zu Rückströmungen in der Spree.

Eine Übertragung der dort gemessenen Durchflüsse auf den Pegel Charlottenburg ist aufgrund dieses Effektes nicht möglich, da sich diese Rückströmungen nicht „herausrechnen“ lassen.

Da damit keine zuverlässigen Vergleichsdaten für den Durchfluss an der Schleuse Charlottenburg vorliegen, konnten auch die Zuflüsse nicht – wie sonst üblich – über einen iterativen Bilanzausgleich korrigiert werden. Um dennoch über den gesamten Zeitraum nur positive Durchflüsse an der Schleuse Charlottenburg als Grundlage für die anschließende Gütesimulation zu erhalten, sind einzelne Wasserstände am OP Schleuse Charlottenburg korrigiert worden.

Bild 37 zeigt die vorgenommenen Änderungen im Wasserstand und die daraus resultierenden Veränderungen im Durchfluss ($\Delta Q = Q_{\text{unkorrigiert}} - Q_{\text{korrigiert}}$). Zu erkennen ist, dass sich bereits bei einer Änderung des Wasserstandes um 1 cm (entspricht der Messgenauigkeit) Änderungen im Durchfluss in der Größenordnung von etwa $5 \text{ m}^3/\text{s}$ ergeben können.

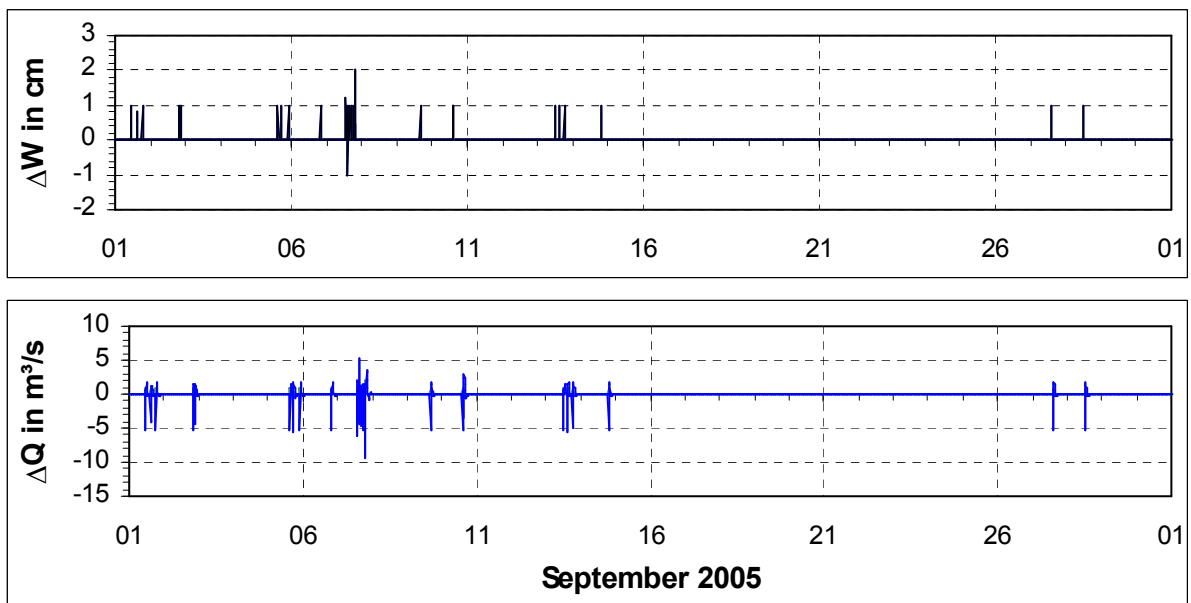


Bild 37: Wasserstandsänderungen und die daraus resultierenden Änderungen im berechneten Durchfluss an der Schleuse Charlottenburg

Mit den in Bild 37 gezeigten Änderungen in der Eingangs-Randbedingung des Wasserstandes wird mit dem hydraulischen Modell dann die in Bild 38 gezeigte Durchflussganglinie berechnet, die keine negativen Durchflüsse mehr enthält.

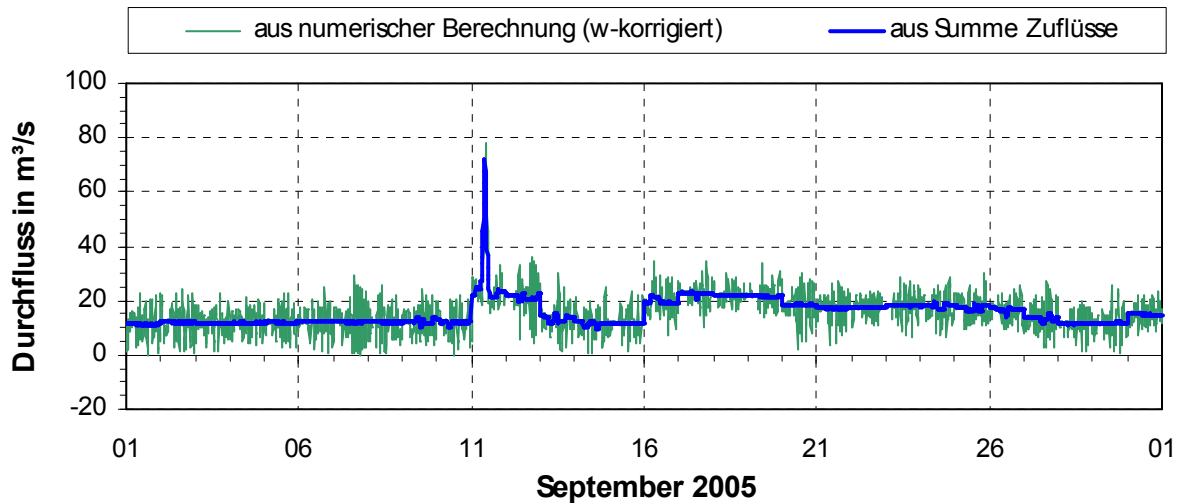


Bild 38: Berechneter Durchfluss an der Schleuse Charlottenburg (SOW-km) mit korrigierten Wasserständen

Letztlich lässt sich der gemessene Durchfluss in Sophienwerder trotz der in Bild 36 gezeigten Rückströmungen noch für den Vergleich der Summenlinien nutzen, da sich die Rückströmungen bei dieser Betrachtung in der Addition wieder aufheben.

Bild 39 zeigt den Vergleich der aus den gemessenen Durchflüssen in Sophienwerder abzügl. der Einleitung der Grundwasserhaltung durch das ehemalige Wasserwerk Jungfernhöhe (Annahme einer Netto-Einleitung von $0,06 \text{ m}^3/\text{s}$) für die Schleuse Charlottenburg berechneten Summenlinie im Vergleich mit der Summenlinie der mit HYDRAX berechneten Durchflüsse (siehe Bild 38, w-korrigiert).

Zu erkennen ist, dass die Volumenbilanz zwischen dem aus den Durchflusswerten am Pegel Sophienwerder berechneten Durchflüssen und den aus den gemessenen Zuflüssen in die Stauhaltung einschließlich der Einleitungen aus der Mischwasserkanalisation beim Starkregenereignis vom 11.09.2005 sehr gut übereinstimmt.

Die mit einem weiteren Regenereignis am 16.09. verbundenen Mischwasserüberläufe sind nicht mehr simuliert worden und damit in der Zuflusssumme auch nicht berücksichtigt. Entsprechend ist eine tendenziell richtige Abweichung zwischen beiden Summenlinien zu erkennen.

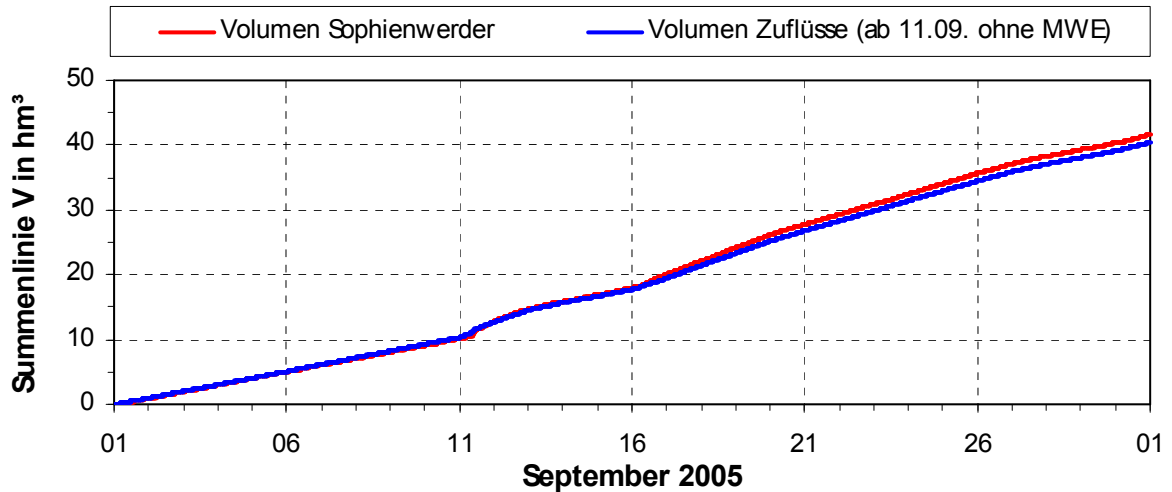


Bild 39: Vergleich der Summenlinien am Pegel Schleuse Charlottenburg – a) berechnet aus den gemessenen Durchflüssen am Pegel Sophienwerder – b) berechnet aus den gemessenen Zuflüssen einschl. der Mischwassereinleitungen (bis zum 11.09.2005)

Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass unter der Einschränkung, dass für den Spreezufluss über die Schleuse Mühlendamm und das Wehr Kupfergraben nur Tagesmittelwerte als Eingangswerte zur Verfügung gestellt werden können, die Hydraulik sowohl für die Wasserstände (vgl. Bild 34) als auch für die Durchflüsse mit einer für die Aufgabenstellung weit mehr als hinreichenden Genauigkeit wiedergegeben wird.

9 Gewässergüte-Simulation

9.1 Mittlere Wasserstands- und Durchflussverhältnisse

Um den Einfluss sessiler Organismen wie Dreissena oder Corophium und des Sediments auf den Stoffhaushalt eines Gewässers quantifizieren zu können, benötigt Qsim geometrische Angaben wie Wassertiefe, Böschungslänge und Sohlschubspannungsgeschwindigkeit bei mittleren Wasserstandsverhältnissen. Diese sind in der Schleuse Charlottenburg aufgrund der Stauzielregelung weitgehend konstant (Mittelwasserstand der Jahresreihe 1996 bis 2005 MW= 30,75 mü.NN) . Hier wurden für die Berechnung eines stationären Mittelwasserereignisses die vorliegenden Werte für den Zeitraum vom 01.09 bis 10.09.2005 23:45 gemittelt (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Eingabewerte für die stationäre Berechnung der mittleren Wasserstands- und Durchflussverhältnisse im Monat September 2005

	W Charlottenburg	Q Unterschleuse	Q Panke	Q Schleuse Plötzensee	Q Mischwasser-einleitungen	Q Mühlendamm	Q Kupfergraben
	mü.NN	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
Mittelwert Sept. 2005	30,77	2,84	0,14	0,20	0,00	7,78	1,02

Die Ergebnisse für dieses stationäre Ereignis sind in Form eines Längsschnitts der Spree (SOW) dargestellt. Beim Wasserstand ist zu beachten, dass dieser extrem überhöht ist – das gesamte Gefälle beträgt auf der ca. 11 km langen Strecke lediglich 4 mm.

Weiterhin ist an dieser Längsschnittdarstellung noch gut die Durchflussaufteilung auf die einzelnen Kanäle zu erkennen, die an dieser Stelle für das bessere Verständnis der hydraulischen Verhältnisse und damit der Einflüsse der verschiedenen Einleitungen kurz erläutert werden.

Bei SOW-km 14,5 zweigt der Berlin-Spandauer-Schifffahrtskanal (BSSK) ab, am Charlottenburger Kreuz (SOW-km 8,95) mündet der Landwehrkanal (LwK) ein und zweigt der Charlottenburger Verbindungskanal (CVK) von der Spree ab. Kurz vor der Schleuse Charlottenburg (SOW-km 6,34) fließt dann der Westhafenkanal (WHK) wieder in die Spree.

