

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



NaWaM
Nachhaltiges Wassermanagement



ReWaM

KOGGE

Kommunale Gewässer Gemeinschaftlich Entwickeln

Ein Handlungskonzept für kleine urbane Gewässer am Beispiel der Hanse- und Universitätsstadt Rostock



Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

 **EURAWASSER**



Staatliches Amt für
Landwirtschaft und Umwelt
Mittleres Mecklenburg



HERAUSGEBER

Prof. Dr.-Ing. Jens Tränckner
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Wasserwirtschaft
18051 Rostock

CIP-KURZTITELAUFNahme

11. Rostocker Abwassertagung
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Rostock, 2018

© Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,
18051 Rostock

unter Mitarbeit (Zuarbeit) von:

BEZUGSMÖGLICHKEITEN

Online verfügbar unter: <https://www.kogge.auf.uni-rostock.de/>

Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch,
18051 Rostock
Tel.: 0381/498-8639, Fax: 0381/498-8632
E-Mail: tausch.ub@uni-rostock.de

Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18059 Rostock
Tel.: 0381/498-3461, Fax: 0381/498-3462

ISBN 978-3-86009-476-1

Das Verbundprojekt „KOGGE: Kommunale Gewässer gemeinschaftlich entwickeln“ wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) gefördert (Förderkennzeichen: 033W032A).

Laufzeit: 01.04.2015 – 30.09.2018

Inhaltsverzeichnis

Bilderverzeichnis.....	7
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis.....	17
1 Zusammenfassung.....	19
2 Einleitung.....	20
2.1 Urbane Gewässer – fachliche und rechtliche Einordnung.....	20
2.2 Wasserwirtschaftliche Situation in der Hansestadt Rostock.....	21
2.3 Crew und Passagiere.....	24
3 Der KOGGE Kurs.....	26
4 Erforderliche Bordmittel.....	28
4.1 Datengrundlagen.....	28
4.1.1 Zielstellung.....	28
4.1.2 Einzugsgebiet.....	28
4.1.3 Gewässerdaten.....	32
4.1.4 Siedlungsentwässerung.....	35
4.1.5 Planungsunterlagen.....	36
4.2 Datenverwaltung im Geonetwork.....	36
4.2.1 Hintergrund und Anforderungen.....	36
4.2.2 Aufbau und Funktionen.....	37
4.3 Gewässer- und Feuchtgebietskataster.....	39
4.3.1 Hintergrund.....	39
4.3.2 GIS-Grundstruktur und Datenquellen.....	39
4.3.3 Topologie des Gewässernetzes und Routenbildung.....	40
4.3.4 Abschnittsbildungen bei den Fließgewässern.....	41
4.3.5 Ermittlung und Abbildung der Einzugsgebietsstrukturen.....	41
4.3.6 Einzugsgebietsbezeichnung und Verschlüsselung von Fließgewässern.....	44
4.3.7 Ableitung der Feuchtgebietskulisse.....	45
4.4 Modellierung des Gewässer- und Kanalnetzes.....	47
4.4.1 Zielstellung und Hintergrund.....	47
4.4.2 Anforderungen an das Modell und Software.....	49
4.4.3 Grundsätzliches Konzept beim Modellaufbau.....	50
4.4.4 Bemessungsniederschlag.....	51
4.4.5 Einzugsgebiet und Fließgewässer.....	53
4.4.6 Kanalnetz.....	64

4.4.7	Überflutungsmodellierung im urbanen Bereich	72
4.4.8	Ermittlung des Hochwasserrisikos	74
4.5	Belastungen durch Siedlungsentwässerung und das Monitoringkonzept.....	76
4.5.1	Hintergrund	76
4.5.2	Hydraulische und stoffliche Belastung aus Regenwetterabflüssen	76
4.5.3	Monitoring	81
4.6	Ökologie.....	85
4.6.1	Hydromorphologie.....	85
4.6.2	Bioindikative Bewertung der Funktionalität kleiner urbaner Gewässer	85
4.6.3	Ableitung von Hotspots der Artendiversität in der Hansestadt Rostock	94
4.7	Sozio-kulturelle Aspekte	97
4.8	Ökosystemleistungen	99
4.8.1	Hintergrund, Zielstellung und Basis.....	99
4.8.2	Auswahl der Ökosystemleistungen	99
4.8.3	Methodik der Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen.....	100
4.8.4	Zahlungsbereitschaftsanalyse.....	105
5	Positionsbestimmung	108
5.1	Einzugsgebiet und Fließgewässer.....	108
5.1.1	Ergebnisse der Langzeitsimulation	108
5.1.2	Ergebnisse der Szenarienrechnung.....	109
5.2	Kanalnetz.....	110
5.2.1	Makromodell - Ergebnisse Ist-Zustand.....	110
5.3	Überflutungsmodellierung im urbanen Bereich.....	112
5.4	Ermittlung des Hochwasserrisikos.....	114
5.5	Belastungen durch Siedlungsentwässerung.....	116
5.5.1	Hydraulische Belastungen aus Niederschlagswassereinleitungen	116
5.5.2	Stoffliche Belastungen aus Niederschlagswassereinleitungen	116
5.5.3	Quantifizierung der hydraulischen und stofflichen Belastung durch ein kontinuierliches Monitoring.....	118
5.6	Ökologie.....	121
5.6.1	Hydromorphologie.....	121
5.6.2	Ökologische und naturschutzfachliche Zustandsbewertung	125
5.6.3	Chemisch-physikalischer Zustand.....	138
5.7	Sozio-kulturelle Aspekte	141
5.7.1	Fließgewässer.....	141
5.7.2	Seen.....	143

5.8	Ökosystemleistungen	145
5.8.1	Bewertung ausgewählter Regulativer Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen	145
5.8.2	Zahlungsbereitschaft.....	156
5.8.3	Zusammenfassung, Diskussion und Schlussfolgerungen.....	158
6	Kurs zu neuen Ufern.....	160
6.1	Vom Leitbild zur Gewässerfunktion	160
6.2	Vom Defizit zur Maßnahme	161
6.2.1	Vom hydraulischen Defizit zur Maßnahme.....	161
6.2.2	Vom ökologischen Defizit zur Maßnahme.....	163
6.2.3	Vom sozio-kulturellen Defizit zur Maßnahme.....	165
6.3	Maßnahmenkatalog	166
6.4	GIS-gestützte Maßnahmenzuordnung.....	167
7	Logbuch.....	171
7.1	Geonetwork	171
7.2	Gewässer- und Feuchtgebietskataster	171
7.3	Modellpflege	171
8	Landgang oder Schiffbruch?	172
8.1	Öffentlichkeitsbeteiligung.....	172
8.1.1	Umweltbildung.....	172
8.2	Nutzung der Ergebnisse auf sektoraler Ebene	177
8.2.1	Siedlungsentwässerung	177
8.2.2	Gewässerunterhaltung, Gewässerentwicklung	178
8.3	Nutzung der Ergebnisse für die Stadtentwicklung	179
9	Quellenverzeichnis	184
10	Anhang.....	197
10.1	Maßnahmenkatalog	197

Bilderverzeichnis

Bild 1: Modellregion KOGGE.....	22
Bild 2: Schema KOGGE	27
Bild 3: Grundlagen der Landnutzung im Modellgebiet; Realnutzungskarte (innerhalb Stadtgrenze) und ATKIS (außerhalb Stadtgrenze)	29
Bild 4: Ausschnitt des UAV-basierten DOP und DOM im Lupengebiet Evershagen	31
Bild 5: Querprofile entlang des Kringelgrabens	32
Bild 6: Vermessung von Quer- und Längsprofil (WBV)	34
Bild 7: Vermessung von Schächten und Rohrleitungen (WBV)	34
Bild 8: Verfahren zur quantitativen Abschätzung der Rückhaltewirkung	35
Bild 9: Struktur der GDI	37
Bild 10: Datenstruktur und Thesauri in Geonetwork Sowie Anzahl der jeweiligen Datensätze	38
Bild 11: Kartendarstellung in GeoNetwork.....	39
Bild 12: Schematische Darstellung verschiedener Ordnungsprinzipien komplexer Gewässersysteme: a) undifferenziert, b) Abschnittswechsel an jeder Gewässerverzweigung, c) Prinzip des Hauptgewässers, d) äquidistante Gewässerabschnitte (aus Mehl & Hoffmann 2017).....	41
Bild 13: nicht modifiziertes DGM (oben links); Ergebnis der Abflussbahnenberechnung mit unmodifiziertem DGM (oben rechts); modifiziertes DGM mit gefüllten Senken, eingebrannten und aufgetragenen Gewässer- und Einzugsgebietsstrukturen (unten links); modellierte Abflussbahnen mit modifiziertem DGM (unten rechts) (aus Mehl & Hoffmann 2017).....	43
Bild 14: Räumlicher Ausschnitt aus dem Gewässer- und Feuchtgebietskataster - Fachebene der oberirdischen Einzugsgebiete (aus Mehl & Hoffmann 2017)	44
Bild 15: Vergabe von Gewässerkennzahl (GWK) und Gebietskennzahl (GBK); Ausschnitt aus der Kulisse für die Hansestadt Rostock (HRO) (aus Mehl & Hoffmann 2017)	45
Bild 16: Areale Abgrenzung eines Feuchtgebiets bei terrestrischer/semiterrestrischer Ausprägung (grundwasserbestimmt) (aus Mehl & Hoffmann 2017).....	46
Bild 17: Areale Abgrenzung eines Feuchtgebiets bei aquatischer/semiterrestrischer Ausprägung (überflutungs- und/oder grundwasserbestimmt) an der Gewässerbegrenzung (aus Mehl & Hoffmann 2017).....	46
Bild 18: Realnutzung als zentraler Parameter für Gefährdung und Schadenspotenzial	49
Bild 19: Teilmodelle und Verknüpfungen (MIKE SHE, MIKE URBAN, MIKE FLOOD, MIKE 11 / MIKE Hydro)	50

Bild 20: Intensitätsverlauf des 15-min- und des 1-h-Regens	53
Bild 21: Modellgebiete MIKE SHE	54
Bild 22: Vergleich der simulierten mit den gemessenen Durchflüssen an der Messstelle „Durchlass Riekdahl DN2000“ in der Carbak (Ergebnis der Kalibrierung)	61
Bild 23: Vergleich der simulierten mit den gemessenen Durchflüssen an der Messstelle „Obstplantage“ im Schmarler Bach (Validierung)	61
Bild 24: Simulierter Durchfluss (Linie) und gemessener Durchfluss (Punkte) an der Messstelle AB im Schmarler Bach (Station 2+415)	62
Bild 25: Simulierter Wasserstand (Linie) und gemessener Wasserstand (Punkte) an der Messstelle AB im Schmarler Bach (Station 2+415)	62
Bild 26: Ableitung der Modellparameter aus GIS-Daten	67
Bild 27: Unterteilung der Flächentypen nach ATV-DVWK-A 198	67
Bild 28: Darstellung der unterschiedlichen Methoden zur Definition der Teileinzugsgebiete	68
Bild 29: Gebietsstruktur der Referenzgebiete A und B	69
Bild 30: Abflussganglinien der Untersuchungsgebiete	71
Bild 31: Übersicht über das urbane Makromodell	72
Bild 32: Vergleich Überflutungsflächen bei unterschiedlicher Auflösung der Bathymetrie	74
Bild 33: Beispieldarstellung der Verschneidung der Überflutungsergebnisse (T=100a, D=1h)	75
Bild 34: Nachweisorte (gelb) für den hydrologischen Nachweis nach DWA-A 102	77
Bild 35: Landnutzungen Siedlung, Industrie und Gewerbe und Verkehrsflächen werden zu Grünland	78
Bild 36: Auszug aus der Kategorisierung des Stoffabtrags AFS63 nach DWA-A 102 für die Hansestadt Rostock	80
Bild 37: Stationierung der Messstellen	83
Bild 38: Messstelleneinrichtung des Stofflichen Monitorings	84
Bild 39: Ökologische Gildenprofile der drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitätsstufen A. hoch, B. mäßig und C. niedrig in Bezug auf die Makrophyten (Abkürzungen sind in Tabelle 28 erläutert)	90
Bild 40: Ermittlung der Klassengrenzen beim GUI für den Wasserkörper und den Uferbereich (Makrophyten) ...	91
Bild 41: Ökologische Gildenprofile der drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitätsstufen A. hoch, B. mäßig und C. niedrig in Bezug auf das Makrozoobenthos (Abkürzungen sind In Tabelle 28 erläutert) ...	92

Bild 42: Ermittlung der Klassengrenzen beim GUI für den Wasserkörper (Makrozoobenthos)	92
Bild 43: Ökologische Gildenprofile der drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitätsstufen A. hoch, B. mäßig und C. niedrig in Bezug auf die Lepidopteren (Abkürzungen in Tabelle 28 erläutert)	93
Bild 44: Ermittlung der Klassengrenzen beim GUI für das Gewässerumfeld (Lepidopteren)	93
Bild 45: Ermittlung der theoretischen Sichtweite an Standgewässern bei einer Vor-Ort-Kartierung, in Anlehnung an Kaiser (2005) (Mehl et al. 2018d)	98
Bild 46: Größere Senken und deren Volumina in der Hansestadt Rostock (aus Mehl et al. 2018c).....	103
Bild 47: Struktur der KOGGE Online-Umfrage	107
Bild 48: Vergleich der mittleren monatlichen Durchflüsse im Kringelgraben (KG Station 2+950), Laakkanal (LK Station 1+478) und Schmarler Bach (SB Station 1+038).....	108
Bild 49: Maximale Wassertiefen über der Böschungsoberkante bei einem 1h-Regen des Wiederkehrintervalls 25a am Beispiel des Laakkanals.....	110
Bild 50: Maximale Wasserstände an den Schächten im System „Laak“ bei einem 2-jährlichen Ereignis der Dauer 15 Minuten	111
Bild 51: Beispiel Überflutungsflächen von obenliegenden Schächten.....	112
Bild 52: Beispieldarstellung der Hochwasserbetroffenheiten (rot) bei einem 100-jährigen Regenereignis.....	114
Bild 53: grafische Beispieldarstellung der Defizitanalyse des Hochwasserrisikos.....	115
Bild 54: Auszug aus Hydrologischem Nachweis nach DWA-A 102 am Beispiel Schmarler Bach	116
Bild 55: AFS63-Frachten der Niederschlagswassereinleitungen im Modellgebiet Schmarler Bach (westlicher Teil: kleinere Ortschaften, Richtung Osten Zunahme der bebauten Flächen)	117
Bild 56: Darstellung der spezifischen Gewässerfracht aus Niederschlagswassereinleitungen mit dem mittleren Niedrigwasserabfluss.....	118
Bild 57: Sauerstoffkonzentration der Messstellen im gesamten Untersuchungszeitraum	119
Bild 58: Vergleich der Dauer-Intensitäts-Beziehung der Messstellen für Sauerstoff	119
Bild 59: Vergleich der ereignisabhängigen Frachten.....	120
Bild 60: Klassifizierungsergebnisse der Fließgewässerstruktur für die urbanen Fließgewässer der Hansestadt Rostock.....	123
Bild 61: Klassifizierungsergebnisse der Seeuferstruktur für die kleinen urbanen Seen/Standgewässer der Hansestadt Rostock.....	124

Bild 62: Bewertung der ökologischen Funktionalität der Gewässersohle und des Freiwassers kleiner urbaner Gewässer der Hansestadt Rostock; grüne Linie: hohe ökologische Funktionalität (ö.F.), gelb: mäßige ö.F., rot: geringe ö.F., grüne Punkte Probestellen	126
Bild 63: Bewertung der ökologischen Funktionalität des Gewässerufers kleiner urbaner Gewässern der Hansestadt Rostock; grüne Linie: hohe ökologische Funktionalität (ö.F.), gelb: mäßige ö.F., rot: geringe ö.F., grüne Punkte Probestellen.....	128
Bild 64: Bezüglich ihrer ökologischen Funktionalität im Gewässerumfeld klassifizierte Abschnitte an kleinen urbanen Gewässern der Hansestadt Rostock; grüne Linie: hohe ökologische Funktionalität (ö.F.), gelb: mäßige ö.F., rot: geringe ö.F., grüne Punkte Probestellen.....	130
Bild 65: Lage der untersuchten Gewässerbereiche (Stationen) und Hotspots in der Hansestadt Rostock sowie Darstellung der Gesamtartenzahl und des prozentualen Anteils an Arten der Kategorien 3 und 4, Auswertung des Jahres 2016 (Kartenbild © Hansestadt Rostock (CC BY 4.0), Kartendaten © OpenStreetMap (ODbL) und LkKfS-MV).....	131
Bild 66: Prozentuale Anteile an Arten der Kategorien 3 & 4 an der Biozönose der jeweilig untersuchten Stationen. Die gestrichelte rote Linie kennzeichnet die 25 % Marke zur Identifizierung der Hotspots...	133
Bild 67: Alte und über Jahrzehnte persistente Gehölzstrukturen fördern im Zusammenspiel mit kleinen urbanen Gewässern die standorttypische Artenvielfalt im Gewässer und in der Niederung (links: HS 5 – Krinkelgraben am Friedhof, rechts: HS 1 – Rönnggraben im „Schweizer Wald“)	134
Bild 68: Ein aufgrund hoher Wasserstände weiträumig vermoortes Standgewässer in einer Feuchtwiese (HS 6, links) und ein darin verlaufendes Fließgewässer (HS 2, rechts) generieren eine standorttypische Flora und Fauna.....	135
Bild 69: Das Standgewässer am Klostergraben (HS 9, links) steht direkt in Verbindung mit dem Fließgewässer (HS 10, rechts) und naturnahen Feuchtstrukturen.....	136
Bild 70: Botanischer Garten der Universität Rostock mit dem Kayenmühlenbach (HS 4, rechts), der mehrere Standgewässer (HS 8, links) durchfließt und zugleich ein maßgebliches Gestaltungselement der öffentlichen Anlage darstellt.....	137
Bild 71: Verteilung der Güteklassen der Nährstoffparameter	139
Bild 72: Übersicht der Defizitbewertung der chemisch-physikalischen Untersuchungen (für die Standgewässer erfolgte keine Defizitbewertung).....	140
Bild 73: Bewertung der Fließgewässer der Hansestadt Rostock nach Streckenanteilen in Bezug auf die Sichtbarkeit des Gewässers (Mehl et al. 2018d).....	141
Bild 74: Bewertung der Fließgewässer der Hansestadt Rostock nach Streckenanteilen in Bezug auf die Erreichbarkeit des Gewässers (Mehl et al. 2018d)	141
Bild 75: Bewertung der Fließgewässer der Hansestadt Rostock nach Streckenanteilen in Bezug auf die Zugänglichkeit des Gewässers (Mehl et al. 2018d)	141

Bild 76: Bewertung der Fließgewässer der Hansestadt Rostock nach Streckenanteilen in Bezug auf die Eigenart des Gewässers (Mehl et al. 2018d)	141
Bild 77: Bewertung der Fließgewässer der Hansestadt Rostock nach Streckenanteilen in Bezug auf die Aufenthaltsqualität des Gewässers (Mehl et al. 2018d)	142
Bild 78: Gesamtbewertung der soziokulturellen ÖSL der Fließgewässer der Hansestadt Rostock nach Streckenanteilen (Mehl et al. 2018d)	142
Bild 79: Gesamtbewertung der soziokulturellen ÖSL der Fließgewässer der Hansestadt Rostock (Mehl et al. 2018d)	142
Bild 80: Gesamtbewertung der soziokulturellen ÖSL der Fließgewässer der Hansestadt Rostock einschließlich der verrohrten (in Klasse 5 enthalten) und der nicht-kartierten Fließgewässerabschnitte	143
Bild 81: Bewertung der Seen der Hansestadt Rostock in Bezug auf die Sichtbarkeit des Gewässers (Anzahl) .	144
Bild 82: Bewertung der Seen der Hansestadt Rostock in Bezug auf die Erreichbarkeit des Gewässers (Anzahl).....	144
Bild 83: Bewertung der Seen der Hansestadt Rostock in Bezug auf die Zugänglichkeit des Gewässers (Anzahl).....	144
Bild 84: Bewertung der Seen der Hansestadt Rostock in Bezug auf die Eigenart des Gewässers (Anzahl).....	144
Bild 85: Bewertung der Seen der Hansestadt Rostock in Bezug auf die Aufenthaltsqualität des Gewässers (Anzahl).....	144
Bild 86: Gesamtbewertung der soziokulturellen ÖSL der Seen der Hansestadt Rostock (Anzahl) (Mehl et al. 2018d).....	144
Bild 87: Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation/Abflusskapazität für die Fließgewässer der Hansestadt Rostock, vgl. Tabelle 1, aus Mehl et al. (2018c)	146
Bild 88: Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation durch Senken-/Gerinnerückhalt für die Fließgewässer der Hansestadt Rostock (aus Mehl et al. 2018c)	149
Bild 89: Bewertung der ÖSL Rückhalt von THG/Kohlenstoffsequestrierung für ausgewählte Feuchtgebietsflächen der Hansestadt Rostock, vgl. Tabelle 8, aus Mehl et al. (2018c)	152
Bild 90: Mittlere jährliche reale Verdunstung (ETR) in der Hansestadt Rostock nach dem BAGLUVA-Verfahren (Zeitreihe 1981-2010), aus Mehl et al. (2018c)	153
Bild 91: Mittlere jährliche Kühlwirkung (April-September) der kleineren Gewässer und Feuchtgebiete der Hansestadt Rostock als relativer, flächennormierter Wert (Bezug auf Fläche des jeweiligen Stadtteils), aus Mehl et al. (2018c).....	154
Bild 92: Bewertung der ÖSL Kühlwirkung der kleineren Gewässer und Feuchtgebiete der Hansestadt Rostock	155
Bild 93: Wichtigkeit ausgewählter Ökosystemleistungen – Anzahl der Nennungen „sehr wichtig“ und „unwichtig“ je Kategorie in der KOGGE-Onlinebefragung.....	157

Bild 94: Eingangsparameter der drei Gewässerfunktionen.....	161
Bild 95: Beispieldarstellung des hydraulischen Handlungsbedarfs.....	162
Bild 96: Beispieldarstellung des ökologischen Handlungsbedarfs.....	164
Bild 97: Beispieldarstellung des sozio-kulturellen Handlungsbedarfs.....	166
Bild 98: Kategorisierung der Maßnahmen	167
Bild 99: Darstellung des Handlungsbedarfs im Gewässerentwicklungskonzept.....	168
Bild 100: Beispielhafte Darstellung der Abfragefunktion des uGEK im GIS	170
Bild 101: Sinnvolle bzw. notwendige Inhalte eines Hinweisschildes.....	173
Bild 102: Schautafel für den Amphibienleiteinrichtung Parkplatz „Wilhelmshöhe“ Hansestadt Rostock (BIOTA 2017).....	174
Bild 103: Vorschlag für konkrete Örtlichkeiten zum Aufstellen von Hinweistafeln der Rostocker Smart-Umweltbildungs-Lösung, vgl. Tabelle 69	176

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zustandsbewertung der berichtspflichtigen Gewässer im Bereich der Hansestadt Rostock	23
Tabelle 2: KOGGE-Projektconsortium.....	24
Tabelle 3: Im Projektgebiet vorhandene DGM-Produktvarianten (LaiV, 2017).....	30
Tabelle 4: Datenquellen für die Gewässer und Feuchtgebietsabgrenzung (AUS Mehl & Hoffmann 2017).....	40
Tabelle 5: Indikatoren für die Feuchtgebietskulisse der Hansestadt Rostock (aus Mehl & Hoffmann 2017).....	46
Tabelle 6: Zuordnung der Klassen der Realnutzung der Hansestadt Rostock (STGR 2015) zu erforderlichen Schutzniveaus (=Wiederkehrintervallen) nach Vorschlag des IELP (BIOTA 2016).....	48
Tabelle 7: Anwendung der Niederschlagsszenarien in den Modellgebieten (grüne Kreuze: die Simulationsergebnisse werden für die Hochwasserrisikobewertung genutzt).....	52
Tabelle 8: Niederschlagsdauerstufen und -verteilung	52
Tabelle 9: Berechnungszeitschritte MIKE SHE / MIKE 11 / MIKE Hydro	55
Tabelle 10: Modellinput und Datengrundlagen MIKE SHE.....	55
Tabelle 11: Modellinput und Datengrundlagen MIKE 11 / MIKE Hydro.....	57
Tabelle 12: Klasseneinteilung Landnutzung.....	57
Tabelle 13: Landnutzungsabhängige Wurzeltiefen in Anlehnung an ATV-DVWK M 504.....	58
Tabelle 14: Kalibrierungsparameter MIKE SHE mit Einfluss auf den Durchflussverlauf im Gewässer (LK – Laakkanal, SB – Schmarler Bach, KG – Kringelgraben, CA – Carbäk).....	59
Tabelle 15: Fehlermaße	60
Tabelle 16: Aus der Langzeitsimulation abgeleitete hydrologisch / hydraulische Kennzahlen des Durchflusses..	63
Tabelle 17: Vergleich Modellparameter der N-A-Modelle in Bezug auf deren Ableitung aus Gis-Daten (schwarz: generell ableitbar aus GIS-Daten; grün: für Berechnungsmethode ableitbar; rot: Parameter für Berechnungsmethode nicht aus GIS-Daten ableitbar)	65
Tabelle 18: Modellparameter der Kinematischen Welle	66
Tabelle 19: maximale Infiltrationsrate für ausgewählte Böden	66
Tabelle 20: Endinfiltration für ausgewählte Böden	66
Tabelle 21: Reduktionskonstante für ausgewählte Böden.....	66
Tabelle 22: Güteparameter der Kalibrierung	70
Tabelle 23: Kennzahlen der Teilmodelle	72

Tabelle 24: Teilmodelle der Überflutungsmodellierung Kanalnetz	73
Tabelle 25: Belastungskategorien mit Zuweisung des flächenspezifischen Stoffabtrags	80
Tabelle 26: Überblick über die kontinuierlich erfassten stofflichen Parameter	84
Tabelle 27: Definitionen der ökologischen Kategorien 1 – 4 für die drei untersuchten Gruppen Makrozoobenthos, Makrophyten und Lepidopteren	88
Tabelle 28: Parameter, die zur Bildung der ökologischen Gilden beim Makrozoobenthos, den Makrophyten und Lepidopteren herangezogen wurden (inkl. Abkürzungen).....	89
Tabelle 29: Klassengrenzen für die drei Einzelindices	94
Tabelle 30: Definitionen der ökologischen Kategorien 1 bis 4 für die einzelnen Artengruppen (ÖK = Ökologische Kategorie).....	96
Tabelle 31: Gewählte Ansätze zur Bestimmung der sozio-kulturellen Aspekte für Standgewässer/Seen.....	98
Tabelle 32: Fünfstufige Skalierung bei der Bewertung der Ökosystemleistungen; verändert nach Mehl et al. (2018a).....	100
Tabelle 33: Übersicht der bewerteten Ökosystemleistungen	101
Tabelle 34: Globales Erwärmungspotenzial (GWP100) unterschiedlicher Nutzungsformen auf Moorböden in der morphologischen Aue, Grundlage sind die GWP100-Ansätze nach Höper (2007) und Schäfer (2009), eq = Äquivalent, leicht geändert nach Scholz et al. (2012).....	104
Tabelle 35: Durchflusshauptwerte am unterhalb gelegenen Berechnungspunkt des jeweiligen Modellgebietes	109
Tabelle 36: Häufigkeit der ermittelten Defizite der Überflutungsergebnisse der unterschiedlichen Berechnungsszenarien.....	115
Tabelle 37: Klassifizierung der Fließgewässer- sowie der Seeuferstruktur entsprechend Renner et al. (2018) und Gottelt-Trabandt (2018).....	122
Tabelle 38: Prozentualer Anteil an den einzelnen Güteklassen bezogen auf die kartierten Gewässerlängen bei kleinen urbanen Fließgewässern der Hansestadt Rostock (Kompartiment: „Gewässersohle / Freiwasser“)	125
Tabelle 39: Prozentualer Anteil an den einzelnen Güteklassen bezogen auf die kartierten Gewässerlängen bei kleinen urbanen Fließgewässern der Hansestadt Rostock (Kompartiment: „Ufer“)	127
Tabelle 40: Prozentualer Anteil an den einzelnen Güteklassen bezogen auf die kartierten Gewässerlängen bei kleinen urbanen Fließgewässern der Hansestadt Rostock (Kompartiment: „Umland“).....	129
Tabelle 41: Hotspots (HS) und deren Lage in der Hansestadt Rostock (vgl. Bild 65)	132
Tabelle 42: Hotspots in der Kategorie: Gewässer im Verbund mit alten, dauerhaften Gehölzstrukturen	134

