

Entwicklung und Erprobung eines Integrierten Regionalen
Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden

REGKLAM

Teilprojekt 3.2.4

Auswirkungen des Klimawandels auf die Emission aus Kanalnetzen - Strategien zur Verringerung der Frachtspitzen

BMBF-Projekt Förderkennzeichen: 01 LR 0802

Leiter Teilprojekt: Prof. Dr. Peter Krebs
Bearbeiter: Dr.-Ing. Jens Tränckner
Dipl.-Ing. Jana Seydel

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	vi
Abkürzungsverzeichnis	Fehler! Textmarke nicht definiert.
1 Einordnung in REGKLAM	7
2 Veranlassung und Zielstellung	8
2.1 Schmutzfrachtprozesse im urbanen Entwässerungssystem	8
2.2 Zielstellung und Gliederung der Untersuchungen	10
3 Untersuchungsgebiet, Daten	11
4 Modelle	13
4.1 Hydrodynamisches Schmutzfrachtmodell Kanalnetz	13
4.2 Lockwitzbach.....	14
5 Kritische Gewässerbelastungen	16
5.1 Bewertungskriterien	16
5.2 Hydraulische Belastungen	16
5.3 Stoffliche Belastung	17
6 Identifikation kritischer Belastungen und Korrelation mit verursachenden meteorologischen Einflussfaktoren	19
6.1 Ergebnisse der hydrodynamischen Schmutzfrachtsimulation	19
6.1.1 IST-Zustand.....	19
6.2 Datenaufbereitung.....	19
6.2.1 Hydraulik	19
6.2.2 Ammoniak.....	20
6.2.3 Abfiltrierbare Stoffe	22
6.2.4 Meteorologische Daten	22
6.3 Statistische Auswertung	22
6.3.1 Korrelation zwischen Belastung und meteorologischen Einflussgrößen	23
6.3.2 Regressionsanalysen.....	28
6.4 Ableitung von Zusammenhängen.....	34
7 Prognose zur klimabedingten Entwicklung kritischer Belastungen	35
8 Anpassungsmaßnahmen	36
9 Zusammenfassung und Ausblick	37

Literatur **38**

Abbildungsverzeichnis

Bild 2-1: Schmutzfrachtprozesse im urbanen Entwässerungssystem (Fuchs et al., 2012)	9
Bild 3-1: Untersuchungsgebiet Großschachwitz-Lockwitzbach.....	12
Bild 4-1: Schmutzwassertagesgang im Modell	13
Bild 4-2: SWMM Modell Lockwitzbach + Kanalnetz-Modell Großschachwitz.....	14
Bild 5-1: NH ₃ -N Grenzwert verschiedener Bewertungsansätze (Schindler et al., 2010), ergänzt..	17
Bild 6-1: Abflussganglinie (oben) und Summenlinie (unten) des gemessenen und berechneten Abflusses am Pegel Kreischa	19
Bild 6-2: Bestimmung des HQ1 _{pnat} aus der partiellen Serie der Simulationsdaten.....	20
Bild 6-3: Zusammenhang zwischen Lufttemperatur, Wassertemperatur und pH-Wert in der Nähe der Einleitstelle	21
Bild 6-4: Korrelation der emittierten TS-Fracht je Ereignis mit meteorologischen Einflussgrößen	25
Bild 6-5: Korrelation der kritischer NH ₃ -Zustände mit meteorologischen Einflussgrößen	26
Bild 6-6: Korrelation der maximaler NH ₃ -Konzentration je Ereignis mit meteorologischen Einflussgrößen.....	27
Bild 6-7: Entscheidungsbaum für emittierte TS-Fracht	29
Bild 6-8: Entscheidungsbaum für Überschreitungsfaktor max(NH ₃ /ckrit).....	30
Bild 6-9: Entscheidungsbaum für die maximale Ammoniak-Konzentration im Gewässer	30
Bild 6-10: Regression der emittierten TS-Masse je Ereignis gegenüber dem Ergebnis mit dem numerischen Simulationsmodell	32
Bild 6-10: Regression des Überschreitungsfaktors für NH _{3,krit} je Ereignis gegenüber dem Ergebnis mit dem numerischen Simulationsmodell.....	33
Bild 6-10: Regression des Überschreitungsfaktors für max.NH ₃ je Ereignis gegenüber dem Ergebnis mit dem numerischen Simulationsmodell.....	33

Tabellenverzeichnis

Tabelle 6-1: Korrelationskoeffizienten zwischen TS-Emission und meteorologischen Einflussgrößen.....	25
Tabelle 6-2: Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten (P-Werte).....	25
Tabelle 6-3: Korrelationskoeffizienten zwischen dem NH ₃ -Überschreitungsfaktor und meteorologischen Einflussgrößen.....	26
Tabelle 6-4: Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten (P-Werte).....	26
Tabelle 6-5: Korrelationskoeffizienten zwischen dem NH ₃ -Maximalkonzentration und meteorologischen Einflussgrößen.....	27
Tabelle 6-6: Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten (P-Werte).....	27
Tabelle 6-7: Regressionskoeffizienten der gewählten Merkmale und korrigierter Regressionskoeffizient der Regressionsgleichung für TS-Emissionen.....	32
Tabelle 6-7: Regressionskoeffizienten der gewählten Merkmale und korrigierter Regressionskoeffizient der Regressionsgleichung für den Überschreitungsfaktor für NH _{3,krit}	33
Tabelle 6-7: Regressionskoeffizienten der gewählten Merkmale und korrigierter Regressionskoeffizient der Regressionsgleichung für den Überschreitungsfaktor für max. NH ₃ je Ereignis.....	34

1 Einordnung in REGKLAM

Im Rahmen des Teilprojektes 3.2.4 „Abwassersysteme“ des Projektes „Entwicklung und Erprobung eines integrierten Regionalen Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden - REGKLAM“ sind folgende Produkte definiert:

- a) Strategien zur Verminderung der Überstauhäufigkeit
- b) Bewirtschaftungskonzept Kanalsedimente
- c) Strategien zur Verringerung der Frachtspitzen
- d) Strategien zur Anpassung der Kläranlagenprozesse

In diesem Bericht werden die Untersuchungsergebnisse zur erwarteten Entwicklung von Stofffrachten aus dem Kanalnetz zusammengefasst und daraus Strategien zur Verringerung von Frachtspitzen abgeleitet (Produkt c)

2 Veranlassung und Zielstellung

2.1 Schmutzfrachtprozesse im urbanen Entwässerungssystem

Die Prozesse von Schmutzfracht-Akkumulation, Abtrag und Transport (und Umsatz) sind räumlich und zeitlich sehr heterogen und durch komplexe Wechselwirkungen gekennzeichnet. Bei Trockenwetter wird ausschließlich Schmutz- und Fremdwasser in der Kanalisation abgeführt und wird vollständig auf der Kläranlage behandelt. Gleichzeitig findet auf befestigten und unbefestigten Stoffen eine Akkumulation von Schmutzstoffen statt. Ggf. können sich auch Schmutzfracht-relevante Sedimente in der Kanalisation bilden (siehe auch Produkt TP 3.2.4 b) Im Regenwetterfall werden die akkumulierten Schmutzstoffe durch das Niederschlagswasser teilweise oder vollständig und gelangen in unterschiedlichen Anteilen in die Kanalisation. In Mischwasserkanälen findet eine Mischung von Schmutz-, Fremd- und Regenwasser statt. Bei Überschreitung definierter Drosselabflüsse wird überschüssiges Mischwasser über Regenüberläufe oder Regenüberlaufbecken in ein Gewässer abgeschlagen. In Sonderbauwerken kann eine Vergleichmäßigung der hydraulischen Belastung sowie eine Reinigung von Misch- und Regenwasser erzielt werden (Fuchs et al., 2012), (Bild 2-1).

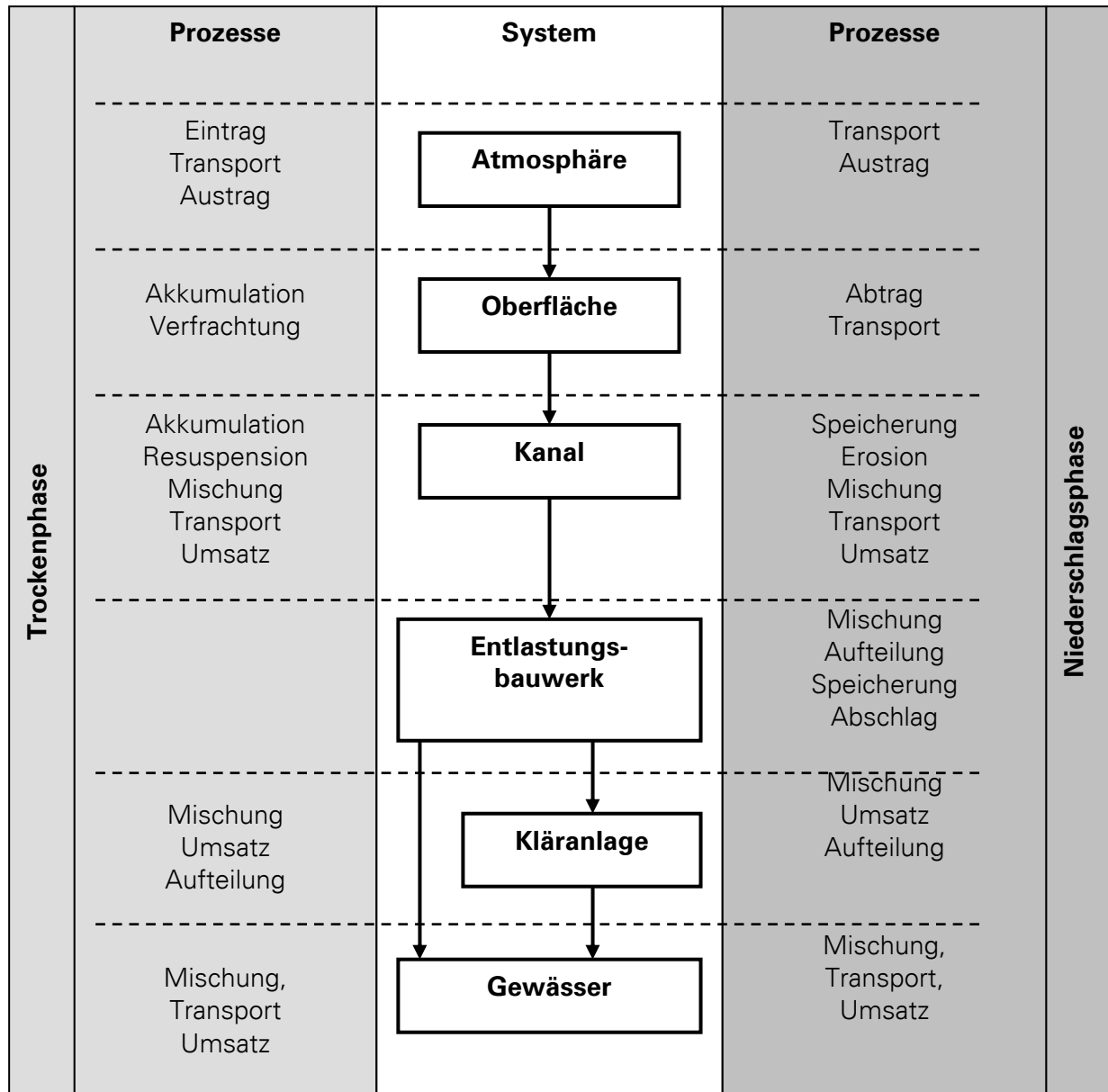


Bild 2-1: Schmutzfrachtprozesse im urbanen Entwässerungssystem (Fuchs et al., 2012)

Die hydraulischen und stofflichen Auswirkungen von Misch- und Regenwassereinleitungen auf die ökologische Fließgewässerqualität wurden in den letzten Jahrzehnten umfassend untersucht und europaweit Kriterien für deren gewässerverträgliche Begrenzung erarbeitet. National und international hat sich dabei der Nachweis minimaler Sauerstoff- bzw. maximaler Ammoniak-Konzentration sowie einer gewässerspezifischen hydraulischen Belastung als notwendige Grundvoraussetzungen zur Erreichung eines guten ökologischen Gewässerzustands durchgesetzt. Von großer ökologischer Relevanz, insbesondere für die Prozesse und Umweltbedingungen im Benthos und Interstitial, sind außerdem organische aber auch mineralische abfiltrierbare Stoffe (AFS). Darüber hinaus sind viele Spurenstoffe partikulär gebunden und werden entsprechend über die Feststoffe in die Umwelt eingetragen. Verschiedene Regelwerke geben deshalb auch AFS-Grenzwerte vor (Blumensaat et al., 2012).

Durch die erwarteten klimatischen Veränderungen und, damit verbunden, Verschiebungen der Niederschlagscharakteristik ist auch eine Veränderung der Emissionen aus der Siedlungsentwässerung möglich.