Zu erkennen ist dort, dass etwa die Hälfte des Spreezuflusses in der Stauhaltung Charlottenburg den Weg über den BSSK bzw. den WHK und den CVK genommen haben.

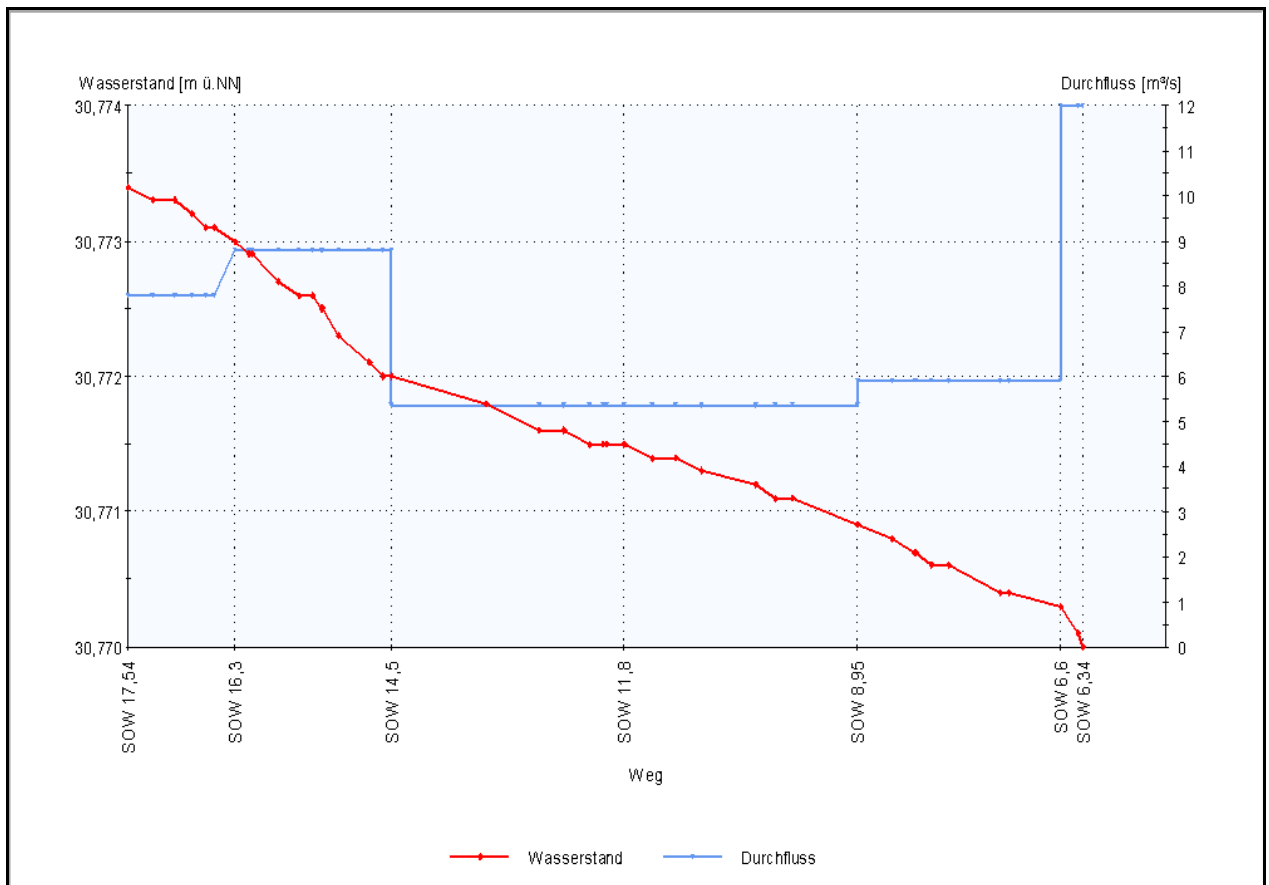


Bild 40: Mittlere Wasserstands- und Durchflussverhältnisse in der Spree (SOW km 17,54 bis km 6,34)

9.2 Wetterverhältnisse

Die Wetterverhältnisse und damit der Einfluss auf die Wassertemperatur wird in Qsim durch die folgenden Daten berücksichtigt:

- Globalstrahlung
- Lufttemperatur (Tagesminimum und -maximum)
- Luftfeuchtigkeit
- Windgeschwindigkeit
- Bedeckungsgrad und Wolkentyp

Für die Lufttemperatur und die Luftfeuchtigkeit sind die Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) an der Station Alexanderplatz, für den Wind, den Bedeckungsgrad und den Wolkentyp die Daten der Station Tempelhof und für die Globalstrahlung die der Station Potsdam verwendet worden. Der Bedeckungsgrad wird in Achteln, der Wolkentyp nach einem Schlüsselcode angegeben.

In den folgenden Grafiken sind die Ganglinien für die Messgrößen Globalstrahlung, Lufttemperatur Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit wiedergegeben. Für den Tagesgang der Globalstrahlung und der Lufttemperatur werden in Qsim in Abhängigkeit des Datums und der geografischen Lage (Globalstrahlung) bzw. aus dem Minimum- und Maximum ein wahrscheinlicher Tagesgang berechnet.

Die Datenverfügbarkeit würde es auch ermöglichen, den Tagesgang durch die Eingabe von Stundenwerten direkt zu erfassen.

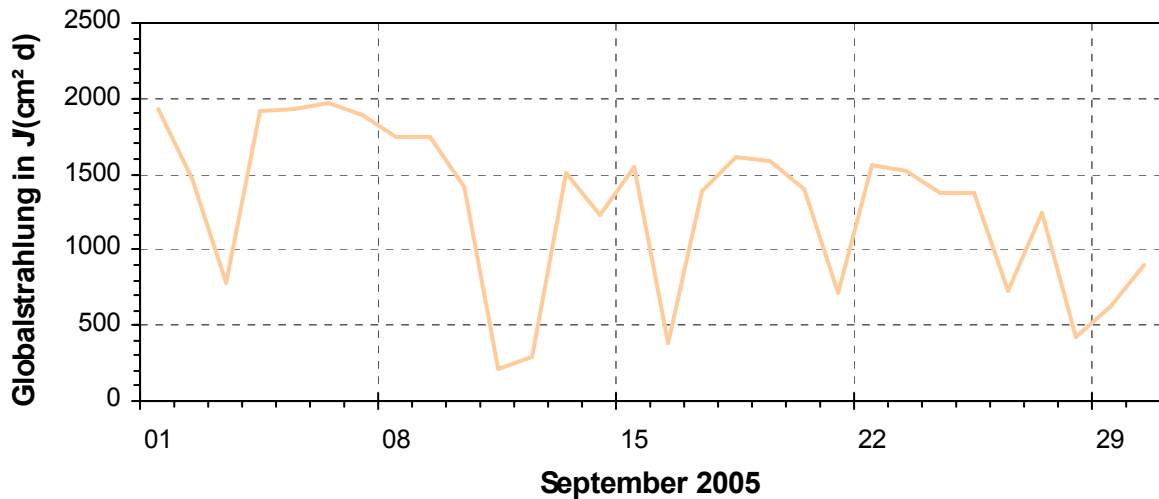


Bild 41: Ganglinie der Globalstrahlung (Tagessumme) an der Station Potsdam (DWD)

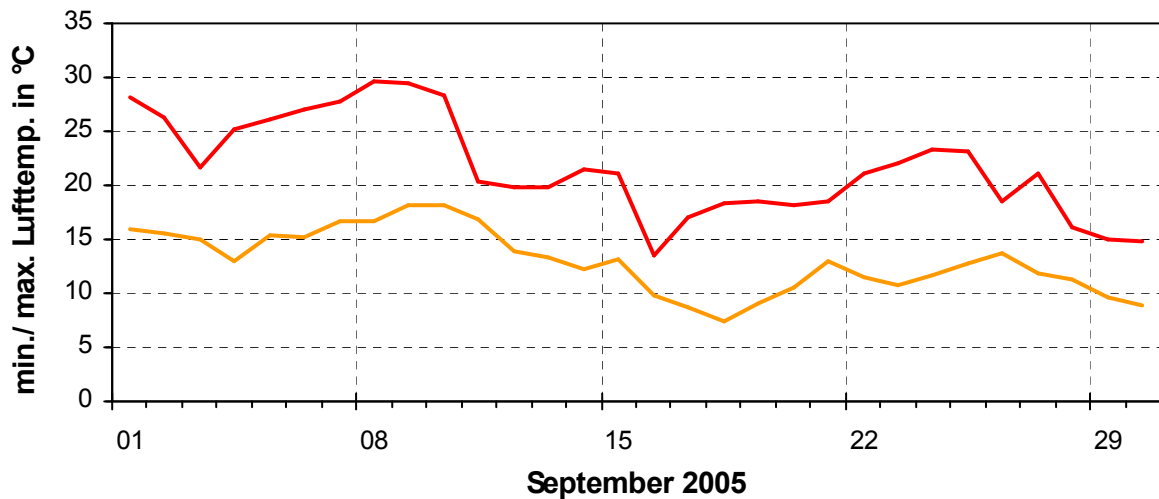


Bild 42: Ganglinie der Lufttemperatur (Tagesmin- und -maxima) an der Station Alexanderplatz

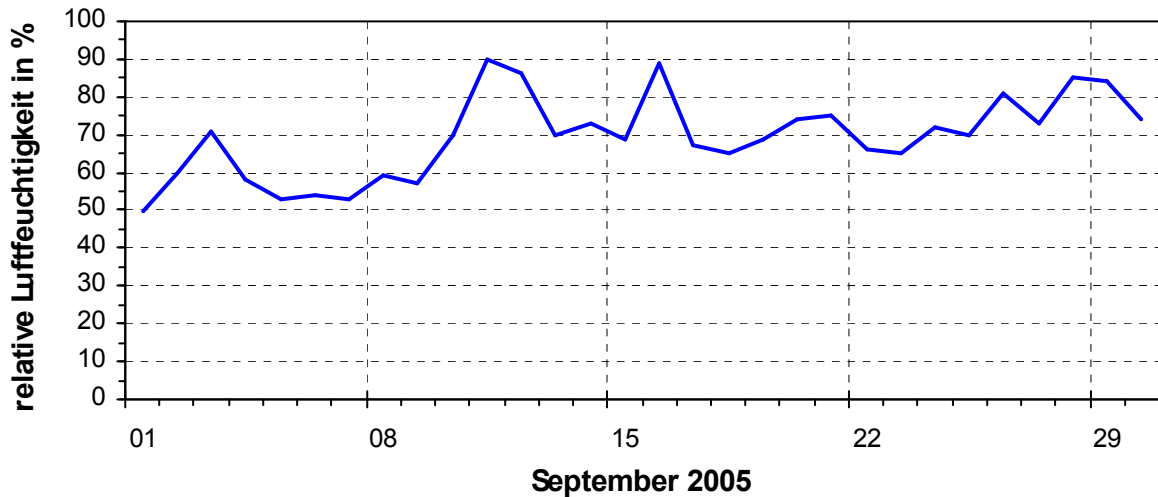


Bild 43: Ganglinie der Luftfeuchtigkeit (Tagesmittelwerte) an der Station Berlin-Alexanderplatz

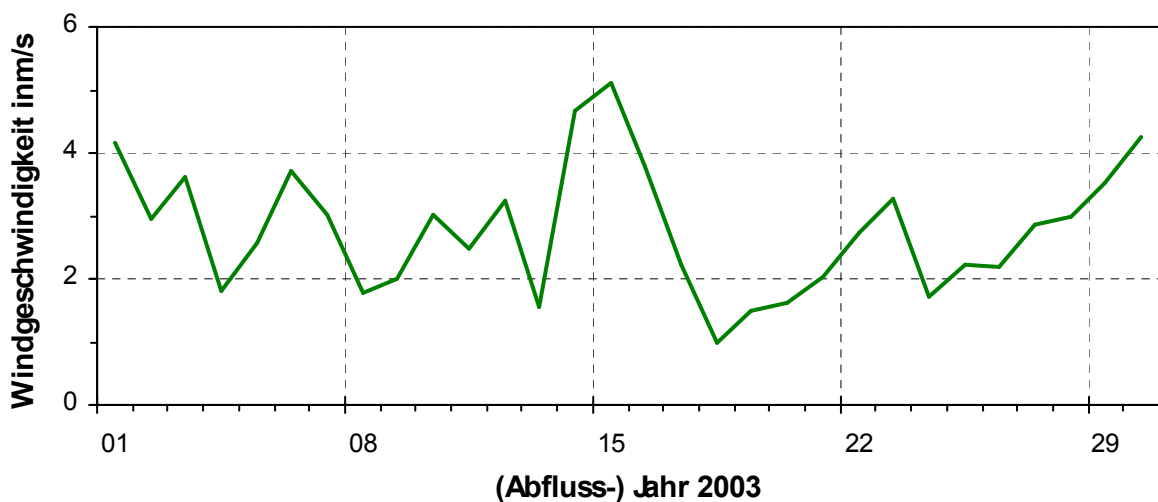


Bild 44: Ganglinie der Windgeschwindigkeit (Tagesmittelwerte) an der Station Berlin-Tempelhof

9.3 Wassertemperaturverhältnisse

Zur Ermittlung der Wassertemperaturen in einem Gewässersystem müssen die Wassertemperaturen an den Systemrändern (Anfangsrandbedingungen) und der Zuflüsse vorgegeben werden.