Tabelle 43: Hotspots in der Kategorie: Gewässer im Verbund mit Feuchtwiesen und Senken.....	135
Tabelle 44: Hotspots in der Kategorie: Gewässer im Verbund mit durchflossenen und/oder angeschlossenen Standgewässern.....	136
Tabelle 45: Hotspots in der Kategorie: Gewässer im Verbund mit Grünflächen für die Naherholung und/oder Bildung	137
Tabelle 46: Güteklassifikation für Ammonium-Stickstoff in mg/l nach LAWA, Vergleichswert: Jahresmittel	138
Tabelle 47: Güteklassifikation für Nitrat-Stickstoff in mg/l nach LAWA, Vergleichswert: 90-Perzentil	138
Tabelle 48: Güteklassifikation für Gesamtphosphor in mg/l nach LAWA, Vergleichswert: Jahresmittel.....	138
Tabelle 49: Verteilung der Anzahl der Messstellen in die 7 Güteklassen	139
Tabelle 50: Fünfstufige Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation/Abflusskapazität.....	145
Tabelle 51: Geschätzte Gesamtkosten (brutto) für 50 m Rohrleitung (aus Mehl et al. 2018c).....	147
Tabelle 52: Geschätzte Gesamtkosten nach DN und Tiefe der alternativen Verrohrungen für insgesamt 106,9 km offene Fließstrecke im Rostocker Stadtgebiet (aus Mehl et al. 2018c).....	148
Tabelle 53: Abschnittszahl, Ersatzkosten und Lauflänge je Nennweite im Rostocker Stadtgebiet (aus Mehl et al. 2018c).....	148
Tabelle 54: Fünfstufige Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation durch Senken-/Gerinnerückhalt.....	148
Tabelle 55: Rückhaltevolumen im Rostocker Stadtgebiet und berechnete Ersatzkosten.....	150
Tabelle 56: Fünfstufige Bewertung der ÖSL Rückhalt von THG/Kohlenstoffsequestrierung (Feuchtgebiete).....	151
Tabelle 57: Fünfstufige Bewertung der ÖSL Kühlwirkung der Gewässer und Feuchtgebiete	155
Tabelle 58: Geäußerte Zahlungsbereitschaften (ZB) für naturnahe Fließgewässer und Feuchtgebiete anhand ausgewählter Quellen.....	157
Tabelle 59: Kosten- und nutzenbasierte ökonomischen Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen der kleinen Gewässer und Feuchtgebiete der Hansestadt Rostock (Mehl et al. 2018d)	158
Tabelle 60: Handlungsbedarf "Hydraulik"	161
Tabelle 61: Entwicklungsziele der hydraulischen Defizite	162
Tabelle 62: Defizitbewertung Ökologie.....	163
Tabelle 63: Handlungsbedarf "GUI"	163
Tabelle 64: Handlungsbedarf „Strukturgüte“.....	163
Tabelle 65: Gesamthandlungsbedarf "Ökologie".....	163

Tabelle 66: Entwicklungsziele der ökologischen Defizite	164
Tabelle 67: Handlungsbedarf "Sozio-kulturelle Aspekte"	165
Tabelle 68: Entwicklungsziele der sozio-kulturellen Defizite	166
Tabelle 69: Vorschläge in Bezug auf potenzielle Themen bzw. Themenvorschläge und konkrete Örtlichkeiten zum Aufstellen von Hinweistafeln der Rostocker Smart-Umweltbildungs-Lösung	174

Abkürzungsverzeichnis

AFS	abfiltrierbare Stoffe
AFS63	abfiltrierbare Stoffe < 63 µm
ALS	Airborne Laserscanning
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau
CSW	Catalogue Service for the Web
DFÜ	Datenfernübertragung
DGM	Digitales Geländemodell mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung gemäß nachgeordneter Zahl (z.B. DGM5: Auflösung 5 m x 5 m; DGM1: Auflösung 1 m x 1 m)
DLM 25 W	Gewässernetz des Digitalen Landschaftsmodells Wasser (Maßstab: 1:25.000)
DOM	Digitales Oberflächenmodell
DOP	Digitale Orthophotos
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
DWD	Deutscher Wetterdienst
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GBK	Gebietskennzahl
GDI	Geodateninfrastruktur
GFK	Gewässer- und Feuchtgebietenkataster
GIS	Geografische Informationssysteme
GPS	Globales Positionsbestimmungssystem
GUI	Gewässerurbanitätsindex
GWK	Gewässerkennzahl
GWP	Globales Erwärmungspotenzial
HQ ₁	Hochwasserabfluss mit Wiederkehrintervall 1a
HQ _{1pnat}	potenziell natürlicher Hochwasserabfluss mit Wiederkehrintervall 1a
HQ _{2pnat}	potenziell natürlicher Hochwasserabfluss mit Wiederkehrintervall 2a
HWRM-RL	Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, kurz Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL)

IDF	Intensitäts-Dauer-Funktion
IELP	Integraler Entwässerungsleitplan
INSPIRE	Infrastructure for Spatial Information in Europe
INTEK	Integrales Entwässerungskonzept
ISiE	Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung
LaiV	Landesamt für innere Verwaltung
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LIDAR	Light Detecting And Ranging
N-A-Modell	Niederschlags-Abfluss-Modell
OGC	Open Geospatial Consortium
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer - Oberflächengewässerverordnung
ÖSL	Ökosystemleistungen
RDF	Resource Description Framework
RTK	Real Time Kinematic
SDGs	Sustainable Development Goals
SKOS	Simple Knowledge Organization Systems
SOS	Sensor Observation Service
STI	Standorttypieindex
THG	Treibhausgas
UAV	Unmanned Aerial Vehicle
uGEK	urbanes Gewässerentwicklungskonzept
üGOK	über Geländeoberkante
WFS	Web Feature Service
WMS	Web Map Service
WPS	Web Processing Service
WRRL	Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, kurz EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

1 ZUSAMMENFASSUNG

In den urbanen Räumen des norddeutschen Tieflands existiert eine Vielzahl von unterschiedlichen, stark vernetzten Gewässerformen und Nutzungen. Enge Wechselwirkungen zwischen Einzugsgebiet, Kanalnetz und Fließgewässer stellen besondere Anforderungen an die integrale Bewirtschaftung dieser Teilsysteme. Viele kleinere Fließ- und Standgewässer sind nach Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) nicht berichtspflichtig.

In dem zugrundeliegenden Projekt KOGGE wird am Beispiel der Hansestadt Rostock umsetzungsorientiert die ökologische Entwicklung dieser Gewässer mit dem Aspekt des Hochwasserschutzes sowie den vielfältigen Nutzungsansprüchen einer Stadtgesellschaft in Übereinstimmung gebracht. Aufbauend auf der umfassenden Zustands- und Defizitanalyse und dem erstellten Gewässer- und Feuchtgebietskataster (GFK) wurde ein integratives, strategisches, urbanes Gewässerentwicklungskonzept (uGEK) erarbeitet, welches innerhalb eines Geoinformationssystems nachhaltig nutzbar ist.

Im Interesse einer größtmöglichen Übertragbarkeit haben wir auf eine umfassende und damit nachvollziehbare Darstellung der entwickelten Methoden und ihrer Nutzung für das uGEK Wert gelegt. Dem gewählten Akronym *KOGGE* folgend tragen die Hauptgliederungspunkte prägnante maritime Überschriften. Der *KOGGE-KURS* beschreibt das allgemeine Vorgehen zur Zielerreichung und die Integration der unterschiedlichen Themen. Die *ERFORDERLICHEN BORDMITTEL* stellen die verwendeten Daten und die methodischen Ansätze dar, die für die Zustands- und Defizitanalyse grundlegend waren. Hier sind vor allem die Geoinformationen beschrieben, welche in eine gemeinsame Geodateninfrastruktur eingebettet wurden und das neu erstellte stadtübergreifende Gewässer- und Feuchtgebietskataster. Schwerpunkte der Methodenentwicklung stellten hier die hydrologisch/hydraulische Modellierung der Gewässer und des Kanalnetzes dar, sowie die ökologische und sozio-kulturelle Bewertung der urbanen Gewässer. Nachdem das methodische Vorgehen beschrieben wurde, sind in der *POSITIONSBESTIMMUNG* die Ergebnisse und deren Auswertung zusammengestellt. Im Anschluss befinden wir uns auf *KURS ZU NEUEN UFERN*. Dort wurden aus den Ergebnissen Entwicklungsziele abgeleitet, Defizitschwerpunkte ermittelt und in das urbane Gewässerentwicklungskonzept eingepflegt. Auf Grundlage des Gewässer- und Feuchtgebietskatasters können diese Ergebnisse in geografischen Informationssystemen genutzt und verarbeitet werden. Die Datenhaltung und -bereitstellung wurde im *LOGBUCH* festgehalten. Um die Integration der entstandenen Produkte nachhaltig zu ermöglichen und auch zu fördern, zeigten im Kapitel *LANDGANG ODER SCHIFFBRUCH?* die beteiligten Projektpartner aus Wirtschaft und Kommune Möglichkeiten auf, wie die Ergebnisse innerhalb ihres Wirkens bereits umgesetzt werden und zukünftig werden können.

Folgende wesentliche Produkte gehen aus dem Projekt hervor:

- akteursübergreifendes web-basiertes Datenmanagement (Geodatenportal)
- räumlich hoch aufgelöstes, digitales Gewässer- und Feuchtgebietskataster
- integrales wasserwirtschaftliches Modell (Kanalnetz, Fließgewässer, Grundwasser) mit direkter Kopplung an die Realnutzungskartierung
- Bewertung der ökologischen und sozio-kulturellen Funktion aller Fließ- und Standgewässer
- Bewertung von Ökosystemfunktionen/Ökosystemleistungen
- integrales urbanes Gewässerentwicklungskonzept

2 EINLEITUNG

DAS PROBLEM DER ENTWICKLUNG KLEINER URBANER GEWÄSSER

2.1 URBANE GEWÄSSER – FACHLICHE UND RECHTLICHE EINORDNUNG

Das Erscheinungsbild und die Struktur von Stadtlandschaften werden seit jeher vom Zusammenspiel von natürlichem Wasserhaushalt, den menschlichen Techniken der Wasserbewirtschaftung und den dadurch gegebenen Möglichkeiten der Raumnutzung und Raumgestaltung geprägt. Dabei werden die hierzu notwendigen Aufgaben noch häufig als nachgeordnete technische Anforderungen verstanden und selten als integrierte Gestaltungsfelder der Stadt- und Raumplanung. Dies gilt in besonderer Weise für die Vielzahl und Vielfalt kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete, welche unabhängig vom Betrachtungskriterium meist nicht die gebotene Aufmerksamkeit erfahren.

Urbane Gewässer

„In den letzten Jahrzehnten wurden verschiedene Definitionen vorgeschlagen, welche mehr oder weniger gut die besonderen Randbedingungen und Eigenschaften dieser Wassersysteme zusammenführen. Dabei ist es nicht einfach, die Kriterien für ein „urbanes Gewässer“ so zu formulieren, dass sie eine plausible und reproduzierbare Abgrenzung von anderen Gewässern ermöglichen und gleichzeitig die funktionellen Besonderheiten „urbaner Gewässer“ herausstellen. Grundsätzlich bezeichnen wir in KOGGE Gewässer und Feuchtgebiete als „urban“, wenn sie sich in einem Stadtgebiet befinden (weitgehende areale Kongruenz) oder dieses bei gleichzeitig hohem bis sehr hohem städtischen Einfluss tangieren (Signifikanz urbaner Einfluss-/Belastungsfaktoren). Urbane Gewässer umfassen oberirdische Binnengewässer und das Grundwasser, regional auch die Küstengewässer. Oberirdische urbane Gewässer und Feuchtgebiete können natürlichen oder künstlichen Ursprungs sein und sind im Regelfall erheblich durch die spezifischen Nutzungen und Einflüsse der Urbanität überprägt und damit in ihren Eigenschaften verändert. Sowohl natürliche als auch künstliche Gewässer und Feuchtgebiete oder deren Teile können im urbanen Raum aber auch relativ naturnah ausgebildet sein und eine hohe ökologische Funktionsfähigkeit erreichen.“ (vgl. Mehl et al. 2018b)

Grundsätzlich gelten für urbane Gewässer und Feuchtgebiete die gleichen rechtlichen Anforderungen wie für alle anderen Gewässer und Feuchtgebiete. Bei Betrachtung der maßgeblichen europäischen und nationalen Gesetzgebung sowie ratifizierter internationaler Übereinkommen zieht sich die „anthropozentrische Nutzwertorientierung“ wie ein roter Faden durch alle Bestimmungen. So zielt Artikel 1 der WRRL ganz grundsätzlich auf „den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zur

- a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,
- b) Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,
- c) Erreichung eines stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen und durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen,

- d) Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung und
- e) Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.“

Allerdings bestehen unterhalb der Schwelle zur Berichtspflicht (WRRL Anhang V, OGewV) für Fließgewässer < 10 km² Einzugsgebietsfläche und für Seen < 50 ha keine verbindlichen Vorgaben bezüglich Gewässertypen sowie Kriterien und Parametern einer Zustandsbewertung. Damit kann im Hinblick auf Qualitätskriterien sowohl für kleine urbane Gewässer als auch für Feuchtgebiete nicht auf rechtsverbindliche und konkrete Vorgaben zurückgegriffen werden. Gleichwohl gelten auch für diese kleinen Gewässer und Feuchtgebiete die gleichen europäischen und nationalen Rechtsgrundsätze, zumal ihre Beschaffenheit direkten Einfluss auf berichtspflichtige unterstromige Gewässersysteme hat.

Der Einfluss der Siedlungsentwässerung auf die Gewässerqualität, gerade auch von kleinen abflussschwachen Gewässern, ist hingegen seit ca. zwei Jahrzehnten Inhalt intensiver Forschung. Diese hat sich in Deutschland in verschiedenen Regelwerken zur immissionsseitigen Bewertung und Begrenzung von Gewässerbelastungen aus der Siedlungsentwässerung niedergeschlagen (BWK-M3, BWK-M7, DWA-M 153), deren Anwendung bundesweit sehr unterschiedlich gehandhabt wird. Die hier definierten Kriterien sind letztlich relativ schlicht und zielen eher auf die Sicherstellung von chemisch-physikalischen Mindestvoraussetzungen für einen guten ökologischen Zustand ab, ohne diese selbst zu bewerten.

Analog haben auch die Regelungen zum Hochwasserschutz bei kleinen urbanen Gewässern einen „weißen Fleck“. Die 2007 in Kraft getretene Europäische Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL) ist im Zusammenwirken mit der WRRL umzusetzen. Allerdings wird die Umsetzung an hohe Signifikanzkriterien des Risikos geknüpft (LAWA 2009), welche durch kleine urbane Gewässer nicht erreicht werden. Thematisiert werden diese zumindest teilweise aus der Perspektive der Siedlungsentwässerung. Das DWA-Merkblatt DWA-M 119 fokussiert auf kommunale Überflutungsvorsorge bei Starkregen und erwähnt zumindest in einem kurzen Abschnitt das mögliche Zusammenfallen von erhöhten Gewässerabflüssen mit Abflussereignissen aus der Kanalisation.

2.2 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION IN DER HANSESTADT ROSTOCK

Die Hansestadt Rostock, als Modellregion des Verbundprojekts KOGGE, ist charakteristisch für die komplexe Situation bei der Bewirtschaftung urbaner Gewässer. Die Küstenstadt an der nordostdeutschen Ostseeküste ist durch eine dichte Vernetzung der natürlichen und kulturtechnischen Gewässersysteme geprägt. Die Einwohnerzahl beträgt 202 000 auf einer Fläche von 181 km² mit einer Höhenvarianz von 2-3 m (51 mNHN). Die Ostsee zieht sich über das Ästuar Unterwarnow bis in das Stadtzentrum.

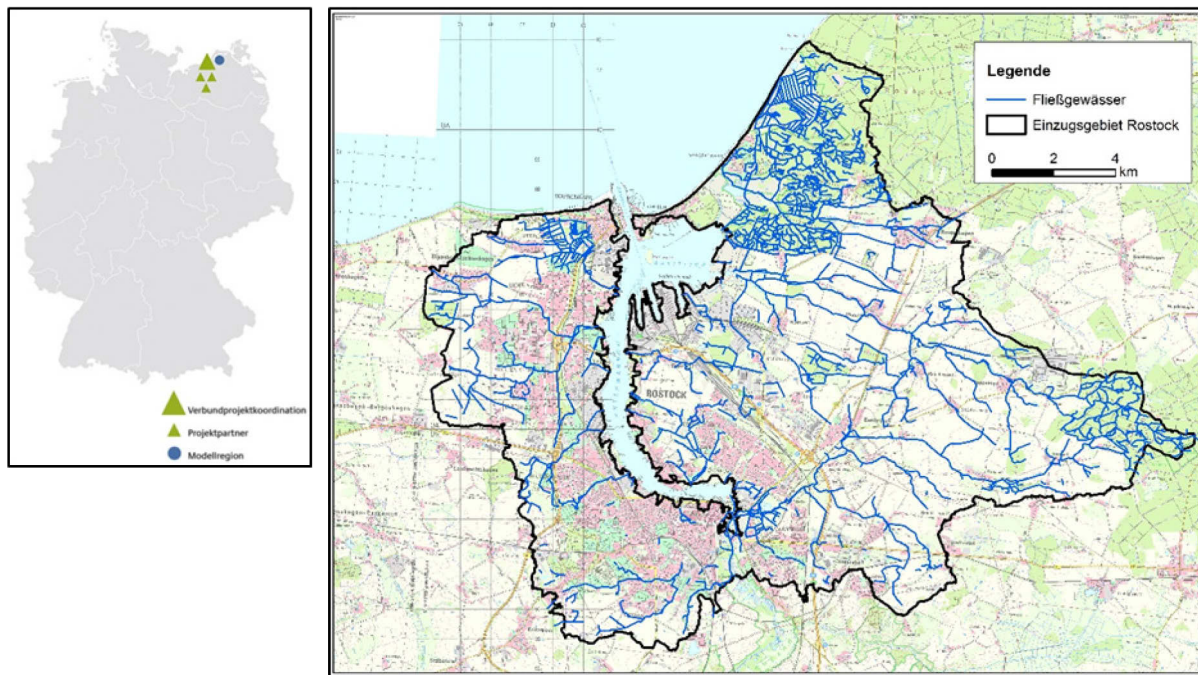


BILD 1: MODELLREGION KOGGE

Im Stadtbereich existieren ca.

- 200 kleinere Fließgewässer (Bäche, Gräben) mit einer Gesamtlänge von 196 km
- 138 kleine Standgewässer (< 50 ha) mit einer Gesamtfläche von 1,3 km²
- 270 ausgewiesene Feuchtgebiete mit einer Gesamtfläche von 10,4 km²

Das Relief ist sehr flach und erschwert in Verbindung mit dem städtischen Nutzungsdruck eine naturnahe Wasserbewirtschaftung. Viele Gewässer sind durch künstliche Querprofile, Begradigungen, technische Uferbefestigungen und Durchgängigkeitshindernisse gekennzeichnet. Die kleinteilig über das gesamte Stadtgebiet verteilten Gewässer erbringen für die Stadtgesellschaft wichtige Ökosystemleistungen (wichtiges Stadtelement, Entwässerung, Freizeit, Klima etc.), sind aber gerade auch dadurch starken Belastungen ausgesetzt. Viele Gewässer weisen ein technisiertes Längs- und Querprofil auf, ursprüngliche Auenräume sind kaum vorhanden, hydraulische und stoffliche Emissionen aus Niederschlags- und Mischwassereinleitungen sind die Regel, die Bewirtschaftung orientiert sich vorwiegend an der Sicherstellung der hydraulischen Kapazität und kaum an ökologischen Gesichtspunkten. Dies spiegelt sich auch in der Bewertung der ökologischen Qualitätskomponenten für die wenigen berichtspflichtigen Gewässer. In der Hansestadt Rostock sind neben der Warnow nur 8 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie bewertet (Tabelle 1). Davon ist nur das Gewässersystem Moorgraben/Prahmgraben, welches weitgehend im Naturschutzgebiet „Rostocker Heide-Hütelmoor“ verläuft, in einem guten ökologischen Zustand. Regelmäßig weisen alle anderen Gewässer auch einen schlechten hydromorphologischen Zustand und Überschreitungen der Werte für Phosphor und Sauerstoff nach Oberflächengewässerverordnung (OGewV Stand: 2016) sowie teilweise auch Ammonium auf. Die Situation in allen anderen Gewässern ist nicht bekannt.

TABELLE 1: ZUSTANDBEWERTUNG DER BERICHTSPFLICHTIGEN GEWÄSSER IM BEREICH DER HANSESTADT ROSTOCK

Gewässer Gewässerabschnitt	Ökologischer Zustand Ökologisches Potenzial	Hydromorphologi- scher Zustand	Parameter mit Überschreitungen gemäß OGewV (Stand 2016)
Carbäk Unterlauf	Mäßig	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, Sauerstoff
Carbäk Oberlauf	Schlecht	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, NH ₄ -N, Sauerstoff
Laakkanal	Schlecht	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, Chlorid, Sauerstoff
Moorgraben Prahmgraben	Gut	Gut	
Peezer Bach	Unbefriedigend	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, Sauerstoff
Radelbach	Schlecht	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, NH ₄ -N, Sauerstoff
Schmarler Bach	Schlecht	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, NH ₄ -N, Sauerstoff
Stromgraben	Unbefriedigend	Nicht gut	P-Gesamt, PO ₄ -P, Sauerstoff

Ein maßgeblicher Einfluss der Siedlungsentwässerung auf die Gewässerbelastung ist bekannt, wenn auch nicht quantifiziert. Mischwassereinleitungen spielen dabei für die kleineren Gewässer keine Rolle, da nur das Stadtzentrum im Mischsystem (150 km Kanalnetz) entwässert wird und alle Mischwasserüberläufe in die Unterwarnow abschlagen. Die ausgedehnten Vororte, und damit der Großteil der Stadtfläche entwässert jedoch im Trennsystem. Das Niederschlagswasser wird über 430 km Kanalnetz und mehr als 200 genehmigte Niederschlagswassereinleitungen in die Gewässer abgeleitet. Damit verbunden sind hohe hydraulische Spitzenbelastungen sowie stoffliche Einträge (insbesondere partikulär gebundene Schadstoffe).

Ein weiteres Charakteristikum ist die historisch gewachsene Einbindung von Gewässern in die Kanalisation („Multifunktionskanäle“), deren Ausbindung gerade im dicht bebauten Innenstadtbereich eine Herausforderung darstellt. Die Kanalisation ist insbesondere im mischwasserführenden Innenstadtbereich partiell an der Bemessungsgrenze, verursacht durch kontinuierliche Nachverdichtung. Für eine nachhaltige Entwässerungslösung sind deshalb innovative Entwässerungskonzepte erforderlich, welche auch zu einer veränderten Inanspruchnahme der natürlichen Fließgewässer führen.

Die Funktion der Gewässer für die Siedlungsentwässerung kann bei hydraulischer Überlastung aber auch ein Hochwasserrisiko für die Stadtgesellschaft darstellen (vgl. Mehl et al. 2014). Durch entsprechende Hochwasserereignisse wurde in Rostock ein Prozess angestoßen, die Entwässerungssituation der Stadt grundsätzlich zu bewerten und langfristig nachhaltig zu gestalten. Das Projekt KOGGE knüpft an das „Integrierte Entwässerungskonzept der Hansestadt Rostock - INTEK“ (BIOTA 2012b, 2013b, 2014a, Mehl et al. 2015) sowie einen parallel erarbeiteten „Integralen Entwässerungsleitplan der Hansestadt Rostock - IELP“ (vgl. Tränckner & Mehl 2017) an. Das zentrale Produkt des Projekts KOGGE ist ein integrales urbanes Gewässerentwicklungskonzept, welches aufbauend auf einer soliden System- und Defizit-Analyse kooperativ durch die Projektpartner unter aktiver Integration der Öffentlichkeit entworfen wird.

2.3 CREW UND PASSAGIERE

Das KOGGE-Projektconsortium bestand aus zehn Institutionen, von denen vier als assoziierte Partner zur Seite standen (Tabelle 2).

TABELLE 2: KOGGE-PROJEKTKONSORTIUM

Partner	Rolle im Projekt
Universität Rostock <ul style="list-style-type: none"> ▪ Professur Wasserwirtschaft (WW) ▪ Professur Geodäsie und Geoinformatik (GG) ▪ Professur Hydrologie und Angewandte Meteorologie (HY) 	Partner, Koordinator Partner Partner
biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH	Partner
Eurawasser Nord GmbH	Partner (Betreiber Abwassersystem)
Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow-Küste“ (WBV)	Partner (Unterhaltungspflichtiger der Fließ- und Standgewässer)
<i>Hansestadt Rostock</i>	<i>Assoziierter Partner (Amt für Umweltschutz, Stadtplanung)</i>
<i>Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mittleres Mecklenburg (StALU MM)</i>	<i>Assoziierter Partner (zuständige Wasserbehörde für WRRL-berichtspflichtige Gewässer)</i>
<i>Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG)</i>	<i>Assoziierter Partner</i>
<i>Warnow-Wasser- und Abwasserverband (WWAV)</i>	<i>Assoziierter Partner (Aufgabenträger für Trink- und Abwasser im Projektgebiet)</i>

Die **Universität Rostock – Professur für Wasserwirtschaft (Uni WW)** war Koordinator des Projekts. Im Verbund war sie insbesondere zuständig für:

- Aufbau des Monitoring an einem Beispielgewässer
- Entwicklung eines integralen gekoppelten Makromodells für Einzugsgebiete, Kanalnetz, Fließgewässer und Überflutungsmodellierung in Zusammenarbeit mit der Professur für Hydrologie und Meteorologie, der Eurawasser Nord GmbH und dem Warnow-Wasser- und Abwasserverband (WWAV),
- die chemisch-physikalische Zustandserfassung,
- Entwicklung des integralen Gewässerentwicklungskonzepts gemeinsam mit allen Verbundpartnern

In Zusammenarbeit wurden beispielhaft Strategien und Maßnahmen zur Optimierung der Siedlungsentwässerung und Gewässerentwicklung entworfen und mit Hilfe des Makromodells bewertet.

Die **Professur für Hydrologie und Angewandte Meteorologie (Uni HY)** bearbeitete im Verbund schwerpunktmäßig die hydrologischen und meteorologischen Fragestellungen und entwickelte insbesondere das Niederschlags-Abfluss-Modell für die Gewässer sowie die Überflutungsmodellierung in den Außengebieten.

Die **Professur für Geodäsie und Geoinformatik (Uni GG)** war im Verbund für die Belange der Geodaten, Fernerkundung und GIS-Technologien zuständig. Sie arbeitete daher im Bereich der Datenaufbereitung und -harmonisierung eng mit den IT-Verantwortlichen aller Verbundpartner zusammen. Sie leistete andererseits mit aktuellen

Geodaten speziell aus der Fernerkundung einen Beitrag zur Anreicherung der Datenlage. Mit dem Institut biota und der Hansestadt Rostock erfolgte eine enge Entwicklungskooperation im Bereich der Geodateninfrastruktur und der Bürgerbeteiligungsplattform.

Das **Institut biota GmbH** (Institut für ökologische Forschung und Planung) ist ein Unternehmen mit 60 Mitarbeitern mit den Tätigkeitsfeldern Umweltplanung, Umweltforschung und Regionalentwicklung (KMU nach EU-Anforderungen). Schwerpunkte im Verbund waren die methodische Entwicklung und Durchführung der Öffentlichkeitsarbeit, die Methodenentwicklung und -anwendung zur ökologischen Zustandsanalyse nicht berichtspflichtiger Gewässer und die Entwicklung eines angepassten Gewässerbewirtschaftungskonzepts zusammen mit dem Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow-Küste“ (WBV). Weitere unterstützende Arbeiten wurden beim Aufbau eines integralen Gewässerdatensatzes (Gewässerkataster) und den Arbeiten zur Siedlungsentwässerung/Hochwasserschutz sowie bei der Koordination geleistet. Parallel und in Zusammenarbeit mit KOGGE erarbeitete das Institut biota gemeinsam mit der Hansestadt Rostock einen „Integralen Entwässerungsleitplan“, welcher durch KOGGE in wesentlichen Punkten untersetzt wird.

Die **Eurawasser Nord GmbH** war in der Projektlaufzeit Betriebsführer für das Kanalnetz der Hansestadt Rostock und des Umlands. Sie stellte das Netzinformationssystem und das hydrodynamische Kanalnetzmodell zur Verfügung. In Zusammenarbeit mit der Uni WW wurde dieses konsequent auf eine flächendifferenzierte Berechnung umgestellt. Eurawasser unterstützte die Uni WW weiterhin bei der Kalibrierung durch eigene Messkampagnen. Zusammen mit dem WWAV entwickelte Eurawasser Konzepte für die sektorale Umsetzung der KOGGE-Ergebnisse in der Siedlungsentwässerung.

Der **Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow-Küste“ WBV** als Unterhaltungspflichtiger für die Gewässer 2. Ordnung stellte alle relevanten Daten der Gewässer zur Verfügung und erhob im Rahmen der Zustands- und Defizitanalyse die Gewässerprofile, Rohrleitungszustände und Informationen zum morphologischen Zustand. Im Rahmen eines landesweiten und deutschlandweiten Erfahrungsaustauschs wurden Erkenntnisse für die eigene Planung von Gewässerentwicklungskonzepten gesammelt. Als Basis für eine angepasste Gewässerunterhaltung und Entwicklung wurde ein Hydraulik-, Ersatzinvestitions- und Gewässerunterhaltungskataster erarbeitet.