Wesentliche Fragestellungen innerhalb dieses Teilprojektes sind deshalb:

- Welche Parameter der Klimamodelle lassen sich für eine Prognose klimatisch bedingter Änderungen der Emissionen nutzen?
- Lassen sich klimatisch bedingte Veränderungen hydraulischer und stofflicher Emissionen aus der Siedlungsentwässerung ableiten?
- Welche Strategien sind sinnvoll, um die Emissionen aus der Siedlungsentwässerung zu begrenzen?

2.2 Zielstellung und Gliederung der Untersuchungen

Um die Zielstellung fachlich begründet beantworten zu können, ist es notwendig einen Zusammenhang zwischen gewässerrelevanten Belastungen und verursachenden meteorologischen Faktoren zu finden, welche sich aus den verfügbaren Klimaprognosen ableiten lassen.

Dafür wurden folgende Arbeitsschritte gewählt:

- Auswahl eines repräsentativen Siedlungsentwässerungsgebiets mit Entlastung in ein ökologisch sensibles Fließgewässer
- Aufbau eines detaillierten hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells für das Kanalisationssystem
- Aufbau eines hydrologisch/hydrodynamischen Fließgewässermodells
- gekoppelte Langzeit-Simulation von Kanalnetzmodell und Fließgewässermodell
- Definition kritischer hydraulischer und stofflicher Belastungen
- Identifikation kritischer Belastungen in den Simulationsergebnissen und Korrelation mit verursachenden meteorologischen Faktoren
- Ableitung klimabedingter Emissionsänderungen über die ermittelten meteorologischen Einflussfaktoren
- Ableitung geeigneter Anpassungsstrategien

3 Untersuchungsgebiet, Daten

Eine vollständige Simulation ganzer Kanalnetze ist für hier angestrebte Bestimmung klarer Ursache-Wirkungs-Beziehungen ungeeignet. So hat das Kanalnetz Dresden über 200 Entlastungspunkte in z.T. sehr unterschiedliche Fließgewässer (Elbe, Niedersedlitzer Flutgraben). Eine einheitliche Bewertung ist damit nicht möglich. Stattdessen sollten die wesentlichen Zusammenhänge anhand einer charakteristischen Entwässerungssituation abgeleitet und auf das Gesamtgebiet übertragen werden.

Ein charakteristisches Untersuchungsgebiet sollte die folgenden Kriterien erfüllen:

- Charakteristisch für die Siedlungsentwässerung im REGKLAM-Projektgebiet
- abgegrenztes Siedlungsgebiet mit eindeutiger Emissionssituation
- sensibles Fließgewässer
- gute Datensituation für Modellaufbau und Kalibrierung
- begrenzte Komplexität zur sicheren Bestimmung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen

Für die Untersuchung kamen verschiedene Gebiete in der Stadt Dresden in die engere Auswahl. Im direkten Vergleich und unter Einbeziehung weiterer logistischer Kriterien wurde schließlich das Mischwassersystem des Stadtteils Großschachwitz mit einem Mischwasserüberlauf und einer Regenwassereinleitung in den Lockwitzbach ausgewählt. Weitere Regen- oder Mischwassereinleitungen in den Lockwitzbach wurden zur Verringerung Aussagekomplexität bewusst ausgeklammert.

Der Lockwitzbach ist ein relativ kleines Fließgewässer und sensitiv gegenüber Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung. Insbesondere die Einleitungen aus dem untersuchten Entwässerungsgebiet sind nach dem vereinfachten Nachweisverfahren BWK-M3 (BWK, 2001) im gewässerverträglichen Grenzbereich (itwh, 2009, 2011).

Das Siedlungsgebiet ist im Bereich des Mischsystems durch lockere Mischbebauung gekennzeichnet. Die Regenwasserkanalisation befindet sich im Bereich einer weitgehend homogenen Plattenbausiedlung.

Untersuchungsgebiet

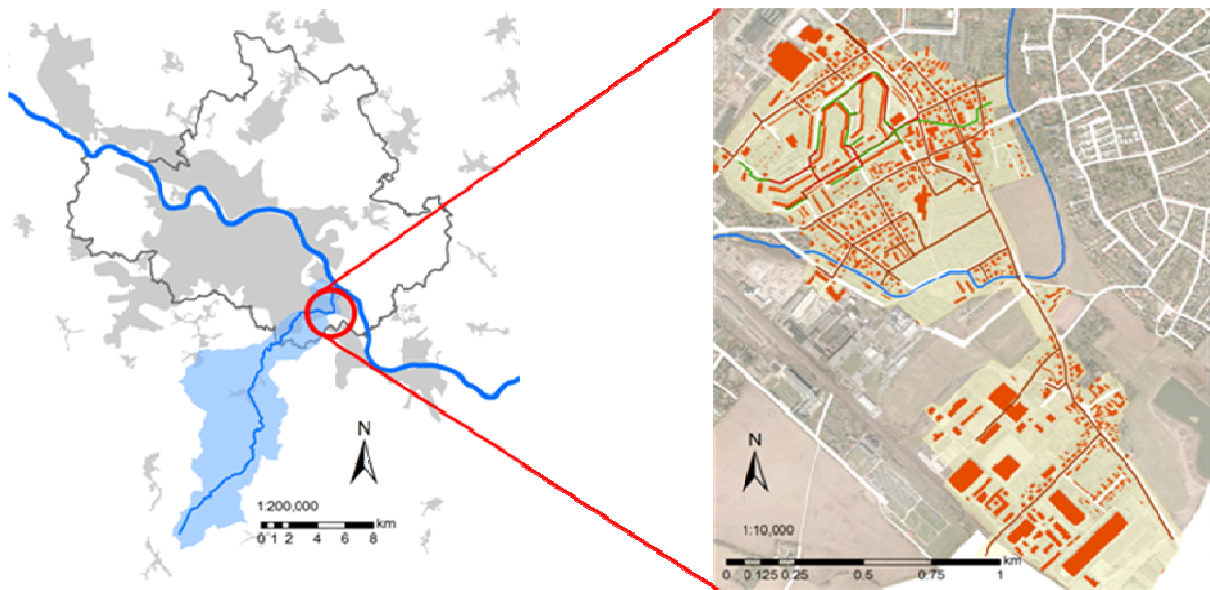


Bild 3-1: Untersuchungsgebiet Großschachwitz-Lockwitzbach

Lockwitzbach (LfULG, 2008, itwh, 2011)

A_E	MNQ	MQ	HQ1	HQ1 _{p,nat}
84 km ²	0,022 m ³ /s	0,344 m ³ /s	5,81 m ³ /s	5,94 m ³ /s

Kanalnetz

Einwohner	A_E	A_{Dach}	$A_{Straße}$	Netzlänge		
	[ha]	[ha]	[ha]	MW	SW	RW
	144 ha	24 ha	13 ha	8,9 km	2,0 km	2,6 km

4 Modelle

Um die Effekte von Einleitungen aus der Siedlungswasserwirtschaft in Fließgewässer bewerten zu können, ist die integrierte Betrachtung von Kanalnetz und Fließgewässer sinnvoll. Dies betrifft insbesondere die unterschiedliche Dynamik der Niederschlags-Abflussbildung im Fließgewässer und Kanalnetz, um die hydraulischen Aspekte und die Verdünnung akut toxischer Stoffe (NH_3) realitätsnah quantifizieren zu können. Für direkte Kopplung beider Systeme in einem Modell wurde das hydrodynamische Schmutzfrachttransportmodell SWMM 5.0 (Rossman, 2005) gewählt. Die Umsatzprozesse im Fließgewässer werden nicht betrachtet.

4.1 Hydrodynamisches Schmutzfrachtmodell Kanalnetz

Für die Betrachtung der potentiellen Schadstofffrachten durch Misch- und Regenwassereinleitungen wurde das Modell des Lockwitzbachs mit dem Kanalnetzmodell von Großschachwitz vereinigt. Zusätzlich wurde noch ein fehlender Teil der Regenwasserkanalisation eingefügt.

Das Kanalnetzmodell von Großschachwitz wurde aus dem vorhandenen Schmutzfrachtmodell (Hystem-Extran) der Stadtentwässerung ausgeschnitten und in SWMM 5.0 importiert. Außerdem wurden die bisher grob zusammengefassten abflusswirksamen Flächen mittels GIS-Analyse nach Straße mit Belastungsklassen, Dachflächen mit unterschiedlichem Belagmaterial und sonstigen (durchlässigen) Flächen differenziert.

Die Niederschlagsabfluss-Parameter wurden gemäß der physikalischen Randbedingungen (Gefälle, Rauigkeit, Fließweg) definiert.

Basierend auf einer umfassenden Literaturrecherche (Dawood, 2012) und umfangreichen Plausibilitätsrechnungen wurden den Flächen unterschiedliche Parameter für die Akkumulation und den Abtrag von Feststoffen (TS) zugewiesen. Weiterhin wurden einwohnerspezifische Frachten und realistische Tagesgänge für Schmutzwasseranfall und CSB, TKN sowie P-Gesamt basierend auf Langergraber et al. (2008) definiert.

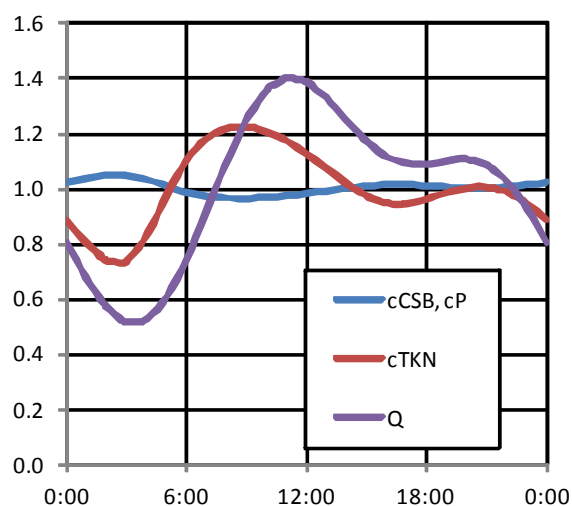


Bild 4-1: Schmutzwassertagesgang im Modell

Dem Modell wurden die Niederschlagsaufzeichnungen der von der Stadtentwässerung Dresden betriebenen Regenschreiber Hosterwitz und Lockwitz zugewiesen.

4.2 Lockwitzbach

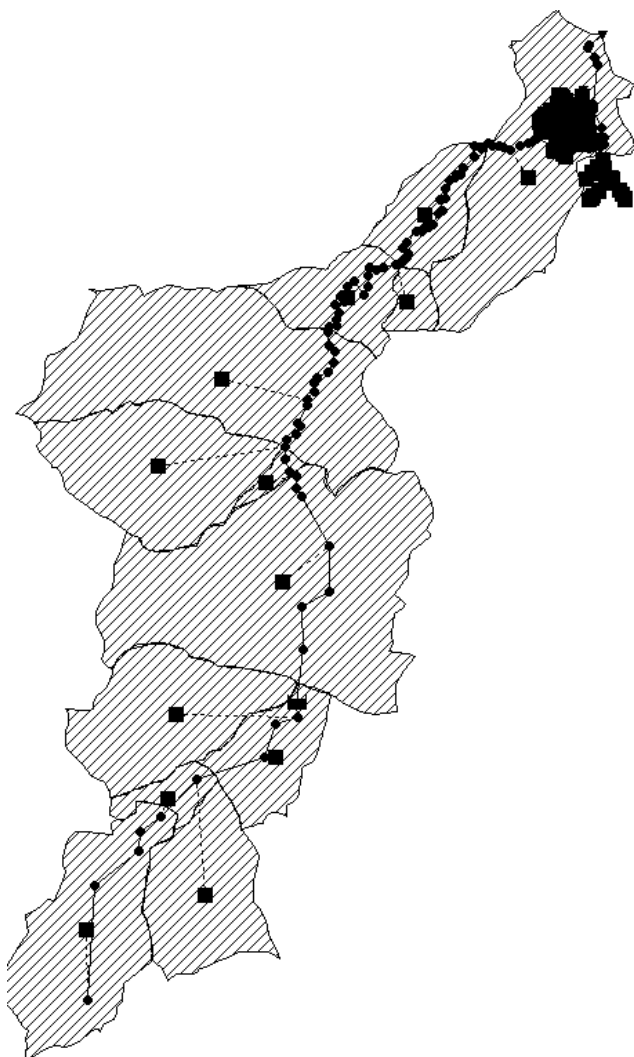


Bild 4-2: SWMM Modell Lockwitzbach + Kanalnetz-
Modell Großschachwitz

Das NA-Modell des Lockwitzbachs wurde in SWMM auf Basis vorhandener Strukturdaten (LfULG, 2008, itwh, 2009) neu erstellt. Die Abflussbildung und Abflusskonzentration wurde als Summe auf direktem Oberflächenabfluss und einem verzögerten Zwischenabfluss beschrieben. Letzterer kann in SWMM durch Überlagerung kurz-, mittel- und langfristiger Einheitsganglinien abgebildet werden. Auf eine differenzierte Beschreibung der Interaktion mit dem Grundwasserleiter, welche in SWMM grundsätzlich möglich ist, wurde aufgrund fehlender Boden- und Gebietskennwerte verzichtet.