Die Wassertemperaturen (und weitere Parameter) werden in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung im Gütemessnetz der SenGesUmV Berlin gemessen (zur Lage der Messstationen und Probenahmestellen siehe Bild 45). Bei der Auswahl des Untersuchungsgebietes war maßgeblich, dass mit der Messstation (141) – Schleuse Mühlendamm – die

Wassertemperaturen der Spree und damit des Hauptzuflusses im 15-min-Takt vorliegen.

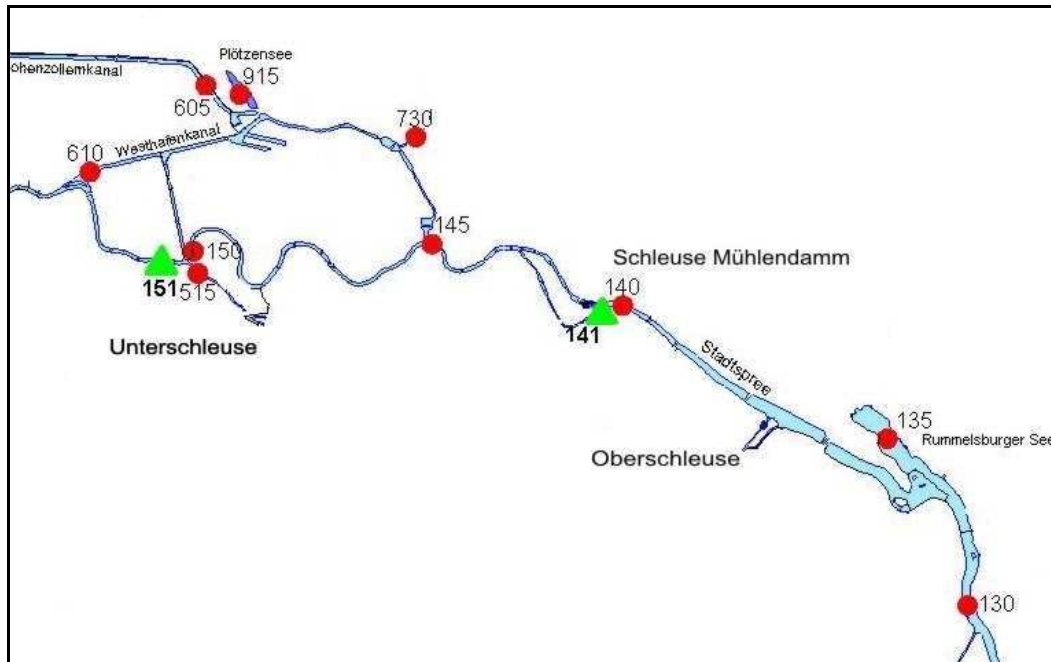


Bild 45: Übersicht (Ausschnitt) über die Lage der Messstellen im Gütemessnetz der SenGesUmV Berlin (grün: Multiparametersonde (15-min-Werte); rot: Stichprobennahme)

Diese Temperaturwerte sind zusammen mit der Ganglinie der 15-min-Werte der Multiparametersonde an der Schleuse Mühlendamm in Bild 46 dargestellt.

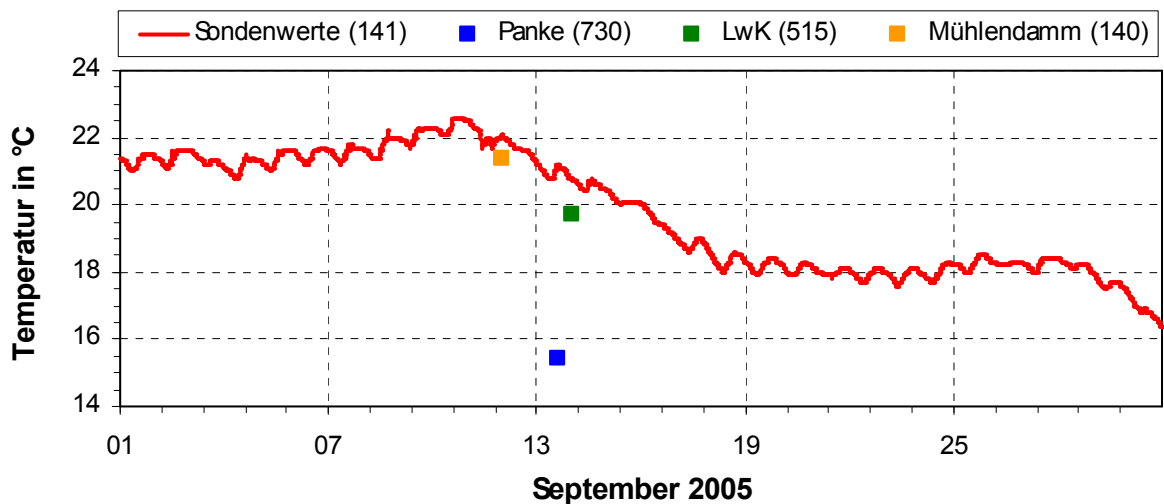


Bild 46: Ganglinie der Wassertemperatur an der Messstelle Mühlendamm (141) im Vergleich mit den Stichprobenwerten für die Messstellen Pankemündung (730), Landwehrkanal (515) und Mühlendamm (140)

Die Stichprobenwerte liefern zumindest einen Anhaltswert für den nicht gemessenen Temperaturverlauf der weiteren Zuflüsse. Um zumindest eine grobe Schätzung für die zeitliche Temperaturentwicklung zu erhalten, wurde für den Zeitraum von 8:00 bis 16:00 Uhr (angenommener Zeitraum der Stichprobennahme) der Mittelwert aus den 15-min-Werten berechnet und die Differenz zum Stichprobenwert als konstant für den gesamten Zeitraum angenommen. Um die Differenz zum Stichprobenwert ist dann die 15-min-Ganglinie der Wassertemperatur verschoben worden (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Berechneter Offset, um die Ganglinie der Wassertemperatur der Multiparameter-Sonde Mühlendamm (141) für die übrigen Zuflüsse verschoben wurde.

	Panke (730)	Landwehrkanal (515)	Spree (140)	Plötzensee
Messwert T in °C	15,4	19,7	21,4	-
Datum	13.09	14.09	12.09	
Mittelwert (8-16 Uhr) in °C	21,0	20,6	21,7	21,6
Offset in °C	5,6	0,9	0,3	

Für die Wassertemperatur der Mischwassereinleitungen wird ein konstanter Wert von 16,6°C angenommen, der der mittleren Lufttemperatur im Ereigniszeitraum der Mischwasserüberläufe entspricht (siehe Kapitel 6).

9.4 Güteverhältnisse

9.4.1 Parameterwerte (Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit)

Für die Simulation des Sauerstoff- und Ammonium-Gehalts sind eine Vielzahl weiterer Parameter erforderlich. Neben der Wassertemperatur werden an der Messstation Schleuse Mühlendamm (141) mit der Multiparameter-Sonde weiterhin der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert und die Leitfähigkeit im 15-min-Takt gemessen. Diese Werte können damit mit guter Näherung für den Abfluss über das Schleusenwehr und das Wehr Kupfergraben herangezogen werden.

Für die übrigen Zuflüsse müssen diese Werte wie bereits bei der Wassertemperatur aus den Stichprobenwerten geschätzt werden.

Der Vergleich mit der jeweiligen Ganglinie in Bild 47 zeigt, dass aus den Stichprobenwerten für den Landwehrkanal eine ähnliche Verteilung angenommen werden kann wie für die Spree. Der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert und die Leitfähigkeit der Panke dage-

gen liegen höher, hier wird wie bereits bei der Temperatur die Ganglinie für die einzelnen Parameter mit einem Offset, berechnet aus Stichprobenwert und Mittelwert der Sonde, übernommen. Für den geringen, mit $Q = 0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ als konstant angenommenen Zufluss über die Schleuse Plötzensee ist jeweils der Monatsmittelwert der jeweiligen Sondenparameter angenommen worden (siehe Tabelle 3).

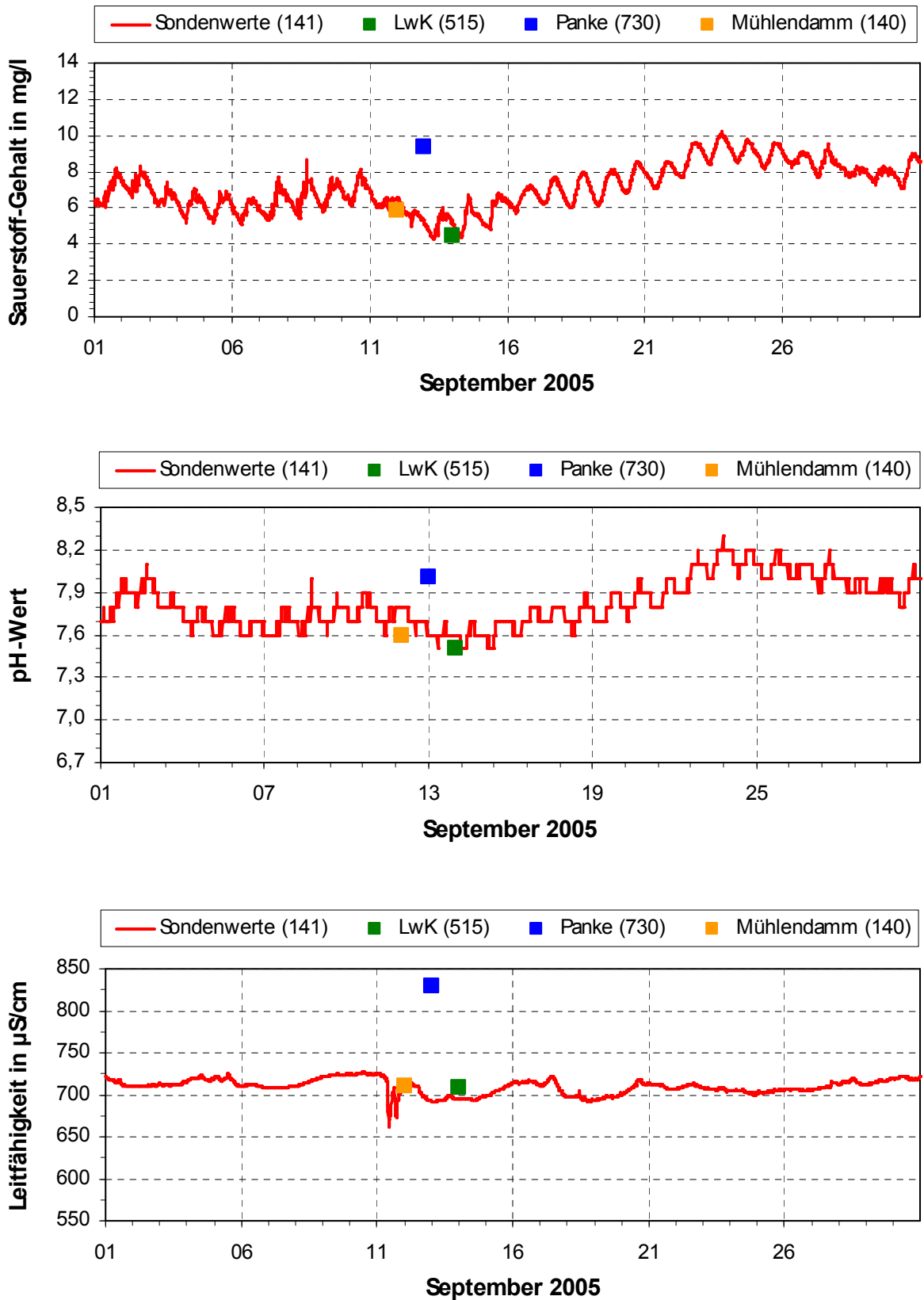


Bild 47: Ganglinie des Sauerstoffgehalts, des pH-Wertes und der Leitfähigkeit an der Messstelle Mühlendamm (141) im Vergleich mit den Stichprobenwerten an den Messstellen Panke (730), Landwehrkanal (515) und Mühlendamm (140)

Tabelle 3: Berechnete Offsets aus den Stichprobenwerten am 13.09, um die die Ganglinie des Sauerstoffgehalts, des pH-Werts und der Leitfähigkeit der Messwerte Schleuse Mühlendamm (140) für den Zufluss der Panke verschoben wurde.