Die *Hansestadt Rostock*, der *WWAV*, das *StALU MM* und das *LUNG* standen dem Projekt als **assoziierte Partner** über die gesamte Projektlaufzeit zur Seite. Die Hansestadt Rostock arbeitet mit ihren Verwaltungseinheiten in allen Arbeitspaketen mit. Insbesondere das Umweltamt, Abteilung Wasser und Boden, beteiligte sich an der Zustands- und Defizitanalyse, der Entwicklung des strategischen Gewässerentwicklungskonzepts und der beispielhaften Maßnahmenplanung. Die IT-Abteilung der Stadt arbeitet mit der Uni GG bei der Entwicklung der Web-basierten Geodateninfrastruktur (GDI) und der Bürgerbeteiligung über die Internetplattform www.klarschiff-hro.de zusammen. Der WWAV ist Eigentümer der Abwasseranlagen der Stadt Rostock und des Umlands. Bei allen strategischen und operativen Planungen innerhalb von KOGGE arbeitet daher der WWAV mit. Das StALU MM ist die zuständige Wasserbehörde für Überwachung und Unterhaltung der Unterwarnow als Gewässer 1. Ordnung, in die nahezu alle hier untersuchten Fließgewässer münden. Weiterhin ist das StALU MM für die Umsetzung der WRRL bei den berichtspflichtigen Gewässern 2. Ordnung zuständig. Im Projekt konzentriert sich die Zusammenarbeit auf diese beiden Schwerpunkte. Das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie ist die oberste Fachbehörde für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und als diese besonders an der Zustandsermittlung für bisher nicht berichtspflichtige Gewässer interessiert. Das LUNG unterstützte das Projekt maßgebend durch die Bereitstellung der umfangreichen Fachdatenbank FIS Wasser und durch individuelle fachliche Abstimmungen.

3 DER KOGGE KURS

BESCHREIBUNG DES PROJEKTANSATZES

In diesem Projekt soll umsetzungsorientiert am Beispiel der Stadt Rostock die ökologische Entwicklung der Stadtgewässer mit dem Aspekt des Hochwasserschutzes, der Gewässerbewirtschaftung sowie den vielfältigen Nutzungsansprüchen einer Stadtgesellschaft in Übereinstimmung gebracht werden. Das zentrale Produkt ist ein stadtübergreifendes integrales Gewässerentwicklungskonzept, welches aufbauend auf einer soliden System- und Defizit-Analyse kooperativ durch die Projektpartner entworfen wird.

Das Vorgehen im Projekt KOGGE von der Zustandsanalyse bis zur Maßnahmenplanung ist in Bild 2 zusammengefasst. Grundsätzlich gliedert sich das Vorgehen in 1) eine Zustands- und Defizitanalyse als Grundlage für die darauf aufbauende 2) Entwicklung eines strategischen Gewässerentwicklungskonzepts. Beide Bearbeitungsschritte erfordern ein effektives Datenmanagement und die parallele Entwicklung unterschiedlicher methodischer Ansätze, weshalb diese Arbeiten hier als Querschnittsthemen formuliert sind.

Die Zustands- und Defizitanalyse gliedert sich gemäß dem übergeordneten Projektziel in die Analyse und Bewertung drei wesentlicher Gewässerfunktionen:

1. Hydrologische und hydraulische Funktion (Abschnitt 5.1 bis 5.5)
2. Ökologische Funktion (Abschnitt 5.6)
3. Sozio-kulturelle Funktion für die Stadtgesellschaft (Abschnitt 5.7)

Die hydrologische und hydraulische Analyse fokussiert vor allem auf eine flächen- und nutzungsdifferenzierte Analyse des Hochwasserrisikos aus dem Zusammenspiel von natürlichem Gewässerabfluss und Siedlungsentwässerung. Im Zuge der dafür erforderlichen Modellentwicklung können aber auch wichtige Gewässerhauptzahlen und Kennzahlen zur Bewertung des hydraulischen Stresses abgeleitet werden.

Schwerpunkt von KOGGE sind Gewässer und Feuchtgebiete, welche nicht unter die Berichtspflicht nach Wasserrahmenrichtlinie fallen. Entsprechend werden neue methodische Ansätze entwickelt, welche eine vereinfachte und für urbane Gewässer zielführende Bewertung der ökologischen Funktion ermöglichen. Neben der bioindikativen Bewertung sind aber auch ergänzende Erhebungen zu chemisch-physikalischen Belastungen und der Gewässer-morphologie erforderlich. Weiterhin lässt sich auch mit Hilfe von GIS-Analysen das Schmutzfracht-Potenzial abgeschlossener Niederschlagswassereinleitungen bewerten.

Die sozio-kulturelle Funktion der Gewässer für die Stadtgesellschaft wird durch eine Kombination aus Vor-Ort-Kartierung und Luftbildauswertung analysiert. Hierbei wird anhand vordefinierter Kriterien bewertet, inwieweit die Gewässer und Feuchtgebiete für die Stadtgesellschaft zugänglich und erlebbar sind.

Diese Bewertung ist gleichzeitig eine Aussage über die kulturelle Ökosystemleistung der Gewässer und Feuchtgebiete. Weiterhin werden auch regulative Ökosystemleistungen der Gewässer bewertet. Der Ansatz der Ökosystemleistungen findet sich im ursprünglichen Projektantrag nicht wieder und wurde bewusst ergänzt, um die Diskussion über eine anzustrebende Gewässerentwicklung insbesondere mit Partnern außerhalb der Wasserwirtschaft argumentativ zu stützen.

Die gewässerabschnittsscharfen Ergebnisse der Zustands- und Defizitanalyse werden systematisch zusammengefasst und daraus Handlungserfordernisse abgeleitet. Diesen werden potenziell geeignete Maßnahmenkategorien zugewiesen, welche sowohl im Gewässer selbst als auch im Einzugsgebiet und der Siedlungsentwässerung verortet sein können. Integriert über einzelne Gewässer ergeben sich damit strategische Entwicklungsziele. Expli-

ziter Bestandteil des Projektes ist die Entwicklung einer tragfähigen Implementierungsstrategie. Dies erfordert konkrete Umsetzungskonzepte auf der sektoralen Ebene der einzelnen Beteiligten sowie eine übergeordnete koordinierende Struktur.



BILD 2: SCHEMA KOGGE

4 ERFORDERLICHE BORDMITTEL

VERWENDETE DATEN UND METHODISCHE ANSÄTZE

4.1 DATENGRUNDLAGEN

4.1.1 ZIELSTELLUNG

Grundlage für die Zustands- und Defizitanalyse und die Erstellung des Gewässerentwicklungskonzepts ist ein umfassender und zweckmäßig strukturierter Datenbestand. Das erforderliche Datenmanagement umfasst dabei drei Schwerpunkte:

1. Aufbereitung und Vervollständigung bereits vorhandener Datensätze
2. Erfassen von neuen Datensätzen, Nachverdichtung von Daten
3. Aufbau einer einheitlichen und zweckmäßigen Datenverwaltung

Aufgrund der komplexen Interaktionen zwischen Gewässer und Einzugsgebiet geht dies weit über direkt gewässerbezogene Daten hinaus. Wesentlich erforderliche Informationen sind:

- Einzugsgebiet
 - Digitales Geländemodell
 - Landnutzung
 - Einwohnerdichten
 - Bodenarten, Bodenklassen, sonstige geohydrologische Informationen
 - Vegetation
- Wasserwirtschaftliche Bestandsdaten
 - Objektdaten der Siedlungsentwässerung (Kanalnetz, Sonderbauwerke etc.)
 - Objektdaten des Gewässersystems (Längs-, Querprofile, Durchlässe, Verrohrungen etc.)
 - Drainagepläne
- Planungsunterlagen, Ergebnisse von relevanten Studien und sonstigen Untersuchungen
 - Zustandsbewertung nach WRRL für berichtspflichtige Gewässer und abgeleitete Maßnahmenpläne
 - Planungsstand der Stadt- und Raumplanung
 - Bestehende Konzepte und Strategien (z.B. Integrales Entwässerungskonzept und Integraler Entwässerungsleitplan der Hansestadt Rostock)

Insbesondere für Zwecke der Modellierung sind auch sehr spezifische Eingangsdaten erforderlich, welche in der notwendigen Detaillierung und Vollständigkeit nicht verfügbar waren. Ein Teil der Datenbestände war nur analog verfügbar. Nachfolgend wird deshalb vertiefend auf wesentliche Datengrundlagen und die verwendeten Methoden zum Schließen von Datenlücken eingegangen.

4.1.2 EINZUGSGEBIET

LANDNUTZUNG

Die Landnutzung ist für alle Aspekte der Zustands- und Defizitanalyse eine entscheidende Einfluss- und Bewertungsgröße.

Im Gegensatz zu vielen anderen Kommunen steht für die Hansestadt Rostock (Stadtbereich des Untersuchungsgebietes) eine hochaufgelöste Realnutzungskartierung (2014) zur Verfügung. Diese stellt eine zentrale Grundlage für das KOGGE-Projekt dar. Auf dieser Kartierung basieren eine Vielzahl von entwickelten Methoden und Bewertungen, die in den folgenden Abschnitten näher erläutert werden. Ausgangsdaten der Realnutzungskartierung sind

Orthophotos, welche über einen hierarchischen Interpretationsschlüssel in kleinteilige Flächennutzungen (unterhalb von Grundstücksgrenzen) übersetzt wurden. Aus dieser Detailschärfe erfolgten u.a. Aussagen über die versiegelten Flächen. Entstanden ist ein Basisdatensatz mit 49 Klassen inkl. klassenspezifischer Versiegelungsgrade. Für das Umland der Hansestadt Rostock steht diese Detailschärfe noch nicht zur Verfügung. Hier wurden die Daten des Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystems ATKIS vom Landesamt für innere Verwaltung Mecklenburg-Vorpommern genutzt (Vergleich der Landnutzungen im Bild 3).

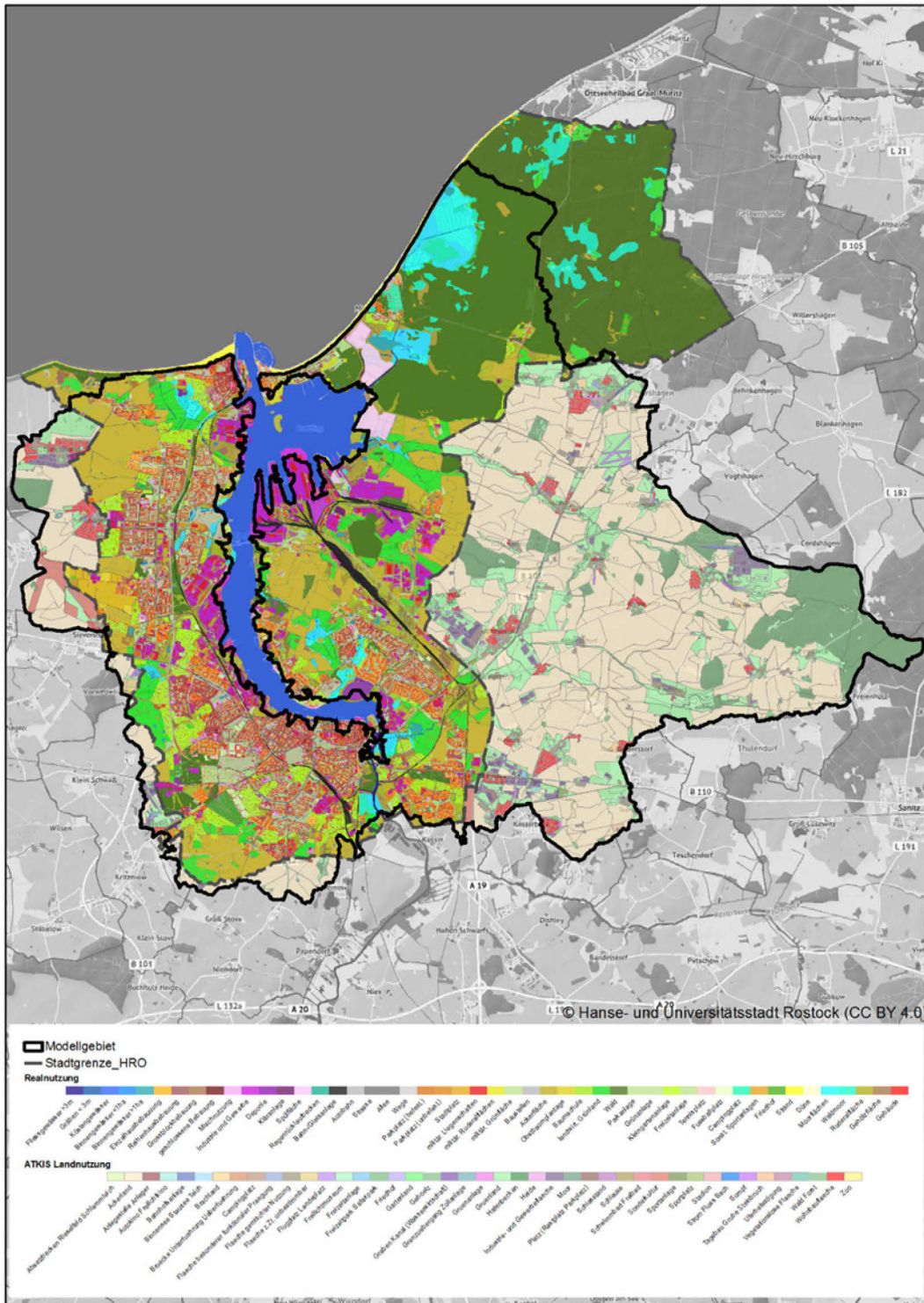


BILD 3: GRUNDLAGEN DER LANDNUTZUNG IM MODELLGEBIET; REALNUTZUNGSKARTE (INNERHALB STADTGRENZE) UND ATKIS (AUßERHALB STADTGRENZE)

DIGITALE OBERFLÄCHEN UND GELÄNDEMDELLE

Flächendeckende Geländemodelle für das Projektgebiet

Detaillierte Informationen zur Morphologie des Projektgebietes waren im Projekt für zahlreiche Fragestellungen (Hydraulische Modellierung, Berechnung von gewässerbezogenen Ökosystemleistungen) eine entscheidende Datengrundlage. Um flächendeckende oberflächenspezifische Informationen des Projektgebietes zu gewinnen, wurde auf Satellitendaten und flugzeuggestützte Laserscandaten zurückgegriffen. Letztere wurden durch LIDAR-Messwerte aus Flugzeugaufnahmen des Landesamts für innere Verwaltung (LaiV) Mecklenburg-Vorpommern (LaiV 2017) bereit gestellt. Diese Erhebungsmethodik wird im internationalen Sprachgebrauch als Airborne Laserscanning (ALS) bezeichnet. ALS-Daten repräsentieren ein dichtes Messpunktnetz, welches auch in bewaldeten Gebieten regelmäßige Höhenmesswerte auf dem Boden unterhalb der Vegetationsdecke liefert. Deshalb lassen sich mit den ALS-Rohdaten digitale Oberflächenmodelle (DOM, 3D-Modell der obersten Landbedeckung), aber auch digitale Geländemodelle (DGM, 3D-Modell des Geländes) erstellen (Mandlbürger et al. 2009). Allerdings befindet sich das höchstauflösende Geländemodell im Bereich des Projektgebiets derzeit noch im Aufbau. Deshalb wurde die rohe ALS-Punktvolke als Grundlage für die Erstellung projekteigener Geländemodelle verwendet.

Im Fokus lag die Erstellung von einem DGM mit einer Auflösung von 1 x 1 m. Fehlende Höhenmesswerte im Kernbereich von Gewässeroberflächen wurden durch Nearest Neighbour-Interpolation ergänzt. Demgegenüber fungierten bei Geländeabbildungen, welche sich explizit auf Gerinne beschränken, nur die unmittelbar benachbarten Messpunkte als Grundlage für die Erstellung des DGM. Darüber hinaus wurde für diese Gerinne-bezogenen Fragestellungen eine Auflösung von 0,4 m gewählt (DGM0.4). Für lückenhafte Sektoren wurde die Interpolationsmethode Spline angewendet um einen höheren Annäherungsgrad an die konkave Querschnittsform bei geringen Punktdichten entlang der Tiefenlinie zu erreichen (Wilson und Gallant 2000).

TABELLE 3: IM PROJEKTGEBIET VORHANDENE DGM-PRODUKTVARIANTEN (LAI V, 2017)

Variante	Räumliche Auflösung	Höhenungenauigkeit
DGM10	10 m	0,5 – 2 m
DGM5	5 m	0,25 – 1 m
DGM2	2 m	0,15 – 0,4 m
DGM1	1 m	0,15 – 0,2 m

Höchstauflösende Oberflächen- und Geländemodelle

Zahlreiche Modellstudien belegen, dass die Qualität von Oberflächenabflussmodellen und damit die Aussagekraft für das Hochwasserrisikomanagement von der Güte der zugrundeliegenden Geländemodelle abhängen. Im Projekt war deshalb zu prüfen, welche Genauigkeit des DGM für die Überflutungsmodellierung hinreichend ist. Hierfür wurde das Lupengebiet Evershagen-Dorf als Referenzgebiet ausgewählt.

Für dieses Gebiet wurde zusätzlich eine Befliegung mittels Unmanned Aerial Vehicle (UAV) durchgeführt, um ein höchstauflösendes Orthofoto und ein DOM zu erstellen. Umgesetzt wurde dies mittels des Verfahrens „Structure from motion“. Das Verfahren beschreibt eine photogrammetrische Prozedur zur Rekonstruktion dreidimensionaler Oberflächen aus einem Pool von Einzelaufnahmen mit wechselnder Aufnahmeperspektive. Grundvoraussetzung ist die großzügige Überlappung der Aufnahmen und anschließende Überlagerung identischer Bildpunkte. Ist die Kamera auf eine flugfähige Plattform wie z. B. ein UAV installiert, ist auf diese Weise die Erstellung von Orthofotos (DOP) und DGM möglich. Die Georeferenzierung von UAV-generierten Daten erfolgt anhand von vor Ort eingemessenen Bezugspunkten (Westoby et al. 2012).

Für die Umsetzung der methodischen Operationen wurden die Software-Umgebungen ArcGIS 10.4 (kommerzielles Produkt der Fa. ESRI Inc.), SAGA GIS 2.1-6 (Open Source GIS) (Conrad et al. 2015), LAStools (unlizenzierter als freie Software der Fa. rapidlasso GmbH) (Isenburg 2016), Agisoft Photoscan (kommerzielle Software der Fa. Agisoft LLC) und R in Verbindung mit RStudio (Open Source Skriptsprache und Entwicklungsumgebung für statistische Anwendungen) (R Core Team 2016) eingesetzt.

Die Befliegung erfolgte im August 2016 mit einem UAV des Typs AscTec Falcon 8. Aus einer Flughöhe von 110 m wurden 214 Einzelbilder aufgenommen, wodurch eine Fläche von 0,107 km² abgedeckt werden konnte. Der Datensatz mit den Referenzkoordinaten umfasst 11 mittels RTK GPS eingemessene Referenzwerte, aus welchen sich eine mittlere Lageabweichung (XY) von 3,4 cm und eine mittlere Höhenabweichung (Z) von 1,1 cm errechnen lassen. Die initiale Bodenaufösung der resultierenden Rasterdaten beträgt 1,4 cm Pixelkantenlänge. Derart hohe Auflösungen beanspruchen die Rechenkapazitäten enorm, weshalb die Auflösung später für einige Anwendungen durch resampling-Strategien (Wilson und Gallant 2000) reduziert wurde.



BILD 4: AUSSCHNITT DES UAV-BASIERTEN DOP UND DOM IM LUPENGEBIET EVERSHAGEN

Im Gegensatz zu Geländemodellen enthalten Oberflächenmodelle Höheninformationen der obersten Landbedeckung, d. h. Bäume und Sträucher sind hier nicht herausgefiltert. Für die angestrebte Anwendung der Überflutungsmodellierung war ein digitales Geländemodell erforderlich. Hierfür wurde das DOM der UAV-Befliegung mit ALS-Laserscandaten verknüpft. Die DOM-Höhenwerte wiesen eine vielfach höhere Punktdichte als die ALS-Daten auf, so dass hier feine topographische Geländeunterschiede (z. B. im Bereich von Bordsteinkanten) deutlicher hervortraten. Die Verknüpfung beider Datensätze war notwendig, da das DOM nur in Bereichen verwendet werden konnte, in welchen der DOM-Höhenwert der tatsächlichen Geländehöhe entsprachen. Dies galt weitestgehend für Straßen, Parkplätze, Terrassen und gepflasterte Vorgärten (versiegelte und teilversiegelte Flächen). Für vegetationsbedeckte Areale wurden demgegenüber die als Geländeoberfläche klassifizierte Höheninformationen aus den ALS-Daten verwendet. Im Zuge der ALS-Datenprüfung wurde in dem betrachteten Lupengebiet Evershagen ein systematischer Höhenversatz von ca. 7 cm festgestellt, welcher für die Erstellung des Geländemodells manuell angeglichen wurde.

Querprofile entlang von Gerinnen

Für die Modellierung auf Makroebene sind Informationen zu den Gerinnequerschnitten erforderlich, die zu einem großen Teil durch terrestrische Nachvermessung (s.u.) erhoben wurden. Im Projekt wurde auch geprüft, inwieweit sich diese Daten alternativ auch aus dem DGM ableiten lassen. Ein explizit für diese Zwecke erstelltes DGM0.4 war die Basis zur Generierung eines separaten DGM für jedes betrachtete Gewässersystem (Kringelgraben, Laak-Kanal, Schmarler Bach und Carbäk), das über Querprofilinien im Abstand von 50 m erzeugt wird und sich aus Gründen der Rechenkapazitätseinsparung jeweils auf den unmittelbaren Bereich des Gerinnes beschränkt (Bild 5). Diese DGM wurden ergänzend zu der terrestrischen Vermessung zum Aufbau eines Gewässermodells verwendet.

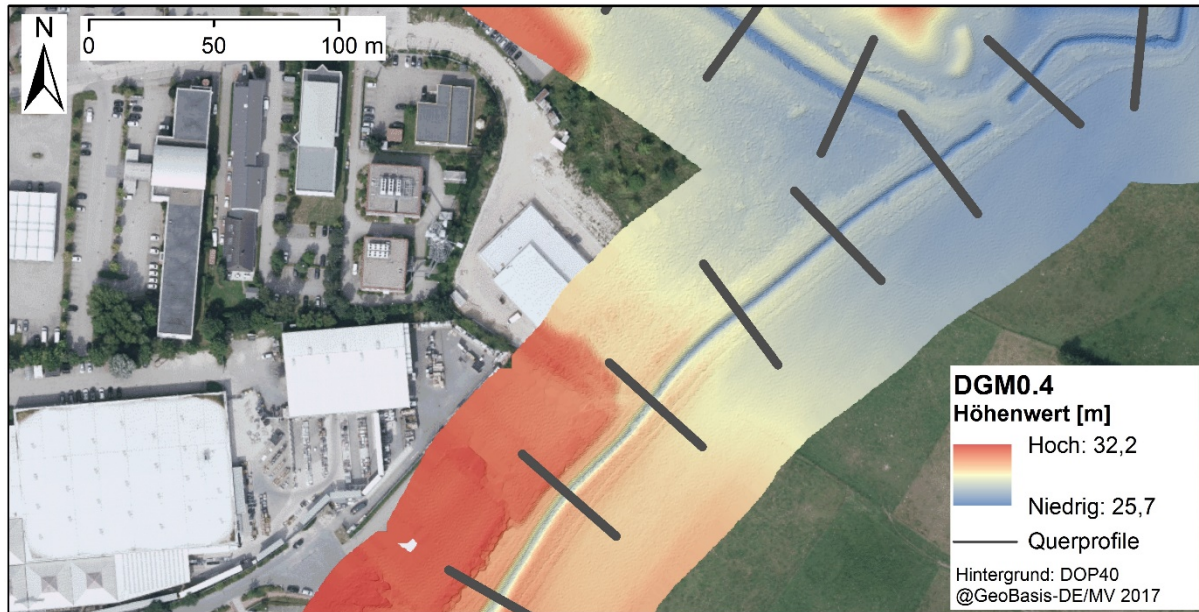


BILD 5: QUERPROFILE ENTLANG DES KRINGELGRABENS

4.1.3 GEWÄSSERDATEN

Für die möglichst exakte hydrologische und hydraulische Modellierung der Gewässer war die Erfassung von Lage- und Bestandsplänen, Längs- und Querprofilen, von Sonderbauwerken und Schöpfwerken und von Drainagen notwendig. Diese Daten dienen zur Ermittlung von wirksam drainierten Flächen, der Lage der Drän-Sammler sowie deren Einleitpunkten im Gewässer.

DIGITALISIERUNG VON ANALOGEN DATENBESTÄNDEN

Wichtige wasserwirtschaftliche Objektdaten liegen teilweise noch immer analog in Form von Planzeichnungen, Karten, Tabellen oder auch Gewässerunterhaltungsplänen vor. Dies betrifft insbesondere das Archiv des Wasser- und Bodenverbandes „Untere Warnow-Küste“ (WBV). Für die Bearbeitung in KOGGE, aber auch für die langfristige Betriebsführung des WBV wurden die Themen Rohrleitungen, Hydraulik, Melioration, Entwässerung bzw. Dränung der folgenden Gewässer-Systeme erfasst und digitalisiert:

- Laak-Kanal-System
- Schmarler Bach-System
- Kringelgraben-System
- Hechtgraben-System
- Carbäk-System
- Peezer Bach-System

Insgesamt fanden dabei 157 Archiv-Projekte Berücksichtigung. Darüber hinaus erfolgte die Digitalisierung von projektrelevantem Kartenmaterial und analogen Gewässerunterhaltungsplänen. Die erzeugten digitalen Daten (Erläuterungsberichte, Lage-/Bestandspläne, Längs-/Querprofile, hydraulische Berechnungen) wurden für die weitere Bestandaufarbeitung im verbandsinternen Datenarchiv gespeichert. Im Zuge der Digitalisierung wurden alle anfallenden Daten nach Inhalt sortiert und mit den bestehenden verbandsinternen digitalen Archiv-Strukturen verknüpft.

Die eingescannten Lage- und Bestandspläne wurden mit Hilfe der Software WGEO 5.0 Plus der Firma DHI-WASY georeferenziert.

TERRESTRISCHE VERMESSUNG

Neben der Digitalisierung von Altbeständen wurden die Gewässer z.T. auch neu vermessen. Die Daten dienen dem WBV zum Aufbau der Kataster für Hydraulik, Ersatzinvestition sowie Gewässerunterhaltung als auch der Vervollständigung und Aktualisierung von Bestandsdaten.

Die Anforderungen an die entsprechende Messtechnik waren hoch. Die genutzten Geräte mussten i) handlich ii) robust und iii) präzise sein. Eine besondere Randbedingung war der Einsatz in teilweise sehr unwegsamem Gelände. Soweit anwendbar wurden Geräte mit RTK-GPS (GRS-1 der Firma TOPCON, GPS-System der Firma Leica) eingesetzt. Beim RTK-GPS senden lokale Bodenstationen Korrekturwerte mittels Funkverbindung an den GPS-Empfänger. Der Lagebezug entsprach ETRS89, UTM33 mit 8 Stellen (EPSG:5650). Die Höhen wurden in mNHN ermittelt.

Im Falle einer Abschirmung des Mobilfunkempfangs durch Vegetation, Topographie oder Witterung wurde RTK-GPS durch optische Messverfahren ergänzt. Dabei erwiesen sich das Tachymeter sowie das Nivelliergerät als zielführende Alternativen. Dies gewährleistete eine hohe Genauigkeit der geometrischen Eingangsdaten. Das Nivelliergerät wurde in Einzelfällen zur Höhenbestimmung genutzt (Bauwerksvermessung). Genau wie beim Tachymeter kann eine Beeinträchtigung der Sichtachsen jedoch den Vermessungserfolg einschränken.

Im Rahmen der Vermessungstätigkeiten traten verschiedene Probleme auf. So führten Signalverluste oft zu Behinderungen der Arbeiten. Diese sind auf Störungen der Funk- und Internetverbindung zurückzuführen. Um Signalstörungen und -verluste zu vermeiden bzw. zu reduzieren, wurden die Vermessungen überwiegend außerhalb der Vegetationsperiode und unter Berücksichtigung der Wetterlage realisiert.

Die bei der GPS-Vermessung generierten Rohdaten wurden in Form von Text-Dateien exportiert und gewässerspezifisch dokumentiert. Die Weiterverarbeitung der Rohdaten erfolgte im Hinblick auf die jeweilige Fragestellung im GIS.

Vermessung der Quer-/Längsprofile

Die Erstellung eines hydraulischen Modells der Fließgewässer erfordert eine möglichst präzise Erfassung der Profilbeschaffenheit. Form und Dimension sind entscheidend für eine realistische Simulation des Abflussregimes eines Gewässer-Systems. Hierzu wurden die Punkte im Profil aufgenommen, an denen sich die Böschungsneigung signifikant verändert (ca. 5 – 15 Punkte). Weiterhin wurden die Wasserspiegellage, die Uferberandung sowie abflussbegrenzenden Sohlstrukturen ermittelt (Bild 6).