Als Eingangsdaten für das Modell standen Niederschlagsdaten der Regenschreiberstandorte Dippoldiswalde (Stundenwerte) sowie Lockwitz und Hosterwitz (5 min.-Werte) für die Jahre 2005 bis 2011 zur Verfügung. Die Verdunstung wird von SWMM auf Basis von Temperaturdaten (Tageswerte) berechnet.

Das Gewässerprofil wird einheitlich als Trapezprofil mit unterschiedlichen Sohlbreiten (3-5 m) beschrieben.

Für Kalibrierung/Validierung des Modells standen Tageswerte des LfULG vom Durchfluss am Pegel Kreischa zur Verfügung. Die Modellgüte wurde basierend auf der Volumenbilanz (Gleichung 1) und der Nash-Sutcliff-Efficiency der einzelnen Durchflusswerte (Gleichung 2) bestimmt. Dafür wurden die berechneten Abflusswerte entsprechend der Messdatenauflösung zu Tagesmittelwerten zusammengefasst.

$$\text{Volumenfehler} = \frac{\int Q_{\text{Modell}} dt}{\int Q_{\text{Messung}} dt}$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum (Q_{\text{Messwert}} - Q_{\text{Modell}})^2}{\sum (Q_{\text{Messwert}} - \overline{Q_{\text{Messwert}}})^2}$$

2

Unterhalb des Pegels Kreischa existieren keine weiteren Abflussdaten. Aus diesem Grund wurden die Modellparameter unterhalb des Pegels Kreischa über Analogiebetrachtungen aus dem oberen Einzugsgebiet abgeleitet. Die berechneten Abflüsse am Einleitungspunkt aus dem Kanalnetz sind damit in der Größenordnung plausibel jedoch in der genauen Höhe und der Dynamik unsicher.

5 Kritische Gewässerbelastungen

5.1 Bewertungskriterien

Viele europäische Länder haben Richtlinien zur Bewertung von Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung in Fließgewässer entwickelt. Dabei ist grundsätzlich zu unterscheiden nach einem Effektmonitoring, welches die Wirkung auf die Gewässerbiozönose anhand von Indikatorarten verschiedener Trophiestufen bewertet, und der Bewertung von sogenannten Unterstützungsfaktoren, welche nach aktuellem Kenntnisstand den ökologischen Gewässerzustand maßgeblich beeinflussen. Hierzu zählen insbesondere die Gewässerstrukturgüte, die hydraulisch/hydrologischen Bedingungen und die Konzentration definierter Schmutzstoffe. Zwar lässt sich der ökologische Zustand eines Fließgewässers nicht aus wenigen chemisch-physikalischen Parametern herleiten. National und international hat sich jedoch der Nachweis minimaler Sauerstoff- bzw. maximaler Ammoniak-Konzentration sowie einer gewässerspezifischen hydraulischen Belastung als notwendige Grundvoraussetzungen zur Erreichung eines guten ökologischen Gewässerzustands durchgesetzt (Blumensaat et al., 2012). Von großer ökologischer Relevanz, insbesondere für die Prozesse und Umweltbedingungen im Benthos und Interstitial, sind außerdem organische aber auch mineralische abfiltrierbare Stoffe (AFS). Diese sind zusätzlich maßgeblich für den Eintrag partikelgebundener Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle und PAK.

Für die Analyse in dieser Studie wurden deshalb die Kriterien „Hydraulik“, „Ammoniak“ und „abfiltrierbare Stoffe“ bewertet. Da die Umsatzprozesse nicht modelliert wurden, konnte die Sauerstoffkonzentration nicht bewertet werden.

5.2 Hydraulische Belastungen

Zur Bewertung der hydraulischen Belastung existieren zwei konzeptionell unterschiedliche Ansätze:

- i. das Verhältnis des Abflusses gegenüber einem als kritisch definierten Abfluss,
- ii. die Sohlschubspannung im Vergleich zur gewässerbettsspezifischen Erosionsschubspannung.

Mit dem vereinfachten Nachweisverfahren nach BWK-M3 hat sich in Deutschland in der Praxis die Definition eines kritischen Abflusswertes durchgesetzt. Danach muss die Häufigkeit an Einleitungen, welche das Flussbett verändern und Organismendrift verursachen, eine gesicherte Wiederbesiedlung ermöglichen. Hierzu wird der zulässige Einleitungsabfluss ($Q_{E1,zul.}$) dem einmal jährlichen naturnahen Hochwasserabfluss ($HQ_{1,pnat}$) gegenübergestellt und geprüft, ob der Faktor x einen zulässigen Wert von 0,1 – 0,3 nicht überschreitet.

In dieser Studie wird die kritische hydraulische Belastung bei Überschreitung von $1,2 \cdot HQ_{1,pnat}$ definiert.

5.3 Stoffliche Belastung

Die stoffliche Belastung wird anhand des akut toxisch wirkenden Ammoniak und des vorrangig akkumulativ wirkenden Parameters abfiltrierbare Stoffe (Stoffe) bewertet.

Die zulässige stoffliche Belastung ist dabei abhängig von der Einwirkdauer und wird deshalb häufig in Form von Intensitäts-Dauer-Funktionen (IDF) definiert. In Bild 5-1 sind exemplarisch empfohlene Richtwerte für den Parameter Ammoniak des BWK-M3 (BWK, 2001), des britischen Urban Pollution Management Manual (UPM) (FWR, 1998) sowie Lammersen (1997) gegenübergestellt. Neben der Höhe der zulässigen Konzentration unterscheiden sich die Anforderungen auch durch die zugeordneten Wiederkehrintervalle (UPM: 1 Jahr, BWK-M3: 2 Jahre, Lammersen (1997): 7 Jahre), welche sich aus dem Wiederbesiedlungspotential für die betrachtete Biozönose bzw. Organismengruppe ergibt. Die Abweichungen sind auf die große Bandbreite der veröffentlichten experimentellen Ergebnisse, Unterschiede zwischen Labor- und Felduntersuchungen sowie ein begrenztes Wissen zu Ursache-Wirkungsbeziehungen zurückzuführen.

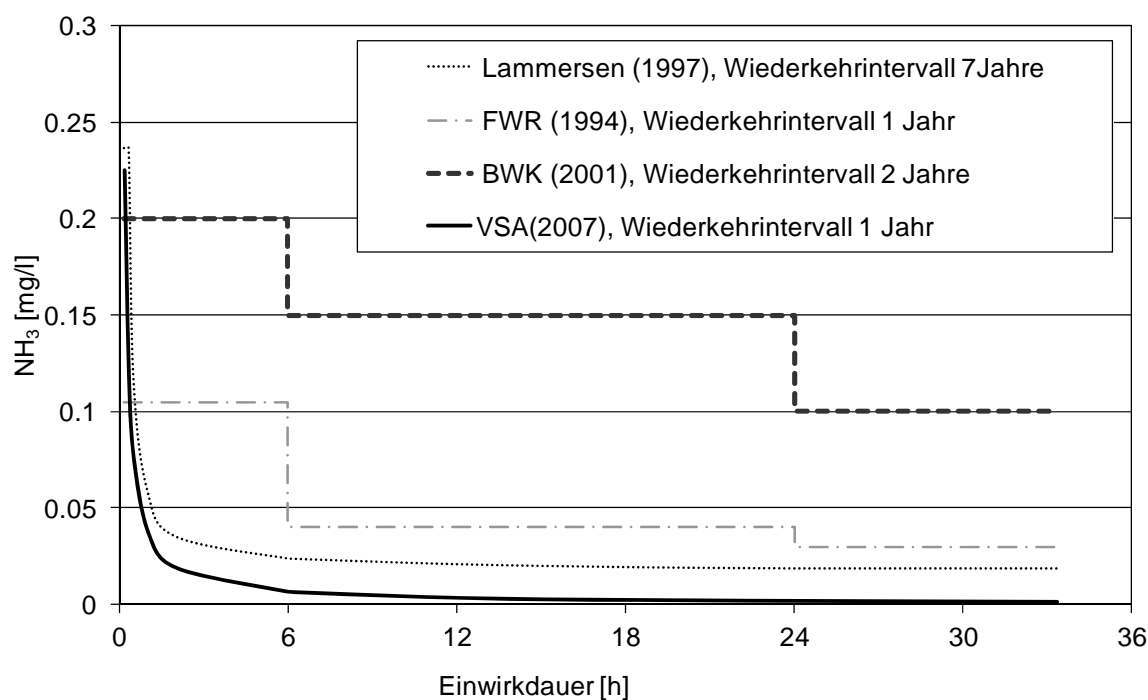


Bild 5-1: NH₃-N Grenzwert verschiedener Bewertungsansätze (Schindler et al., 2010), ergänzt

Da in dieser Studie ein relativ kurzer Simulationszeitraum für die Identifizierung möglicher Zusammenhänge genutzt werden konnte und die Belastungssituation eher niedrig ist, wurde das Schweizer Bewertungskriterium (VSA, 2007) mit kurzem Wiederkehrintervall und der geringsten kritischen Konzentration gewählt.

Der Parameter AFS wird in dieser Studie als akkumulativer Ersatzparameter für den Eintrag von Schwermetallen und partikulär gebundenen organischen Schadstoffen, insbesondere

PAK betrachtet. Die Bewertung erfolgt dementsprechend hier nicht bezogen konzentrationsondern frachtbasiert.

6 Identifikation kritischer Belastungen und Korrelation mit verursachenden meteorologischen Einflussfaktoren

6.1 Ergebnisse der hydrodynamischen Schmutzfrachtsimulation

6.1.1 IST-Zustand

6.1.1.1 Abfluss

Der Vergleich der modellierten Abflussganglinie mit den gemessenen Tagesmittelwerten zeigt eine sehr gute Übereinstimmung für niedrige und mittlere Abflüsse (Bild 6-1). Die gemessenen Spitzenabflüsse werden hingegen vom Modell nicht vollständig erreicht. Das Abflussvolumen wird im Vergleichszeitraum um 17% unterschätzt. Auffällig ist, dass diese Abweichung erst ab dem Jahr 2009 auftritt. Dies deutet auf ein grundsätzlich verändertes Abflussgeschehen ab diesem Zeitpunkt oder eine veränderte Messwerterfassung hin.

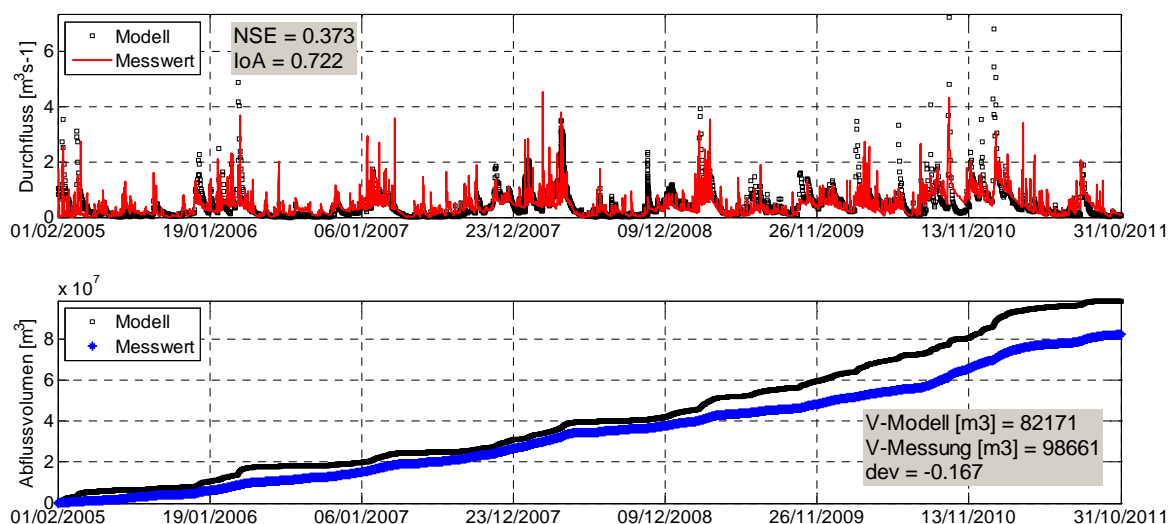


Bild 6-1: Abflussganglinie (oben) und Summenlinie (unten) des gemessenen und berechneten Abflusses am Pegel Kreischa

Das Modell ist damit gut geeignet, um stoffliche Belastungen zu bewerten, da diese vor allem bei niedrigen Abflüssen kritisch sind. Die Bewertung hydraulischer Belastungen ist nur eingeschränkt möglich.