	Sauerstoff-Konzentration in mg/l	pH-Wert	Leitfähigkeit in $\mu\text{S/cm}$
Messwert	9,4	8,01	830
Mittelwert (8-16 Uhr)	5,1	7,6	695
Offset	-4,3	-0,4	-135
Schleuse Plötzensee	8,6	7,8	716

9.4.2 Stichprobenwerte

Für die übrigen von Qsim für die Gütesimulation benötigten Eingangsparameter stehen nur noch Stichprobenwerte für den Spreezufluss (140), den Landwehrkanal (515) und die Panke (730) zur Verfügung bzw. müssen sogar geschätzt werden. In Tabelle 4 sind die Mess- bzw. Schätzwerte für die einzelnen Probenahmestellen und Parameter zusammengestellt.

Der TOC löst in zunehmenden Maße als ein umweltfreundliches Analysenverfahren den CSB ab. Im Gütemodell Qsim wird aber noch bis auf weiteres der CSB benötigt. Er kann aus dem TOC durch Multiplikation mit 2,8 näherungsweise ermittelt werden.

Tabelle 4: Weitere Güte-Parameter, für die nur je ein Stichprobenwert zur Verfügung steht bzw. deren Wert geschätzt () wurde.

	Spree (140)	Panke (730)	Landwehrkanal (515)	Kürzel
BSB5 – Biochem. Sauerstoffbedarf (5Tage) [mg/l]	3,5	(3,0)	(3,0)–	OBSB
TOC – Organischer Kohlenstoff, gesamt [mg/l]	10,3	9,0	8,8	
CSB = 2,8 x TOC	28,84	25,2	24,6	CSB
Ammonium-Stickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	0,04	0,090	0,530	VNH4
Nitrit-Stickstoff [mg/l]	< 0,010	0,050	0,040	VNO2
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	0,050	2,120	0,290	VNO3
Chlorophyll-a [$\mu\text{g/l}$]	63,000		32,000	CHLA
Säurekapazität pH 4,3 [mmol/l]	2,400	4,380	2,400	MW
Orthophosphat-Phosphor [mg/l]	0,110	0,140	0,160	GELP

Silizium [mg/l]	5,500 ¹⁾	6,100	3,6	SI
Abfiltrierbare Stoffe [mg/l]	15,0	5,1	10,0	SS
Calcium [mg/l]	(60)	123	(60)	CA
Rotatoriendichte in Ind/l	(100)	(100)	(100)	ZOOIND
suspend. Nitrosomonasbiomasse [mg/l]	(0,0008)	(0,0008)	(0,0008)	VX0
suspend. Nitrobacterbiomasse [mg/l]	(0,0008)	(0,0008)	(0,0008)	VX02

1) am 15.08.2005

Für die Schleuse Plätzensee werden die Parameterwerte für Schleuse Mühlendamm (140) übernommen

Der Anteil der Cyanophyceae (Blaualgen), Bacillariophyceae (Kieselalgen) und Chlorophyceae (Grünalgen) am gemessenen Phytoplanktonbiovolumen (gesamt) sind nur an der Messstelle (140) bestimmt worden (siehe Tabelle 5). Um programmintern konsistente Werte zu erhalten, ist nur der Anteil an Blau- und Kieselalgen einzugeben, der Anteil der Grünalgen berechnet Qsim aus dem fehlenden Anteil zu 100%.

Tabelle 5: Berechnete Anteile für Blau- und Kieselalgen am gesamten Phytoplanktonbiovolumen.

Parameter Schleuse Mühlendamm (140)	Probe-Wert	Anteil	Kürzel Qsim	Bemerkung
Phytoplanktonbiovolumen (gesamt) [mm ³ /l]	15,000			
Cyanophyceae [mm ³ /l] / von Hundert	3,700	0,247	ANTBL	Blaualgen
Bacillariophyceae [mm ³ /l] / von Hundert	9,520	0,635	VKIGR	Kieselalgen
Chlorophyceae [mm ³ /l]	1,180	(0,118)		Grünalgen

9.4.3 Güteparameter der Mischwassereinleitungen

Die Zuflussmengen der Mischwassereinleitungen (siehe Bild 31) und deren Güteparameter sind das Ergebnis der im vorangegangenen Kapitel 6 beschriebenen, kanalnetzseitigen Simulation des Starkregenereignisses vom 11.09.2005 mit dem Simulationsprogramm INFOWORKS CS™.

Für die folgenden, von Qsim zur Gütesimulation benötigten Parametern konnte für das eingeleitete Mischwasser mit INFOWORKS CS™ kontinuierliche Werte (15-min-Werte) berechnet werden:

- Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) in mg/l
- Chemischer Sauerstoffbedarf in mg/l
- Gesamt-Stickstoff in mg/l
- Ammonium-Stickstoff in mg/l
- Absetzbare Stoffe (Schwebstoffe) in mg/l

Für die folgenden Parameter wurden konstante Werte angenommen:

- Wassertemperatur = mittlere Lufttemperatur (Tegel) = 16,64°C
- Leitfähigkeit = 270 µS/cm
- pH-Wert = 7,2
- Säurekapazität = 1,4 mmol/l
- Kalzium = 26 mg/l
- Gelöster Phosphor = 0,83 mg/l

Der Sauerstoff-Gehalt im eingeleiteten Mischwasser ist nicht bekannt und wurde daher gleich der Sauerstoffkonzentration an der jeweiligen Einleitstelle angenommen. Die Parameter Nitrit und Nitrat können im Mischwasser vernachlässigt werden, ebenso wie die biotischen Parameter.

Die Datenübergabe an GERRIS/Qsim erfolgte in diesem ersten Schritt in Form von Excel-Dateien, die mit dem Import-Assistenten von GERRIS in den Ereignisdatensatz übernommen wurden.

Eine spätere Modellkoppelung wäre analog auf ASCII-Datei-Basis möglich, die Importsteuerung erfolgt dabei über eine eindeutige Nummer für die jeweilige Zufluss-Randbedingung und ein Kürzel (z.B. Q für Durchfluss, TW für Wassertemperatur usw.) für den jeweiligen Parameter.

Die beiden nachfolgenden zwei Bilder zeigen beispielhaft die Ganglinien der eingeleiteten Frachten (Summe aller Einleitungen) für den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) und Ammonium.

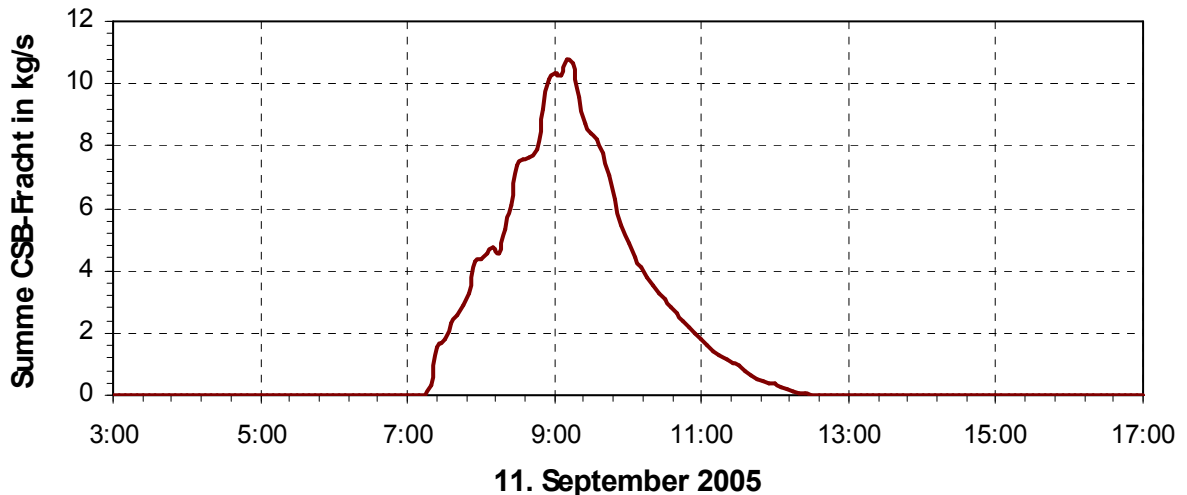


Bild 48: Ganglinie der Summe der über die Entlastung der Mischwasserkanalisation eingeleiteten CSB-Fracht

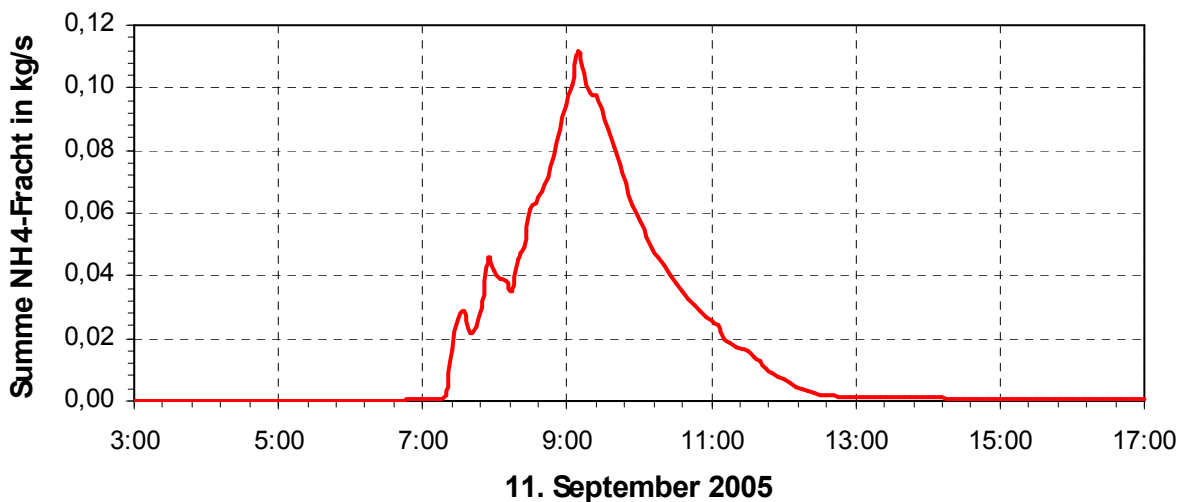


Bild 49: Ganglinie der Summe der über die Entlastung der Mischwasserkanalisation eingeleiteten Ammonium-Fracht

9.5 Ergebnisse

Alle im Folgenden simulierten Prozesse hängen von der Wassertemperatur und der Aufenthaltszeit des Wasserkörpers im Gewässersystem ab. Neben der bereits gezeigten guten Simulation der Wasserstands- und Abflussverhältnisse ist daher eine möglichst gute Simulation der Wassertemperatur im Gewässer von besonderer Bedeutung für die Simulation der weiteren Prozesse.