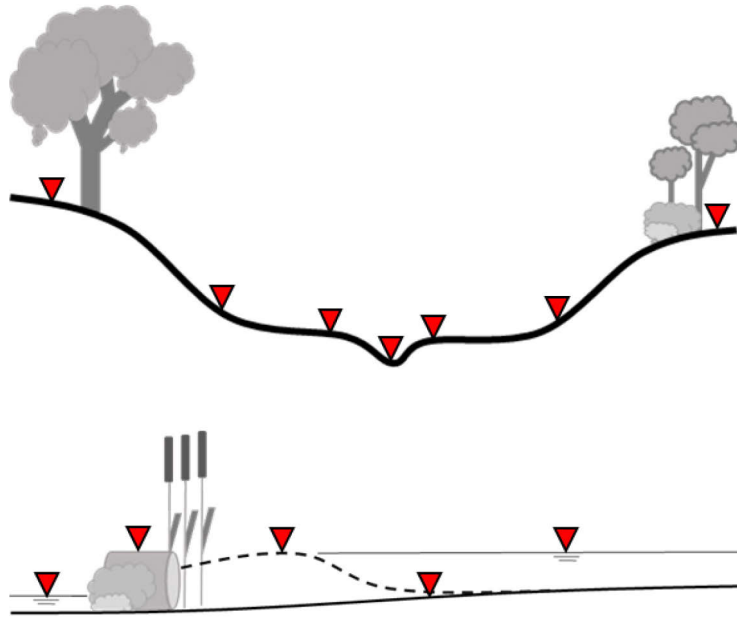


BILD 6: VERMESSUNG VON QUER- UND LÄNGSPROFIL (WBV)

Vermessung von Bauwerken, Rohrleitungen und Schächten

Neben der Gewässermorphologie wurden auch die Bauwerke (Durchlässe, Brücken, Rohrein-/ausläufen) am und im Gewässer messtechnisch erfasst. Insbesondere in den Einzugsgebieten der Gewässer Laak-Kanal, Schmarler Bach und Kringelgraben erfolgte eine umfangreiche und detaillierte Bauwerksaufnahme (Höhen der Rohrsohlen, Dimension des Bauwerkes) mit den bereits beschriebenen Vermessungsmethoden. Diese Systemelemente sind in der Regel auch die hydraulischen Zwangspunkte und damit für die Modellierung dieser Fließgewässer entscheidend.

Um die für die hydraulische Modellierung notwendigen Daten der im Projektgebiet befindlichen Rohrleitungen zu ermitteln, wurden die zugehörigen Schächte sowie Rohrein-/ausläufe in ihrer Tiefe und Dimension erfasst (Bild 7). Das hierfür in der Regel genutzte RTK-GPS ergänzte die direkte Messung der Rohrdimension.

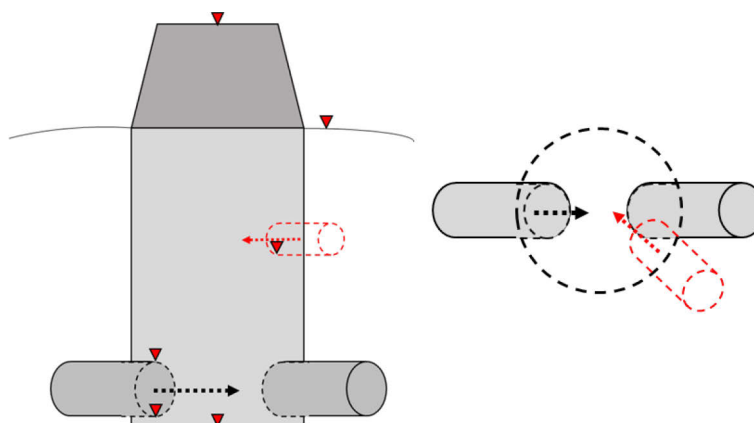


BILD 7: VERMESSUNG VON SCHÄCHTEN UND ROHRLEITUNGEN (WBV)

Über GIS-Funktionen (nearest neighbour) wurden die Schachtinformationen nachträglich mit den Rohrleitungs-Polylinien topologisch verbunden. Um eine detaillierte Verortung entlang des Gerinnes bzw. der Rohrleitung sicherzustellen, wird den Vermessungspunkten zusätzlich eine Stationierungsinformation übertragen.

4.1.4 SIEDLUNGSENTWÄSSERUNG

In der Siedlungsentwässerung ist insbesondere eine möglichst genaue Information über den Kanalnetzbestand (Dimensionen, Höhenlage, Schächte, Sonderbauwerke, Einleitpunkte in die Gewässer) erforderlich. Die durch Eu-rawasser zur Verfügung gestellten Kanalnetzdaten sind für den reinen Rohrleitungsbestand weitgehend vollständig. Nur in Einzelfällen waren Nacherhebungen und Korrekturen (insbesondere bei unplausiblen Höheninformationen) erforderlich.

Eine größere Herausforderung war jedoch die Bereitstellung aktueller Informationen zu Regenrückhaltebecken in offener Bauweise. Zum Teil fehlten Bestandsunterlagen oder der Beckenzustand war gegenüber dem Planungszustand durch Alterung, Vegetation und Verlandung deutlich verändert. Eine korrekte Abbildung der Retentionswirkung dieser Bauwerke war aber zwingend erforderlich, um das Systemverhalten (insbesondere bei volumenstarken Ereignissen) richtig beschreiben zu können.

Deshalb wurde eine GIS-gestützte Methode zur quantitativen Erfassung des Rückhaltevermögens entwickelt (Bild 8). Als Datengrundlage für die Berechnungen diente das DGM1, welches jeweils auf die Ausdehnung eines Rückhaltebeckens zurechtgeschnitten wurde. Die Beckenausdehnung des tatsächlich vorgesehenen Rückhaltebereichs bedingte die Festlegung der Böschungsoberkante. Sofern die Dichte der Vegetationsbedeckung es zuließ, konnte die wahre Beckengeometrie auch in schwer zugänglichen Bereichen realitätsnah erfasst werden. Die höchsten Ungenauigkeiten traten dabei an geneigten Flächen auf, d. h. an den Böschungen. Durch iterative Erhöhung des Wasserstandes in der digitalen Beckengeometrie können auf diese Weise Volumen, Wasserspiegel- und Querschnittsfläche für einen bestimmten Wasserstand berechnet werden. Die Vorgehensweise wurde weitgehend automatisiert und ermöglichte die Ermittlung beckenspezifischer Rückhalteeigenschaften. Für die Validierung der Methode wurden parallel vier Rückhaltebecken mittels Tachymeter und RTK-GPS manuell vermessen. Die aus den Messpunkten generierten Geländemodelle dienten als Referenzdaten. Der Vergleich der ALS-basierten Erhebungen mit den terrestrischen Messungen deutet auf höhere Volumenunsicherheiten bei geringen Wasserständen hin. Der unsichere Wertebereich an der Beckensohle wurde durch ein Extrapolationsverfahren in diesem Bereich präzisiert. Bei höheren Wasserständen bis zur maximalen Ausschöpfung des Rückhaltevermögens liegt die Abweichung des ermittelten Volumens unterhalb von 10 %. Die Methode ermöglicht gegenüber konventioneller terrestrischer Vermessung eine erhebliche Arbeitseinsparung. Zudem ist bei wiederkehrenden Aufnahmen von ALS-Höheninformationen die Überwachung von Verlandungsprozessen in Regenrückhaltebecken denkbar.

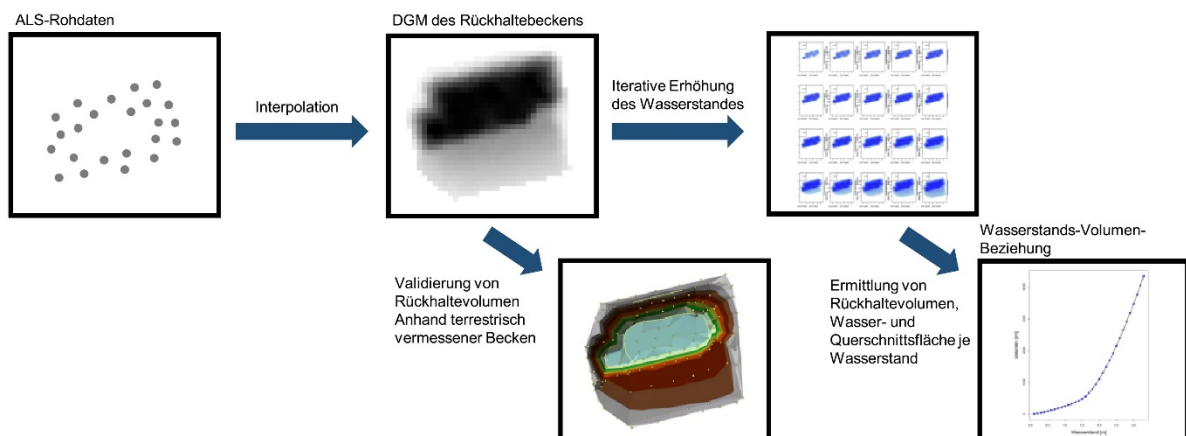


BILD 8: VERFAHREN ZUR QUANTITATIVEN ABSCHÄTZUNG DER RÜCKHALTEWIRKUNG

WEITERE EINZUGSGEBIETS DATEN

Weiterhin wurden Informationen zu Bodenklassen und Einwohnerdichten genutzt. Die Arbeitsgruppe Geoinformatik entwickelte daneben Methoden zur luftbildgestützten Bestimmung des Versiegelungsgrads, des Blattflächenindex, physikalisch begründeten Muldenverlusten sowie zur Klassifizierung von Feuchtgebieten. Diese Verfahren sind zum Teil noch Stand der Forschung und werden hier nicht weiter erläutert. Verwendung fanden die Daten unter anderem in der hydrologischen und hydraulischen Modellierung sowie der ökologischen Zustandsanalyse.

4.1.5 PLANUNGSUNTERLAGEN

Neben den eigentlichen Objektdaten wurden auch diverse Planungsunterlagen in die Projektbearbeitung einbezogen. Insbesondere betrifft dies

- Gewässerunterhaltungsplan
- Planungen und Konzepte zur Siedlungsentwässerung
- naturschutzfachliche Gebiete und Planungen
- Maßnahmenplanungen zur Umsetzung der WRRL an den berichtspflichtigen Gewässern

Von besonderer Relevanz für KOGGE war der Bezug zu den vorhandenen bzw. parallel entwickelten wasserwirtschaftlichen Konzepten der Hansestadt Rostock

- Integrales Entwässerungskonzept INTEK (BIOTA 2012b, 2013b, 2014a, Mehl et al. 2015)
- Integraler Entwässerungsleitplan IELP (BIOTA 2016)

INTEK stellt schwerpunktmäßig eine übergreifende Risikoanalyse für das gesamte Stadtgebiet für ein definiertes Niederschlagsereignis dar und liefert viele Eingangsdaten und methodische Grundlagen für KOGGE. Der IELP baut darauf auf und entwickelt das bereits in INTEK entworfene Konzept von „Entwässerungsleitachsen“ konsequent weiter. Insbesondere zum IELP gibt es umfassende Querbezüge, auf welche in nachfolgenden Abschnitten eingegangen wird.

4.2 DATENVERWALTUNG IM GEONETWORK

4.2.1 HINTERGRUND UND ANFORDERUNGEN

Ein fluider Datenaustausch und ein modernes Datenmanagement sind essentiell für die Zusammenarbeit der einzelnen Projektpartner über die gesamte Projektlaufzeit. Da im Verlauf des Projektes eine große Menge Geodaten anfallen, eignet sich hierfür ein darauf spezialisiertes, webbasiertes Managementsystem am besten. Durch dieses sollen neben den Geodaten auch zugehörige Dienste, wie WMS (Web Map Service), WFS (Web Feature Service) und WPS (Web Processing Service), Standards, Zugriffsregeln, aber auch Präsentationen, Veröffentlichungen und andere Elemente des Projektmanagements allen Partnern zugänglich gemacht werden (GDI-DE 2015). Folgende konkrete Anforderungen wurden an das System gestellt (Hübner und Vettermann 2016):

1. Formatunabhängige Datenverfügbarkeit für jeden überall
2. Benutzer- und Rechteverwaltung
3. Einsicht in Metainformationen
4. Nachvollziehbarkeit von Änderungen
5. Auffindbarkeit der Datensätze
6. Neuintegration von Datensätzen
7. Visualisierung und Bearbeitung

Da alle diese Funktionalitäten nur eingeschränkt durch die verfügbaren Plattformen bereitgestellt werden, bot es sich an auf eine offene Softwarelösung zu setzen, damit diese entsprechend den Anforderungen angepasst werden kann. Aus diesem Grund fiel die Wahl auf GeoNetwork, ein Open-Source-Metainformationssystem, dessen Entwicklung 2001 im Rahmen eines FAO-Projektes begonnen wurde. Es bietet durch die Integration von GeoServer die Möglichkeit, über die OGC-Standards WMS und WFS Dienste bereitzustellen und die Bearbeitung über WPS zu ermöglichen (Korduan und Zehner 2008). Die Visualisierung erfolgt via OpenLayers 3 und der 3D-Erweiterung Cesiumjs. Des Weiteren liefert GeoNetwork eine Harvesting-Funktion mit deren Hilfe sich OGC-konforme Metadaten integrieren lassen um eine redundante Datenhaltung zu verhindern. Der Harvester unterstützt die Dienste WMS, WFS, WCS, WPS, CSW sowie SOS (GeoNetwork 2015).

4.2.2 AUFBAU UND FUNKTIONEN

AUFBAU DER GDI

Die zuvor beschriebenen Anforderungen schlagen sich schließlich in der Struktur der GDI nieder (Bild 9). Die Datenhaltung stellt eine Mischform zwischen zentraler und dezentraler Datenhaltung dar (GDI-DE 2015). Lokale Daten werden in einer PostgreSQL-Datenbank gespeichert und Datensätze aus anderen Datenkatalogen über Harvesting integriert. Die notwendigen Dienste zur Darstellung und Prozessierung der Geodaten werden über GeoServer bereitgestellt. Die abschließende Darstellung beim Client erfolgt über die JavaScript-Bibliothek Open Layers 3. Möglich sind hier verschiedene Zugriffsmöglichkeiten, sei es der herkömmliche Desktop-PC oder aber auch über mobile Endgeräte wie Smartphones oder Tablets.

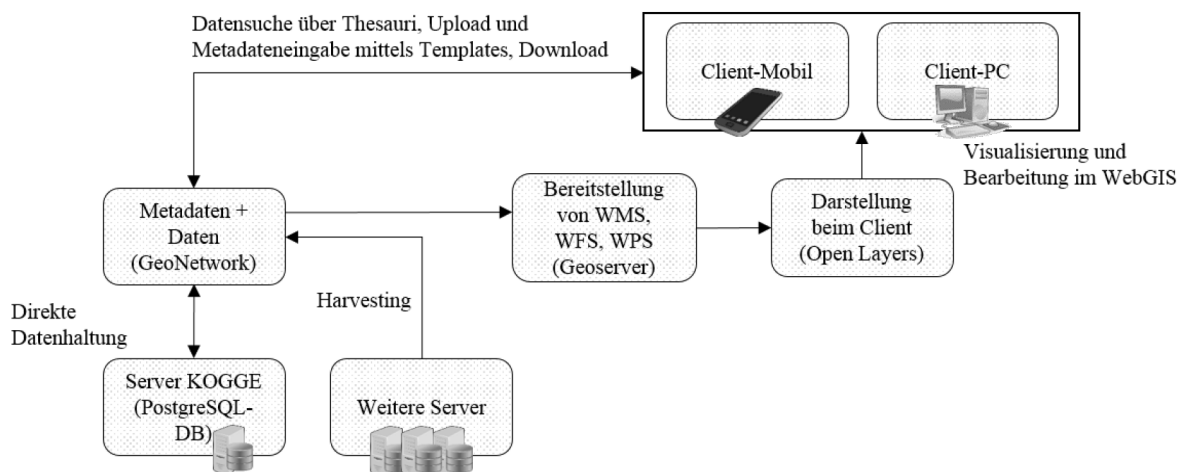


BILD 9: STRUKTUR DER GDI

FUNKTIONEN

Durch die Möglichkeit, Thesauri zu integrieren, lässt sich die Suche nach Schlagwörtern deutlich erleichtern und ein hierarchischer multilingualer Aufbau erstellen. Die Integration erfolgt über die Resource Description Language (RDF). Diese erleichtert die automatisierte als auch die manuelle Suche deutlich (Moreno-Sanchez 2009). Über die Thesauri auf Basis des Simple Knowledge Organization Systems (SKOS) ist schließlich die gesamte Datenstruktur des Geodatenportals organisiert (W3C 2009). Dies bedeutet, dass jeder Datensatz über die ihm zugewiesenen Schlüsselwörter einem Thema zugeordnet und mittels sogenannter Facets im GeoNetwork wieder aufgefunden werden kann (GeoNetwork 2015). Es wurden für die folgenden Themenbereiche zweisprachige (Deutsch, Englisch) Thesauri mit zugehörigen Schlagworten erstellt (Bild 10):

Projektdaten		Geodaten			
Projektdaten	Poster und Präsentationen	Poster - 2	Geodaten	Landnutzung	Topographische Karten - 3
		Präsentationen - 27			Blattflächenindex
	Literatur	Veröffentlichungen			effektive Landnutzung - 4
		Externe Literatur - 1			Landnutzung - 7
	Bilder, Fotos, Videos und Karten	Illustrationen			Versiegelung - 8
		Bilder/Fotos - 4		Raumplanung - 8	
		Karten - 1		Messdaten	Abfluss - 69
		Videos			Niederschlag - 44
	Berichte	Ergebnisse - 2			Pegel - 4
		Öffentlichkeitsbeteiligung			Stofffrachten, chem. Parameter - 2
		Daten - 3			Hydrologie und Wasservirtschaft
		Dokumentation - 2		Drainagen - 37	
Protokolle - 8		Rohrleitungen - 2			
Ideen - 1	Gewässernetzwerk - 3				
Changelogs - 1	Einzugsgebiete - 3				
Entwicklungsdaten	Dokumentation - 2	Grundwasser - 1			
	Thesauri - 2	Öffentlichkeitsbeteiligung	Umfragen - 3		
	Workflows		Öffentliche Meinung		
	Projektorganisation		Identität - 2	Statistiken - 1	
BMBF – NaWaM – ReWaM - 1		Geologie und Böden	Geologie		
Software, Skripte, Methoden	Software - 4		Böden - 4		
	Methoden - 2	Fernerkundung	DGM - 16		
Geodaten	Landnutzung		Luft- und Satellitenbilder - 4		
		Messdaten	Ökologie	Klimatope - 14	
	Biotope - 3				

BILD 10: DATENSTRUKTUR UND THESAURI IN GEONETWORK SOWIE ANZAHL DER JEWEILIGEN DATENSÄTZE

Um die Konformität mit anderen Datenkatalogen herzustellen, werden die ISO-Standards für Metadaten ISO 19139 (W3C-Standard für Geodaten) und Dublin Core (W3C-Standard für Dokumente, Textdateien, etc.) verwendet. Jeder eingestellte Datensatz wird auf seine Konformität zu beiden Standards geprüft und im Bedarfsfall um die fehlenden Informationen ergänzt. Um Eingabefehler gerade beim Datenaupload zu verhindern, sind Templates für die verschiedenen Datenbereiche eingebunden. Durch diese wird der Eingabeaufwand und somit die Hemmschwelle zur Verwendung des Portals deutlich verringert. Zudem lassen sich durch den Nutzer aus bereits vorhandenen Datensätzen Templates erstellen, was den Aufwand der Dateneingabe erneut reduziert. Bedingt durch die Konformität mit den beiden Standards ist die Dateneingabe dennoch relativ komplex. Weiterhin kann jeder Datensatz auf seine INSPIRE-Konformität geprüft werden (GeoNetwork 2015), die hier aber nicht gefordert wird.

Ein wesentliches Entscheidungskriterium für GeoNetwork war, dass die einzelnen Datensätze direkt als WMS und/oder WFS bereitgestellt werden können. Damit können die Datensätze durch die Anwender online betrachtet sowie nach räumlichen Kriterien gesucht werden. Außerdem werden die entsprechenden Dienste bereitgestellt und sind ebenfalls für die Anwender zugänglich (Bild 11). Durch die Arbeit von Hübner (2016) wird es zudem möglich, diese bei Bedarf direkt online mit Hilfe eines WPS zu bearbeiten.

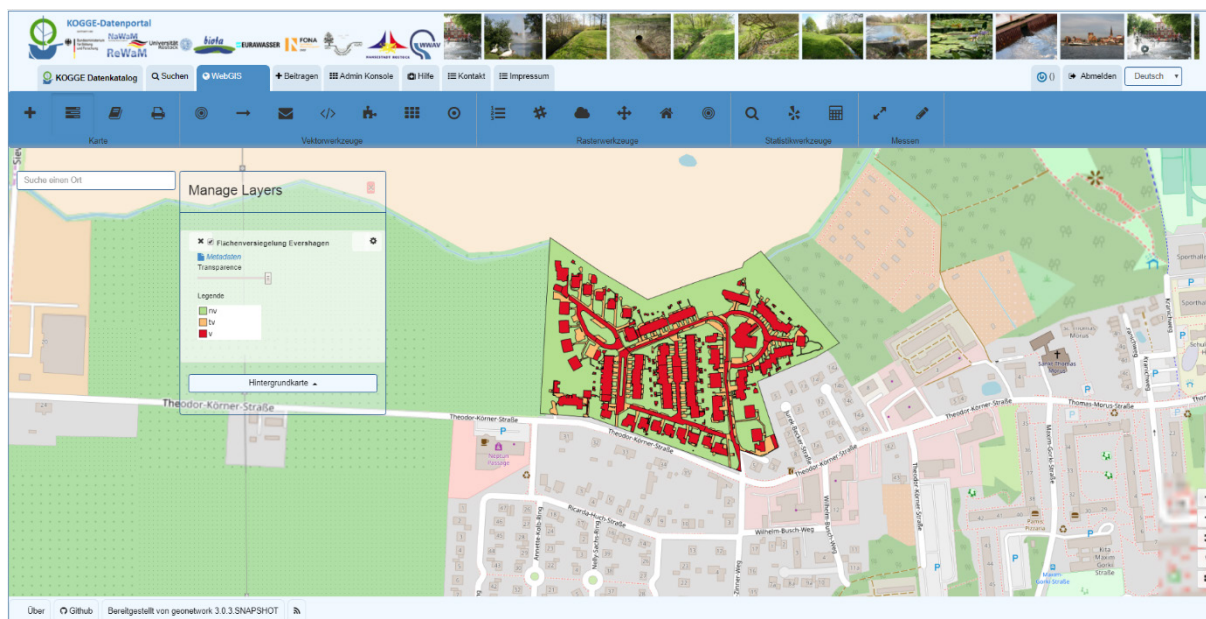


BILD 11: KARTENDARSTELLUNG IN GEONETWORK

4.3 GEWÄSSER- UND FEUCHTGEBIETSKATASTER

4.3.1 HINTERGRUND

Die vorgenannte GDI diente primär dem Datenaustausch innerhalb des Projektkonsortiums. Für langfristige strukturierte Zusammenführung und Bearbeitung aller gewässerrelevanten Daten durch die Aufgabenträger sowie für die Maßnahmenentwicklung bedarf es aber eines einheitlichen funktionalen Geoinformationssystems, welches durch sachgerechte Objektbildung und Attributierung hierarchische und systemhafte Auswertungen zulässt. Dazu wurde ein Gewässer- und Feuchtgebietskataster erstellt, welches die zentrale GIS-Grundlage für die Auswertung der Gewässer darstellt.

4.3.2 GIS-GRUNDSTRUKTUR UND DATENQUELLEN

Das Gewässer- und Feuchtgebietskataster (GFK) besteht aus folgenden Grundstrukturen:

a) Geometrien

- Fließgewässerringe
- Leitungsstränge des Regen-/Mischwassernetzes (soweit ggf. Teil des Gewässersystems)
- Standgewässerpolygone
- Feuchtgebietspolygone (differenziert nach Feuchtgebietstyp und Datenquelle)
- Einzugsgebietspolygone (für Fließgewässer-Segmente und -Abschnitte, mit Eigeneinzugsbezug und kumuliertem Einzugsgebiet)

b) Primäre Attributdaten

- Eindeutige Bezeichner (ID)
- Gewässer- und Gebietskennzahl (LAWA 2005)
- Geographischer Name, übliche Gewässer-/Feuchtgebietsbezeichnung

- Bezeichnungen/ID nach verbandlichen oder sonstigen Daten (z.B. Gewässernummerierung des zuständigen Wasser- und Bodenverbandes)
- Längen, Flächeninhalte
- Relevante Datenquellen

c) Sekundäre Attribut-/Sachdaten, insbesondere

- alle ermittelten und verknüpften Geoinformationen
- Kartierdaten

Die Geometrien und Attributdaten basieren auf vorhandenen Geodaten. Dabei wurden generell Datensätze mit hoher Lagegenauigkeit bevorzugt, ggf. vorhandene Datenlücken durch andere Datensätze ergänzt und manuelle Nacharbeiten zur Sicherstellung einer „sauberen“ Topologie (s.u.) vorgenommen. Die Datenquellen sind in Tabelle 4 dargestellt. Da die Projektpartner verschiedene GIS-Systeme nutzen (ESRI ArcGIS 8.x – 10.x, ArcView 3.x, MapInfo, QGIS) ist auf größtmögliche Kompatibilität zu achten. Deshalb wurden bewusst alle Daten als Satz von Shape-Dateien und nicht in Form einer Geodatabase implementiert.

TABELLE 4: DATENQUELLEN FÜR DIE GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETSABGRENZUNGE (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

Fließgewässer	Standgewässer	Feuchtgebiete
Gewässerkataster des Wasser- und Bodenverbandes Untere Warnow-Küste (inkl. Rohrleitungen und Durchlässe) Maßstab: 1:5.000	Realnutzungskartierung der Hansestadt Rostock Maßstab: 1:5.000	Realnutzungskartierung der Hansestadt Rostock Maßstab: 1:5.000
Regen-/Mischwasserleitungsnetz (Warnow-Wasser- und Abwasserverband/EURAWASSER Nord GmbH) Maßstab: 1:5.000	Technische Anlagen mit Standgewässercharakter, z.B. Regenrückhaltebecken (Warnow-Wasser- und Abwasserverband/EURAWASSER Nord GmbH) Maßstab: 1:5.000	Moorschutzprogramm des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) Maßstab: 1:5.000
Gewässernetz des Digitalen Landschaftsmodells Wasser (DLM 25 W) (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) Maßstab: 1:25.000	Seen/Standgewässer des Digitalen Landschaftsmodells Wasser (DLM 25 W) (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) Maßstab: 1:25.000	Gesetzlich geschützte Biotope (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) Maßstab: 1:10.000 Konzeptbodenkarte der Hansestadt Rostock Maßstab: 1:25.000

4.3.3 TOPOLOGIE DES GEWÄSSERNETZES UND ROUTENBILDUNG

Im GFK wurden neben der Stadtfläche von Rostock zusätzlich alle Gewässer und damit auch Einzugsgebiete von in die Stadt hineinfließenden Gewässern mit Ausnahme der Warnow integriert.

Um alle Geometrien im Kataster eindeutig zu verknüpfen, wurde für alle Datensätze eine bereinigte Topologie aufgebaut. Geprüft wurde auf Lücken und überlappende Objekte und anschließend auf einheitliche Digitalisierungen. Anschließend wurde den segmentierten Gewässerlinien (Bild 12, Teil b) eine Längenmetrik gerichtet von

Mündung bis Quelle zugewiesen (Bild 12, Teil c). Zur Identifikation zusammenhängender Gewässersegmente konnten grundsätzlich vorliegende Namensattribute oder Identifikatoren aus den Ursprungsdaten verwendet werden. Die so entstandenen Fließgewässerrouten wurden als separate Shape-Datei abgelegt und ermöglichen einen schnellen Zugriff mit Angabe genauer Gewässerstationen zur Lokalisierung entlang des Gewässerlaufes.

4.3.4 ABSCHNITTSBILDUNGEN BEI DEN FLIEßGEWÄSSERN

Bei Bewertungen des Gewässer- und auch des Auenzustands stellt es ein probates Mittel dar, die Systeme in Einheiten zu zergliedern. Hierbei kann zum einen nach dem Prinzip der (Quasi-)Homogenität im Hinblick auf bestimmte Eigenschaften vorgegangen werden. Dieses Vorgehen fand z.B. grundsätzlich Anwendung zur Ausweisung der Oberflächenwasserkörper nach WRRL. Zum anderen können Gewässerstrecken/-routen äquidistant geteilt werden. Dies wurde z.B. bei vielen Gewässerstrukturgüteverfahren oder auch bei der Auenbilanzierung und Zustandsbewertung angewandt (Brunotte et al. 2009). Letzteres Vorgehen wurde auch für die Fließgewässer in Rostock gewählt (Bild 12, Teil d). Um der großen Heterogenität in Zustand und Belastung der kleinen urbanen Gewässer Rechnung zu tragen, wurden relativ kurze Gewässerabschnitte von 50 m gebildet.

Insgesamt werden so durch das GFK für die Hansestadt Rostock (Flächengröße 169 km² ohne Unterwarnow) und das erweiterte Untersuchungsgebiet (Flächengröße 416 km²) 338 Fließgewässerrouten, 2.652 Fließgewässersegmente und 9.415 Fließgewässerabschnitte erfasst und zusätzlich 456 Standgewässer und 515 Feuchtgebiete abgebildet.