6.2 Datenaufbereitung

6.2.1 Hydraulik

Für den geforderten hydrologischen Nachweis $HQ_1 < 1,2 HQ_{1,pnat}$ ist die Ermittlung der hydrologischen Kennzahlen HQ_1 und $HQ_{1,pnat}$ erforderlich. HQ_1 ist die Durchflussmenge, die im langjährigen statistischen Mittel einmal im Jahr erreicht oder überschritten wird. $HQ_{1,pnat}$ wird ermittelt, indem aus dem Modell die versiegelten urbanen Flächen entfernt und durch Flächen mit gleicher Charakteristik wie im naturnahen Einzugsgebiet ersetzt

werden. Für beide Kennzahlen liegt aufgrund der verfügbaren Niederschlagsdatenreihe des Schreibers Dippoldiswalde nur ein Simulationszeitraum von sieben Jahren zur Verfügung. Hierfür ist die Nutzung einer jährlichen Serie von Maximalwerten wenig belastbar. Alternativ wurden die Abflusswerte als partielle Serie behandelt und die Wahrscheinlichkeit eines Abflusses aus der Anpassung einer Verteilungsfunktion an die nach Größe sortierten Tagesmaxima bestimmt (Maniak, 2010).

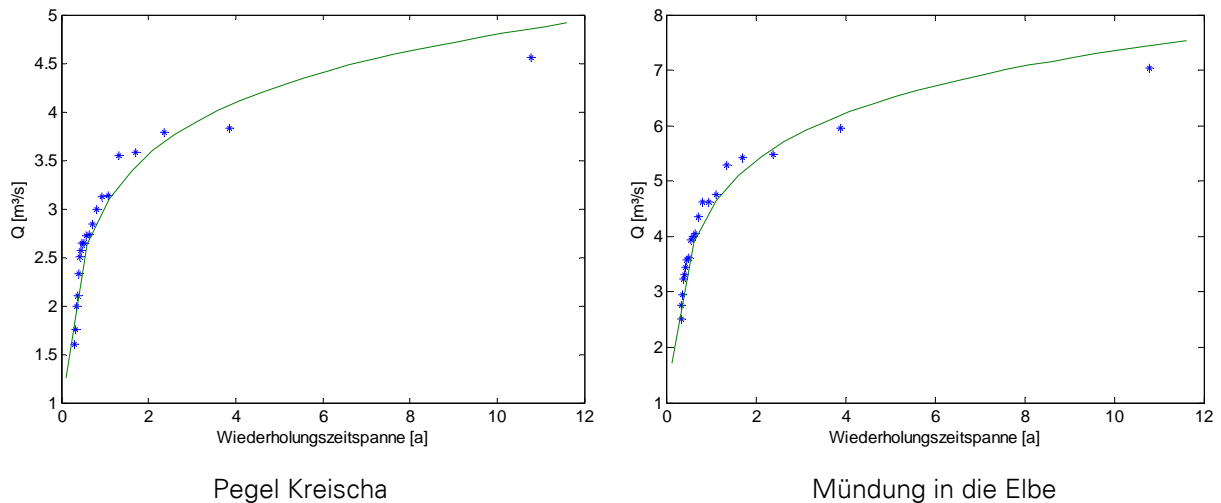


Bild 6-2: Bestimmung des HQ1_{pnat} aus der partiellen Serie der Simulationsdaten

Parameter	Pegel Kreischa	Mündung Elbe
HQ1	3.03	4,53
HQ1 _{pnat}	3.03	4,52
Hq1 _{pnat}	69.2	54.1
Hq1 _{pnat} (itwh, 2011)	77.6	70.5

Die mit dem Modell ermittelten hydrologischen Kennzahlen liegen am Pegel Kreischa um ca. 10% unter den vom DHI ermittelten Werten (zitiert in itwh, 2011). An der Mündung in die Elbe beträgt der Unterschied sogar 20%. Da unterhalb des Pegels Kreischa keine Abflussmessung existiert, ist für beide Modelle keine Validierung möglich. Aufgrund der relativ einfachen Modellstruktur und der bereits beobachteten Problematik, Spitzenabflüsse exakt abzubilden, ist eine leichte Unterschätzung des HQ1 wahrscheinlich.

Eine hydraulische Belastung des Gewässers ist damit nicht gegeben. Die Ursache hierfür liegt vermutlich an der relativ quellfernen Lage der Einleitung, so dass keine hydraulische Überlagerung der Abflüsse von Fließgewässer und Kanal auftritt.

6.2.2 Ammoniak

Im Schmutzfrachtmodell werden keine Umsatzprozesse berechnet. Für die Berechnung der Ammoniak-Konzentration wird angenommen, dass die über das Schmutzwasser eingetragene Stickstofffracht bereits im Kanalnetz vollständig zu Ammonium hydrolisiert wird. Diese Annahme ist pessimistisch, da auch im Kläranlagenzulauf der Ammonium-Anteil am TKN ca. 70-80% beträgt. Ammonium steht mit Ammoniak als Säure-Basen-Paar im

Identifikation kritischer Belastungen und Korrelation mit verursachenden meteorologischen Einflussfaktoren 21

Gleichgewicht. Die Ammoniak-Konzentration lässt sich über das Massenwirkungsgesetz berechnen (Gleichung 3). Die Temperaturabhängigkeit Säurekonstante pK_s kann näherungsweise durch Gleichung berechnet werden (Gleichung 4).

$$c(\text{NH}_3) = \frac{c(\text{NH}_4)}{1 + 10^{(pK_s - \text{pH})}} \quad 3$$

$$pK_s = 0.09018 + \frac{2729.92}{273.15 + T_{\text{Wasser}}} \quad 4$$

Die Berechnung erfordert die Kenntnis von Wassertemperatur und pH-Wert. Aus einer Studie zur Bewertung der physikalisch-chemischen und ökologischen Wasserqualität des Lockwitzbaches (idus, 2008) liegen Messungen der Luft- und Wassertemperatur sowie des pH-Wertes vor, welche für eine Regressionsrechnung genutzt werden können. Die Zusammenhänge sind zwar insgesamt relativ schwach, ermöglichen aber eine näherungsweise Berechnung des Ammoniaks basierend auf der simulierten Ammonium-Konzentration und der Lufttemperatur.

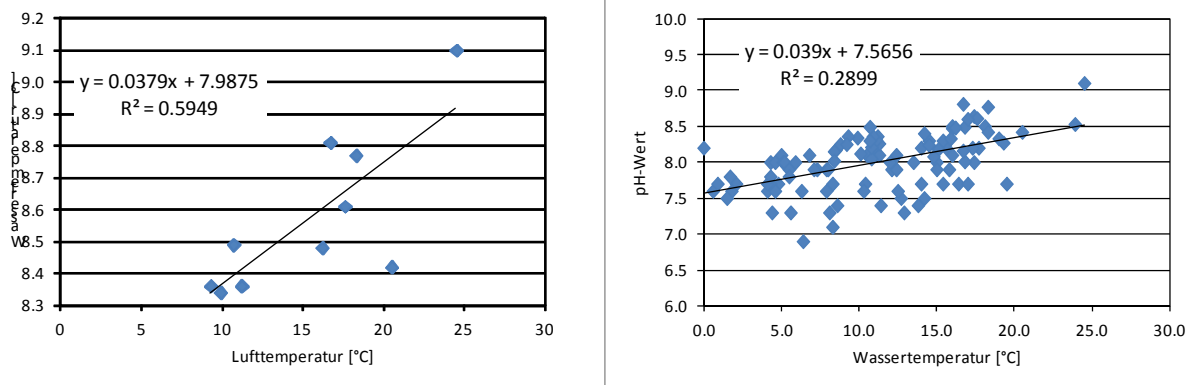


Bild 6-3: Zusammenhang zwischen Lufttemperatur, Wassertemperatur und pH-Wert in der Nähe der Einleitstelle

Aufgrund der oben dargestellten Intensitäts-Dauer-Beziehung für den Parameter Ammoniak, ist eine alleinige Bewertung der Maximalkonzentration nur bedingt aussagekräftig. Zusätzlich muss zur jeweils simulierten Konzentration im Gewässer in Andauer bestimmt und der dann jeweils kritischen Ammonium-Konzentration gegenübergestellt werden. Aus diesem Grund wurden für die weitere Analyse zwei Bewertungskriterien für Ammoniak gebildet:

Kriterium 1: max NH₃: maximale Konzentration im Gewässer während der Entlastung

Kriterium 2: NH₃-Index = $\max(\text{NH}_3/c_{\text{krit}})$ NH₃-Index < 1 → unkritische Belastung

Für die Berechnung des Kriterium 2 wurde vom Beginn bis zum Ende des Ereignisses für jeden Zeitschritt das gleitende Mittel der Ammoniak-Konzentration bestimmt und der kritischen Konzentration für die jeweilige Ereignisdauer gegenübergestellt. Das Maximum der ermittelten Quotienten über den gesamten Ereigniszeitraum wurde für die weitere Auswertung verwendet.

6.2.3 Abfiltrierbare Stoffe

Die abfiltrierbaren Stoffe dienen als Indikator für akkumulative Belastungen. Für diesen Parameter wurde deshalb die je Ereignis entlastete TS-Masse berechnet. Eine weitergehende Immissionswirkung wurde nicht abgeleitet.

6.2.4 Meteorologische Daten

Um die ermittelten Gewässerbelastungen durch potentielle meteorologische Einflussfaktoren erklären zu können, wurden im Vorfeld mögliche Einflussgrößen identifiziert und aus den Wetterdaten extrahiert.

- Summe Niederschlag: Summe des Niederschlags bis zum Ende der Entlastung, ein Regenereignis gilt als abgeschlossen, wenn es 6h nicht geregnet hat
- mittlere Regenintensität über das gesamte Regenereignis
- KWB 30d: klimatische Wasserbilanz der letzten 30 Tage vor der Entlastung (KWB = Niederschlag – potentielle Verdunstung)
- KWB gesamt: KWB zum Zeitpunkt der Entlastung berechnet ab dem ersten Tag der Simulation
- TW vorher: Anzahl der Trockenwettertage bis zum Ende des Regenereignis oder Entlastungsende
- Gebietsvorfeuchte = $\sum ET_A / \text{KWB 30d}$ Summe der potentiellen Verdunstung ab Vorgängerregen bis zum Ereignis. Durch die Division mit der KWB 30d wird eine gewisse Normierung zwischen -1 und +1 erreicht. Negative Werte sind eher dem Sommer zuzuordnen, hohe positive Werte ergeben sich vor allem in niederschlagsreichen Wintermonaten.

6.3 Statistische Auswertung

Bei der statistischen Auswertung wurde ein gestuftes Vorgehen gewählt. Im ersten Schritt wird untersucht, welche meteorologischen Einflussgrößen (Prädiktoren) überhaupt mit den gewählten Bewertungskriterien (Merkmal) korrelieren. Im folgenden Schritt wurden mit Hilfe von Regressionsbäumen relevante Ereigniskombinationen zu detektiert. Im letzten Schritt wurde versucht, die gefundenen wesentlichen Zusammenhänge durch eine multiple lineare Regression ausdrücken. Alle statistischen Untersuchungen wurden in Matlab (Version 2009b) mit der Statistik-Toolbox durchgeführt.

Vor der Auswertung wurden alle Emissionsereignisse aus den Simulationsdaten detektiert und den verursachenden Niederschlagsereignissen zugeordnet. Für die Parameter Durchfluss und TS führt aufgrund der Regenwassereinleitung faktisch jeder abflusswirksame Niederschlag zu einem Emissionsereignis. Der gesamte Stichprobenumfang beträgt 930 Ereignisse. Eine Belastung des Gewässers mit Ammoniak ist erst gegeben, wenn die Mischwasserentlastung anspringt. Der Stichprobenumfang ist mit 81 Ereignissen entsprechend kleiner.

Durch die Entleerungszeit des Systems und ist eine ausreichende Ereignis-Trennzeit von 6 Stunden erforderlich. Damit werden teilweise mehrere Niederschlagsereignisse zusammengezogen und auf Gesamtzeit bis zum Ende des letzten Niederschlagsereignisses bezogen. Dies führt zu relativ niedrigen Niederschlags-Intensitäten in der Auswertung, welche nicht direkt mit einzelnen Niederschlagsereignissen vergleichbar sind.

6.3.1 Korrelation zwischen Belastung und meteorologischen Einflussgrößen

Mit Hilfe von Scatterplots wurden zuerst visuell Zusammenhänge zwischen Merkmal und dem jeweiligen potentiellen Prädiktor gesucht.

Die Scatterplots und die Korrelationskoeffizienten und p-Werte zwischen allen Prädiktoren und Merkmalen sind auf den folgenden Seiten zusammengefasst. Insgesamt lassen sich aus den Scatterplots keine eindeutigen und klaren Zusammenhänge zwischen einzelnen Prädiktoren und den stofflichen Belastungen identifizieren. Es lassen sich jedoch schwache Trends für einzelne Kombinationen erkennen.

Die Unabhängigkeit der meteorologischen Einflussgrößen wurde nach t-Test und dem F-Test überprüft ($\alpha = 0,05$). Danach können die Prädiktoren mit Ausnahme von Regensumme und Regendauer als voneinander unabhängig angenommen werden.