Ein Vergleich zwischen Mess- und Berechnungswerten ist an der unterhalb der Einmündung des Landwehrkanals gelegenen Messstelle Caprivibrücke (151) möglich (siehe Bild 45), an der analog zur Messstelle Mühlendamm die vier Sondenparameter

Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit im 15-min-Zeittakt und damit in der zeitlichen Auflösung der Simulation gemessen wird. Für diese Parameter ist also ein direkter Vergleich mit den Berechnungsergebnissen möglich, wobei noch zu beachten ist, dass die Messungen an einem Punkt in 0,5 m Wassertiefe durchgeführt wurden, die Rechnung dagegen entsprechend dem eindimensionalen Berechnungsansatz die mittleren Werte über den gesamten Wasserkörper repräsentiert.

Bild 50 zeigt zunächst den Vergleich zwischen gemessener und berechneter Wassertemperatur an der Messstelle Caprivi-Brücke (151), SOW-km 8,30, ca. 800 m unterhalb der Einmündung des Landwehrkanals (LwK), siehe auch Bild 45. Die Übereinstimmung im Monats- und Tagesgang kann als sehr gut bezeichnet werden, insbesondere wenn bedacht wird, dass für die Wassertemperatur des Zuflusses aus dem Landwehrkanal bis auf einen Stichprobenwert keine kontinuierlichen Messwerte zur Verfügung standen.

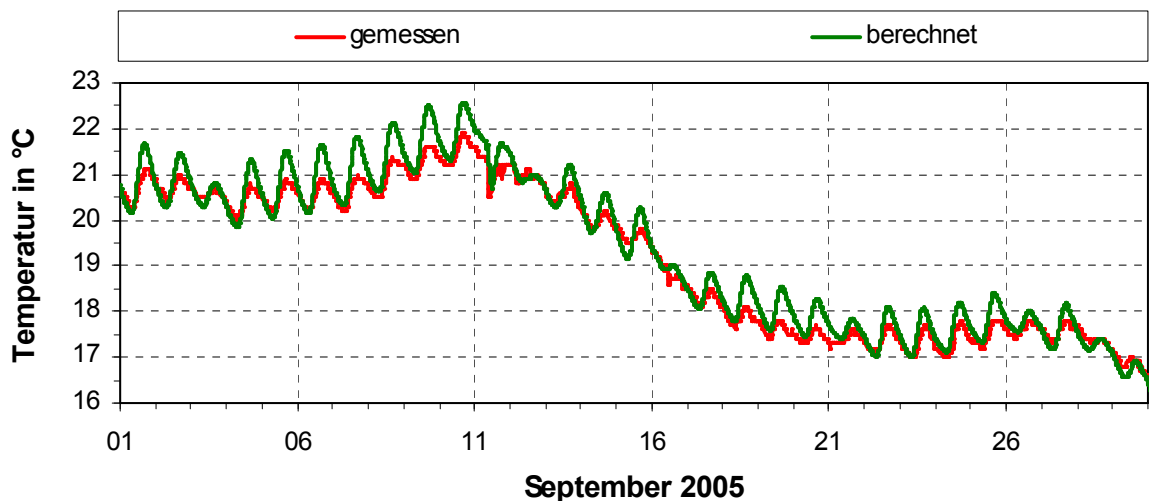


Bild 50: Ganglinie der berechneten Wassertemperatur im Vergleich mit den 15-min-Sondenwerten an der Messstelle Caprivi-Brücke (151) in 0,5 m Wassertiefe

Im nächsten Bild 51 ist die berechnete Ganglinie des Sauerstoffgehalts den Messwerten in Höhe der Caprivi-Brücke (151) gegenübergestellt.

Zu erkennen ist die gute Übereinstimmung nach dem Zeitpunkt der durch die Stichprobenmessung im Landwehrkanal bekannten tatsächlichen Sauerstoffgehalts und der weiteren Eingangsparameter des über den Landwehrkanal in die Spree zufließenden Wassers.

Diese Stichprobenwerte sind hier augenscheinlich für den Zeitraum von ca. einer Woche repräsentativ, danach weichen Messung und Berechnung erneut stark von einander ab, wie dies auch vor der Stichprobenmessung am 14.09. im Landwehrkanal der Fall ist.

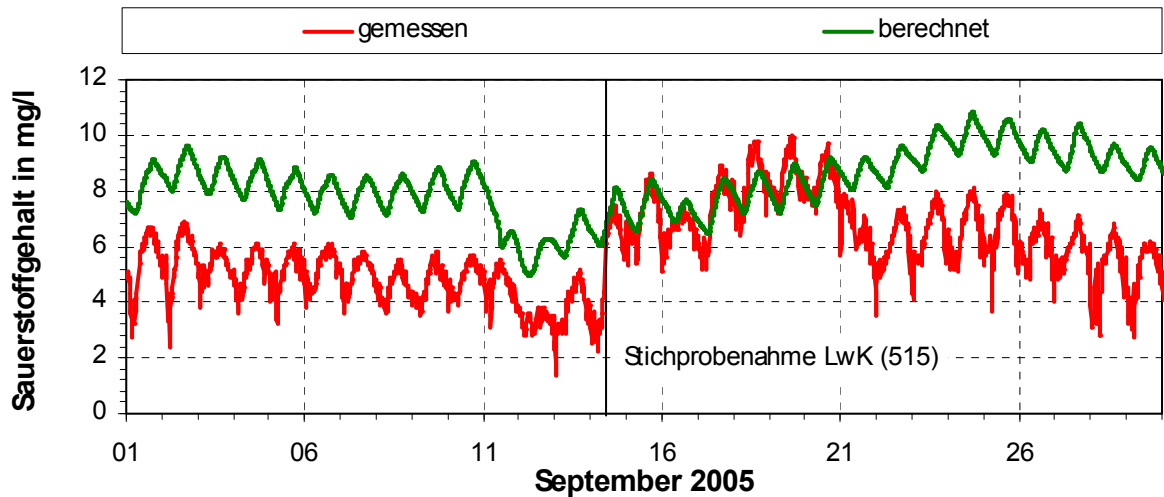


Bild 51: Ganglinie des berechneten Sauerstoffgehalts im Vergleich mit den 15-min-Sondenwerten an der Messstelle Caprivi-Brücke (151) in 0,5 m Wassertiefe

Die Ganglinien im folgenden Bild 52 zeigen den Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem pH-Wert an der Messstelle Caprivi-Brücke (151).

Zu erkennen ist, dass der berechnete pH-Wert generell gegenüber den Messwerten zu hoch liegt. Der gemessene pH-Wert des Spreezuflusses schwankt zwischen 7,5 und 8,3 (vgl. Bild 47, Mitte), für den Zufluss aus dem Landwehrkanal ist diese Ganglinie übernommen worden. Der Vergleich mit den Stichprobenwerten oberhalb (Probenahmestelle 150) und im Landwehrkanal (515) zeigt, dass der berechnete pH-Wert näher an den Werten der Probenahme (7,5 am 14.09.) liegt als die Messung mit der Multiparametersonde (151), so dass die Abweichung nicht erklärt werden kann.

Bei der berechneten Ganglinie ist – wie in Bild 47 auch erkennbar – deutlich der Rückgang im pH-Wert aufgrund der Mischwassereinleitungen am 11.09.2005 mit einem als konstant angenommenen pH-Wert von 7,2 zu erkennen.

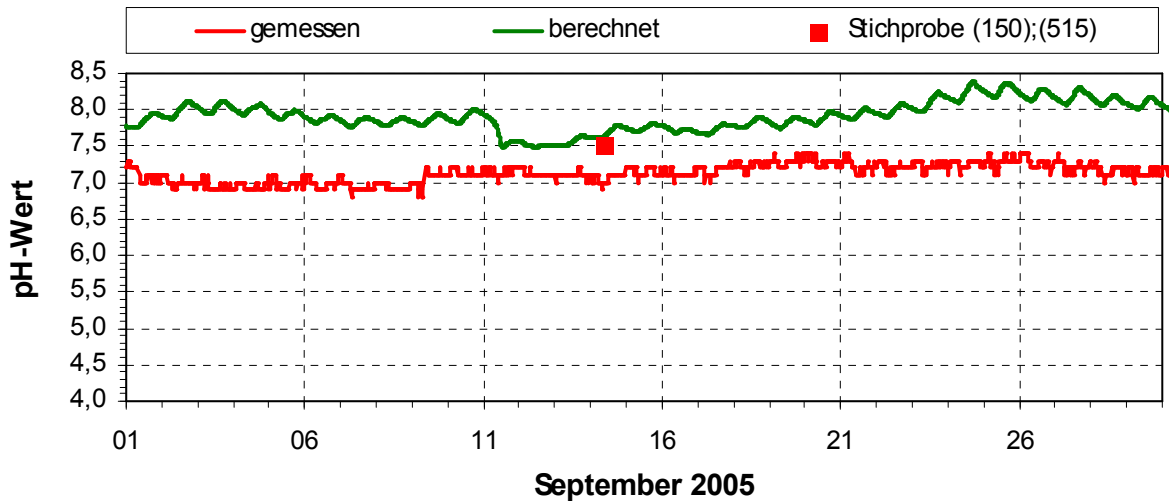


Bild 52: Ganglinie des berechneten pH-Wertes im Vergleich mit den 15-min-Sondenwerten an der Messstelle Caprivi-Brücke (151) in 0,5 m Wassertiefe

Eine gute Übereinstimmung zeigt der Vergleich zwischen berechneter und gemessener Leitfähigkeit. Wie in Bild 53 zu erkennen, liegen die berechneten Werte in der richtigen Größenordnung und auch das plötzliche Absinken der Leitfähigkeit infolge der Mischwasserüberläufe am 11.09. wird richtig wiedergegeben. Der in den Messwerten am 16.09. verzeichnete, nicht ganz so starke Rückgang der Leitfähigkeit ist auf ein weiteres Starkregenereignis zurückzuführen, deren Mischwasserüberläufe hier aber nicht mehr durch die BWB simuliert und damit als Eingangsdaten auch nicht in die Gütesimulation eingegangen sind.

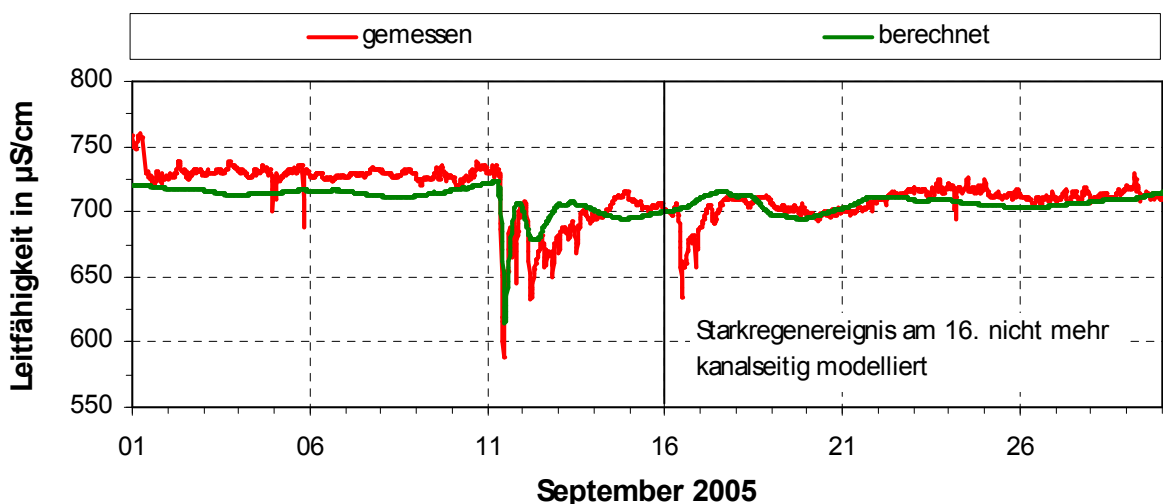


Bild 53: Ganglinie der berechneten Leitfähigkeit im Vergleich mit den 15-min-Sondenwerten an der Messstelle Caprivi-Brücke (151) in 0,5 m Wassertiefe

Neben diesen vier durch Messwerte zu vergleichenden Parametern liefert die Gütesimulation natürlich Aussagen über eine Vielzahl weiterer Parameter, für die hier bei-

spielhaft der für die Beurteilung der Auswirkungen auf die Fischbiozönose ebenfalls maßgebliche Ammoniumgehalt als Ganglinie an gleicher Stelle wiedergegeben wird.