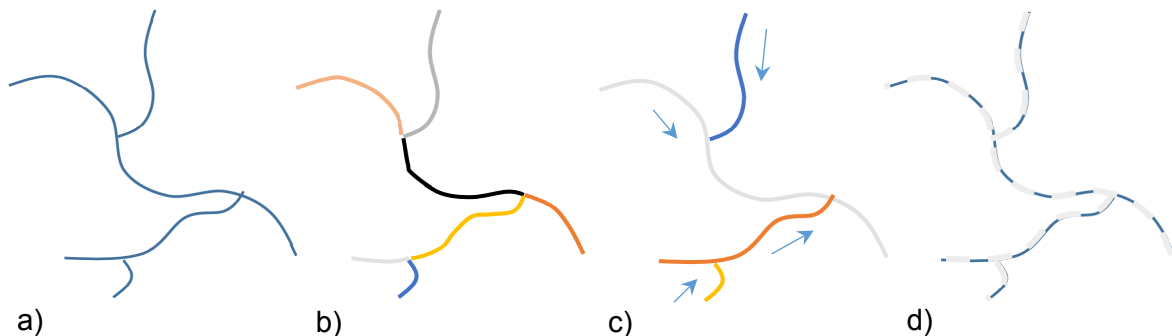


BILD 12: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG VERSCHIEDENER ORDNUNGSPRINZIPIEN KOMPLEXER GEWÄSSERSYSTEME: A) UNDIFFERENZIIERT, B) ABSCHNITTSWECHSEL AN JEDER GEWÄSSERVERZWEIGUNG, C) PRINZIP DES HAUPTGEWÄSSERS, D) ÄQUIDISTANTE GEWÄSSERABSCHNITTE (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

4.3.5 ERMITTLUNG UND ABBILDUNG DER EINZUGSGEBIETSSTRUKTUREN

Die Eigenschaften der Gewässer werden maßgeblich durch ihr hydrologisches Einzugsgebiet bestimmt. Im Regelfall stimmen oberirdisches und unterirdisches Einzugsgebiet annähernd überein. Das oberirdische Einzugsgebiet ist definiert als in der Horizontalprojektion gemessenes Gebiet, aus dem Wasser einem bestimmten Ort zufließt (DIN 4049 Teil 1). Die Systemgrenzen werden hiernach durch die orographische Situation bestimmt.

Die für Rostock bislang vorliegende Einzugsgebietsdifferenzierung basiert auf der LAWA-Richtlinie für die Gebietsbezeichnung und die Verschlüsselung von Fließgewässern (LAWA 2005) und ist Teil des einheitlich für Mecklenburg-Vorpommern vorliegenden DLM 25 W. Diese Einzugsgebiete wurden nun primär mit Hilfe digitaler Höhendaten bzw. des DGM2 verfeinert.

Eine Besonderheit urbaner Entwässerungsstrukturen liegt im hohen Anteil unterirdischer Entwässerung (verrohrte Gewässer, teilweise Übergang in Regen-/Mischwasserkanäle). Eine alleinige DGM-gestützte Bestimmung von Einzugsgebieten kann demzufolge nicht funktionieren. Deshalb wurden im DGM vorbereitend („Pre-Processing“) (Bild 13)

1. natürliche Senken hydrologisch zugeordnet und durch DGM-Generalisierung entstandene Senken aufgefüllt,
2. die amtlichen Einzugsgebietsgrenzen des DLM 25 W „aufgetragen“, d.h. durch künstliche Erhöhung entsprechender Rasterzellen berücksichtigt und
3. Fließ- und Standgewässer sowie Hauptsiedlungsentwässerungsleitungen (\geq DN400) „eingebrannt“, d.h. durch künstliche Vertiefung entsprechender Rasterzellen integriert.

Das anschließend durchgeführte Geo-Processing mit den Arc-Hydro-Tools im ESRI ArcGIS ermöglichte nun eine realistische Abbildung einer sehr differenzierten Einzugsgebietseinteilung mit relativ geringem Aufwand für manuelle Nachbearbeitungen. Diese wurden vor allem an ringförmig oder räumlich nah beieinander verlaufenden Gewässersystemen notwendig.

Ergebnis dieses Bearbeitungsschrittes waren zwei Einzugsgebietsdatensätze: a) für Fließgewässersegmente (2.652 Objekte) und b) für die 50-m-Gewässerabschnitte (9.415 Objekte) (Bild 14).

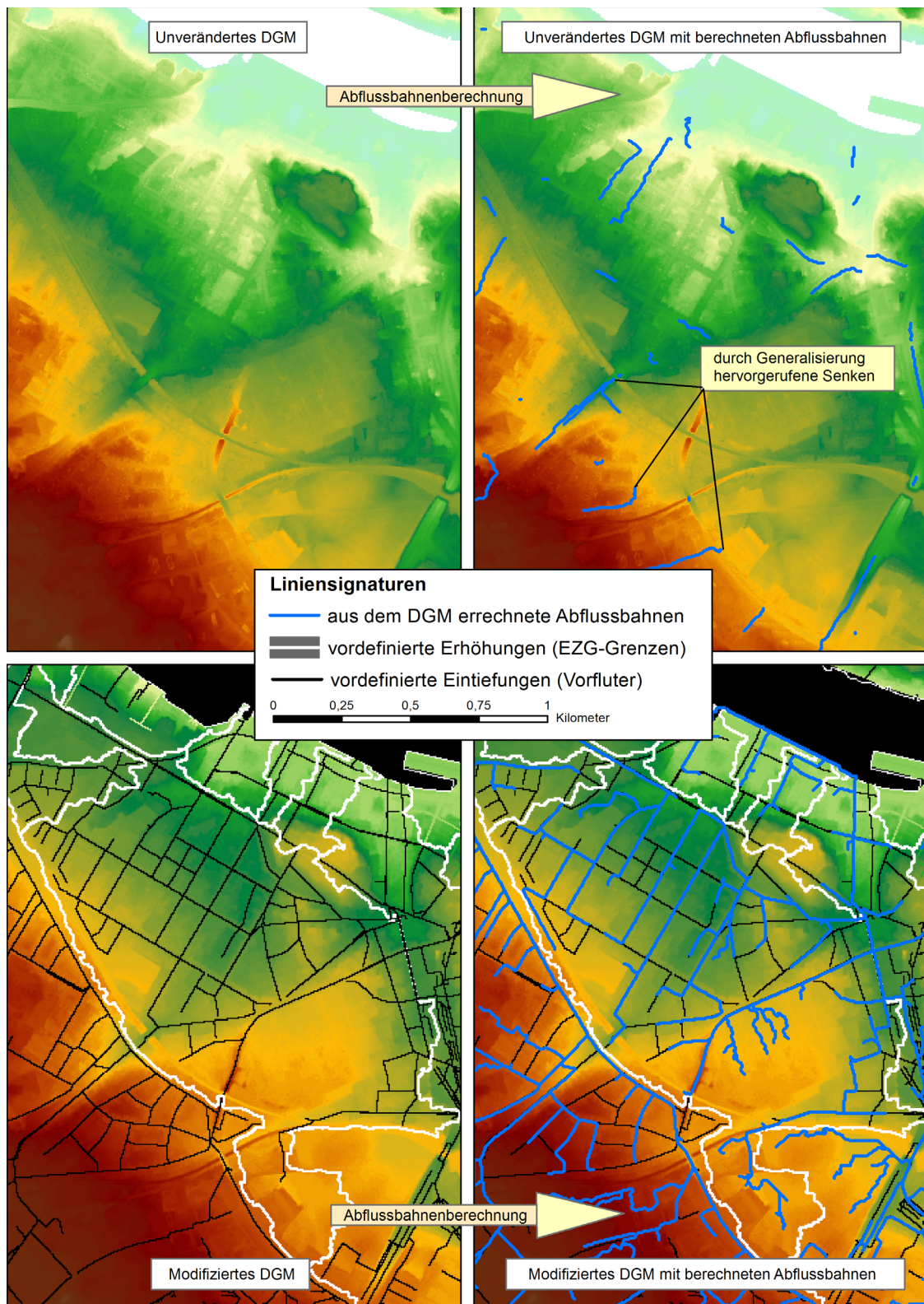


BILD 13: NICHT MODIFIZIERTES DGM (OBEN LINKS); ERGEBNIS DER ABFLUSSBAHNENBERECHNUNG MIT UNMODIFIZIERTEM DGM (OBEN RECHTS); MODIFIZIERTES DGM MIT GEFÜLLTEN SENKEN, EINGEBRANNTEN UND AUFGETRAGENEN GEWÄSSER- UND EINZUGSGEBIETS-STRUKTUREN (UNTEN LINKS); MODELLIERTE ABFLUSSBAHNEN MIT MODIFIZIERTEM DGM (UNTEN RECHTS) (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

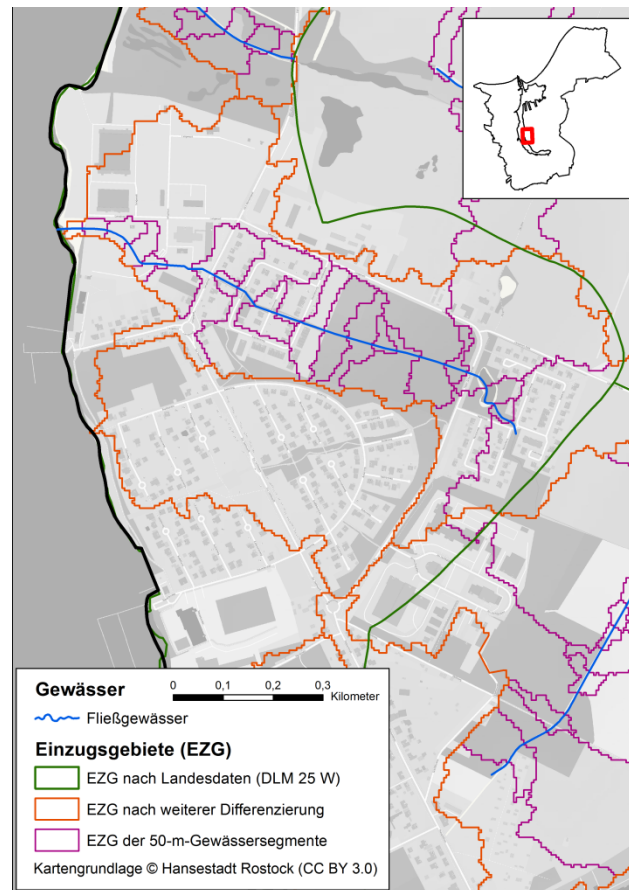


BILD 14: RÄUMLICHER AUSSCHNITT AUS DEM GEWÄSSER- UND FEUCHTGEBIETSKATASTER - FACHEBENE DER OBERIRDISCHEN EINZUGSGEBIETE (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

4.3.6 EINZUGSGEBIETSBEZEICHNUNG UND VERSCHLÜSSELUNG VON FLIEßGEWÄSSERN

Alle Fließgewässer und Einzugsgebiete wurden analog zu den Vorgaben der LAWA-Richtlinie (LAWA 2005) bezeichnet bzw. systematisiert und verschlüsselt. Jedem Fließgewässer wurde somit eine Gewässerkennzahl (GWK) und jedem Teileinzugsgebiet eine Gebietskennzahl (GBK) zugewiesen. Dieses kohärente Vorgehen hat eine Reihe von Vorteilen:

- Die Systematik ist kompatibel zu den amtlichen Bundes- und Landesdaten.
- Die Hierarchie des Gewässer- und Einzugsgebietssystems lässt sich jederzeit und nach standardisierten Konventionen nachvollziehen.
- Vorhandene GIS-Algorithmen, zum Beispiel zur Kumulation von Einzugsgebieten (automatische Erzeugung des oberhalb liegenden Zuflussgebietes), lassen sich sofort verwenden.
- Die Regeln für GWK und GBK ermöglichen eine unkomplizierte Verknüpfung von Gewässern und zugehörigen Einzugsgebieten.

Für größere urbane Gewässer und ihre Einzugsgebiete liegen bereits amtliche GWK und GBK vor (z.B. Warnow – GWK 964, Schmarler Bach – GWK 96394). Diese wurden übernommen und besitzen für Rostock und den angrenzenden Untersuchungsraum immer die führenden Ziffern „96“ als Teil eines größeren Ostsee-einzugsgebietes. Im kommunalen GFK wurden zur Unterscheidung zum amtlichen System und zur Reduzierung der Zeichenlänge diese führenden Ziffern gestrichen (sie sind jederzeit wieder „addierbar“). Alle Zuflüsse und zugehörigen Gebiete der Unterwarnow und Ostsee linksseitig der Warnow beginnen also mit „3“, das Einzugsgebiet und alle darin enthaltenen Zuflüsse der Warnow bis Mühlendammwehr erhalten die „4“ und rechtsseitig der Unterwarnow wird die führende „5“ vergeben (Bild 15).

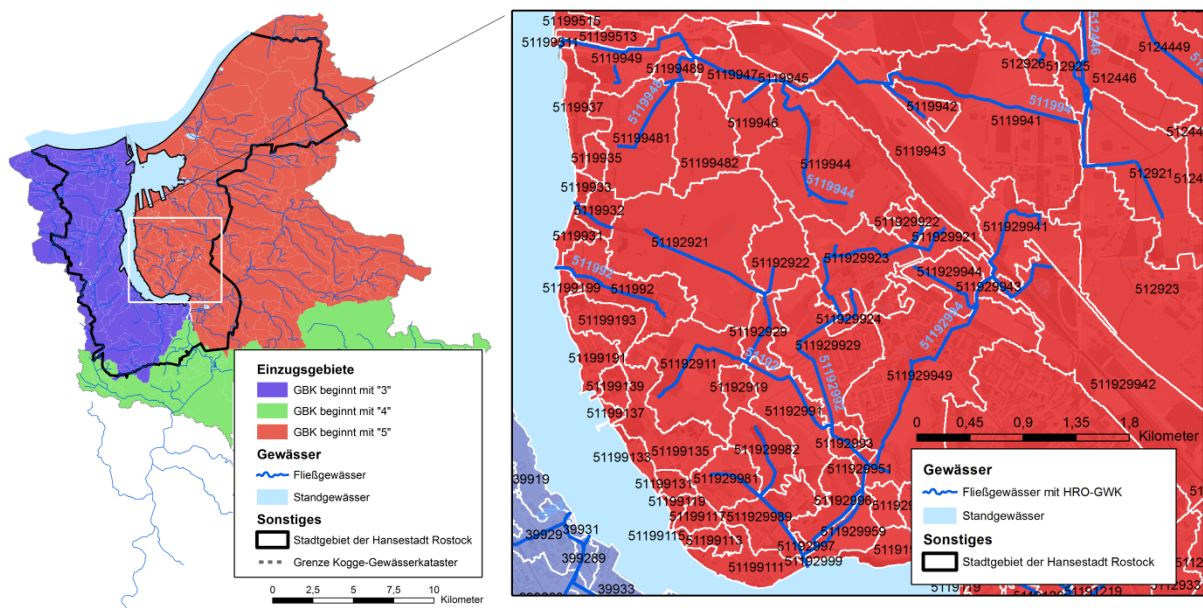


BILD 15: VERGABE VON GEWÄSSERKENNZAHL (GWK) UND GEBIETSKENNZAHL (GBK); AUSSCHNITT AUS DER KULISSE FÜR DIE HANSE-STADT ROSTOCK (HRO) (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

4.3.7 ABLEITUNG DER FEUCHTGEBIETSKULISSE

Nach der WRRL gelten auch für die direkt von den aquatischen Ökosystemen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt grundsätzlich das Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot. „Feuchtgebiete“ als hochgradig vom Wasserhaushalt abhängige Systeme sollen für den urbanen Raum besonders in den Fokus genommen werden. Allerdings gibt es für diese nach wie vor keine einheitlichen Konventionen bzw. Daten. Deshalb wurde für das GFK eigens eine Feuchtgebietskulisse erzeugt.

Feuchtgebiete

„Aus ökologischer Sicht sind Feuchtgebiete heterogene, doch spezifische Ökosysteme, die sich natürlich oder infolge menschlicher Aktivitäten entwickeln. Ihre biogeochemischen Funktionen hängen vor allem von einer konstanten oder periodischen seichten Überflutung durch Süß-, Brack- oder Salzwasser ab bzw. einer Sättigung an oder nahe der Oberfläche des Substrats. Charakteristisch für sie sind stehende oder langsam fließende Gewässer. Zu ihren allgemeinen Merkmalen gehören vernässte Böden, Mikroorganismen, eine hydro- und hygrophile Flora und Fauna, die den durch periodische oder anhaltende Überflutung und/oder Vernässung geprägten Prozessen angepasst sind.“ (WFD CIS Guidance No 12 (2003)). Nach der Ramsar-Konvention bilden Feuchtgebiete „natürlich oder künstlich entstandene Sumpf- Moor- oder Wasserbereiche, die dauerhaft oder vorübergehend mit stehendem oder fließendem Wasser bedeckt sind; das kann Süß-, Brack- oder Salzwasser betreffen...“

Im GFK wurden die Feuchtgebiete nur mit ihrem terrestrischen Anteil flächenhaft erfasst, da der ggf. vorhandene Gewässerteil bereits als Polygon oder Linie enthalten ist (Bild 16 und Bild 17). Die areale Abgrenzung des Feuchtgebiets in Richtung eines vorhandenen Gewässers wurde daher an der amtlich vorgegebenen Gewässerbegrenzung vorgenommen. Für die räumliche Abgrenzung der Feuchtgebiete wurden die Feuchtgebietsindikatoren nach Tabelle 5 genutzt. Die hohe Bedeutung des Wassers (Wasserstufen, Grundwasserflurabstände usw.) ist in den bodenkundlich bzw. vegetationsökologisch ausgerichteten Kennzeichen bereits inkludiert.

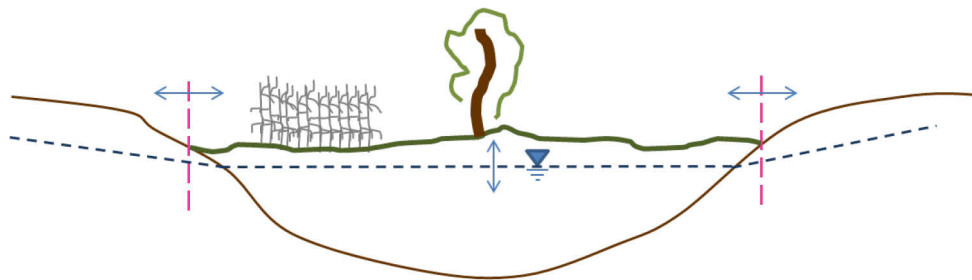


BILD 16: AREALE ABGRENZUNG EINES FEUCHTGEBIETS BEI TERRESTRISCHER/SEMITERRESTRISCHER AUSPRÄGUNG (GRUNDWASSERBESTIMMT) (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

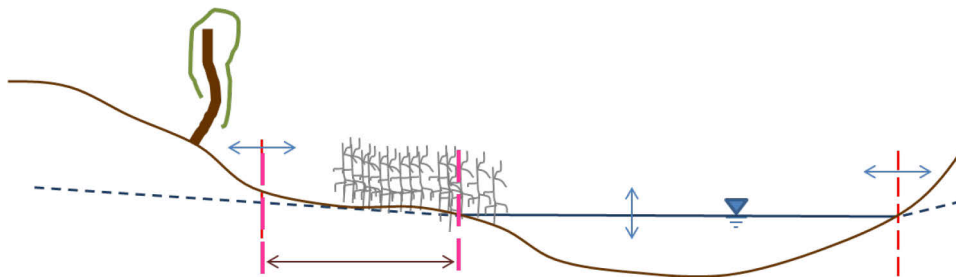


BILD 17: AREALE ABGRENZUNG EINES FEUCHTGEBIETS BEI AQUATISCHER/SEMITERRESTRISCHER AUSPRÄGUNG (ÜBERFLUTUNGS- UND/ODER GRUNDWASSERBESTIMMT) AN DER GEWÄSSERBEGRENZUNG (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

TABELLE 5: INDIKATOREN FÜR DIE FEUCHTGEBIETSKULISSE DER HANSESTADT ROSTOCK (AUS MEHL & HOFFMANN 2017)

Datenquelle	Merkmale/Kartiereinheiten
Realnutzungskartierung der Hansestadt Rostock	Moorfläche Waldmoor
Moorschutzprogramm des Landes Mecklenburg-Vorpommern	alle Flächen
Gesetzlich geschützte Biotope	1.1 - naturnahe Moore 1.2 - naturnahe Sümpfe 1.3 - Sölle 1.4 - Röhrichtbestände und Riede 1.5 - Seggen- und binsenreiche Nasswiesen 2.1 - naturnahe und unverbaute Bach- und Flussabschnitte, einschließlich der Ufervegetation 2.2 - Quellbereiche, einschließlich der Ufervegetation 2.4 - Torfstiche, einschließlich der Ufervegetation 2.5 - stehende Kleingewässer, einschließlich der Ufervegetation

Datenquelle	Merkmale/Kartiereinheiten
	2.6 - Verlandungsbereiche stehender Gewässer, Stehende Kleingewässer, einschließlich der Ufervegetation 4.1 - naturnahe Bruch- Sumpf- und Auwälder 5.4 - Salzwiesen
Konzeptbodenkarte der Hansestadt Rostock	HN1 - geringmächtiges Niedermoor HN2 - Niedermoor/Lehm HN3 - mächtiges Niedermoor HN4 - gestörtes Niedermoor HN-YO- Niedermoor-Hortisol

4.4 MODELLIERUNG DES GEWÄSSER- UND KANALNETZES

4.4.1 ZIELSTELLUNG UND HINTERGRUND

Ziel der hydrologischen und hydraulischen Modellierung war es, sowohl Grundlagen für die Hochwasserrisikobewertung aus der Kombination von Siedlungsentwässerung und Gewässersystem zu erstellen, als auch Grundlagen für zukünftige wasserwirtschaftliche Planungen zu schaffen, z.B.:

- Identifikation von hydraulischen Engstellen im Kanalnetz
- Darstellung der Häufigkeit und Menge von Regenwassereinleitungen ins offene Gewässer
- Ermittlung der monatlichen Hauptkennzahlen der Gewässer

Ein strukturiertes Konzept zur Analyse der Überflutungsgefährdung und des Schadenspotenzials zur Bewertung der daraus resultierenden Überflutungsrisiken durch lokale Starkregen in Bezug auf kommunale Entwässerungssysteme ist im DWA-Merkblatt DWA-M 119 beschrieben. Dieses baut direkt auf den Vorgaben und Empfehlungen der Norm DIN EN 752 „Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden“ sowie des Arbeitsblattes DWA-A 118 „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen“ zur hydraulischen Leistungsfähigkeit dieser Systeme auf. Daneben existieren zahlreiche Veröffentlichungen, Leitfäden und wasserwirtschaftliche Richtlinien mit mehr oder weniger differenzierten und teilweise widersprüchlichen Vorschlägen für die sachgerechte Wahl von erforderlichen Schutzniveaus bzw. Wiederkehrintervallen. Um für die Aufgabenträger, die Stadt und die Stadtgesellschaft klare Verantwortlichkeiten und Planungssicherheit zu schaffen, ist es deshalb sinnvoll, sich auf verbindliche Kriterien zu verständigen.

Im INTEK wurde durch GIS-Analysen u.a. die Bewertung der hydrologischen Gefährdung z.B. durch oberirdische Abflussbahnen und Senkenlagen bzw die Leistungsfähigkeit von Schöpfwerksanlagen/ Kanalnetz/ Vorfluter ermittelt, sowie die Gesamtbewertung der hydrologischen Gefährdung vorgenommen. Darauf aufbauend wurden im Rahmen des IELP u.a. konkrete Vorschläge zur Wahl von nutzen- bzw. schutzgutabhängigen Wiederkehrintervallen, basierend auf den Nutzungsklassen der Realnutzungskarte erarbeitet. Weiterhin wurden Wiederkehrintervalle für die Bemessung in den ermittelten Entwässerungsachsen definiert (Tabelle 6).

Damit liegt für die modellbasierte Hochwasserrisikoanalyse eine Bewertungsgrundlage vor, welche durch Definition entsprechender Lastfälle umgesetzt werden kann.

TABELLE 6: ZUORDNUNG DER KLASSEN DER REALNUTZUNG DER HANSESTADT ROSTOCK (STGR 2015) ZU ERFORDERLICHEN SCHUTZNIVEAUS (=WIEDERKEHRINTERVALLEN) NACH VORSCHLAG DES IELP (BIOTA 2016)

Schutzniveau/Wiederkehrintervall 100 Jahre		Schutzniveau/Wiederkehrintervall 25 Jahre	
Reihenhausbebauung	Deponie	Einzelhausbebauung	Stadtplatz
Großblockbebauung	Kläranlage	Spülfeld	Obstbauplantage
Geschlossene Bebauung	Bahn- und Gleisanlage	Regenrückhaltebecken	Baumschule
Mischnutzung	Autobahn	Parkplatz befestigt	Kleingartenanlage
Industrie und Gewerbe	Militärische Liegenschaften	Parkplatz unbefestigt	Campingplatz
Friedhof			
Schutzniveau/Wiederkehrintervall 10 Jahre		Schutzniveau/Wiederkehrintervall 5 Jahre	
Acker	Sonst. Sportanlagen	Parkanlage	Grünanlage
Tennisplatz	Sport- und Erholung	Schutzniveau/Wiederkehrintervall 2 Jahre	
Fußballplatz		Militärische Grünfläche	Landwirtschaftliches Grünland
Schutzniveau/Wiederkehrintervall 0 Jahre		Individuelle Festlegung des Schutznieaus	
Fließgewässer > 3 m	Militärische Ruderalfläche	Wald	Weg
Graben < 3 m	Moorfläche	Straße	Baustelle
Steh. Gewässer < 1 ha	Waldmoor	Allee	
Steh. Gewässer > 1 ha	Düne		
Küstengewässer	Ruderalfläche		
Strand	Gehölzfläche		

Die Überschwemmungen können sowohl durch Ausuferung von Gewässern als auch durch Kanalnetzüberstau verursacht werden. Die Abflussvorgänge von urbanem Gewässer und Siedlungsentwässerung können sich dabei auch hydraulisch überlagern, was die Modellierung gerade in flachen Gebieten erschwert.

Eine entscheidende Rolle bei der Abflussbildung spielt unabhängig vom betrachteten System (Gewässer, Kanalnetz) die Landnutzung. Diese definiert aber andererseits auch das erforderliche Schutzniveau. Da für die Hansestadt Rostock mit der Realnutzungskartierung hochgenaue Informationen vorliegen, ist es naheliegend das Modell- und Bewertungskonzept auf diesem zentralen Parameter aufzubauen. Dies wird konsequent für das Kanalnetzmodell umgesetzt. Da die Realnutzung aber nur für das Stadtgebiet von Rostock vorliegt und nicht für das Umland, greift das Gewässermodell bzw. das Modell seines hydrologischen Einzugsgebietes auf die Landnutzung aus dem Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) zurück (Bild 18).

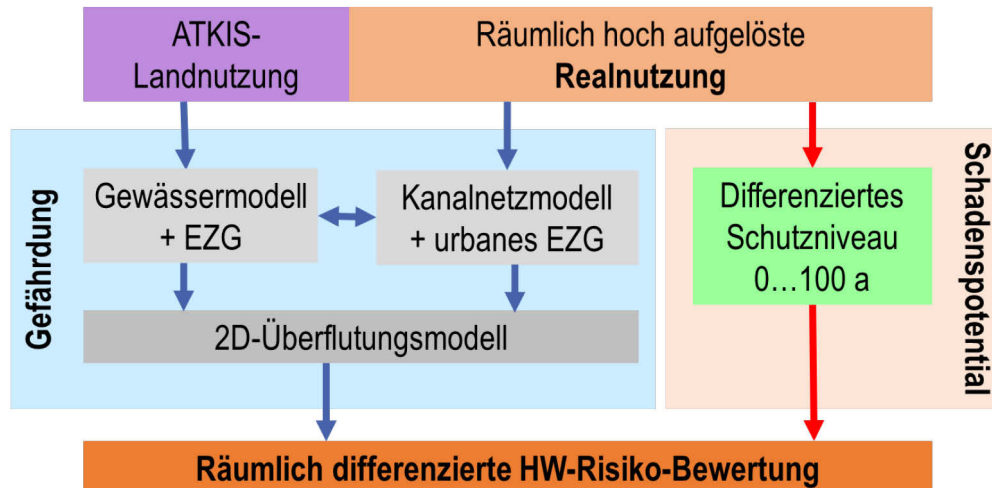


BILD 18: REALNUTZUNG ALS ZENTRALER PARAMETER FÜR GEFÄHRDUNG UND SCHADENSPOTENZIAL

4.4.2 ANFORDERUNGEN AN DAS MODELL UND SOFTWARE

Die Auswahl des Modells und der Software muss sich an den relevanten Systemelementen und Prozessen orientieren. Weiterhin ist die Ausgangslage im Hinblick auf bereits genutzte Softwareprodukte und die Datenverfügbarkeit zu berücksichtigen. Für die Zielstellung waren folgende Systemelemente abzubilden:

- Ländliches und urbanes Einzugsgebiet, einschließlich Grundwasser
- Fließgewässer (rückstaubeinflusst)
- Kanalnetz

In vorangegangenen Studien wurden im Projektgebiet bereits verschiedene hydrologische und hydraulische Modelle (z.B. HEC-HMS und HEC-RAS) benutzt. Weiterhin hatte Eurawasser für die Hansestadt Rostock bereits große Teile des Kanalnetzes mit der Software MIKE URBAN (© DHI, 2016) abgebildet. Um konform mit den lokalen Betreibern zu agieren und modellbasierte Erkenntnisse leichter nach Projektende in bestehende Strukturen implementieren zu können, sollte zumindest das Kanalnetzmodell in der bestehenden Softwareumgebung weiterentwickelt werden. Neben MIKE URBAN enthält die MIKE-Produktgruppe (© DHI, 2016) leistungsstarke Produkte für die hydrologische Modellierung von Einzugsgebieten, einschließlich Grundwasser (MIKE SHE), die hydrodynamische Modellierung von Fließgewässern (MIKE 11/ MIKE HYDRO) und die Überflutungsmodellierung (MIKE SHE, MIKE URBAN Flood). Ein Vorteil der MIKE-Produkte ist die starke GIS-Funktionalität, welche eine effiziente Überführung unterschiedlicher Basisdaten in das jeweilige Modell ermöglicht. Nachteilig ist allerdings, dass MIKE relativ kostenintensiv ist, was die Übertragbarkeit einschränkt.