Für die emittierte TS-Masse je Ereignis ergibt sich der erwartete positive Zusammenhang zur Regenhöhe und Intensität. Über den gesamten Stichprobenumfang ergibt sich kein Zusammenhang zwischen der Akkumulationszeit für die Feststoffe (TW-Tage vor dem Ereignis) und der emittierten Fracht. Dies lässt sich aus der Modellstruktur zumindest für längere Trockenperioden begründen, da mit den gewählten Modellparametern die TS-Akkumulation asymptotisch verläuft auf den urbanen Flächen bereits nach 10 Tagen weitgehend abgeschlossen ist.

Die berechneten Korrelationskoeffizienten bestätigen die visuell wahrnehmbaren Trends.

Im Simulationszeitraum traten 81 Mischwasserentlastungsereignisse auf. Bei 20% aller Ereignisse (17 Ereignisse) wurde die zugrunde gelegte kritische Ammoniak-Konzentration überschritten. Dieser relativ hohe Wert ist zum Teil auf die sehr strenge Vorgabe aus der Schweizer Richtlinie (VSA, 2007) zurückzuführen, zeigt aber auch, dass die Einleitung in diesem Gewässerabschnitt ökologisch relevant ist. Darauf deuten auch die z.T. hohen Maximalkonzentrationen hin. Bei 21 Ereignissen wurde eine Ammoniak-Konzentration von 0,1 mg/l überschritten. Aus den Scatterplots für beide Ammoniak-Kriterien (Überschreitungsfaktor ck_{crit} und NH_3max) lässt sich im unteren Wertebereich ein positiver Zusammenhang zur Regenhöhe und –schwächer ausgeprägt – zur Intensität erkennen. Die kritischsten Werten werden bei einer Regenhöhe zwischen und 20-40 mm und einer Intensität zwischen 30-50 l/(s·ha). Höhere Niederschlagswerte scheinen tendenziell verdünnend zu wirken. Gut zu erkennen ist auch ein negativer Zusammenhang zwischen kritischen Ammoniakkonzentrationen und der Regendauer. Generell treten kritische Ammoniakbelastungen nur bei einer vorhergehenden negativen klimatischen Wasserbilanz auf.

Identifikation kritischer Belastungen und Korrelation mit verursachenden meteorologischen Einflussfaktoren 24

Die visuell ablesbaren Zusammenhänge werden auch durch Korrelationskoeffizienten bestätigt.

Weiterhin ist festzustellen, dass die zusätzliche Einbeziehung der Ereignis-Dauer-Beziehung über den Parameter $\max(\text{NH}_3/\text{ckrit})$ zumindest für die Korrelationsanalyse weitgehend redundante Informationen im Vergleich zur maximalen Ammoniak-Konzentration liefert.

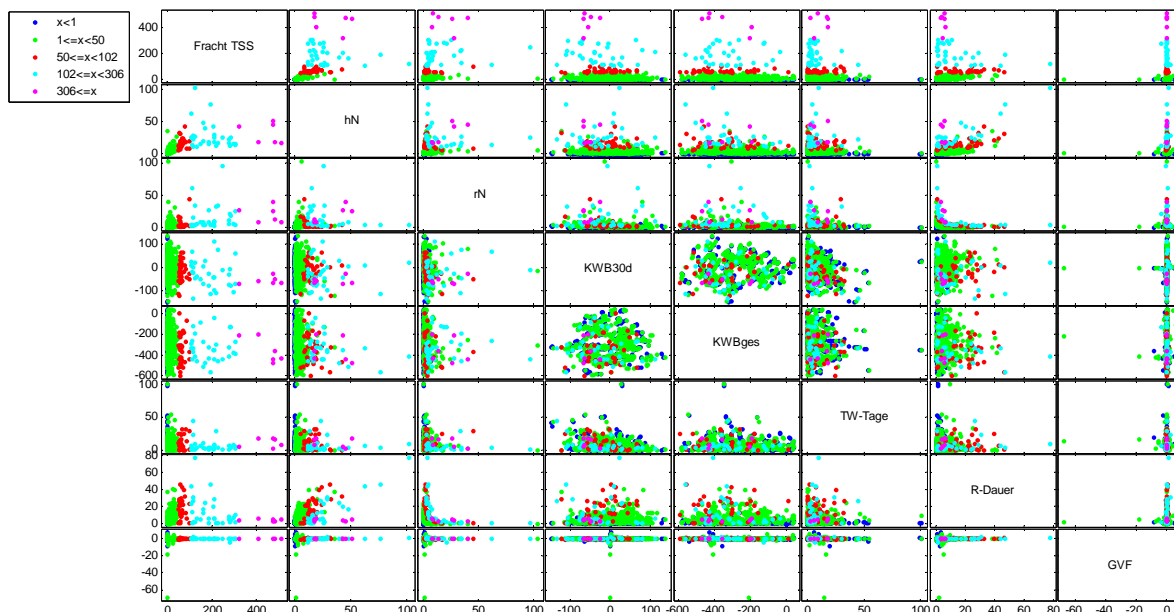


Bild 6-4: Korrelation der emittierten TS-Fracht je Ereignis mit meteorologischen Einflussgrößen

Tabelle 6-1: Korrelationskoeffizienten zwischen TS-Emission und meteorologischen Einflussgrößen

	max NH3	N-Summe	N-Intensität	KWB 30d	KWBges	TW-Tage	Regen- dauer	sum Etp/ KWB 30 d
max NH3	1	0.674	0.448	-0.153	-0.133	0.043	0.285	-0.001
N-Summe	0.674	1	0.319	-0.132	-0.196	0.020	0.707	0.015
N-Intensität	0.448	0.319	1	-0.098	-0.132	0.011	-0.051	-0.010
KWB 30d	-0.153	-0.132	-0.098	1	0.045	-0.217	0.041	0.036
KWBges	-0.133	-0.196	-0.132	0.045	1	-0.145	-0.176	0.006
TW-Tage	0.043	0.020	0.011	-0.217	-0.145	1	0.024	-0.054
Regendauer	0.285	0.707	-0.051	0.041	-0.176	0.024	1	0.027
sum Etp/KWB 30 d	-0.001	0.015	-0.010	0.036	0.006	-0.054	0.027	1

Tabelle 6-2: Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten (P-Werte))

	max NH3	N-Summe	N-Intens.	KWB 30d	KWBges	TW-Tage	Regen- dauer	sum Etp/ KWB 30 d
max NH3	1	2.8E-124	5.4E-47	2.9E-06	5.0E-05	0.188	7.2E-19	0.973
N-Summe	2.8E-124	1	2.2E-23	5.1E-05	1.8E-09	0.539	6.9E-142	0.639
N-Intensität	5.4E-47	2.2E-23	1	0.0029	5.1E-05	0.739	1.2E-01	0.771
KWB 30d	2.9E-06	5.1E-05	0.003	1	0.1669	2.4E-11	2.1E-01	0.271
KWBges	5.0E-05	1.8E-09	5.1E-05	1.7E-01	1	8.8E-06	6.8E-08	0.866
TW-Tage	0.188	0.539	0.739	2.4E-11	8.8E-06	1	0.468	0.100
Regendauer	7.2E-19	6.9E-142	0.1226	0.2068	6.8E-08	0.4678	1	0.406
sum Etp/KWB 30 d	0.973	0.639	0.771	0.2708	0.8664	0.1005	0.406	1

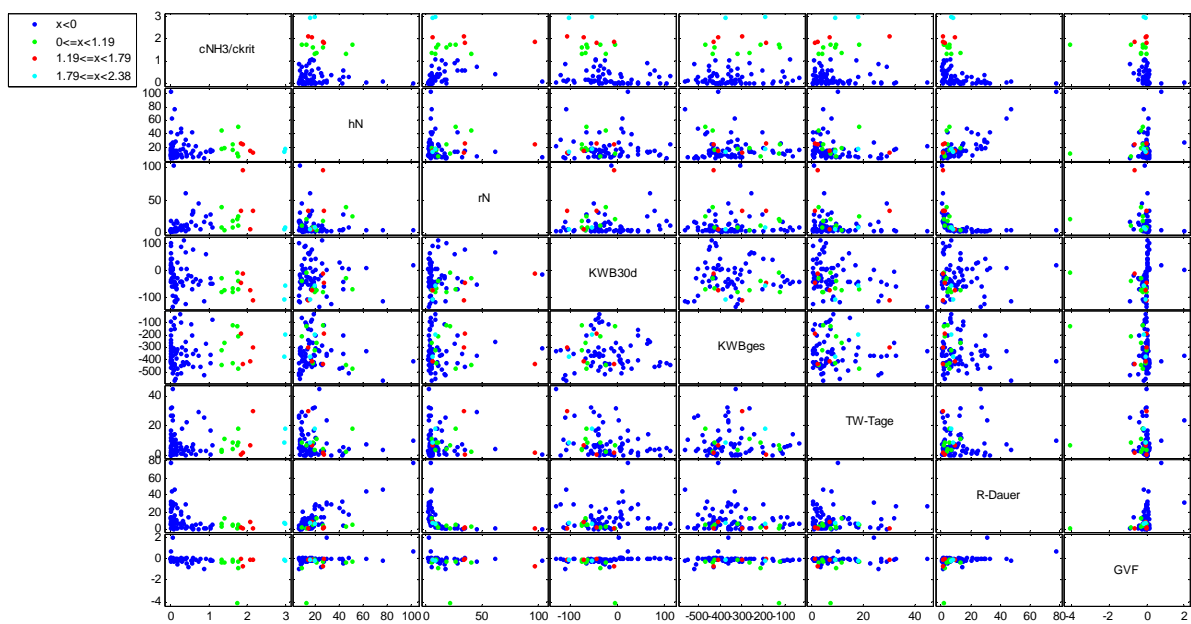


Bild 6-5: Korrelation der kritischer NH₃-Zustände mit meteorologischen Einflussgrößen

Tabelle 6-3: Korrelationskoeffizienten zwischen dem NH₃-Überschreitungs faktor und meteorologischen Einflussgrößen

	max NH ₃	N-Summe	N-Intensität	KWB 30d	KWBges	TW-Tage	Regendauer	sum Etp/ KWB 30 d
max NH ₃	1	0.001	0.301	-0.308	0.136	0.047	-0.338	-0.317
N-Summe	0.001	1	-0.058	-0.019	-0.140	-0.120	0.765	0.163
N-Intensität	0.301	-0.058	1	0.088	-0.001	-0.107	-0.386	-0.168
KWB 30d	-0.308	-0.019	0.088	1	-0.033	-0.316	0.006	0.133
KWBges	0.136	-0.140	-0.001	-0.033	1	-0.044	-0.121	-0.177
TW-Tage	0.047	-0.120	-0.107	-0.316	-0.044	1	0.023	0.050
Regendauer	-0.338	0.765	-0.386	0.006	-0.121	0.023	1	0.309
sum Etp/KWB 30 d	-0.317	0.163	-0.168	0.133	-0.177	0.050	0.309	1

Tabelle 6-4: Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten (P-Werte)

	max NH ₃	N-Summe	N-Intensität	KWB 30d	KWBges	TW-Tage	Regendauer	sum Etp/ KWB 30 d
max NH ₃	1	0.9950	0.0063	0.005	0.226	0.679	0.002	0.004
N-Summe	0.995	1	0.6078	0.868	0.213	0.285	9.7E-17	0.146
N-Intensität	0.006	0.608	1	0.436	0.996	0.344	3.7E-04	0.134
KWB 30d	0.005	0.868	0.436	1	0.768	0.004	0.956	0.237
KWBges	0.226	0.213	0.996	0.768	1	0.698	0.281	0.113
TW-Tage	0.679	0.285	0.344	0.004	0.698	1	0.837	0.658
Regendauer	0.002	9.7E-17	3.7E-04	0.956	0.281	0.837	1	0.005
sum Etp/KWB 30 d	0.004	0.146	0.134	0.237	0.113	0.658	0.005	1

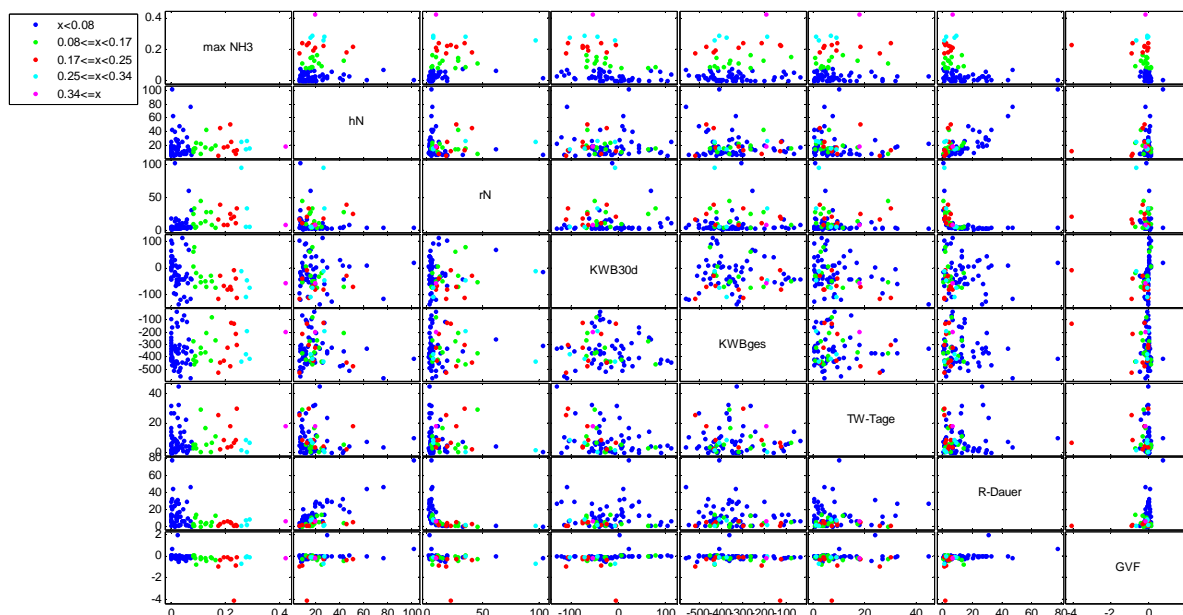


Bild 6-6: Korrelation der maximaler NH₃-Konzentration je Ereignis mit meteorologischen Einflussgrößen