Wie in Bild 54 zu erkennen, steigt der Ammoniumgehalt als Folge der über die Mischwassereinleitungen in die Stauhaltung eingetragenen Ammoniumfracht (vgl. Bild 49) stark an. Der Vergleich der Ganglinien des Ammoniumgehalts in der Spree vor (SOW-km 9,1) und nach (SOW-km 8,29) der Einmündung des Landwehrkanals lässt den Einfluss des Landwehrkanals erkennen. Die Grundbelastung liegt deutlich höher als die der Spree, wie der Vergleich der ebenfalls in Bild 54 eingetragenen Stichprobenwerte (150, Spree) und (515, LwK) zeigt.

Die berechnete Spitzenkonzentration wird innerhalb weniger Stunden wieder abgebaut. Hierbei ist davon auszugehen, dass die berechneten Maximalwerte zu niedrig sind, da die entsprechenden Spitzen in den Zuflüssen aus Spree und Landwehrkanal, in die oberhalb der Stauhaltung Charlottenburg ebenfalls noch zahlreiche Mischwasserüberläufe entlasten, nicht durch Messwerte erfasst sind.

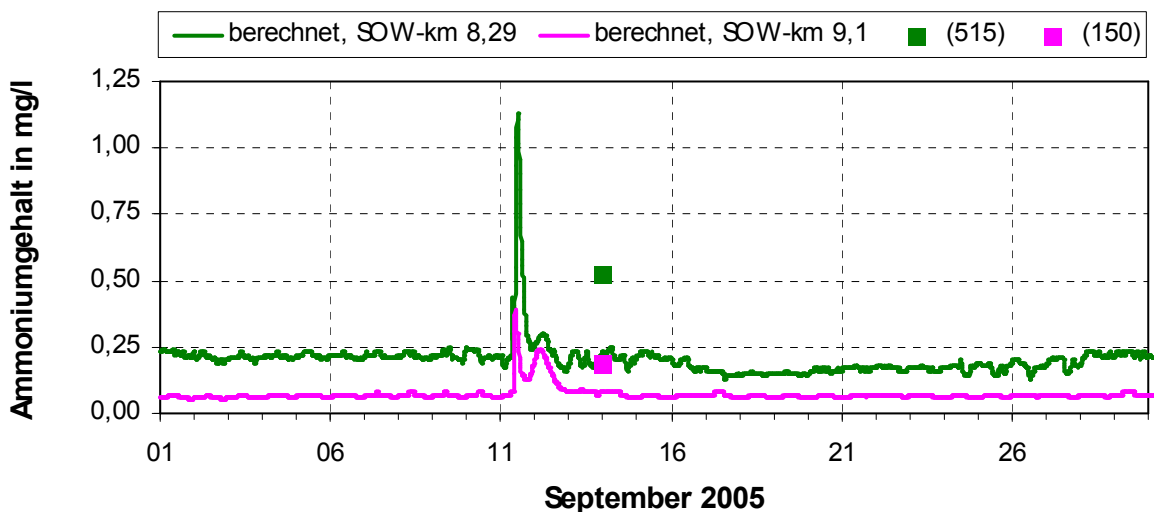


Bild 54: Ganglinie des berechneten Ammoniumgehalts an der Messstelle Caprivi-Bücke (SOW-km 8,29) und vor der Einmündung des LwK (SOW-km 9,1)

Neben der Möglichkeit der Gangliniendarstellung an ausgewählten Gewässerstationen ermöglicht die numerische Berechnung auch die Betrachtung der Konzentrationsverläufe im Gewässerlängsschnitt, wie dies beispielhaft für den Sauerstoffgehalt für den Zeitraum kurz vor und nach den Überläufen aus der Mischwasserkanalisation in Bild 55 gezeigt ist.

Gut zu erkennen ist, wie der Sauerstoffgehalt nach Beginn der Mischwasserüberläufe am 11.09. um 3 Uhr kontinuierlich in Fließrichtung abfällt. Ein Anstieg der Werte ist dann erst wieder ab dem 12.09. ab 8:00 Uhr zu erkennen, also ca. 15 h nach Ende der Mischwasserüberläufe. Aufgrund der Abweichungen zwischen den Mess- und Berechnungsergebnissen (siehe Bild 51) sind die gezeigten Verläufe rein qualitativer Art und spiegeln nicht die tatsächlichen Verhältnisse wider.

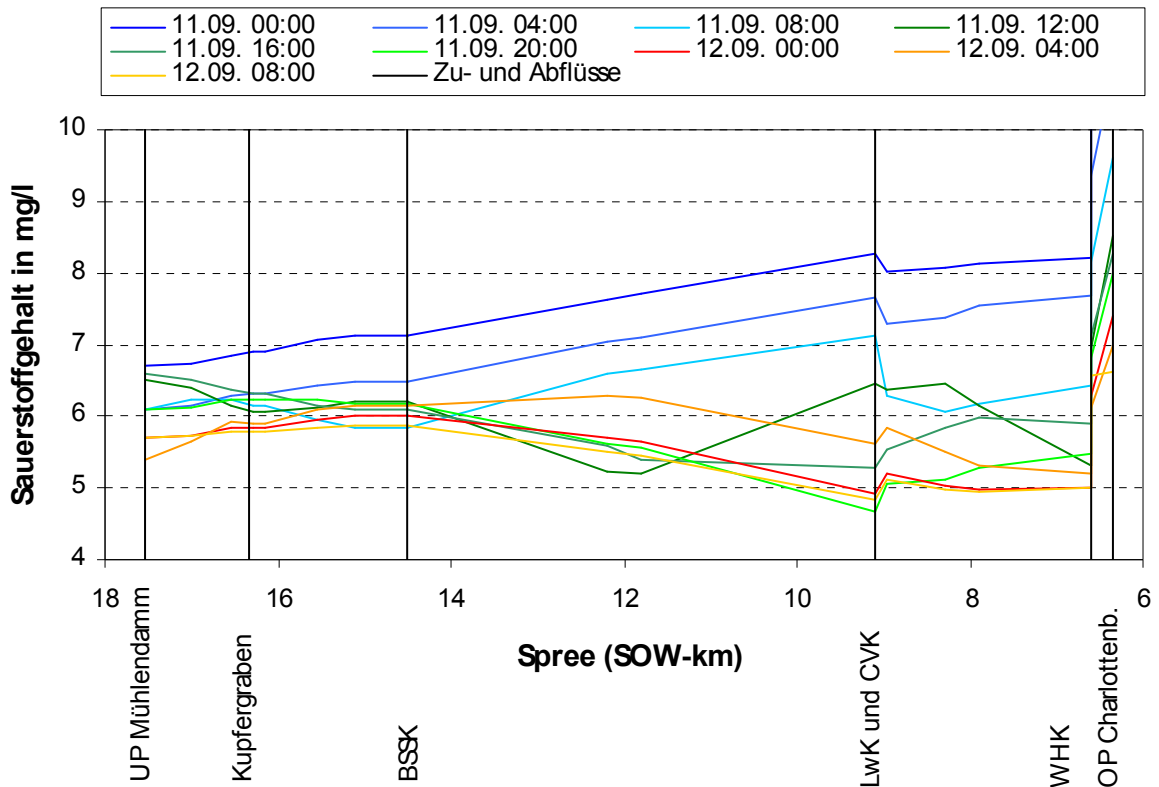


Bild 55: Längsschnitt des Sauerstoffgehalts in der Spree für verschiedene Zeitpunkte vor und nach dem Überlauf der Mischwasserkanalisation (am 11.09 von 3 bis 17 Uhr)

9.6 Variation der Eingangsparameter

Ursache für die Abweichungen zwischen den Mess- und Berechnungsergebnissen ist – wie in Kapitel 9.4.2 beschrieben –, dass für die Mehrzahl der Eingangswerte der Gütesimulation nur jeweils ein Stichprobenwert vorlag, der dann für den gesamten Untersuchungszeitraum als konstant angenommen worden ist.

Wie am Beispiel des Sauerstoffgehalts in Bild 51 zu erkennen ist, stimmen Messung und Berechnung daher nur in einem Zeitraum gut überein, der sich direkt an den Zeitpunkt der Probenahmen (12. bis 14.09.) anschließt. Davor oder danach sind die Abweichungen deutlich größer, d.h. die Annahme, dass die Stichprobenwerte als repräsentativ für den Zeitraum von einem Monat angenommen werden können, trifft in aller Regel nicht zu.

Im Weiteren ist daher am Beispiel des Sauerstoffgehalts untersucht worden, ob und wie durch veränderte Werte der Eingangsparameter eine bessere Übereinstimmung zwischen Mess- und Rechenwerten erreicht werden kann.

Da ein zu hoch berechneter Sauerstoffgehalt entweder durch eine zu hoch angesetzte Lieferung oder durch eine zu niedrig angesetzte Zehrung verursacht werden kann, ist

zum einen der Chlorophyll-a-Gehalt, und damit die für die Sauerstoffproduktion verantwortlichen Algen, reduziert worden, zum anderen ist der BSB₅-Gehalt erhöht worden.

Beide Parameter sind, wie bei der bisherigen Berechnung auch, für den gesamten Zeitraum konstant gehalten worden und stimmen damit dann auch zum Zeitraum der Probenahme nicht mehr mit diesen Werten überein.

Bild 56 zeigt die Ganglinie des Sauerstoffgehalts an der Messstelle Caprivi-Brücke (151), der berechnet wird, wenn die Gütesimulation mit einem halb so hohen Chlorophyll-a-Gehalt (von 63 auf 32 mg/l) an den Zuflüssen Schleuse Mühlendamm und Kupfergraben) wiederholt wird.

Deutlich ist im Vergleich zur ersten Berechnung (siehe Bild 51) zu erkennen, wie unter dieser Annahme der Sauerstoffgehalt von ca. 9 mg/l auf ca. 7 mg/l zurückgeht und sich damit etwas besser an die vor der Stichprobennahme am 14.09. gemessenen Werte annähert. Allerdings ist auch zu erkennen, dass mit der Rücknahme des Chlorophyll-a-Gehalts – und damit dem Anteil an sauerstoffproduzierender Biomasse – auch die Dynamik im Tagesgang deutlich abgeschwächt wird, die vorher noch sehr gut mit den Messwerten übereinstimmte.

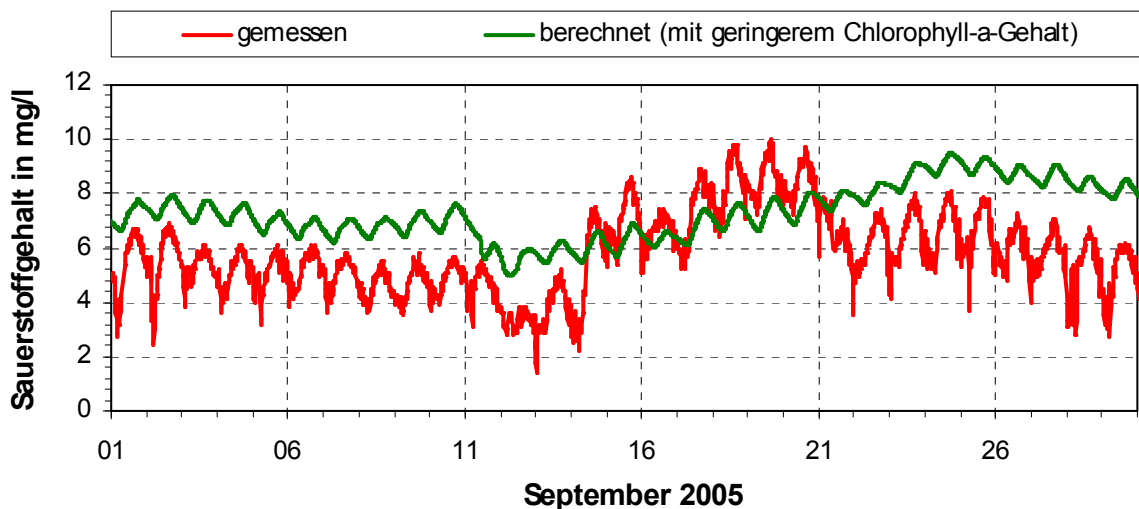


Bild 56: Ganglinie des berechneten Sauerstoffgehalts unter der Annahme eines geringeren Chlorophyll-a-Gehalts im Vergleich mit den 15-min-Sondenwerte an der Messstelle Caprivi-Brücke (151)

In einem weiteren Simulationslauf ist daher der Chlorophyll-a-Gehalt wieder auf seinen ursprünglichen Wert gesetzt worden und stattdessen der BSB₅-Wert verdoppelt worden. Bild 57 zeigt die Ganglinie des Sauerstoffgehalts unter dieser Annahme.