MIKE bietet auch die Möglichkeit einer bidirektionalen Kopplung des 1D-Gewässermodells MIKE11/MIKE Hydro mit dem 1D-Kanalnetzmodell MIKE Urban. Diese wurde zu Projektbeginn auch angestrebt (Bild 19). Jedoch ergaben Vorversuche zur direkten bilateralen Kopplung beider Modelle komplexe modelltechnische Probleme mit geringer Verbesserung der Aussagegenauigkeit. Deshalb wurde letztlich eine unilaterale Kopplung der Modelle gewählt, bei dem der mittlere Wasserstand des Vorfluters im Auslassbereich des Kanalnetzes als äußere Randbedingung gesetzt wird.

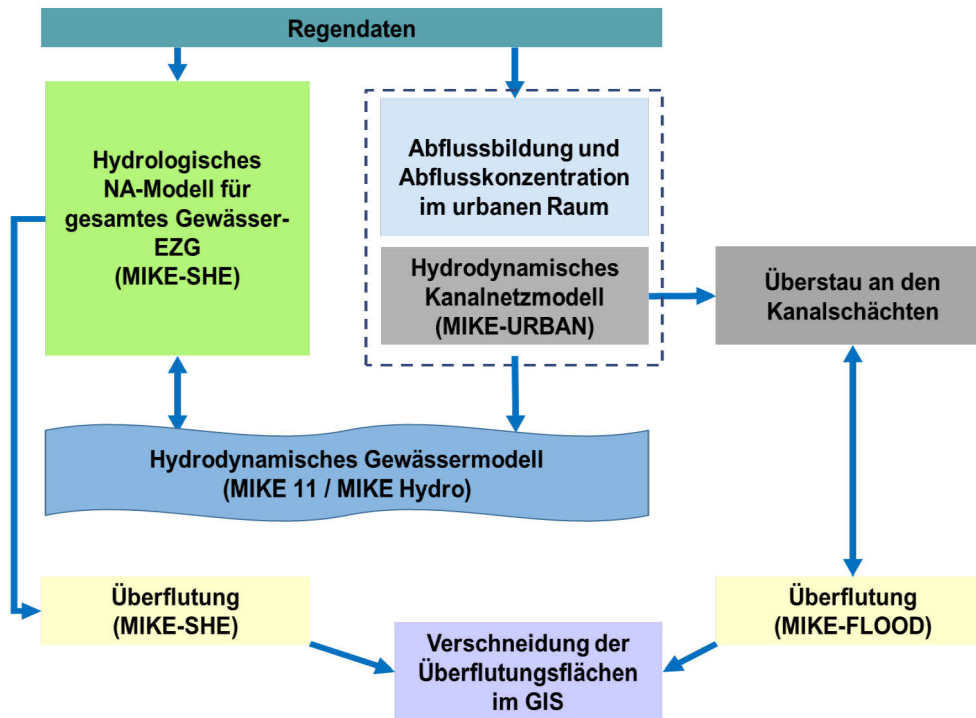


BILD 19: TEILMODELLE UND VERKNÜPFUNGEN (MIKE SHE, MIKE URBAN, MIKE FLOOD, MIKE 11 / MIKE HYDRO)

4.4.3 GRUNDSÄTZLICHES KONZEPT BEIM MODELLEAUFBAU

Die Realitätsnähe von Modellen wird maßgeblich durch drei Faktoren beeinflusst:

- Modellstruktur (abgebildete Prozesse, Gleichungen, numerische Methoden und Randbedingungen)
- Eingangsdaten (Objektdaten, Zustandsdaten)
- Kalibrierung

Zahlreiche Arbeiten haben sich in den letzten Jahren mit dem Thema Modellunsicherheit auseinandergesetzt und sich dabei häufig sehr stark auf den Faktor Modellkalibrierung fokussiert. Dies setzt aber immer ein umfassendes Monitoring des zu kalibrierenden Systems voraus. Im Fall von Kanalnetz, Fließgewässer und Einzugsgebiet bedeutet dies, dass ein Monitoring zumindest für die Zustandsdaten Wasserstand und Durchfluss, den Grundwasserstand sowie für den Niederschlag verfügbar sein muss. Genau diese Anforderungen werden aber in der Regel nicht erfüllt. Auch in Rostock existiert nur für wenige größere Fließgewässer ein behördliches Monitoring, während im Kanalnetz nur kurzfristig erhobene Messdaten an Einzelhaltungen vorliegen.

Mit der heute verfügbaren Datenlage sollte es aber bei Verwendung physikalisch begründeter Modelle möglich sein, die Parametrisierung der Modelle primär aus Basisdaten abzuleiten und damit Kalibrierungsbedarf zu minimieren. Dies würde auch eine transparente und reproduzierbare Modellerstellung sowie eine weitgehend automatisierbare Fortschreibung der Modelle bei Veränderung von Objektdaten ermöglichen. Ein zentrales Ziel von KOGGE war deshalb die Entwicklung methodischer Ansätze, um realitätsnahe Modelle auch für Bereiche ohne Kalibrierungsmöglichkeit bereit zu stellen.

Hierfür wurde für beide Teilmodelle (Einzugsgebiet + Gewässer, Siedlungsgebiet + Kanalnetz) folgendes Vorgehen gewählt:

1. Detaillierter Modellaufbau und Kalibrierung des Modells in einem Referenzgebiet mit verfügbaren Monitoringdaten,
Herstellung eindeutiger funktionaler Zusammenhänge zwischen verfügbaren Objektdaten und Modellparametern

2. Übertragung des Modellaufbaus und der funktionalen Zusammenhänge zwischen Basisdaten und Modellparametern auf ein weiteres Referenzgebiet mit vorhandenen Messdaten
Validierung des Ansatzes ohne erneute Kalibrierung
3. Anwendung des Modellierungsansatzes auf Gebiete ohne Messdaten (Makromodell)

4.4.4 BEMESSUNGSNIEDERSCHLAG

Bemessungsniederschläge sind die maßgeblichen Eingangsdaten für die hydrologischen und hydraulischen Modelle. Auf Basis von definierten Niederschlagsereignissen bestimmter Dauer und Jährlichkeit lassen sich mit Hilfe der aufzustellenden Modelle Abflussganglinien berechnen, welche eine Bewertung der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Fließgewässer und städtischen Entwässerungssysteme ermöglichen.

Unter der vereinfachenden Annahme, dass die Jährlichkeit des Hochwasserwiederkehrintervalls der Jährlichkeit des Niederschlags entspricht, wurden für die Modellierung die Niederschlags Szenarien gemäß den definierten Schutzniveaus definiert. Mangels langjähriger Regenreihen aus dem Projektgebiet wurden die regionalisierten Starkniederschlagsdaten des KOSTRA Atlas 2010 genutzt. Diese wurden um die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) empfohlenen Toleranzbeträge in Abhängigkeit des Wiederkehrintervalls erhöht.

Hinsichtlich der Niederschlagsdauer sollten Ereignisse ausgewählt werden, welche kritische hydrologische Auswirkungen auf das Untersuchungsgebiet haben. In urbanen Gebieten sind vorrangig kurze Regendauern von Bedeutung. In der wasserwirtschaftlichen Praxis weit verbreitet ist die Zugrundelegung eines 15 min-Regens, welcher bei einer mittleren Geländeneigung kleiner 1 % und einem mittleren Versiegelungsgrad von maximal 50 % zulässig ist (vgl. DWA-A 118). Im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit von Retentionsanlagen sind aber auch volumenreiche Niederschläge längerer Dauerstufen relevant. Voruntersuchungen ergaben, dass Lastfälle mit Regendauern von ca. einer Stunde eine besonders kritische Kombination von Intensität und Volumen darstellen.

In naturnahen Einzugsgebieten richtet sich die kritische Niederschlagsdauer nach der Konzentrationszeit. Darunter versteht man die Fließzeit, die ein Wasserteilchen benötigt, um vom entferntest gelegenen Punkt zum Auslass des betrachteten Gebietes zu gelangen. Da diese sehr stark von der Einzugsgebietsgröße, -form und dem Geländegefälle abhängt, ist die Konzentrationszeit für jedes Gebiet gesondert zu bestimmen.

Damit sind für jedes Wiederkehrintervall grundsätzlich drei Dauerstufen relevant: 15 min, 1 h, Konzentrationszeit des Fließgewässers. Zur Reduzierung des Modellierungsaufwandes wurde die Dauerstufe 15 min jedoch nur für die Wiederkehrintervalle von 2 a und 5 a angewendet, um hier den traditionellen Überstaunachweis nach DWA-A 118 führen zu können. Das Wiederkehrintervall von 10 a wurde nur bei der Kanalnetz- und Überflutungssimulation im urbanen Raum berücksichtigt, im Rahmen eines Folgeprojektes soll dies aber bei der Simulation der ländlichen Einzugsgebiete einbezogen werden. Weiterhin wurden zur Bestimmung der Konzentrationszeit verschiedene Niederschlagsdauern von 3 h bis 12 h getestet, woraus letztlich der kritische Lastfall ausgewählt wurde. Zusammengefasst ergeben sich damit die in Tabelle 7 aufgeführten, für die Modellierung relevanten, Niederschlags-szenarien.

TABELLE 7: ANWENDUNG DER NIEDERSCHLAGSSZENARIEN IN DEN MODELLGEBIETEN (GRÜNE KREUZE: DIE SIMULATIONSERGEBNISSE WERDEN FÜR DIE HOCHWASSERRISIKOBEWERTUNG GENUTZT)

		MIKE SHE/ MIKE 11/ MIKE HYDRO			MIKE Urban/ MIKE FLOOD
		LK	SB	KG	LK, SB, KG
15 min	2 a	X	X	X	X
	5 a	X	X	X	X
	25 a				X
1 h	2 a				X
	10 a				X
	25 a	X	X	X	X
	100 a	X	X	X	X
3 h	25 a			X	
	100 a			X	
6 h	25 a		X		
	100 a		X		
12 h	25 a	X			
	100 a	X			

LK = Laakkanal, SB = Schmarler Bach, KG = Kringelgraben

Die KOSTRA-Daten werden als mittlere Intensität über die Dauerstufe bereitgestellt. Für den Überstaunachweis empfiehlt die DWA-A 118 den Modellregentyp Euler II. Dieser ist aber nur für kurze Dauerstufen realitätsnah. Zur Bestimmung sinnvoller Intensitätsverläufe wurde die langjährige Messreihe der DWD-Station Warnemünde im Zeitraum 1984 bis 2013 (Sommermonate Mai bis September) in 5-minütiger Auflösung nach dem Verfahren von OTTER und KÖNIGER (1986) ausgewertet. Dabei konnten für die Dauerstufen 15 min und 1 h charakteristische Intensitätsverläufe ermittelt werden, während bei längeren Dauerstufen eher von einer gleichmäßigen Niederschlagsverteilung ausgegangen werden kann (Tabelle 8, Bild 20).

TABELLE 8: NIEDERSCHLAGSDAUERSTUFEN UND -VERTEILUNG

Dauerstufe	Intensitätsverlauf
15 min	Statistische Ermittlung nach OTTER/ KÖNIGER 1986 (DWA-A 118)
1 h	Statistische Ermittlung nach OTTER/ KÖNIGER 1986 (DWA-A 118)
3 h	Annahme eines Blockregens
6 h	Annahme eines Blockregens
12 h	Annahme eines Blockregens

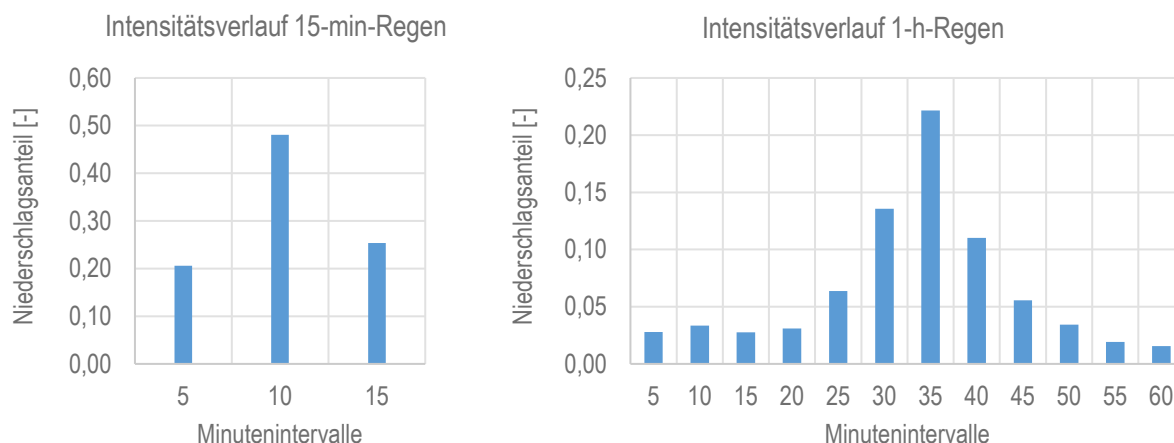


BILD 20: INTENSITÄTSVERLAUF DES 15-MIN- UND DES 1-H-REGENS

4.4.5 EINZUGSGEBIET UND FLIEßGEWÄSSER

MODELLAUFBAU UND –KALIBRIERUNG

Einzugsgebiet und Fließgewässer wurden durch die Kombination von MIKE-SHE (hydrologisches Modell zur Abflussbildung) und MIKE11/ MIKE HYDRO (1D-Fließgewässermodell) aufgebaut. MIKE-SHE ist ein rasterbasiertes N-A-Modell und berücksichtigt folgende Prozesse:

- Oberflächenabfluss und Speicherung auf der Geländeoberfläche
- Perkolaton und Zwischenspeicherung im Boden
- Grundwasserneubildung und Grundwasserabfluss
- Drainageabflüsse
- Abflüsse aus der Regenwasserkanalisation der urbanen Räume

Das Modellgebiet setzte sich zusammen aus dem überwiegend landwirtschaftlich geprägten Umland von Rostock und den urbanen Bereichen. Der Hauptvorfluter der vielen kleinen, teilweise verrohrten Fließgewässer ist die Unterwarnow, ein deutlich durch Ostseewasserstände beeinflusstes Ästuar. Schwerpunkt im Rahmen der hydrologischen und hydraulischen Bewertung waren die Nebengewässer der Warnow und deren Einzugsgebiete im westlichen, bzw. südwestlichen Bereich von Rostock, insbesondere der Laakkanal, der Schmarler Bach und der Kringelgraben (Bild 21).

Aufgrund vorhandener Durchflussdaten wurde als Referenzgebiet für den Modellaufbau und die Kalibrierung das überwiegend ländlich geprägte 33 km² große Einzugsgebiet der Carbäk südöstlich von Rostock ausgewählt (Bild 21). Die Methode des Modellaufbaus und die Parametrisierung konnten anschließend auf das Modellgebiet Schmarler Bach übertragen werden, für den während der Projektlaufzeit ein Durchfluss-Monitoring aufgebaut wurde. Nach erfolgreicher Validierung des Ansatzes in diesem Einzugsgebiet konnte das Konzept auf die Modellgebiete Laakkanal und Kringelgraben übertragen werden, für welche bis heute kein Monitoring von Durchfluss und Wasserstand existiert.

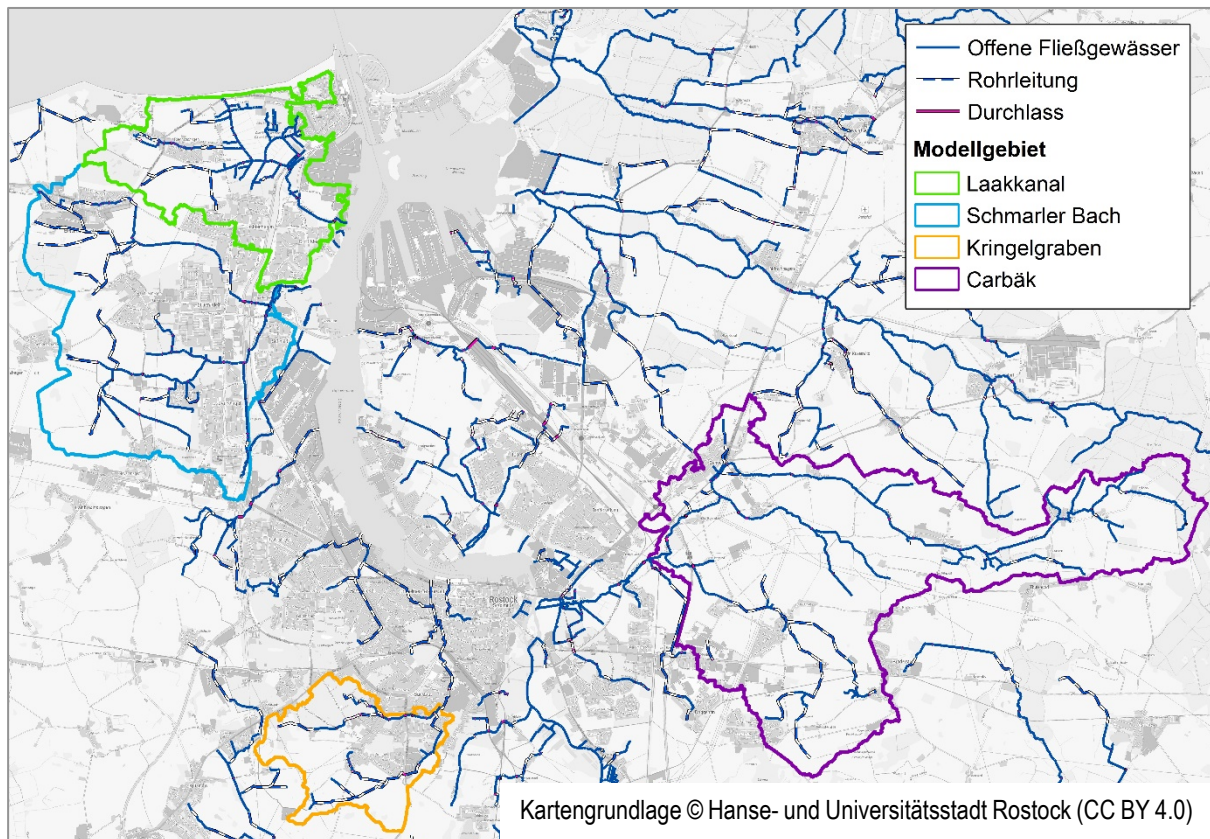


BILD 21: MODELLGEBIETE MIKE SHE

Die Außengrenzen der vier Modellgebiete wurden anhand der oberflächlichen Einzugsgebiete der Fließgewässer festgelegt (vgl. Kap. 4.3.5). Die Berechnung der Abflussbildung erfolgt unter Aufteilung des Modellgebietes in Rasterzellen. Je kleiner die Zellgröße bzw. je mehr Elemente, desto detailgetreuer kann der Abfluss simuliert werden, desto mehr Rechenzeit wird jedoch im Gegenzug beansprucht. Für das Carbäk-Gebiet (Referenzgebiet) erwies sich eine Zellgröße von 30 m x 30 m als ausreichend. Da aber bezüglich der Abflussbildung bei kleineren Einzugsgebieten die Eigenheiten des Gebietes stärker ins Gewicht fallen, wurde für das Gebiet des Laakkanals, des Schmarler Baches und des Kringelgrabens entsprechend eine feinere Rastergröße von 20 m x 20 m gewählt.

Beim Gewässermodell hängt die räumliche Auflösung der Berechnungspunkte von der Komplexität des Gewässernetzes und der Anzahl der eingegebenen Bauwerke und Querprofile ab. Generell wird an jedem Querprofil und an jedem Verknüpfungspunkt zweier Gewässer ein Berechnungspunkt des Wasserstandes (H-Punkt) generiert. Durchfluss-Berechnungspunkte (Q-Punkte) werden jeweils automatisch zwischen zwei benachbarten H-Punkten und bei hydraulischen Strukturen (Bauwerke wie Durchlässe, Stau- und Schöpfwerke) eingesetzt.

Die zeitliche Diskretisierung bestimmt ebenso die erreichbare Genauigkeit bei der Wiedergabe der relevanten Prozesse der Wasserbewegung. Grundsätzlich richtet sie sich nach der zeitlichen Auflösung der meteorologischen Eingangsdaten, insbesondere des Niederschlags. MIKE SHE nutzt unterschiedliche Zeitschritte für die Berechnung der verschiedenen Prozesse. Die Zeitschritte müssen jedoch jeweils Vielfache voneinander bilden damit sich zu bestimmten Zeitschritten Zuströme austauschen können (Tabelle 9).

TABELLE 9: BERECHNUNGSZEITSCHRITTE MIKE SHE / MIKE 11 / MIKE HYDRO

Zeitschritt			
Gewässermodell (≤ 10 s)	Oberflächenmodell ($\leq 0,5$ h)	Bodenmodell (≤ 1 h)	Grundwassermodell (≤ 6 h)

Um ein Höchstmaß an Übertragbarkeit, gerade bei fehlender Kalibrierbarkeit, zu gewährleisten, sind die umfangreichen Modellparameter physikalisch basiert abzuleiten. Tabelle 10 und Tabelle 11 geben einen Überblick über die relevanten Berechnungsparameter, die verwendeten Berechnungsansätze sowie die benötigten Daten mit den entsprechenden Quellen. Die Landnutzung wurde anhand der ATKIS-Daten abgeleitet. Vor der Verwendung bei der Modellierung wurden mit Hilfe digitaler Orthophotos teilweise Datenlücken aufgefüllt und fehlerhafte Zuordnungen der Landnutzungen korrigiert. Für die hydrologische Modellierung ist die vorliegende detaillierte Unterscheidung der Landnutzung in ca. 40 Landnutzungsarten weder sinnvoll noch praktikabel, daher wurden die Landnutzungsarten zu 12 Klassen zusammengefasst (Tabelle 12). Für jede dieser 12 Klassen konnte im Zeitraum November 2013 bis Oktober 2015 der monatliche Blattflächenindex anhand von Satellitendaten abgeleitet und als Monatsmittelwert in das Modell eingespeist werden. Die landnutzungsabhängige Wurzeltiefe wurde auf Grundlage von ATV-DVWK M 504 bestimmt. Hierbei beschränkt sich die zeitliche Auflösung auf das Sommer- bzw. Winterhalbjahr (Tabelle 13).

TABELLE 10: MODELLINPUT UND DATENGRUNDLAGEN MIKE SHE

Parameter	Gewählter MIKE SHE Berechnungsansatz (vgl. DHI 2017)	Benötigte Daten	Quelle
Landnutzungsabhängige reale Evapotranspiration	Empirische Ermittlung nach Kristensen und Jensen	Landnutzung	ATKIS Shape-Datei (LaiV M-V)
		Grasreferenzverdunstung ET0	Berechnung nach Penman-Monteith (ATV-DVWK-M 504 S. 54)
		Niederschlag P	Messdaten Uni Rostock HY / Eurawasser / DWD
		Blattflächenindex LAI	Ableitung anhand von Satellitendaten durch Uni GG
		Wurzeltiefe	ATV-DVWK-M 504 (S. 73)
		Bodenparameter <ul style="list-style-type: none"> ▪ Shape-Datei der Bodenarten/-profile (KBK25) ▪ Bodeneigenschaften (Lagerungsdichte, Retentionskurve, Leitfähigkeiten) 	Konzeptbodenkarte Maßstab 1:25.000 KBK25 (LUNG M-V) und Bodenkundliche Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005)
Oberflächenabfluss (2D)	Diffusionswelle (Finite Differenzen)	TEZG der EZG_Ko-Gew2015.shp	GFK
		Digitales Geländemodell 5 m	LaiV M-V
		Oberflächenrauigkeit	Global mit $3 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$ angenommen

Parameter	Gewählter MIKE SHE Berechnungsansatz (vgl. DHI 2017)	Benötigte Daten	Quelle
		Bodenparameter (s. oben)	LUNG M-V
Ungesättigte Bodenströmung (1D)	Richards-Gleichung	Bodenparameter (s. oben)	LUNG M-V
Gesättigter Grundwasserfluss (3D)	Darcy Gleichung (Finite Differenzen)	Geologische Schichtgrenzen/-mächtigkeiten (als Flurabstand)	Landesbohrdaten (LUNG M-V)
		kf-Werte	Kalibrierung
		Entwässerbare Porositäten	Literaturwerte
		Spezifische Speicherkoeffizienten	Literaturwerte
		Grundwasserhöhengleichen (Maßstab 1:50.000) zur Bestimmung von Anfangs- und Randbedingungen	LUNG M-V
Landwirtschaftliche Dränung	Linear-Reservoir-Methode (konzeptionell)	Drain Codes (Angabe von gedränten Rasterzellen)	Abflussbahnen aus INTEK
		Zeitbeiwert	Kalibrierung
		Dränniveau unter der Geländeoberfläche	Kalibrierung
Siedlungsentwässerung	Linear-Reservoir-Methode (konzeptionell)	Drain Codes (Angabe von siedlungsentwässerten Rasterzellen)	Siedlungsflächen, Industrie- und Gewerbeflächen, Verkehrsflächen aus ATKIS (LaiV M-V)
		Zeitbeiwert	Kalibrierung
		Versiegelungsgrad	Ableitung anhand von Satellitendaten durch Uni GG
		Leakage-Koeffizient für Austausch Oberfläche/Boden	Kalibrierung
		Maximale Speicheränderungsrate	Kalibrierung

TABELLE 11: MODELLINPUT UND DATENGRUNDLAGEN MIKE 11 / MIKE HYDRO

Parameter	Gewählter Berechnungsansatz (vgl. DHI 2016)	Benötigte Daten	Quelle
Gerinneströmung (1D)	Saint-Venant-Gleichung (Vollständig hydrodynamisch)	Fließgewässerlinien (shp-Datei)	GFK
		Terrestrische Vermessungsdaten <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gewässerquerprofile ▪ Durchlässe ▪ Stauanlagen ▪ Rohrleitungen 	Wasser und Bodenverband Untere Warnow/ Küste (und teilweise Hansestadt Rostock)
		Digitales Geländemodell in 0,2 m Auflösung zur Ableitung von Gewässerquerprofilen (bei fehlenden terrestrischen Vermessungsdaten)	Rohdaten: LAiV M-V Aufbereitet durch Uni Rostock GG
		Schöpfwerksdaten <ul style="list-style-type: none"> ▪ Ein- und Ausschaltpegel ▪ Pumpenkennlinie ▪ Sohlhöhe des Auslasses 	Wasser und Bodenverband Untere Warnow/ Küste
		Messdaten (für Kalibrierung) <ul style="list-style-type: none"> ▪ Durchfluss ▪ Absoluter Wasserstand 	Uni WW und Uni HY

TABELLE 12: KLASSENEINTEILUNG LANDNUTZUNG

Landnutzungsklassen (Modellierung)	Landnutzungsarten ATKIS
Acker	Ackerland
Feuchtfäche	Moor, Sumpf
Grünland	Grünland, Brachland, Fläche z.Zt. unbestimmbar, Flugplatz Landeplatz, Freizeitanlage, Grünanlage, Heide, Schießstand, Sportplatz
Industrie_Gewerbe	Industrie- und Gewerbefläche, Bahnhofsanlage, Sportanlage, Absetzbecken Rieselfeld Schlammteich, Autokino Freilichtkino, Freilichtmuseum, Stadion, Tagebau Grube Steinbruch, Grenzübergang Zollanlage
Kleingartenanlage	Gartenland, Campingplatz
Laubwald	Gehölz, Wald Forst
Mischwald	Gehölz, Wald Forst, Friedhof
Nadelwald	Wald Forst
Obstplantage	Sonderkultur
Siedlung	Fläche gemischter Nutzung, Fläche besonderer funktionaler Prägung, Wohnbaufläche

Landnutzungsklassen (Modellierung)	Landnutzungsarten ATKIS
Verkehrsfläche	Brücke Unterführung Überführung, Platz (Rastplatz Parkplatz, Uferbefestigung, Verkehrsfläche, Grünland
Wasserfläche	Binnensee Stausee Teich, Graben Kanal (Wasserwirtschaft), Hafenbecken, Strom Fluss Bach, Vegetationslose Fläche, Grünanlage

TABELLE 13: LANDNUTZUNGSABHÄNGIGE WURZELTIEFEN IN ANLEHNUNG AN ATV-DVWK M 504

Landnutzungsklassen (Modellierung)	Wurzeltiefe Sommerhalbjahr [mm]	Wurzeltiefe Winterhalbjahr [mm]
Acker	600	200
Feuchtfäche	300	300
Grünland	300	100
Industrie_Gewerbe	600	600
Kleingartenanlage	600	600
Laubwald	1200	1200
Mischwald	1000	1000
Nadelwald	800	800
Obstplantage	500*	500*
Siedlung	600	600
Verkehrsfläche	600	600
Wasserfläche	0	0

* Angabe basiert nicht auf ATV-DVWK M 504, sondern auf Angabe der Rostocker Obst GmbH (Telefongespräch vom 18.09.2016)

SENSITIVITÄTSANALYSE, MODELKALIBRIERUNG – UND VALIDIERUNG

Die Modellkalibrierung, die Anpassung des Modells auf die im Feldversuch gewonnen Messdaten, ist an eine Sensitivitätsanalyse gekoppelt, anhand der die Modellparameter aufgefunden werden welche einen signifikanten Einfluss auf den Durchflussverlauf im Gewässer haben (Tabelle 14). Diese Parameter werden gezielt so verändert, dass die Abweichung der berechneten Werte von den gemessenen Werten möglichst klein wird. Die Modellgüte kann anhand verschiedener Fehlermaße überprüft werden (Tabelle 15).