Tabelle 6-5: Korrelationskoeffizienten zwischen dem NH₃-Maximalkonzentration und meteorologischen Einflussgrößen

	max NH3	N-Summe	N-Intensität	KWB 30d	KWBges	TW-Tage	Regendauer	sum Etp/KWB 30 d
max NH3	1	0.029	0.315	-0.351	0.126	0.052	-0.328	-0.339
N-Summe	0.029	1	-0.058	-0.019	-0.140	-0.120	0.765	0.163
N-Intensität	0.315	-0.058	1	0.088	-0.001	-0.107	-0.386	-0.168
KWB 30d	-0.351	-0.019	0.088	1	-0.033	-0.316	0.006	0.133
KWBges	0.126	-0.140	-0.001	-0.033	1	-0.044	-0.121	-0.177
TW-Tage	0.052	-0.120	-0.107	-0.316	-0.044	1	0.023	0.050
Regendauer	-0.328	0.765	-0.386	0.006	-0.121	0.023	1	0.309
sum Etp/KWB 30 d	-0.339	0.163	-0.168	0.133	-0.177	0.050	0.309	1

Tabelle 6-6: Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten (P-Werte)

	max NH3	N-Summe	N-Intensität	KWB 30d	KWBges	TW-Tage	Regendauer	sum Etp/KWB 30 d
max NH3	1	0.7957	0.0042	0.0013	0.2626	0.6417	0.0028	0.0019
N-Summe	0.7957	1	0.6078	0.8682	0.2130	0.2853	9.7E-17	0.1459
N-Intensität	0.0042	0.6078	1	0.4361	0.9964	0.3437	0.0004	0.1345
KWB 30d	0.0013	0.8682	0.4361	1	0.7676	0.0040	0.9560	0.2373
KWBges	0.2626	0.2130	0.9964	0.7676	1	0.6978	0.2806	0.1129
TW-Tage	0.6417	0.2853	0.3437	0.0040	0.6978	1	0.8365	0.6579
Regendauer	0.0028	9.7E-17	0.0004	0.9560	0.2806	0.8365	1	0.0049
sum Etp/KWB 30 d	0.0019	0.1459	0.1345	0.2373	0.1129	0.6579	0.0049	1

6.3.2 Regressionsanalysen

6.3.2.1 Entscheidungsbaum

Zur besseren Klassifizierung der wesentlichen Einflussgrößen auf die untersuchten Bewertungskriterien wurden Regressionsbäume mit den Kennzahlen der Entlastungsereignisse "trainiert". Entscheidungsbäume werden sowohl als Werkzeug der explorativen Statistik zu Erkennen von Zusammenhängen genutzt als auch als statistisches Modell zur Vorhersage von Merkmalen bei komplexen Überlagerungen verschiedener Prädiktoren und unzureichendem Prozessverständnis und/oder begrenzter Datenlage eingesetzt. Sie können sowohl für kategorische Werte (Klassifizierungsbaum) als auch für numerische Werte (Regressionsbaum) entwickelt werden. Die Grundidee ist die Partitionierung des Datensatzes in homogene Sub-Datensätze auf Basis einer Varianzanalyse. An jedem Knoten des Baums erfolgt eine binäre Trennung des verbleibenden Datensatzes durch Erfüllung bzw. Nichterfüllung eines Merkmalwertes. Entscheidungsbäume werden Mit zunehmender Verzweigung des Entscheidungsbaums steigt die Unsicherheit des Klassifizierung aufgrund des immer kleiner werdenden Datensatzes.

In dieser Studie wurde deshalb der Entscheidungsbaum auf maximal 6 Verzweigungsebenen begrenzt.

Für den Parameter TS-Fracht ergibt sich damit ein ähnliches Bild wie bei der Korrelationsanalyse. In der obersten Verzweigung ergibt sich über das Merkmal Niederschlagsintensität $\geq 7,8 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ eine signifikante Trennung in zwei unterschiedliche Ereigniskombinationen. Bei schwächeren Ereignissen bedarf es für hohe TS-Emissionen langer Regendauern ($> 7,5$ Stunden). Im Die höchsten Emissionen mit durchschnittlich 300 kg TS je Ereignis werden im rechten Verzweigungsarm durch Kombination hoher Intensitäten mit langen Regendauern ($r_N > 7,8 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ & $D > 2,8 \text{ h}$) erreicht (N=14).

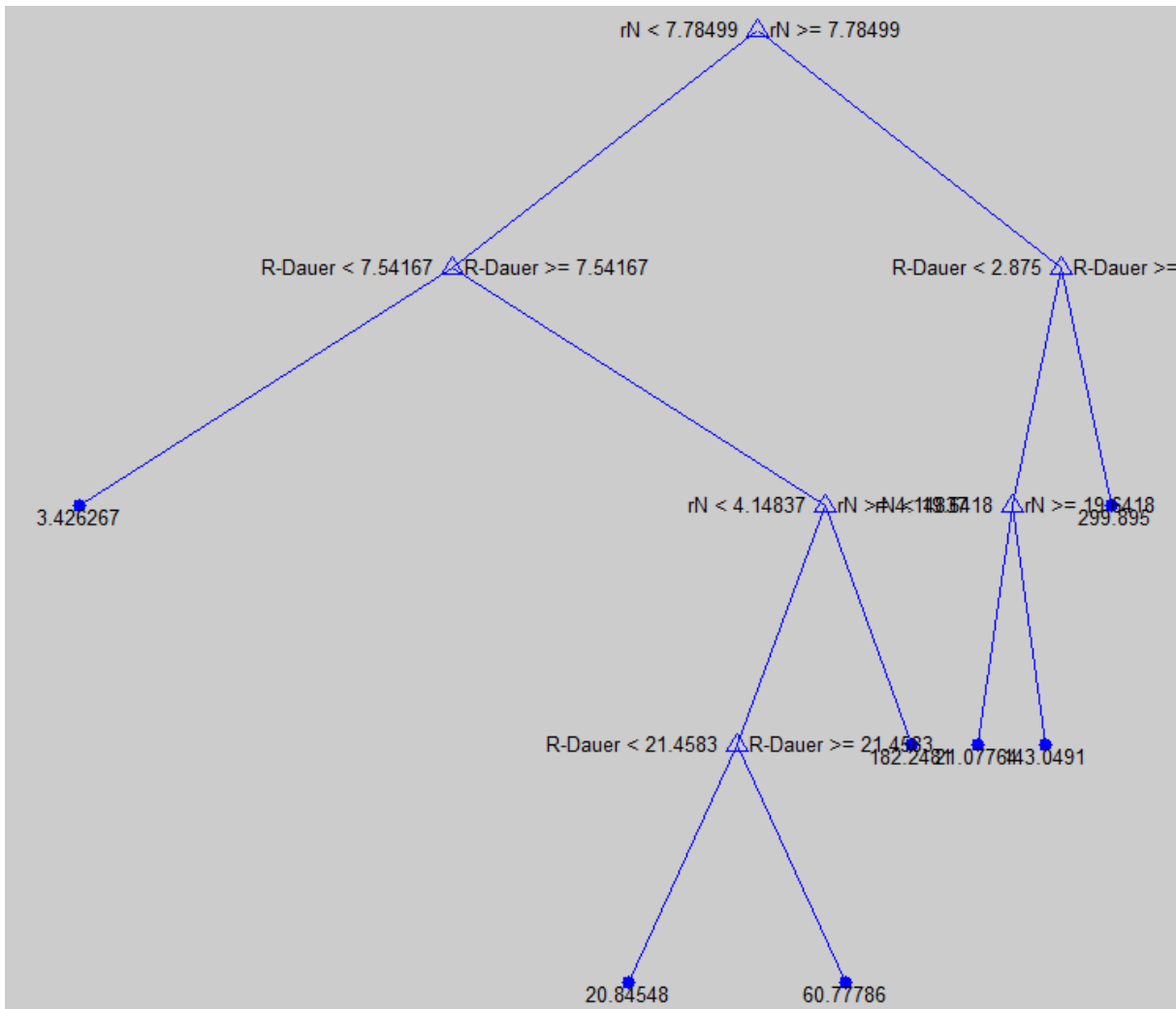


Bild 6-7: Entscheidungsbaum für emittierte TS-Fracht

Für das Bewertungskriterium „Überschreitungsfaktor von ckrit“ ($\max \text{NH}_3/\text{ckrit}$) wird der Datensatz in der obersten Verzweigung zu ungefähr gleichen Teilen über den Merkmalswert Niederschlagsintensität ($r_N \geq 5,1 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$) verteilt. Im linken Zweig mit geringeren Intensitäten befinden sich durchgängig unkritische Ereignisse ($N=39$). Im Zweig mit höheren Intensitäten ($N=42$) können verschiedene Ereigniskombinationen kritisch sein. In allen Fällen bedarf es jedoch einer relativ trockenen Witterung vor dem Ereignis ($\text{KWB } 30\text{d} < -43 \text{ mm}$ oder $\text{Gebietsvorfeuchte} < -0,58$). Kritische Ereignisse werden weiterhin durch hohe Intensitäten ($r_N > 8 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$) und/oder lange Regendauern ($D > 6,4 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$) begünstigt.

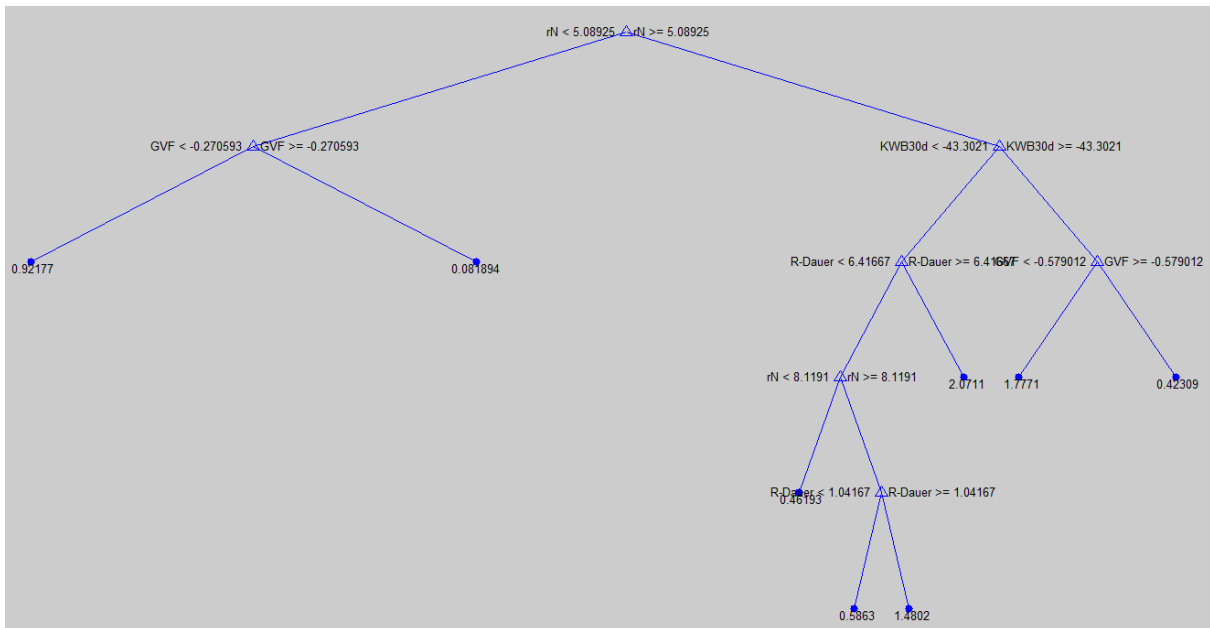


Bild 6-8: Entscheidungsbaum für Überschreitungsfaktor $\max(\text{NH}_3/\text{ckrit})$