Erwartungsgemäß ist gegenüber dem Ausgangszustand ein leichter Rückgang im Sauerstoffgehalt zu verzeichnen, allerdings zeigt sich, dass auch mit einem doppelt so hoch angesetzte BSB₅-Gehalt allein ein deutlicher Rückgang des Sauerstoffgehalts im

Zeitraum zwischen dem 1. und 11. September, wie er für eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten erforderlich wäre, nicht erreicht werden kann.

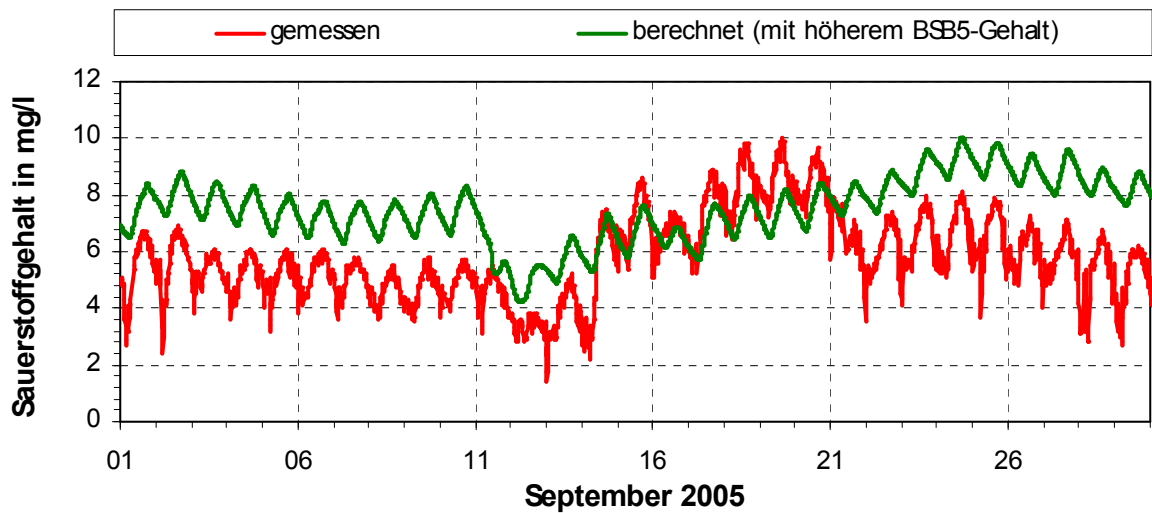


Bild 57: Ganglinie des berechneten Sauerstoffgehalts unter der Annahme eines höheren BSB₅-Gehalts im Vergleich mit den 15-min-Sondenwerten an der Messstelle Caprivi-Brücke (151)

Der Umstand, dass andererseits etwa im Zeitraum vom 17. bis 21. September der Sauerstoffgehalt zu niedrig berechnet wird, zeigt, dass auf der Basis von einmal pro Monat genommenen Stichprobenwerten allein eine zuverlässige Aussage zum Verlauf des Sauerstoffgehalts in unterhalb gelegenen Gewässerabschnitten nicht getroffen werden kann.

Vielmehr unterliegen auch die nicht kontinuierlich gemessenen Parameter Schwankungen, die für sich, aber vor allem auch in ihrer Kombination, maßgeblich den Sauerstoffgehalt im Gewässer beeinflussen.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Der vorliegende Erläuterungsbericht beschreibt die im Rahmen der am KOMPETENZZENTRUM WASSER BERLIN durchgeführten Studie zum integrierten Abwassermanagement des Berliner Schmutz- und Mischwassersystems (INTEGRATED SEWAGE MANAGEMENT, kurz: ISM) durchgeführte Erprobung der Modellkoppelung zwischen dem Kanalnetzmodell INFOWORKSCS der BERLINER WASSERBETRIEBE und dem instationären Ökosystemmodell GERRIS/HYDRAX/Qsim der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE, das als angepasstes Programmsystem BIBER (Berechnungs- und Informationssystem der Berliner Oberflächengewässer) auch bei der SENATSV ERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ BERLIN im Einsatz ist.

Die Erprobung der Modellkoppelung erfolgte am Beispiel der Stauhaltung Charlottenburg für ein Starkregenereignis am 11. September 2005.

An die 65 in diese Stauhaltungen entlastenden Auslaufbauwerke sind 13 Pumpwerkeinzugsgebiete mit insgesamt 3.300 Haltungen, 426 Regenüberlaufbauwerken und 8 Regenüberlaufbecken angeschlossen. Insgesamt entwässert das Berechnungsgebiet 1,1 Mio. Einwohner und eine befestigte Fläche von 5.500 ha.

Kanalseitig konnte für die Modellierung auf das aus früheren Arbeiten vorliegenden ISM-Modell für alle Berliner Mischwassernetze mit ihren Hauptsammlern, Pumpwerken und Sonderbauwerken zurückgegriffen werden, aus dem das entsprechende Teilmodell herausgeschnitten wurde.

Gewässerseitig liegt für die Stauhaltung Charlottenburg (wie für alle anderen Berliner Stauhaltungen) ebenfalls ein bereits hydraulisch kalibriertes Modell vor, das hier für die Aufgabenstellung lediglich um die 65 Mischwassereinleitungen in Form von Zufluss-Randbedingungen erweitert werden musste.

Vor dem ausgewählten Regenereignis am 11. September 2005 lag eine längere Trockenwetterperiode, so dass stabile Gewässergüteverhältnisse zu erwartenden waren. Zudem war die Niederschlagsintensität dieses Ereignisses über das Einzugsgebiet der Mischwasserkanalisation sehr gleichmäßig verteilt. Die Größe von Intensität und die Niederschlagssumme führten zu ausgeprägten Entlastungsmengen.

Aufgrund der hohen Dynamik der Mischwasserüberläufe – diesen traten am 11. September in der Zeit von 03:00 bis 17:00 Uhr mit einem Spitzenzufluss von ca. 37 m³/s – auf, war für die Simulation ein Zeittakt von 15 Minuten vorzugeben. Da das Gütemodell Qsim bisher nur für einen Zeittakt von einer Stunde vorgesehen war, ist zunächst das Modell und die Benutzeroberfläche an die geforderte höhere zeitliche Auflösung der Simulation angepasst worden.

Idealerweise müssten dann auch alle erforderlichen Eingangsparameter in der gleichen hohen zeitlichen Auflösung zur Verfügung stehen. Dies war für den Wasserstand am Oberpegel der Schleuse Charlottenburg und für den Zufluss aus dem Landwehrkanal

und der Panke der Fall, ebenso für die mit einer Multiparameter-Sonde kontinuierlich gemessenen Güteparameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit an der Schleuse Mühlendamm.

Für alle übrigen Eingangsparameter standen Messwerte wenn, dann nur in einer geringen Auflösung – als Tagesmittelwerte bzw. Stichprobenwerte – zur Verfügung oder mussten geschätzt werden.

Der vorliegende Bericht beschreibt daher detailliert die zur Verfügung stehende Datenbasis und die für die fehlenden Angaben getroffenen Annahmen für die verschiedenen Eingangsparameter der hydraulischen Berechnung und der darauf aufsetzenden Gütesimulation.

Das Ergebnis der instationären hydraulischen 1D-Berechnung des verzweigten Gewässersystems der Stauhaltung Charlottenburg auf der Grundlage der Saint-Venant-Gleichungen zeigt, dass bei der gegenwärtigen Datenlage die hydraulischen Verhältnisse mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit wiedergeben werden können. Hier wäre es wünschenswert, wenn auch für den Hauptzufluss über die Schleuse Mühlendamm und das Wehr Kupfergraben die Durchflüsse in Form von 15-min-Werten und nicht nur als Tagesmittelwerte vom Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin zur Verfügung gestellt werden könnten.

Ebenso zeigt das Ergebnis für die berechneten Wassertemperaturen, dass trotz der für die Zuflüsse der Nebengewässer¹ (Landwehrkanal, Panke, Berlin-Spandauer-Schifffahrtskanal) fehlenden zeitlich hochaufgelösten Eingangsdaten noch eine weitgehende Übereinstimmung zwischen Mess- und Berechnungsergebnissen auf der Grundlage der getroffenen Annahmen über den gesamten Zeitraum erzielt werden kann. Hier ließe sich u.U. eine weitere Verbesserung erzielen, wenn für die Eingangsdaten der Wärmeberechnung (Globalstrahlung, Lufttemperatur usw.) statt Tagesmittelwerten die ebenfalls über den Deutschen Wetterdienst (kostenpflichtig) verfügbaren Stundenwerte verwendet werden.

Für den zur Beurteilung von Maßnahmen der Mischwasserbehandlung herangezogenen Leitparameter des Sauerstoffgehalts zeigt sich dann jedoch im Ergebnis der Gütesimulation, dass auf der Grundlage von nur einmal im Monat durchgeführten Stichprobenmessungen die Werte der Simulation immer weniger zutreffen, umso weiter der Vergleichszeitraum vom Zeitpunkt der Stichprobennahme entfernt liegt.

Eine gute Übereinstimmung zwischen Mess- und Berechnungsergebnissen wird hier nur für einen Zeitraum von ca. einer Woche nach der Stichprobennahme erzielt.

Mit einer an die Gütesimulation anschließenden Variation einzelner Eingangsparameter konnte weiterhin gezeigt werden, dass allein mit veränderten Annahmen über die Größe einzelner Parameter (Chlorophyll-a und BSB₅) keine wesentlich verbesserte Anpassung an die Messergebnisse zu erreichen ist. Vielmehr ist für die richtige Abbildung des Sauerstoffgehalts die Kenntnis über die quantitative Kombination der einzelnen,

den Sauerstoffgehalt bestimmenden Parameter, wie sie nur durch die Analyse von Probenahmen erreicht werden kann, von entscheidender Bedeutung.

Für den zweiten Leitparameter Ammonium stehen zur Zeit – wenn überhaupt – je Zufluss nur ein einziger Stichprobenwert im Monat zur Verfügung. Es ist bereits von daher nicht zu erwarten, dass dessen zeitliche Verteilung richtig wiedergegeben werden kann; sie könnte allerdings auch nicht durch Messwerte verifiziert werden, da zum Vergleich ebenfalls nur zwei Einzelwerte vorliegen.

Zusammenfassend kann im Ergebnis der hier erstmals erprobten Modellkoppelung von Kanalnetz- und Gewässergütemodellierung in hoher zeitlicher Auflösung festgestellt werden, dass für die Zielsetzung der Studie ISM, verschiedene Szenarien zur Reduzierung der Belastungen aus den Überläufen der Mischwasserkanalisation beurteilen zu können, mit INFOWORKS und GERRIS/HYDRAX/Qsim problemgerechte Simulationsprogramme ebenso vorhanden sind wie die entsprechenden Modelle auf Kanal- und Gewässerseite.

Im Gegensatz dazu ist die Datenlage, insbesondere wenn die kurzfristigen Einflüsse der Mischwasserüberläufe untersucht werden sollen, zur Zeit noch nicht ausreichend.

Da entsprechende Daten nicht kurzfristig bereitgestellt werden können, sollte die Gütesimulation mit GERRIS/HYDRAX/Qsim zunächst für den Jahresgang (Berechnungszeitakt 1h – Ergebnisse verdichtet auf Tagesmittelwerte) validiert werden.

Dazu wären zumindest für den Zufluss über den Landwehrkanal ebenso wie an der Schleuse Mühledamm die Grundparameter Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffgehalt ebenfalls mit einer Multiparametersonde kontinuierlich zu messen.

Darüber hinaus sollten die bisher mittels Probenahme ermittelten physikalisch-chemischen Parameter der Spree (Schleuse Mühlendamm) und des Landwehrkanals (Unterschleuse) 1 bis 2-wöchig gemessen bzw. beprobt werden. Der Analyseumfang ist dabei um die (regelmäßige) Aufnahme des Phyto- und Zooplanktons zu erweitern (Biomasse von Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen sowie die relevanten (algenfressende) Zooplanktongruppen (vor allem Rotiferen). Bei der genauen Festlegung des Analyseumfangs sollte die Kenntnis der signifikanten Parameter und der Systemzusammenhänge, die bei der Senatsverwaltung vorliegt, einfließen.