TABELLE 14: KALIBRIERUNGSPARAMETER MIKE SHE MIT EINFLUSS AUF DEN DURCHFLUSSVERLAUF IM GEWÄSSER (LK – LAAKKANAL, SB – SCHMARLER BACH, KG – KRINGELGRABEN, CA – CARBÄK)

Parameter	Erklärung	Zuordnung MIKE SHE	Kalibrierte Werte	Einheit	Auswirkungen von Parameteränderung auf den Durchfluss
Dränlevel (unter GOK)	Entwässerungsniveau unter Geländeoberkante	Landwirtschaftliche Dränung, Siedlungsentwässerung	KG, SB -0.8 CA, LK -0.9	m	– Einfluss auf Steigung der Durchflussganglinien bzw. Stärke der Schwankungen, v. a. im Winter (je größer der Dränflurabstand, desto ausgeglichener der Verlauf der Ganglinie) – Bei Schöpfwerksbetrieb: Einfluss auf Länge des Wasserspiegelanstiegs nach dem Abpumpen (Vergrößerung des Dränflurabstands bewirkt Verkürzung der Anstiegsphasen)
Zeitkonstante Dränung	Beiwert, der regelt wie schnell das Wasser zum Gewässer geleitet wird; Ausdruck für Durchlässigkeit des Filters im Bereich des Dränrohrs und für die Dichte des Drännetzes	Landwirtschaftliche Dränung, Siedlungsentwässerung	SB, KG $5e^{-7}$ CA $5e^{-6}$ LK $9e^{-6}$	s^{-1}	– Einfluss auf Reaktionszeit und Steigung der Durchflussganglinie (je höher der Wert, desto schneller reagiert der Durchfluss und desto steiler ist der Kurvenverlauf)
Benetzungsverlust	limitiert die Wassermenge, die über die Geländeoberfläche fließt und/oder entwässert werden kann	Oberflächenabfluss, Siedlungsentwässerung	CA, KG, LK 1.0 SB 0.9	mm	– bewirkt leichte Kappung der Durchflussspitzen
Maximale Speicheränderungsrate (urbane Gebiete)	Rate, mit der die urbanen Flächen in den Vorfluter entwässern (entspricht Drosselung)	Siedlungsentwässerung	CA 0.5 KG 1.0 SB, LK 1.7	$mm\ h^{-1}$	– wirkt drosselnd auf den Abfluss aus der Siedlungsentwässerung
Oberflächen-Leakage-Koeffizient (urbane Gebiete)	reduziert die Infiltrationsrate und muss in urbanen Gebieten mit geringen Werten besetzt werden, um Wasser auf der Oberfläche aufzustauen (Voraussetzung dafür, dass Siedlungsentwässerung stattfinden kann)	Siedlungsentwässerung	KG $4e^{-4}$ bis $7e^{-4}$ SB, LK $6e^{-4}$ CA $9e^{-5}$	s^{-1}	– Einfluss auf die Höhe der Scheitelwerte (Abflüsse aus der Siedlungsentwässerung)
Hydraulische Leitfähigkeit	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der geologischen Schichten (hier Sand als GWL und Geschiebemergel als GWS)	Grundwasserabfluss	GWL: LK $9e^{-5}$ bis $1e^{-4}$ SB $2e^{-4}$ CA, KG $8e^{-5}$ GWS: CA, LK, SB $5e^{-7}$ KG $6e^{-7}$	$m\ s^{-1}$	– je geringer die Durchlässigkeit, desto höher der Grundwasserstand und desto steiler die Durchflusskurve – Im Falle von Wasserstandsabsenkungen durch ein Schöpfwerk: je geringer die Leitfähigkeit, desto länger dauert die Phase des Wiederanstieges des Wasserspiegels und desto steiler verläuft die Phase des Absenkens

GWL = Grundwasserleiter, GWS = Grundwasserstauer

TABELLE 15: FEHLERMAßE

Bezeichnung	Kurz-bez.	Formel
Volumenfehler	E_{Vol}	$E_{Vol} = 1 - \frac{\int Q_{calc} dt}{\int Q_{obs} dt}$
Peak-Abweichung	E_{Peak}	$E_{Peak} = \frac{Q_{calc}}{Q_{obs}} \cdot 100$
Mittlerer absoluter Fehler	MAE	$MAE_i = \bar{E}_i = \frac{\sum_t Obs_{i,t} - Calc_{i,t} }{n}$
Korrelationskoeffizient	R	$R_i = \frac{\sum_t (Calc_{i,t} - \bar{Calc}_{i,t}) \cdot (Obs_{i,t} - \bar{Obs}_{i,t})}{\sqrt{\sum_t (Calc_{i,t} - \bar{Calc}_{i,t})^2 \cdot \sum_t (Obs_{i,t} - \bar{Obs}_{i,t})^2}}$
Nash Sutcliffe Korrelationskoeffizient	R2	$R2 = 1 - \frac{\sum_t (Obs_{i,t} - Calc_{i,t})^2}{\sum_t (Obs_{i,t} - \bar{Obs}_{i,t})^2}$
Q_{calc} = Berechneter Durchfluss, Q_{obs} = Gemessener Durchfluss obs = Messwert (observed) calc = Berechneter Wert (calculated) Indizes: i = Ort, t = Zeitpunkt, n = Anzahl der Messdaten		

Bild 22 zeigt die Ganglinien des simulierten (Linie) und des gemessenen Durchflusses (Punkte) an der Messstelle Riekdahl im Referenzgebiet. Beide Ganglinien zeigten von Juli bis Mitte September 2015 sowohl bei dem Basisdurchfluss als auch bei den aus der Siedlungsentwässerung resultierenden Abflussspitzen eine sehr gute Übereinstimmung. Anders als im Feld gemessen, stiegen die simulierten Durchflüsse ab Mitte September langsam an, was v. a. darauf zurückzuführen war, dass in tiefer liegenden Gebieten die landwirtschaftliche Dränung zu früh einsetzte. Von Dezember 2015 bis Mitte Februar 2016 wurden die Durchflüsse leicht unterschätzt. In der anschließenden Phase der Speicherleerung konnte der vom Modell berechnete Durchflussverlauf sehr gut wiedergegeben werden.

Die verwendeten Fehlermaße (Tabelle 15) signalisierten insgesamt eine gute Modellanpassung. Der Korrelationskoeffizient von 0.95 steht für einen sehr straffen linearen Zusammenhang zwischen gemessenen und berechneten Werten und belegt, dass auch Durchflussspitzen vom Modell sehr gut wiedergegeben werden können.

Im Rahmen der Modellvalidierung wurde geprüft, ob es möglich ist, die anhand des Referenzgebietes Carbak kalibrierten Parameter auf ein anderes Einzugsgebiet zu übertragen. Hierfür wurde das ca. 6,5 km² große, überwiegend ländliche Einzugsgebiet des Schmarler Baches oberhalb Evershagen Dorf (Gewässerstation 4+000) ausgewählt. Die Anpassung des Modells an beobachtete Zustände ist anhand Bild 23 veranschaulicht. Die simulierte Ganglinie (Linie) stimmte in den Monaten November und Dezember 2015 gut mit den gemessenen Durchflüssen (Punkte) überein. In den abflussreichen Monaten Januar bis März 2016 wurden die Abflüsse vom Modell unterschätzt. Da das Modell mit seinen 6,5 km² relativ klein ist und sich somit die festgelegten Randbedingungen des Grundwassermodells stärker auswirken, wurde das Modellgebiet in einem zweiten Schritt bis zum Schöpfwerk bei Gewässerstation 0+625 erweitert. Es umfasste nun 22 km² und enthielt etwa 30 % teilversiegelte Flächen. Mit der Vergrößerung des Modellgebietes konnten nun auch weitere sich im Monitoring (vgl. 4.5.3) befindliche Messstellen im Schmarler Bach zum Abgleich mit Simulationsergebnissen herangezogen werden. Diese befanden sich im städtisch geprägten Raum, weshalb sich auch Regenwassereinleitungen aus den umgebenden Flächen in den aufgezeichneten Durchflüssen und Wasserständen widerspiegelten. Das Modell des Schmarler Baches wurde in einem dritten Schritt nochmals hinsichtlich dieser Einflüsse nachkalibriert (Bild 24 und Bild 25).

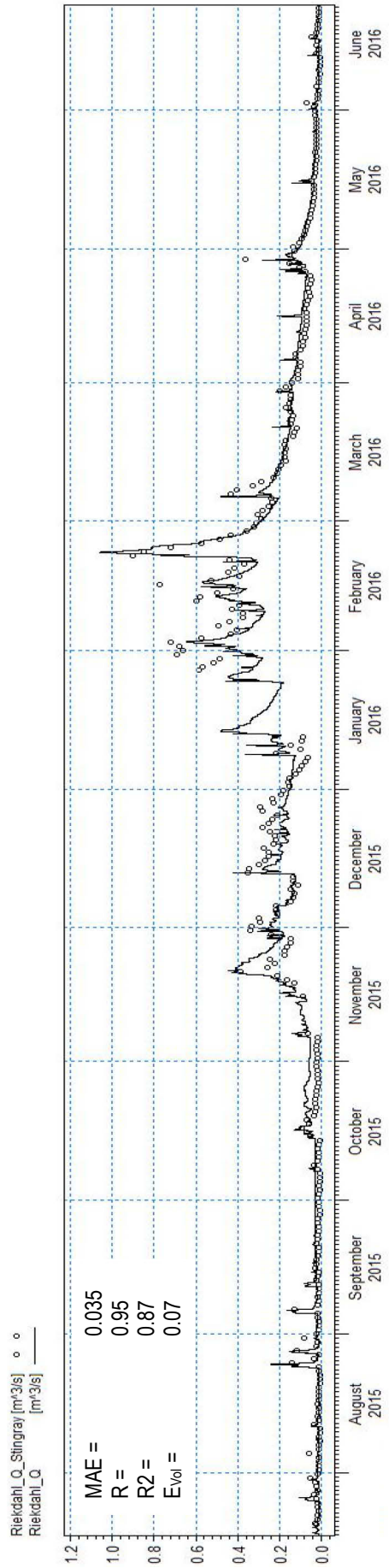


BILD 22: VERGLEICH DER SIMULIERTEN MIT DEN GEMESSENEN DURCHFÜSSEN AN DER MESSSTELLE „DURCHCLASS RIEKDAHL DN2000“ IN DER CARBÄK (ERGEBNIS DER KALIBRIERUNG)

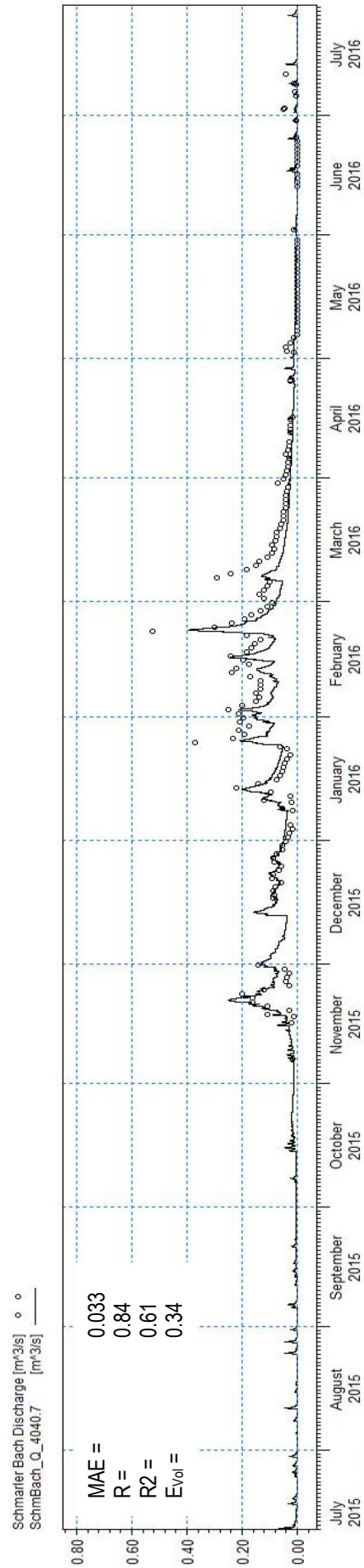


BILD 23: VERGLEICH DER SIMULIERTEN MIT DEN GEMESSENEN DURCHFÜSSEN AN DER MESSSTELLE „OBSTPLANTAGE“ IM SCHMARLER BACH (VALIDIERUNG)

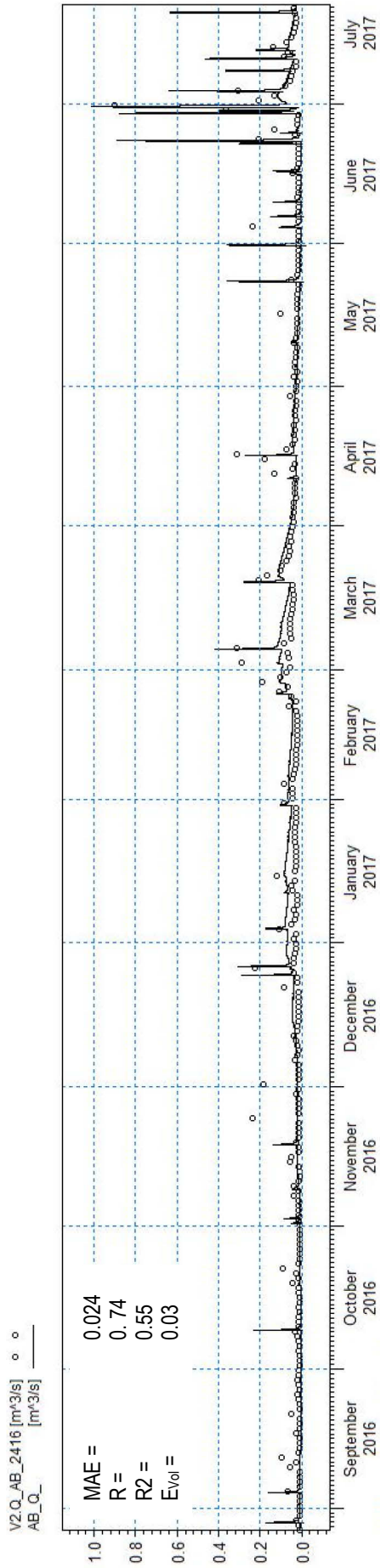


BILD 24: SIMULIERTER DURCHFLOSS (LINIE) UND GEMESSENER DURCHFLOSS (PUNKTE) AN DER MESSSTELLE AB IM SCHMARLER BACH (STATION 2+415)

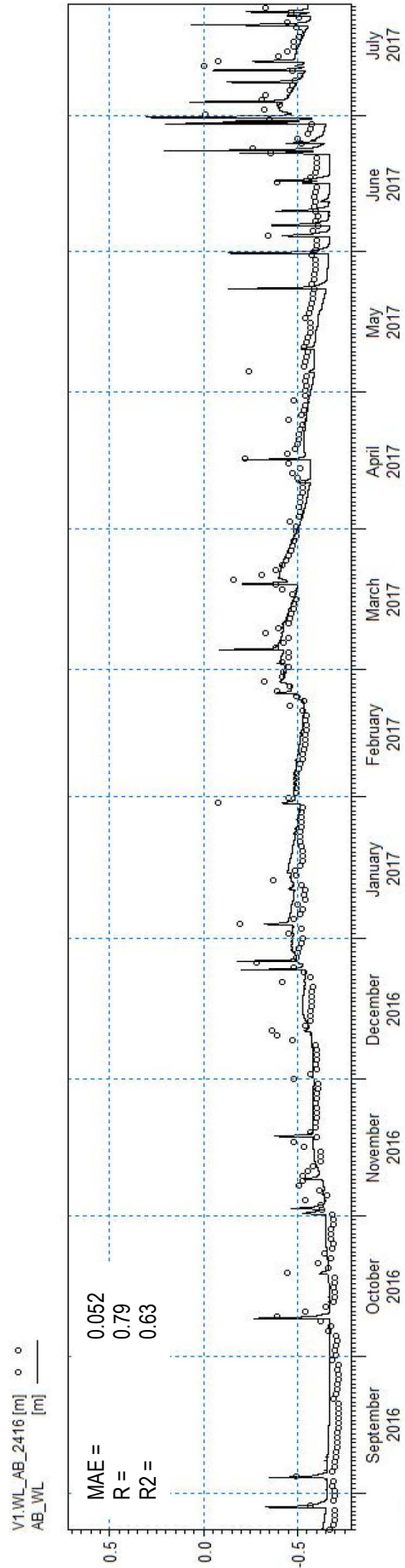


BILD 25: SIMULIERTER WASSERSTAND (LINIE) UND GEMESSENER WASSERSTAND (PUNKTE) AN DER MESSSTELLE AB IM SCHMARLER BACH (STATION 2+415)

MODELLANWENDUNGEN

Die aufgestellten Modelle können für folgende Anwendungen genutzt werden:

- Langzeitsimulation
- Szenarienrechnung

Langzeitsimulationen dienen dem Zweck, anhand der berechneten langjährigen Durchflüsse und Wasserstände charakteristische hydrologische/hydraulische Kennzahlen für die Gewässer abzuleiten. Berechnet werden in diesem Zusammenhang:

TABELLE 16: AUS DER LANGZEITSIMULATION ABGELEITETE HYDROLOGISCH / HYDRAULISCHE KENNZAHLEN DES DURCHFLUSSES

MNQ _m	Mittlerer Niedrigwasserdurchfluss des Monats m	Mittel der niedrigsten Durchflusswerte des jeweiligen Monats der einzelnen Jahre im Berechnungszeitraum
MQ _m	Mittlerer Durchfluss des Monats m	Mittel der Durchflusswerte des jeweiligen Monats der einzelnen Jahre im Berechnungszeitraum
MHQ _m	Mittlerer Hochwasserdurchfluss des Monats m	Mittel der höchsten Durchflusswerte des jeweiligen Monats der einzelnen Jahre im Berechnungszeitraum
MQ	Mittlerer Jahresdurchfluss	langjähriger Mittelwert des Durchflusses im Berechnungszeitraum
MW	Mittlerer Wasserstand	langjähriger Mittelwert des Wasserstands im Berechnungszeitraum

Ausgehend von der aktuell vorherrschenden Landnutzung, umfasst die Langzeitsimulation einen Berechnungszeitraum von 20 Jahren (1997 bis 2016). Die einzelnen Berechnungspunkte sind eindeutig gekennzeichnet durch die im GFK definierte Gewässerkennzahl und die Gewässerstation. Der Niederschlag, als maßgebliche Inputgröße, wird in Tagessummen eingespeist. Diese grobe zeitliche Auflösung führt zwangsläufig zu einer Glättung der resultierenden Durchflussganglinie. Höher aufgelöste Niederschlagsdaten standen jedoch für den langen Zeitraum nicht zur Verfügung. Die Zeitreihen des Durchflusses und des absoluten Wasserstands, die den o. g. Auswertungen zugrunde liegen, werden in 6-stündlicher Auflösung ausgegeben.

Die Szenarienrechnungen dienen der Hochwasserrisikobewertung. Die zugehörigen Niederschlagsszenarien wurden oben erläutert und sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Im Gegensatz zur Langzeitsimulation mit real gemessenen Niederschlägen werden im Rahmen der Szenariensimulation statistisch ermittelte Modellregen als maßgeblicher Modellinput herangezogen. Voraussetzung für die Simulation verschiedener Niederschlagsszenarien ist die sachgerechte Festlegung eines Anfangszustandes, der die Speicherfüllstände (Füllstand von Geländesenken, Wassergehalt im Boden, Grundwasserstand, Wasserstand im Gewässer) zum Zeitpunkt Null wiedergibt. Dieser Anfangszustand hat entscheidenden Einfluss auf die vom Modell berechneten Abflüsse bzw. Zuströme zum Gewässer. Zur Erstellung eines flächendifferenzierten Anfangszustandes wurden die aufgestellten und kalibrierten Modelle mit mittleren monatlichen Klimadaten „eingefahren“ und ein quasi-stationärer Zustand als Startzustand für die Niederschlagsszenarien gespeichert („hot-start“).

4.4.6 KANALNETZ

MODELLAUFBAU UND –KALIBRIERUNG

Das Kanalnetzmodell wurde basierend auf einem bereits vorhandenen Kanalnetzmodell der Eurawasser GmbH umfassend weiterentwickelt. Veranlassung für die umfassende Überarbeitung war (analog zum Gewässermodell) das Ziel, möglichst viele Modellparameter physikalisch zu begründen. Daneben sollten auch Änderungen im Anlagenkataster der lokalen Siedlungsentwässerung und die Umstellung des Koordinatenbezugssystems von GK42/ auf ETRS89 sowie des Höhenbezugssystems auf NHN gleichzeitig in das Modell überführt werden.

Analog zum Gewässermodell wurden zwei Referenzgebiete mit einer Durchflussmessung im Kanalnetz ausgestattet, um jeweils ein Gebiet für die Kalibrierung bzw. Validierung nutzen zu können. Die Gesamtheit beider Untersuchungsgebiete bildet das Referenzmodell der Kanalnetzmodellierung.

Konventionelle Kanalnetzmodelle gliedern sich in die Teilprozesse Abflussbildung, Abflusskonzentration und Abflusstransport im Kanalnetz. Letzterer wird physikalisch basiert über die St. Venant-Gleichungen abgebildet und bietet bei guter Datenlage zum Kanalnetzbestand die geringste Möglichkeit für schwerwiegende Modellfehler. Großen Einfluss auf eine realistische Abbildung des Abflussvorgangs hat hingegen die Wahl des Modells für die Abflussbildung und -konzentration sowie dessen Parametrisierung. Vor dem eigentlichen Modellaufbau wurde deshalb detailliert untersucht, welcher Modellansatz die beste Möglichkeit für eine Parametrisierung auf Basis physikalisch begründeter Eingangsdaten bietet. Die Untersuchungen wurden an beiden Referenzgebieten durchgeführt.

Abflussbildung und Abflusskonzentration

Die MIKE URBAN bietet für die Abflussbildung und Abflusskonzentration folgende Berechnungsmethoden an:

- Modell A – Zeitflächendiagramm
- Modell B – nichtlinearer Speicher (kinematische Welle)
- Modell C – linearer Speicher

Die Abflusskonzentration wird im Modell A über ein Zeitflächendiagramm berechnet, wobei die Gesamtfläche durch Isochronen (Isolinien der Fließzeit) unterteilt wird. Für jeden Zeitschritt (Δt) wird ein weiterer Teil des Einzugsgebietes abflusswirksam.

Der Berechnungsansatz der kinematischen Welle (Modell B) beruht konzeptionell auf dem Oberflächenabfluss nach dem Ansatz von Manning-Strickler (nichtlinearer Speicher). Zu definierende Abflussparameter sind hier Oberflächenrauigkeit, Fließlänge und Geländeneigung.

Das Modell C verwendet einen oder mehrere virtuelle Speicher, wobei ein linearer Zusammenhang zwischen Volumen und Speicherabfluss unterstellt wird. Das Modell kann durch die Rückgangskonstante und die Anzahl der Reaktoren parametrisiert werden.

Für die Auswahl des geeigneten Modellansatzes werden in Tabelle 17 die jeweiligen benötigten Eingangsdaten auf ihre Verfügbarkeit bzw. Ableitbarkeit aus GIS-Daten geprüft. Rot markierte Parameter lassen sich nicht aus Basisdaten ableiten und erfordern eine Modellkalibrierung.

TABELLE 17: VERGLEICH MODELLPARAMETER DER N-A-MODELLE IN BEZUG AUF DEREN ABLEITUNG AUS GIS-DATEN (SCHWARZ: GENERELL ABLEITBAR AUS GIS-DATEN; GRÜN: FÜR BERECHNUNGSMETHODE ABLEITBAR; ROT: PARAMETER FÜR BERECHNUNGSMETHODE NICHT AUS GIS-DATEN ABLEITBAR)

Parameter	Modell A	Modell B	Modell C	Ableitbar aus GIS-Daten
Angeschlossene Fläche [ha]	x	x	x	x
Versiegelungsgrad [%]	x		x	x
Anfangsverlust [mm]	x		x	x
Interzeptionsverlust [mm]		x		
Muldenverlust [mm]		x		x
Hydrologische Reduktionsfaktor	x		x	
Zeit-Flächen-Koeffizient	x			
Konzentrationszeit [min]	x			
Einzugsgebietslänge (konzeptionell) [m]		x	x	x
Geländeneigung [-]		x	x	x
Oberflächentyp (Nutzung)		x	x	x
Infiltrationsrate Anfang (Horton) [m/s]		x	x	x
Infiltrationsrate Ende (Horton) [m/s]		x	x	x
Reduktion der Infiltrationsrate [1/s]		x	x	x
Regeneration der Infiltrationsrate [1/s]		x	x	x
Oberflächenrauigkeit (Manning) [m ^{1/3} /s]		x		x
Speicherkonstante [-]			x	

Nach umfassenden Vorversuchen und unter Berücksichtigung des vorgenannten Vergleichs wurde für die Modellierung des Rostocker Kanalnetzes das Modell B „**kinematische Welle**“ gewählt. Hier lässt sich einzig der Parameter Interzeptionsverlust nicht aus GIS-Daten ableiten.

In MIKE URBAN konnten bei Verwendung der „kinematischen Welle“ nicht alle Teileinzugsgebiete einzeln mit individuellen Modellparametern beschrieben werden. Stattdessen wurden global fünf Flächenkategorien (K1 bis K5) definiert, welche mit unterschiedlichen Flächenanteilen den jeweiligen Teileinzugsgebieten zugewiesen wurden. In der Tabelle 18 ist der gewählte Parametersatz für die Kategorien K1 bis K5 zusammengefasst. Die klassenspezifischen Versiegelungsgrade wurden durch eine Cluster-Analyse der Realnutzungsdaten definiert.

TABELLE 18: MODELLPARAMETER DER KINEMATISCHEN WELLE

Parameter		undurchlässig		durchlässig		
		K1 (steil)	K2 (flach)	K3 (gering)	K4 (mittel)	K5 (stark)
Impervious	%	100	100 > IP > 93	93 > IP > 65	65 > IP > 35	35 > IP
Wetting	mm	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Storage	mm		0.1	5.0	5.0	10.0
Start infiltration	mm/5min			0.3*41.7	0.6*25.0	0.9*25.0
End infiltration	mm/5min			0.3*6.30	0.6*3.80	0.9*3.80
Exponent	/5min			2.00	2.00	2.00
Invers exponent	/5min			1.45	1.45	1.45
Manning	m ^{1/3} /s	90	80	10	5	1
Literaturwert						
Start infaltration	mm/5min			41.7	25.0	25.0
End infaltration	mm/5min			6.3	3.8	3.8

Die Infiltration wurde nach HORTON berechnet. Die notwendigen Filtrationsparameter basieren auf Literaturwerten. Für die maximale Infiltrationsrate wurde ein Wert von 25 mm/5min verwendet, der einen feuchten, lehmigen Boden repräsentiert (Tabelle 19), welcher in der Grundmoräne häufig vertreten ist. Eine detaillierte Feststellung der Bodenarten war für die anthropogen überprägten Stadtböden des Untersuchungsgebiet nicht möglich. Die Festlegung auf die Bodenart Lehm mit geringer Versickerungsleistung war entsprechend sicherheitsorientiert. Die vorgeschalteten Faktoren (blau) repräsentieren den durchschnittlichen Anteil der unversiegelten Fläche je Klasse. Beispielsweise wird die maximale Infiltration der Klasse 3 mit den Faktor 0,3 multipliziert, da dort ca. 30 % mit einem Versiegelungsgrad von 65 % - 95 % unversiegelt ist. Analog zur maximalen Infiltration wurde die minimale Infiltrationsgeschwindigkeit (Tabelle 20) sowie die Reduktionskonstante (Tabelle 21) ebenfalls aus Literaturwerten abgeleitet.

TABELLE 19: MAXIMALE INFILTRATIONSRATE FÜR AUSGEWÄHLTE BÖDEN

Bodenart	Anfangs-Infiltrationsrate hIC (mm/h)		Infiltrationsrate hIC (m/s)	
	trocken	feucht	trocken	feucht
sandige Böden mit wenig oder keiner Vegetation	130	45	3.61E-05	1.25E-05
lehmige Böden mit wenig oder keiner Vegetation	75	25	2.08E-05	6.94E-06

TABELLE 20: ENDINFILTRATION FÜR AUSGEWÄHLTE BÖDEN

Bodenart	Gleichgewichts-Infiltrationsrate hIC (mm/h)		Infiltrationsrate hIC (m/s)	
	min	max	min	max
Lehm, schluffiger Lehm 2	3.8	7.6	1.06E-06	2.11E-06
lehmiger Sand, sandiger Lehm 2	7.6	11.4	2.11E-06	3.17E-06

TABELLE 21: REDUKTIONSKONSTANTE FÜR AUSGEWÄHLTE BÖDEN

Bodenart	Reduktionskonstanten KI (/s)		Adaptationszeit t90 (s)	
	min	max	min	max
Lehm	1.10	2.90	2.10	0.80
lehmiger Sand	5.50	7.00	0.40	0.30

Beim weiteren Modellaufbau entschied letztlich die Verteilung zwischen den vordefinierten Flächenkategorien über Höhe und Dynamik von Abflussbildung und Abflusskonzentration.