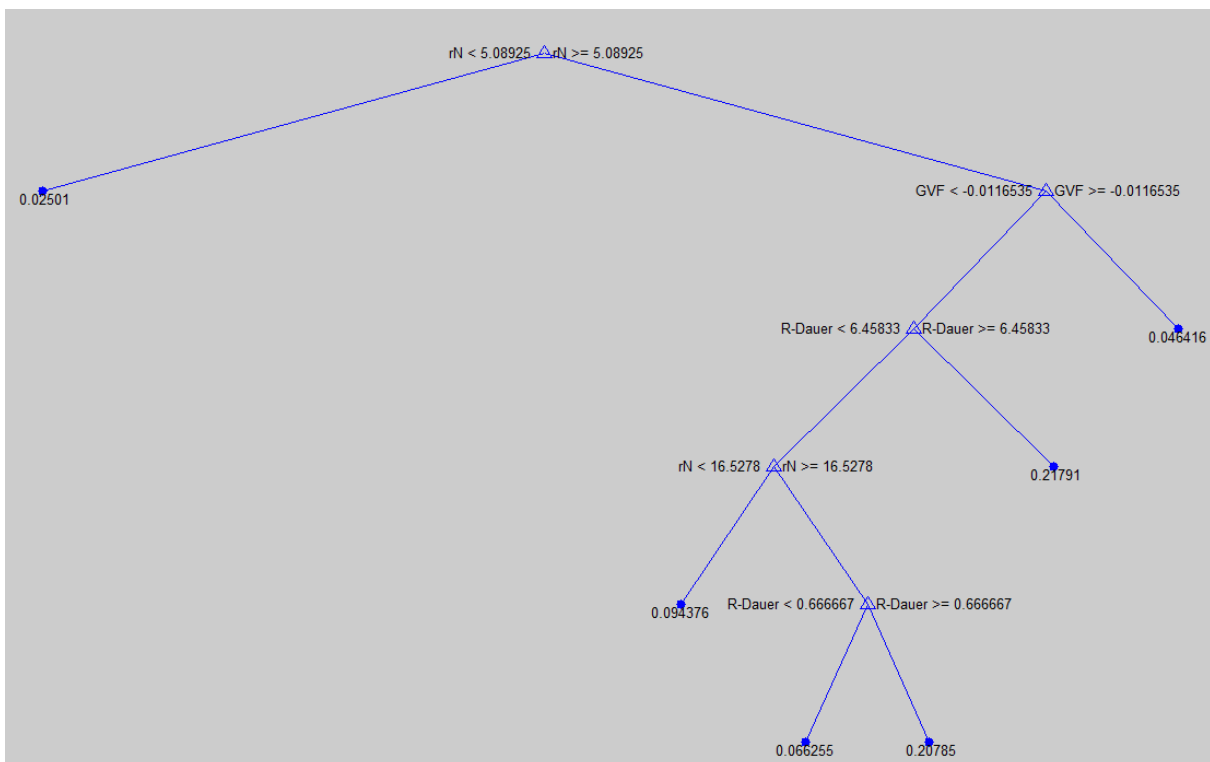


Bild 6-9: Entscheidungsbaum für die maximale Ammoniak-Konzentration im Gewässer

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei Betrachtung der maximalen Ammoniak-Konzentration je Ereignis. Auch hier ist die Niederschlagsintensität das oberste Verzweigungsmerkmal. Ungefähr die Hälfte ($N=39$) aller Ereignisse mit einer Intensität unter $5,1 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ ist vergleichsweise unkritisch. Bei höheren Intensitäten wirkt eine niedrige Gebietsvorfeuchte zusätzlich verstärkend. Besonders hohe Gewässerkonzentrationen werden bei langer Regendauer ($D > 6,4 \text{ h}$) und/oder hohen Intensitäten ($r_N > 16 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$) erreicht.

Zusammenfassend ist für alle Parameter die Kombination aus intensiven und langen Ereignissen nach längerer Trockenheit als besonders kritisch festzustellen. Die höchste Priorität hat jedoch die Ereignisintensität.

6.3.2.2 Multiple lineare Regression

Die bisher zusammengestellten Ergebnisse zeigen bereits, dass die Zusammenhänge zwischen den untersuchten meteorologischen Einflussgrößen und gewählten Bewertungskriterien nicht linear sind. Eine multiple lineare Regression erscheint aus diesem Grund wenig aussichtsreich. Grundsätzlich lassen sich Regressionen höherer Ordnung realisieren und die Interaktion von Prädiktoren durch Multiplikation Prädiktorpaaren berücksichtigen. Durch diese Ansätze jedoch eine weitere Komplexität in das Regressionsmodell eingetragen. Unter Berücksichtigung der identifizierten maßgeblichen Einflussfaktoren ist im Gegenteil zu prüfen, ob eine bewusste Beschränkung der Modellvariablen möglich ist.

Aus diesem Grund wurden für die lineare Regression zwei Merkmalskombinationen alternativ getestet:

- signifikant korrelierende meteorologischen Größen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), (ohne Interaktion)
- maßgebliche Merkmale zur Beschreibung der Verzweigungen im Regressionsbaum (mit Interaktion)

Die uneinheitliche Berücksichtigung von Interaktionen von Merkmalen beruht auf den unterschiedlichen Verfahren der Korrelationsanalyse (nur Korrelation mit Einzelmerkmalen) und Entscheidungsbäumen (Gruppierung durch Zugehörigkeit zu kombinierten Merkmalswerten). Durch die Berücksichtigung von Interaktionen erhöht sich die Anzahl der Freiheitsgrade erheblich (Gleichungen 5 und 6), was eine bewusste Einschränkung auf die wesentlichen beschreibenden Merkmale zwingend erfordert.

$$y = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + \dots + b_i \cdot x_i + \varepsilon \quad \text{ohne} \quad 5$$

Interaktion

$$y = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + \dots + b_i \cdot x_i + b_{1,2} \cdot x_1 \cdot x_2 + \dots + b_{n-1,n} \cdot x_{n-1} \cdot x_n + \varepsilon \quad \text{mit Interaktion} \quad 6$$

Die gewählten Merkmalsgrößen für die TS-Emission und die ermittelten Regressionskoeffizienten sowie die erzielte Übereinstimmung mit den Werten des numerischen Prozessmodells sind in den folgenden Tabellen und Bildern zusammengefasst.

Keine der Regression liefert eine gute Übereinstimmung mit den Werten des Prozessmodells. Die TS-Emissionen lassen sich noch vergleichsweise gut auf Basis von Regenhöhe, Intensität und klimatischer Wasserbilanz vor dem Ereignis beschreiben. Die P-Werte der einzelnen Regressionskoeffizienten sind statistisch abgesichert ($\alpha = 0.05$). Der Beitrag der KWB30d zum Modell ist allerdings gering. Eine etwas bessere Modellgüte kann sogar unter Verzicht auf dieses Merkmal und die Berücksichtigung von Interaktion zwischen Regenhöhe und Intensität erreicht.

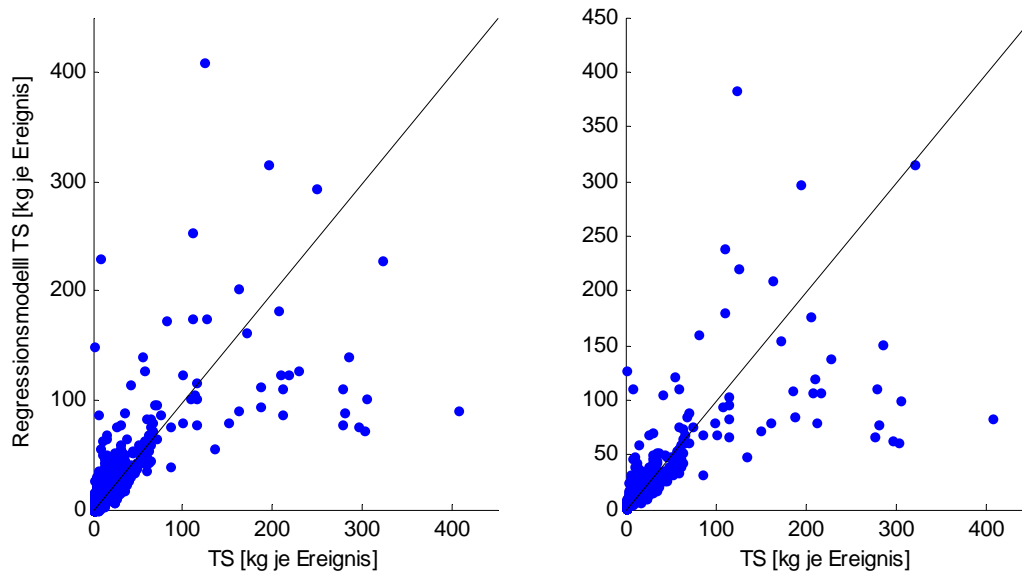


Bild 6-10: Regression der emittierten TS-Masse je Ereignis gegenüber dem Ergebnis mit dem numerischen Simulationsmodell

Tabelle 6-7: Regressionskoeffizienten der gewählten Merkmale und korrigierter Regressionskoeffizient der Regressionsgleichung für TS-Emissionen

	h_N [mm]	r_N [l/(s·ha)]	KWB 30d [mm]	Konstante		korr. R^2
R1	3,97	2,01	-0,06	-2,56		0,52
	h_N [mm]	r_N [l/(s·ha)]	$h_N \cdot r_N$			
R2	3,179	-0,066	0,151	1,825		0,56

Für die Prognose kritischer Ammoniak-Konzentration ist Beschreibungsgüte des Regressionsmodells deutlich schlechter. Hier sind die wesentlichen Einflussgrößen die Niederschlagsintensität und –dauer sowie wiederum die klimatischer Wasserbilanz der letzten 30 Tage vor dem Ereignis. Entgegen der Ergebnisse des Regressionsbaums besteht ein negativer Zusammenhang zur Regendauer. Die Modellgüte kann auf den ersten Blick leicht verbessert werden, wenn Interaktion zwischen den Parameter zugelassen wird. Allerdings sind dann einige Regressionskoeffizienten sind mehr signifikant (P-Werte >0,05).

Die Ergebnisse der Regression des max.NH₃-Wertes sind ähnlich.

Insbesondere hohe Ereigniskonzentration lassen sich mit derart vereinfachten Zusammenhängen nicht vorhersagen. Auch im niedrigeren Wertebereich ist der Zusammenhang nicht zufriedenstellend.

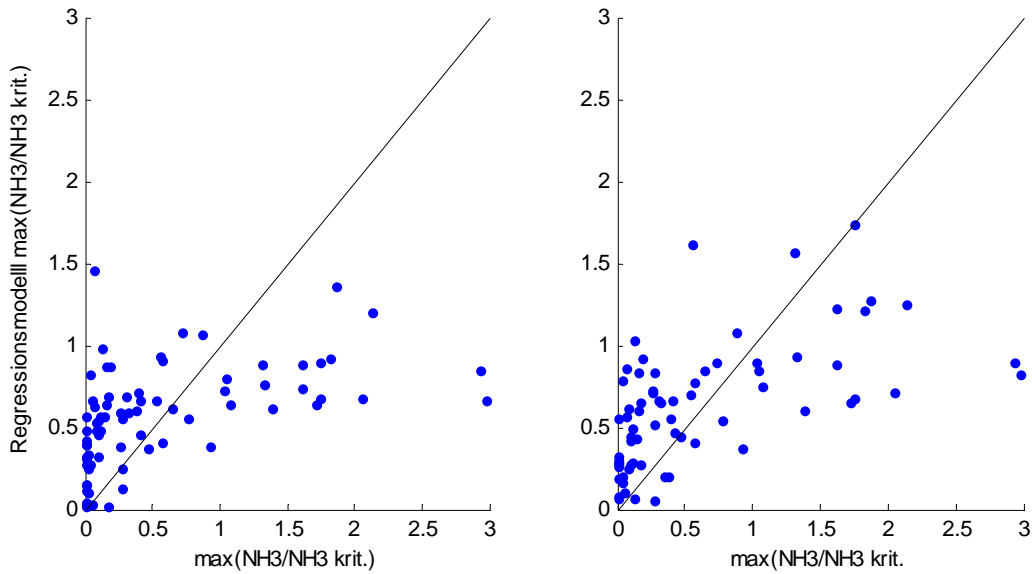


Bild 6-11: Regression des Überschreitungsfaktors für $NH_{3,crit}$ je Ereignis gegenüber dem Ergebnis mit dem numerischen Simulationsmodell

Tabelle 6-8: Regressionskoeffizienten der gewählten Merkmale und korrigierter Regressionskoeffizient der Regressionsgleichung für den Überschreitungsfaktor für $NH_{3,crit}$

	r_N [l/(s·ha)]	KWB 30d [mm]	R-Dauer [h]	Konstante				korr. R^2
R1	0,0093	-0,0043	-0,0137	0,4458				0,25
	r_N [l/(s·ha)]	KWB 30d [mm]	R-Dauer [h]	$r_N \times$ KWB30d	$r_N \times$ R-Dauer	KWB30d \times R-Dauer	Konstante	korr. R^2
R2	0,0032	-0,0057	-0,0391	1,8E-5	0,0088	1,4E-4	0,3264	0,33