Neben den Messungen der Eingangsparameter an den Systemrändern werden weiterhin entsprechend zeitlich hochaufgelöste Daten zur Modellvalidierung im System benötigt. Diese Daten sollten für mindestens zwei Orte vorliegen, die nicht direkt von den Eingangsdaten beeinflusst werden, sondern eher den Systemprozessen unterliegen. Da etwa die Hälfte des Spreezuflusses in der Stauhaltung Charlottenburg über den Westhafenkanal (WHK) abfließt, wäre neben der bereits bestehenden Messstelle in der Spree (Caprivi-Brücke, 151) eine zweite Messstelle im Westhafenkanal, kurz vor der Einmündung in die Spree (z.B. Mörsch-Brücke, WHK-km 0,18), zu installieren. Damit

könnten dann ggf. auch die Einflüsse aus der Kühlwassereinleitung in den Westhafen des Heizkraftwerks Moabit validiert werden.

Um im nächsten Schritt auch die Auswirkung von Niederschlagsereignissen mittels GERRIS/HYDRAX/Qsim abbilden zu können, sind insbesondere auch für den zweiten Leitparameter Ammonium zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Eingangs- und Validierungsdaten erforderlich. Ebenso sollten signifikante Mischwasserüberläufe gemessen bzw. beprobt werden, um hier zuverlässigere Aussagen zu den eingeleiteten Frachten zu erhalten.

11 Literaturverzeichnis

ACKERS, P. (1991). Sediment aspects of drainage and outfall design. International Symposium on Environmental Hydraulics, Hong Kong, edited by A.A. Balkema.

ALLEY, W. M. (1981). Estimation of impervious area washoff parameters. Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 121, NO. 2, pp 171-183

ALLEY, W. M. UND SMITH, P. E. (1981). Estimation of accumulation Parameters for urban runoff quality modelling. Water Resources Research, Vol. 17, NO. 6, pp 1657-1664, December 1981

ASHLEY, R., HVITVED-JACOBSEN, T. AND BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. (1999). Quo vadis sewer process modelling. Water Science & Technology 39(9): 9-22.

ATV (1986). Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6: "Hydrologie der Stadtentwässerung". Die Berechnung des Oberflächenabflusses in Kanalnetzen, Teil 1 - Abflussbildung. Korrespondenz Abwasser 33(2): 157-162.

ATV (1987). Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6: "Hydrologie der Stadtentwässerung". Die Berechnung des Oberflächenabflusses in Kanalnetzen, Teil 2 - Abflusskonzentration. Korrespondenz Abwasser 34(3): 263-269.

ATV-DVWK (2004). ATV-DVWK-Arbeitsgruppe ES 1.3. Arbeitsbericht. Auswirkung von Fremdwasser und Hinweise zum Erkennen kritischer Fremdwasserhältnisse. Korrespondenz Abwasser 51(6), 664-667.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., BARDIN, J.-P. AND GIBELLO, C. (2006). Long term monitoring of sewer sediment accumulation and flushing experiments in a man-entry sewer. Water Science & Technology 54(6-7): 109-117.

BOUTELIGIER, R., VAES, G. AND BERLAMONT, J. (2002). Deposition-Erosion Criterion for Sediment Transport in Sewers based on Shear Stress Calculations. Katholieke Universiteit Leuven.

BUJON, G. (1988). Prévion des débits et des flux polluants transités par les réseaux d'égouts par temps de pluie. Le modèle FLUPOL. La Houille Blanche, N°1, pp 11-23

BUJON, G., HERREMANS, L. (1990). FLUPOL : Modèle de prévision des débits et des flux polluants en réseaux d'assainissement par temps de pluie : Calage et validation, La Houille Blanche, N°2, pp 124-137

BUTLER, D., XIAO, Y., KARUNARATNE, H.P.G, THEDCHANAMOORTHY, S. (1995). The gully pot as a physical, chemical and biological reactor. *Water Science and Technology*, 31(7), pp 219–228

CUNGE, J.A., HOLLY JR, F.M. AND VERWEY, A. (1980). *Practical Aspects of Computational River Hydraulics*. Pitman, London

DESBORDES, M. (1984). *Modélisation en hydrologie Urbaine. Recherches et applications*. LHM: 183 p.

EU (2000): *Water Framework Directive*, Directive 2000/60/EC. European Parliament and Council, 23/10/2000.

FREHMANN, T. AND GEIGER, W. F. (2000). Simulation von Schmutzstoffen in der Kanalisation. 3. Rostocker Abwassertage, 18.–19.09.2000.

Gruber, G., Winkler, S. and Pressl, A. (2004). Quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies by means of online techniques. *Water Science & Technology* 50(11): 73–80.

JEWELL, T. K. UND ADRIAN, D. D. (1978). SWMM stormwater pollutant washoff functions. *Journal of the Environment Engineering Division*, 1978, vol 104, n°5, pp 489–499

KOUSSIS, A. (1975). Ein verbessertes Näherungsverfahren zur Berechnung von Hochwasserabläufen. Technischer Bericht Nr. 15 aus dem Institut für Hydraulik und Hydrologie der TH Darmstadt.

LESZINSKI, M. u.a. (2007a): Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung. Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt, Berlin (download unter www.kompetenz-wasser.de)

LESZINSKI, M. u.a. (2007b): Immissionsorientierte Bewertung von Mischwasserentlastungen in Tieflandflüssen. Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt, Berlin (download www.kompetenz-wasser.de)

Morrison, G. M., Revitt, D. M. and Ellis, J. B. (1995). The gully pot as a biochemical reactor. *Water Science & Technology* 31(7): 229–236.

OPPERMANN, LAUSCHKE, ILSE (2001): Hydronumerisches Modell für die Stauhaltung Mühlen- und Kleindamm/Kleinmachnow. Arbeitsbericht, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin – unveröffentlicht

PREISSMANN, A. (1961). Propagation des intumescences dans les canaux et rivières. Presented at the 1st Congress of the French Association for Computation, Grenoble, France, 1961.

SARTOR, J. D. UND BOYD, G. B. (1972). Water pollution aspects of street surfaces contaminants. In EPA-R2-72-081.

SCHROEDER K., PAWLOWSKY-REUSING E. (2006): Adapted integrated modelling of drainage systems dominated by wastewater pump stations. 7th International Conference on Urban Drainage Modelling and 4th International Conference on Water Sensitive Urban Design, Melbourne, Australia

SCHRÖDER, R.C.M. (1972). Grundgleichungen für die Berechnung von Rohr- und Gerinneströmungen. Elektronische Berechnung von Rohr- und Gerinneströmungen. Lehrgangssymposium des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU München.

SCHUMACHER, F. (2001): Dokumentation des Modellaufbaus und der Modellkalibrierung für die Stauhaltungen Mühlendamm/Kleinmachnow, Charlottenburg und Brandenburg). Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt; Berlin im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde - unveröffentlicht

SENSTADT BERLIN, 1984: Der Landwehrkanal und der Neuköllner Schifffahrtskanal. Besondere Mitteilungen zum Gewässerkundlichen Jahresbericht des Landes Berlin.

SENSTADT BERLIN, 1985: Die Kanäle nördlich der Spree. Besondere Mitteilungen zum Gewässerkundlichen Jahresbericht des Landes Berlin.

SENSTADT BERLIN (2004): Dokumentation der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Berlin (Länderbericht). Phase: Bestandsaufnahme. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

UHL, M. (1993). Genauigkeit von Messungen - Grundlagen und Beispiele aus der Stadtentwässerung. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz. Heft 7. Hannover.

VELIKANOV, M. A. (1954). Principle of the gravitational theory of the movement of sediments. USSR Academy of Sciences Bulletin, Geophysical Series 4: 349-359.

WALLINGFORD SOFTWARE LTD. (2004). InfoWorks CS User Manual. Wallingford Software Ltd. Copyright 1997 - 2004.

ZUG, M., BELLEFLEUR, D., PHAN, L. AND SCRIVENER, O. (1998). Sediment transport model in sewer networks – a new utilisation of the Velikanov model. *Water Science and Technology* 37(1): 187-196.

ANHANG

Anhang A: Tabellarische Zusammenstellung der Mischwassereinläufe in die Stauhaltung Charlottenburg mit Zuordnung zum Gewässer-Kilometer

S 301 SOW

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
18193005	Spree	SOW	17,260	rechts
18191007	Spree	SOW	17,000	rechts
19206005	Spree	SOW	16,800	links
19204002	Spree	SOW	16,650	links
19204004	Spree	SOW	16,550	rechts
19203004	Spree	SOW	16,300	rechts
19203003	Spree	SOW	16,150	rechts
19203001	Spree	SOW	16,130	links
19214001	Spree	SOW	16,100	links
19214004	Spree	SOW	15,800	rechts
19216001	Spree	SOW	15,560	links
18211002	Spree	SOW	15,400	links
19215007	Spree	SOW	15,300	rechts
18211001	Spree	SOW	15,290	links
18222007	Spree	SOW	15,100	links
19224009	Spree	SOW	14,750	rechts

S 302 SOW

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
19246001	Spree	SOW	12,790	rechts
19243002	Spree	SOW	12,500	rechts
19252001	Spree	SOW	12,050	rechts
19254003	Spree	SOW	12,000	rechts
18252006	Spree	SOW	11,480	links
18253002	Spree	SOW	11,200	links
19262011	Spree	SOW	10,280	rechts
19262003	Spree	SOW	10,050	rechts
20265002	Spree	SOW	9,850	rechts

S 303 SOW

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
19275001	Spree	SOW	8,550	links
19286005	Spree	SOW	8,290	links
19284007	Spree	SOW	8,280	rechts

19284002	Spree	SOW	8,100	links
19283001	Spree	SOW	7,900	links
19283004	Spree	SOW	7,900	rechts
20283003	Spree	SOW	7,300	rechts

S 304 SOW

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
21296001	Spree	SOW	6,400	rechts

S 305 BSSK

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
20224002	BSSK	BSSK	11,590	rechts
20225001	BSSK	BSSK	11,750	links
22225003	BSSK	BSSK	10,600	rechts
22236001	BSSK	BSSK	10,550	rechts
22233002	BSSK	BSSK	10,000	links
22233005	BSSK	BSSK	9,830	rechts
22233006	BSSK	BSSK	9,850	rechts
22252007	BSSK	BSSK	8,790	links
22252010	BSSK	BSSK	8,800	rechts
23255001	<i>BSSK</i>	<i>BSSK</i>	<i>8,280</i>	<i>rechts</i>
	WHK	WHK	3,050	

S 306 WHK

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
21282006	Westhafenkanal	WHK	0,800	rechts

S 307 CVK

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
20276001	Verbindungskanal	CVK	0,590	rechts

S 308 Lwk

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
17253007	Landwehrkanal	LwK	1,610	links
17253001	Landwehrkanal	LwK	1,550	links
17251002	Landwehrkanal	LwK	1,250	links
17251006	Landwehrkanal	LwK	1,200	rechts
17262001	Landwehrkanal	LwK	1,170	links
18266002	Landwehrkanal	LwK	1,160	rechts
18266006	Landwehrkanal	LwK	0,900	rechts
18264001	Landwehrkanal	LwK	0,610	rechts
18263002	Landwehrkanal	LwK	0,590	rechts
18263001	Landwehrkanal	LwK	0,580	links

18261003	Landwehrkanal	LwK	0,350	rechts
18261010	Landwehrkanal	LwK	0,180	rechts
19276001	Landwehrkanal	LwK	0,100	links

SOW km 16,300

Nummer	Gewässer	Gew.-Kürzel	Gew.-Km	Lage
18202001	Kupfergraben		0,95	links
18204008	Kupfergraben		0,95	rechts
18206004	Kupfergraben		0,7	rechts
18206009	Kupfergraben		0,58	links
19205001	Kupfergraben		0,3	links
19206002	Kupfergraben		0,25	links
19206007	Kupfergraben		0,13	links

Anhang B: Lageplan mit den Mischwassereinläufen in die Stauhaltung Charlottenburg