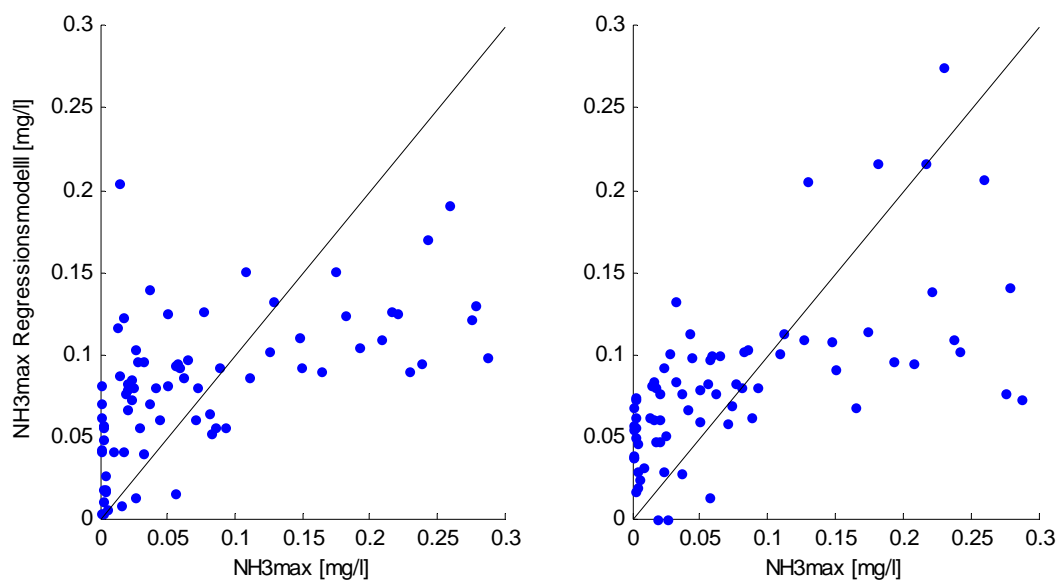


Bild 6-12: Regression des Überschreitungsfaktors für $max.NH_3$ je Ereignis gegenüber dem Ergebnis mit dem numerischen Simulationsmodell

Tabelle 6-9: Regressionskoeffizienten der gewählten Merkmale und korrigierter Regressionskoeffizient der Regressionsgleichung für den Überschreitungsfaktor für max. NH₃ je Ereignis

	r _N [l/(s·ha)]	R-Dauer [h]	GVF [-]	Konstante				korr. R ²
R1	0,0013	-0,0006	-0,0016	0,0607				0,26
	r _N [l/(s·ha)]	R-Dauer [h]	GVF [-]	r _N x R-Dauer	r _N x GVF	R-Dauer x GVF	Konstante	
R2	1,6E-4	-0.0057	-0.0284	0.0013	8.2E-4	0.0012	0.00654	0,35

6.4 Ableitung von Zusammenhängen

Auch wenn eine treffsichere und statistische abgesicherte Prognose kritischer stofflicher Belastungen anhand meteorologischer Kennzahlen nicht möglich ist, lässt sich feststellen, dass insbesondere Niederschlagsintensitäten die Gewässerbelastung verschärft. Die Regenhöhe bzw. Regendauer hat einen ambivalenten Einfluss. für den Parameter TS wirkt die Regenhöhe verschärfend, beim Ammoniak kann bei ausreichender Verdünnung auch eine Dämpfung möglich sein. Zu einem geringeren Umfang wirken längere Trockenperioden bzw. negative klimatische Wasserbilanzen verschärfend.

7 Prognose zur klimabedingten Entwicklung kritischer Belastungen

Eine quantitative Prognose klimabedingter Entwicklungen kritischer Belastungen ist auf Basis der gefundenen Zusammenhänge nicht möglich. Insbesondere die als relevant identifizierte Regenintensität lässt sich mit den regionalisierten Klimamodellen nicht mit der erforderlichen zeitlichen Auflösung vorhersagen. Die Abhängigkeit von Anzahl der Trockentage oder der klimatischen Wasserbilanz ließe sich mit Einschränkungen auf die Klimamodelle extrapolieren. Da diese jedoch nur einen deutlich geringeren Einfluss haben, wird im Weiteren darauf verzichtet.

Qualitativ lässt sich jedoch ableiten, dass

- kritische Ereignisse vor allem in den Sommermonaten auftreten werden
- bei künftig selteneren aber heftigeren Sommerniederschlägen eine Verschärfung kurzfristiger Belastungssituationen sowohl für abfiltrierbare Stoffe (und partikelgebundene Schadstoffe) als auch für das toxische Ammoniak zu erwarten ist

Auch wenn die Zusammenhänge an einem konkreten Fallbeispiel hergeleitet wurden, ist eine inhaltliche Übertragbarkeit grundsätzlich gegeben. Je nach konkreter Situation wird die Ausprägung unterschiedlich sein, aber der Trend bleibt zumindest Bereiche mit ähnlichen Klimaprognosen gleich.

8 Anpassungsmaßnahmen

Vor diesem Ergebnis und angesichts der sehr differenzierten konkreten Entwässerungssituationen würde die Empfehlung einer konkreten Anpassungsstrategie zu kurz greifen. Grundsätzlich sind jedoch Maßnahmenkombinationen mit folgenden Zielrichtungen anzustreben:

- Vermeidung weiterer Flächenversiegelung und soweit möglich Verringerung versiegelter abflusswirksamer Flächen
- dezentrale und/oder zentrale Maßnahmen zur Flächenabkopplung und Versickerung bzw. Nutzung des Niederschlagswassers
- Verringerung der stofflichen Belastung und Retardation des Abflusses (z.B. durch Retentionsbodenfilter)
- Maßnahmen im Gewässer zur Stabilisierung des Gewässerbetts und der Biozönose gegen die Wirkungen hydraulischer Belastung
- Beschattung, natürliche Wiederbelüftung etc. zur Stabilisierung des Gewässers gegenüber stofflichen Belastungen

Im urbanen Bereich sind insbesondere solche Maßnahmen wirkungsvoll, die nicht nur eine Retardation des Abflusses sondern eine Volumen- und Frachtminderung bewirken. Hierfür sind insbesondere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen geeignet. Bei sehr großen urbanen Einzugsgebieten kann durch Regenwasserversickerung ggf. sogar eine Erhöhung und Verlängerung des Interflow erzielt und der Gewässerabfluss in Trockenperioden stabilisiert werden.

Während die Strategien zur Vermeidung von Überflutungsschäden vorrangig auf Ereignisse mit hohen Jährlichkeiten zielen, sind Maßnahmen zur Minimierung schädlicher Gewässerbelastungen vor allem für "kleinere" Ereignisse mit Häufigkeiten z.T. deutlich unter einem Jahr zu entwickeln. Gerade in diesem Bereich können dezentrale Maßnahmen in der Fläche große Wirkung erzielen.

Häufig noch leichter umsetzbar und effektiver sind Maßnahmen im Gewässer selbst. Im Hinblick auf die hier festgestellte Ammoniak-Belastung, ist insbesondere eine Beschattung zur Senkung der Wassertemperatur und Minimierung des Algenwachstums anzustreben. Damit kann eine deutliche Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichts zum NH_4^+ erreicht werden.

Eine umfassende Analyse der verfügbaren Optionen, ihrer Einsatzanforderungen und Wirkungen ist u.a. im EU-Projekt CD4WC vorgenommen worden (www.cd4wc.org).

Die Auswahl der jeweils am besten geeigneten und umsetzbaren Maßnahmen ist ein komplexer Prozess, welcher mit numerischen Prozessmodellen wirksam unterstützt werden kann, jedoch daneben auch viele gewässerökologische, infrastrukturellen, städteplanerische und sozio-ökonomische Aspekte berücksichtigen muss. Die gewünschte Klimaanpassung ist dabei ein wichtiger Stimulus, der im vorgenannten Gesamtkontext einzuordnen ist.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Inhalt dieses Produkts ist eine detaillierte Analyse, ob und wie stark erwartete Klimaänderungen in der Projektregion die Emission aus Kanalisationen und damit verbunden, die Gewässerbelastung beeinflussen. Aus diesen Untersuchungen sollten im folgenden Schritt Strategien zur Anpassung abgeleitet werden.

Die Hauptschwierigkeit bei der Beantwortung dieser Fragestellung liegt in der Tatsache, dass Klimaprognosen selbst bei hoher räumlicher und zeitlicher Dissaggregation keine Aussagen zur Dynamik der verursachenden Niederschlagsereignisse liefern. Um dieses Problem zu umgehen, wurde hier eine Methode entwickelt, welche aus der Simulation eines gekoppelten Kanalnetz- und Fließgewässermodells statistische Zusammenhänge zu prognostizierbaren Klimadaten sucht. Die Methode wurde am Beispiel je einer Regen- und Mischwassereinleitung in den Lockwitzbach im Stadtteil Großschachwitz in Dresden hergeleitet und angewendet. Die gefundenen statistischen Zusammenhänge bestätigen jedoch, dass insbesondere die konkrete Dynamik des einzelnen Niederschlagsereignisses die konkrete stoffliche Belastung bestimmt. Im konkreten Fall ist die hydraulische Belastung von untergeordneter Relevanz. Andere klimatische Einflussfaktoren, welche sich besser aus Klimaprognosen ableiten lassen, wie die klimatische Wasserbilanz, haben ebenfalls einen Einfluss. Dieser ist allerdings deutlich geringer.

Qualitativ lässt sich für die Sommermonate eine Verschärfung akut toxischer Belastungssituationen und kurzfristig hoher Partikeleinträge ableiten, jedoch nicht quantifizieren.

Grundsätzlich gibt es keine direkte "Klimaanpassungsmaßnahme". Vielmehr sind alle verfügbaren Maßnahmen zum Umgang mit Regenwasser zu prüfen und möglichst kreativ zu kombinieren. Die Maßnahmen unterscheiden sich z.T. in Zielrichtung und Wirksamkeit deutlich von den erforderlichen Maßnahmen zum Überflutungsschutz. Aber es existieren auch wichtige Synergien, insbesondere wenn durch Flächenentsiegelung oder Abkopplung der Abfluss im Kanal vermindert werden kann.

Auswahl, Entwurf und Umsetzung der Maßnahmen und Kombinationen erfordern einen breiten partizipativen Prozess, indem die gewünschte Klimaanpassung angemessen einzuordnen ist.

Literatur

- Blumensaat F., Stauer P., Heusch S., Reussner F., Schuetze M., Seiffert S., Gruber G., Zawilski M., Rieckermann J., Grp H. S. G. (2012) Water quality-based assessment of urban drainage impacts in Europe - where do we stand today?, *Water Science and Technology*, 66 (2), 304-313, ISSN: 0273-1223
- BWK (2001) BWK-Merkblatt 3. Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V., Düsseldorf
- Dawood L. (2012) Detailed modelling of pollutant transport processes in a combined sewer system, Master thesis, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden
- Fuchs L., Hollenberg A., Mehler R., Moche P., Rohde R., Sartor J.F., Schaardt V., Scholz K., Tränckner J. (2012) Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung, *Korrespondenz Abwasser*, 59 (7), 628-634
- FWR (1998) Urban Pollution Management Manual - 2nd edition. Report No. FR/CL 009
- idus (2008) Gewässergüteuntersuchungen Lockwitzbach (Physikalisch-chemische Untersuchungen, Benthosuntersuchungen), Abschlussbericht, IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, Dresden
- itwh (2009) Immissionsorientierte Bewertung von Einleitungen der Stadtentwässerung Dresden in den Lockwitzbach, Erläuterungsbericht, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Dresden
- itwh (2011) Immissionsorientierte Bewertung von Einleitungen der Stadtentwässerung Dresden in den Lockwitzbach, Nachtrag, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Dresden
- Lammersen R. (1997) Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz. Hannover, SuG Verlagsgesellschaft
- Langergraber G., Alex J., Weissenbacher N., Woerner D., Ahnert M., Frehmann T., Halft N., Hobus I., Plattes M., Spering V., Winkler S. (2008) Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation, *Water Science and Technology*, 57 (9), 1483-1486, ISSN: 0273-1223
- LfULG (2008) Bestandsaufnahme in den Flussgebietseinheiten, http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/LfULG/LfULG-internet/wasser_11745.html, letzter Zugriff: 2010
- Maniak U. (2010) Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN: 978-3-642-05396-5
- Rossman Lewis A. (2005) Storm Water Management Model, User's Manual Version 5.0, EPA/600/R-05/040, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA, October 1995
- Schindler N., Tränckner J., Krebs P. (2010) Extreme value statistics for river quality simulations, *Water Science and Technology*, 61 (2), 397-406, ISSN: 0273-1223
- VSA (2007) Abwassereinleitungen in Gewässer bei Regenwetter (STORM) - Richtlinie für die konzeptuelle Planung von Massnahmen, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg, Schweiz