Entscheidend für die Zuordnung einer Teilfläche zu einer Kategorie war die Identifizierung der abflusswirksamen Fläche und des Versiegelungsgrades. Die Ableitung der Modellparameter aus GIS-Daten ist in Bild 26 grafisch zusammengefasst und wird nachfolgend näher erläutert.

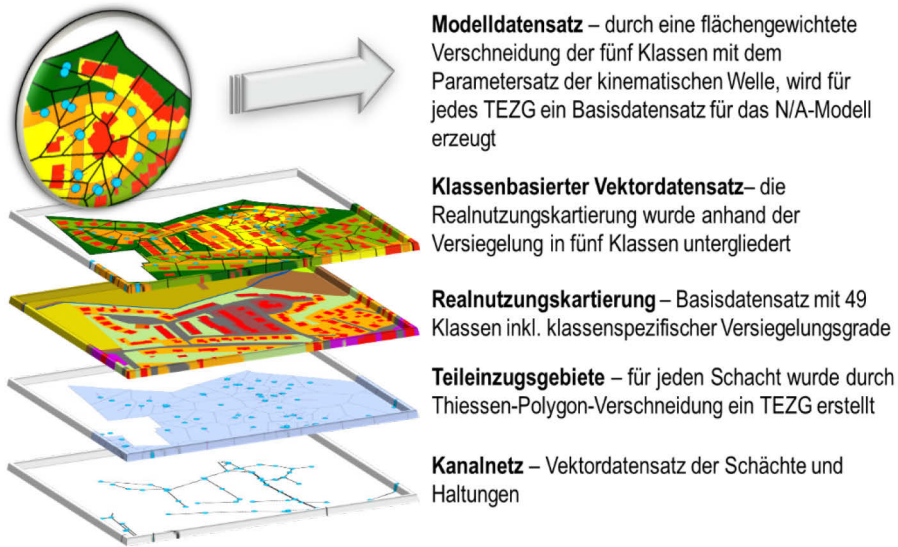


BILD 26: ABLEITUNG DER MODELLPARAMETER AUS GIS-DATEN

Die grundsätzliche Gliederung der Gesamtflächen in Flächentypen nach ATV-DVWK-A 198 ist in Bild 27 illustriert. Somit ist der erste Schritt die Bestimmung der kanalisiertem Einzugsgebietsfläche. Dazu wurde mit GIS-Funktionalitäten geprüft, welche Haltungen ein zusammenhängendes Netz bilden. Die Außengrenze des kanalisiertem Einzugsgebietes wird für jedes zusammenhängende Netz durch eine Overlay-Analyse aus den Features Kanalnetz und Realnutzung abgeleitet. Eingeschlossene, nicht kanalisierte Inselflächen, wie kleine Parkanlagen oder Grünflächen, wurden nicht aus dem Einzugsgebiet ausgegrenzt, da eine automatisierte Lösung schwer umsetzbar ist und diese Flächen insbesondere bei hohen Wiederkehrintervallen bzw. langen Dauerstufen Oberflächenabfluss bilden können, der die Netze zusätzlich belastet (Davidsen et al. 2018).

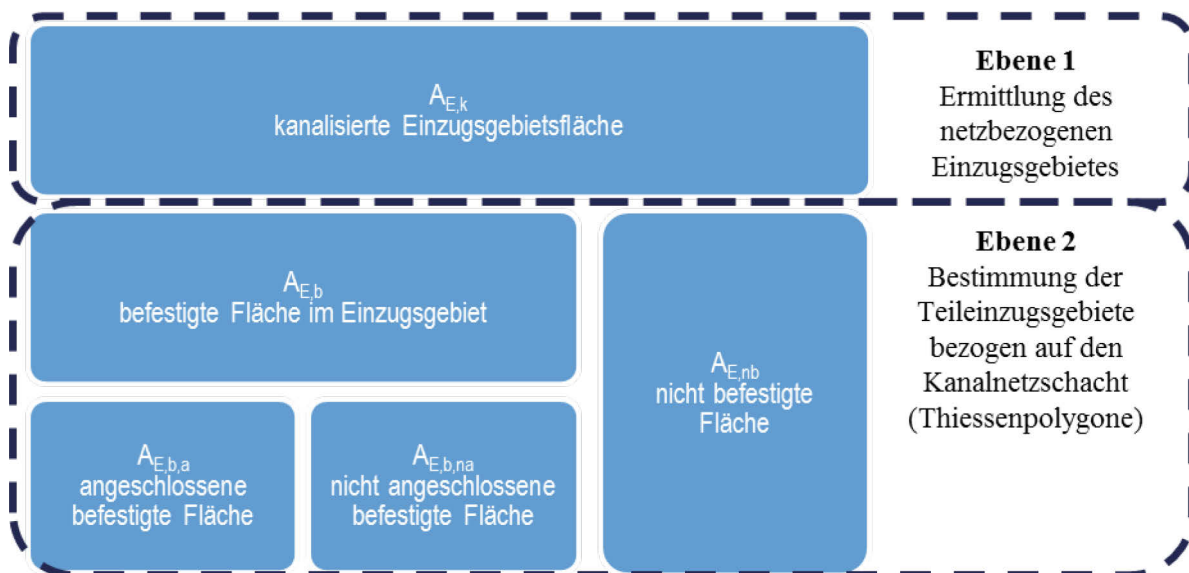


BILD 27: UNTERTEILUNG DER FLÄCHENTYPEN NACH ATV-DVWK-A 198

Im zweiten Schritt werden die Teileinzugsgebiete definiert. Durch eine Voruntersuchung wurden verschiedene Ansätze bezogen auf Genauigkeit und Aufwand für die großflächige Umsetzung geprüft. Das Bild 28 zeigt gebündelt die Aufteilung der Teileinzugsgebiete der vier betrachteten Ansätze, wobei die Gesamtfläche das erläuterte netzbezogene Einzugsgebiet darstellt (Ebene 1). Nach dem Ansatz 1 (oben links) erfolgt die Zuordnung der Teilflächen auf Grundlage des Liegenschaftskatasters. Der Ansatz 2 (oben rechts) sind die hydrologischen Teileinzugsgebiete, welche die oberflächigen Einzugsgebiete für jeden Schacht auf Grundlage des DGM2 beschreiben. Der Ansatz 3

(unten links) beschreibt eine feingliedrige Zuordnung der Teileinzugsgebiete, wobei einem Schacht mehrere abflusswirksame Flächen zugeordnet werden. Diese Methode hat den höchsten Detaillierungsgrad und den Vorteil, dass den Einzelflächen klassenbasierte Hydrographen zugeordnet werden können. Nachteil des Ansatzes ist der hohe Aufwand für den Modellaufbau. Für objektkonkrete Untersuchungen ist er zu empfehlen, für die stadtgebietsübergreifende Modellierung in KOGGE aber weniger geeignet. Der Ansatz 4 ist ein guter Kompromiss zwischen Genauigkeit und Aufwand und wird für den Modellaufbau im Stadtgebiet genutzt. Das Grundkonzept besteht darin, dass durch eine Thiessen-Polygon-Verschneidung jedem Schacht ein spezifisches Einzugsgebiet zugeteilt wird. Jedes Teileinzugsgebiet beinhaltet befestigte und unbefestigte Flächen. Durch die flächengewichtete Verschneidung mit den Versiegelungsdaten der Realnutzungskartierung wird der Versiegelungsanteil (A_U) des Teileinzugsgebietes bestimmt. Die nicht angeschlossenen befestigten Flächen ($A_{E,nb}$) werden dabei nicht explizit erfasst und können bei sehr intensiven Ereignissen ebenfalls abflusswirksam werden. In Einzelfällen kann dies fehlerhaft sein, insbesondere dann, wenn morphologische oder konstruktive Situationen einen Abfluss in Richtung Kanal verhindern. Dieser Flächentyp ist im Untersuchungsgebiet aber kaum vertreten, so dass in Absprache mit dem Betreiber auf eine gesonderte Erfassung verzichtet werden kann. Perspektivisch sollte jedoch berücksichtigt werden, dass der Anteil dieses Flächentyps durch die Umsetzung dezentraler Entwässerungsmaßnahmen zunimmt und damit eine detailliertere Betrachtung der Entwässerungssysteme erforderlich werden kann.

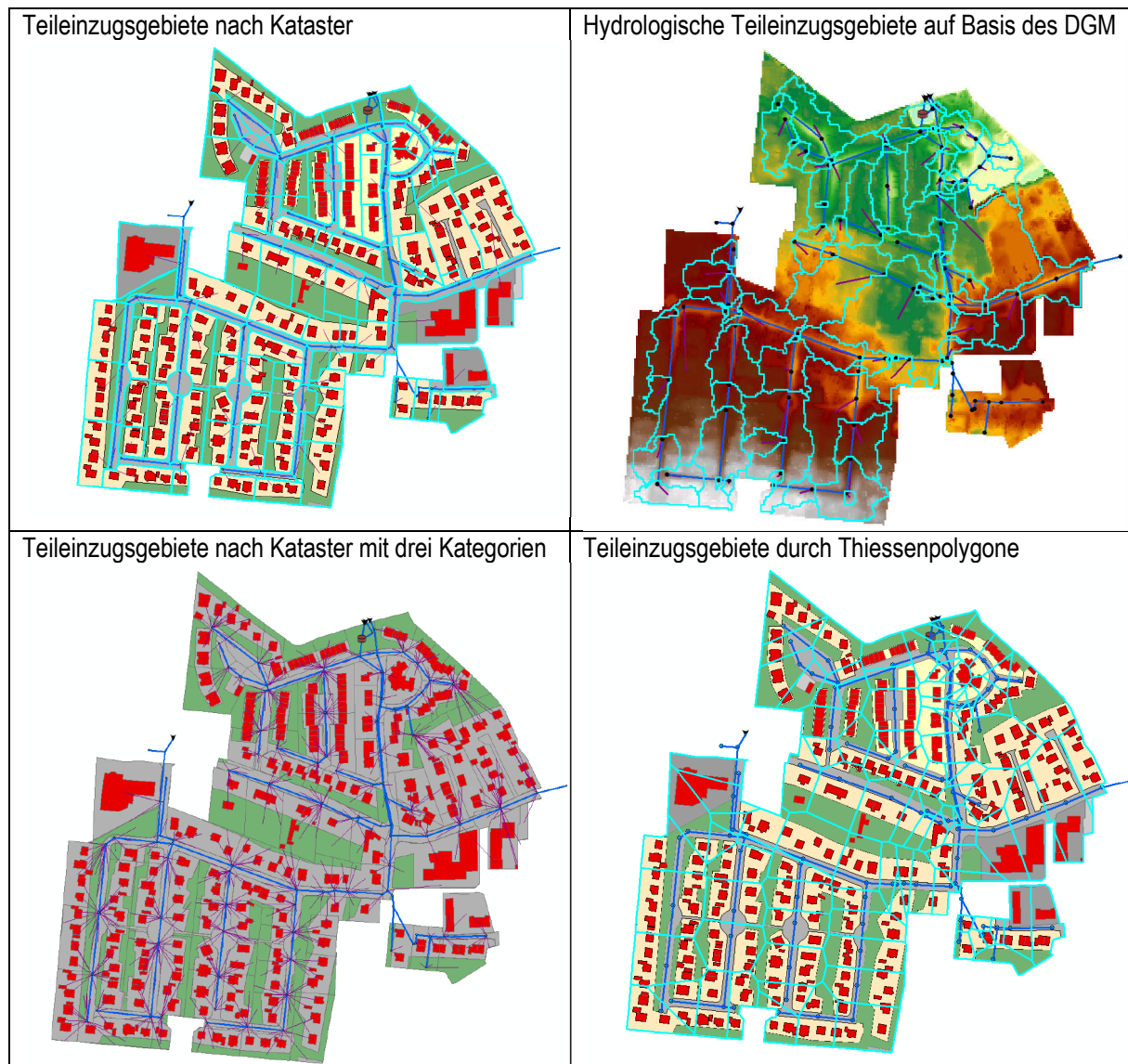


BILD 28: DARSTELLUNG DER UNTERSCHIEDLICHEN METHODEN ZUR DEFINITION DER TEILEINZUGSGEBIETE

Transportmodell

Voruntersuchungen zeigten, dass insbesondere im Bereich der Anfangshaltungen die Bestandsdokumentation des Regenwassernetzes lücken- und teilweise fehlerhaft war, was eine im Projekt nicht zu leistende Nacherhebung für das gesamte Modellgebiet erfordert hätte. Weiterhin bestanden Bedenken hinsichtlich einer vollumfänglichen Übergabe der Bestandsdaten durch den Netzbetreiber. Es wurde deshalb in systematischen Simulationsstudien analysiert, inwieweit eine Vergrößerung der Modellstruktur noch vertretbar ist, ohne allzu große Abweichung der Abflussdynamik zu verursachen. Zusammenfassend eignet sich ein Grobnetzmodell ab DN300 bei Beibehaltung der realen Haltungsängen für eine großflächige Umsetzung. Das Modell führt tendenziell zu leicht erhöhten Spitzenabflüssen (bis zu 10 %) und erhöhten Wasserständen im oberen Netzbereich. Der damit verbundene Qualitätsverlust wird teilweise durch die Vermeidung der vorgenannten Fehlerquellen im Feinnetz und die schnellere Simulationszeit ausgeglichen.

Zur Modellkalibrierung wurden in der Endhaltung von Referenzgebiet A (s.u.) Wasserstand und Durchfluss kontinuierlich gemessen. Im Rahmen der Kalibrierung des N-A-Modells werden die Durchflüsse angepasst, während die Wasserstände durch eine Anpassung des Transportmodells an die Messwerte angeglichen werden. Lokale Verluste an Schächten wurden durch eine integrale Rauheit des Systems integriert.

Als Referenzmodelle für Kalibrierung und Validierung wurden zwei Stadtteile mit möglichst unterschiedlicher Flächenstruktur (A: Ein-/Mehrfamilienhaussiedlung, B: Plattenbaugebiet) ausgewählt. Bild 29 vergleicht die unterschiedliche Flächenverteilung hinsichtlich der Nutzungsstruktur der Flächen. Das Referenzgebiet A ist durch Einzelhausbebauung gekennzeichnet, das zusammen mit der Reihenhausbebauung über 50 % der Gesamtfläche einnimmt. Im Gegensatz dazu weist das Referenzgebiet B eine lockere Bauungsstruktur auf. Knapp über 10 % der Gesamtfläche sind durch Bebauung gekennzeichnet, das spiegelt sich ebenfalls in dem großen Flächenanteil von Grünanlagen (über 40 %) wieder. Der Anteil von Verkehrsflächen ist bei beiden Referenzgebieten vergleichbar, wobei Referenzgebiet B durch zentrale Parkplatzanlagen gekennzeichnet ist. In der Reihenhaussiedlung sind die einzelnen Parkplatzzparzellen nicht gesondert erfasst, sondern der Nutzungsklasse Einzelhausbebauung bzw. Reihenhaussiedlung zugeordnet. Es wird in dieser Nutzungsklasse nicht zwischen Pflasterflächen von Terrassen bzw. Stellplätzen unterschieden.

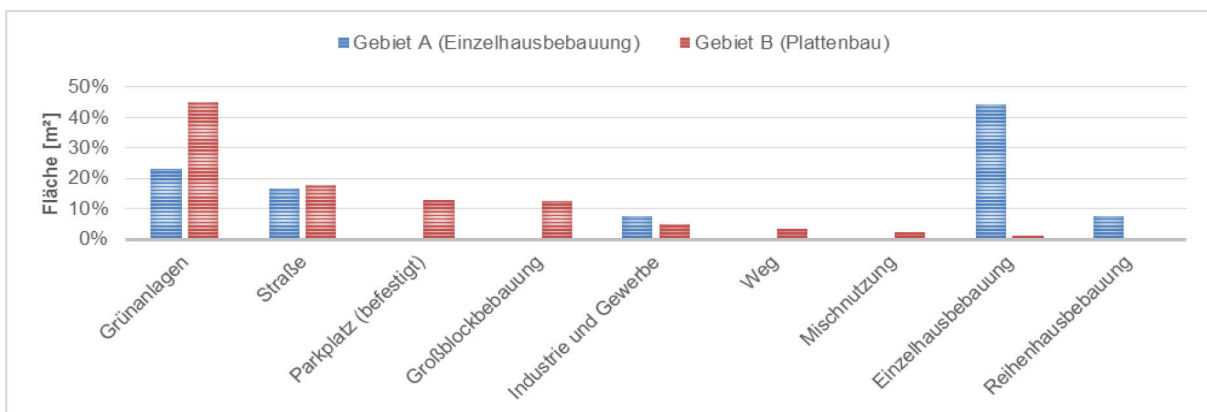


BILD 29: GEBIETSSTRUKTUR DER REFERENZGEBIETE A UND B

ERGEBNISSE AUS DER MODELLKALIBRIERUNG

Wie bereits erläutert, basiert das N-A-Modell auf dem Ansatz der „kinematischen Welle“ und der Verschneidung der Einzelflächen je Schacht-Einzugsgebiet zu einer Gesamtfläche mit den Klassen K1 bis K5. Das Referenzgebiet A wurde für die Kalibrierung und Referenzgebiet B für die Modellübertragung und Validierung genutzt.

Bild 30 zeigt beispielhaft die erzielte Modellübereinstimmung für ein Niederschlagsereignis mit den real gemessenen Abflüssen, mit Ausnahme des Anfangsverlustes. Modellergebnisse im Referenzgebiet B liefern mit 6 % für den Volumensummenfehler gute Werte. Der Volumenfehler für das Referenzgebiet A ist recht hoch, da der Nachlauf nicht durch das Modell simuliert werden konnte. Eine mögliche Ursache sind unbekannte Grundstücksdrainagen, die einen zusätzlichen Ablauf in das Regenwasser einspeisen und somit eine für Drainwasser typisch langsam abfallenden Abflusskurve hervorrufen. Der Spitzenabfluss wird mit 1 % bzw. 8 % überschätzt. Die Abflussdynamik konnte mit einer Nash-Sutcliffe-Effizienz von 0,5 und 0,7 für beide Modellgebiete gut nachgebildet werden (Tabelle 22). Interessant ist die Darstellung der Abflussbeiträge der verschiedenen Nutzungsklassen. So tragen z.B. in Evershagen auch gering versiegelte Bereiche (Klasse 4) deutlich zum Abflussgeschehen bei. Diese kann auch erste Anhaltspunkte für eine gezielte Niederschlagswasserbewirtschaftung bieten.

Für beide Teilmodelle (Gewässer, Kanalnetz) konnte damit gezeigt werden, dass bei Nutzung physikalisch basierter Modelle die wesentlichen Modellparameter konsequent aus verfügbaren Basisdaten ableitbar sind und damit realitätsnahe Modelle auch in Systemen ohne Kalibriermöglichkeit aufgebaut werden können. Damit soll ausdrücklich nicht zum Verzicht auf eine datengestützte Modellkalibrierung aufgerufen werden. Vielmehr sollte angesichts der aktuellen Praxis bei der Verwendung unkalibrierter Modelle die Forderung erhoben werden, subjektive „Erfahrung“ des Modellierers durch transparente und reproduzierbare Parametrisierung anhand realer Basisdaten zu ersetzen.

TABELLE 22: GÜTEPARAMETER DER KALIBRIERUNG

Referenzgebiet	Volumenfehler	Peak-Abweichung	Nash Sutcliffe Koeffizient
A: Evershagen	28%	8%	0.5
B: Schmarl	6%	1%	0.7

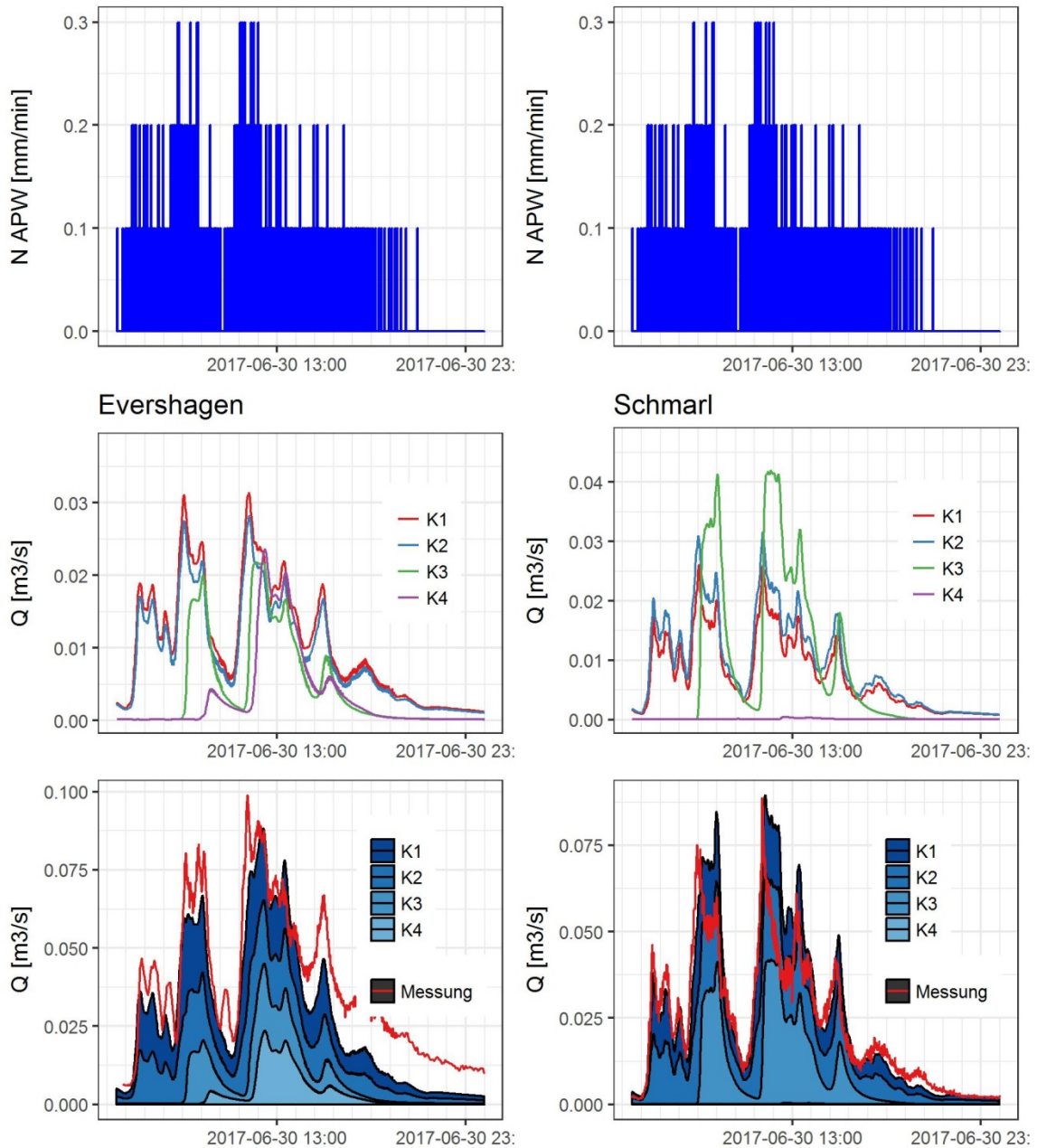


BILD 30: ABFLUSSGANGLINIEN DER UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Das Modellkonzept wurde abschließend auf die Regenwassernetze in den Gewässereinzugsgebieten Laakkanal, Schmarler Bach und Kringelgraben übertragen (Bild 31). Eine Zusammenfassung der Kennzahlen des Gesamtmakromodells und der Teilmodelle ist Tabelle 23 zu entnehmen.

TABELLE 23: KENNZAHLEN DER TEILMODELLE

Teilprojekt	Schächte Anzahl (-)	RRB Anzahl (-)	Auslässe Anzahl (-)	Haltungen Anzahl (-)	Einzugsgebiet Größe (ha)
Laakkanal (Laak)	2.124	15	58	2.188	850
Schmarler Bach (SB)	1.926	23	43	1.962	529
Kringelgraben (KG)	851	5	22	872	200
Gesamt	4.901	43	123	5.022	1.579

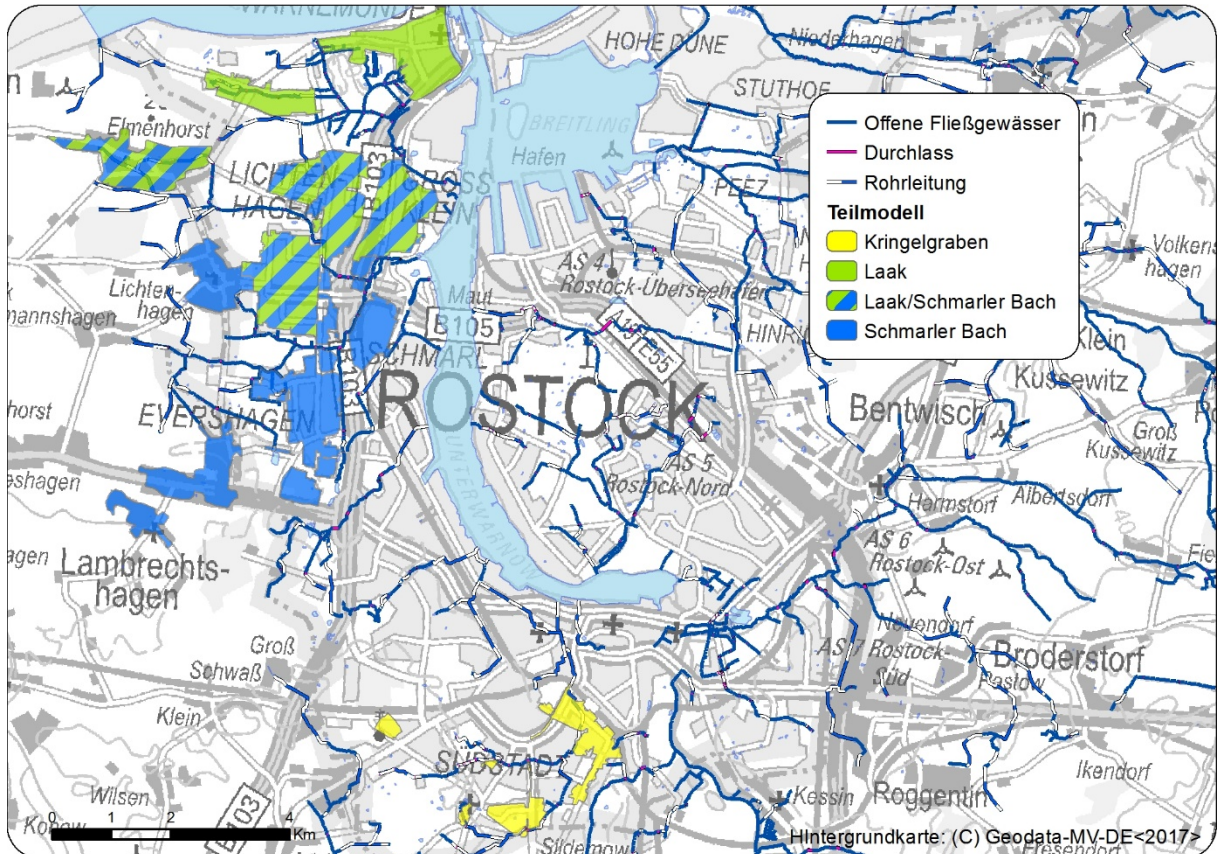


BILD 31: ÜBERSICHT ÜBER DAS URBANE MAKROMODELL

MODELLANWENDUNG

Zusätzlich zu den in Tabelle 7 definierten Belastungsszenarien wurde das Kanalnetzmodell für die Wiederkehrintervalle 1 a, 5 a und 20 a mit den Dauerstufen 15 min und 1 h angewendet. Ereignisse mit höheren Wiederkehrintervallen wurden im Makrogebiet flächendeckend mit MIKE-SHE berechnet.

4.4.7 ÜBERFLUTUNGSMODELLIERUNG IM URBANEN BEREICH

Als Grundlage zur Ermittlung des Hochwasserrisikos im urbanen Bereich dient eine Überflutungsmodellierung, die auf den zuvor beschriebenen Modellen basiert und durch mehrere Teilmodelle abgebildet wird:

- Abfluss des Niederschlags im Kanalnetz (hydrodynamisch 1D)
- Abfluss im offenen Gewässer (hydrodynamisch 1D)
- Ausbreitung der Überflutungsmengen auf der Geländeoberfläche (2D-Flachwassergleichungen)

MODELLGEBIETE

Analog zum Vorgehen beim Aufbau von Gewässer- und Kanalnetzmodell wurde auch hier zweistufig vorgegangen:

1. Untersuchung von Optionen für den Modellaufbau im Referenzgebiet (Teil A)
2. Anwendung der erarbeiteten Methode für das Stadtgebiet (Makromodell)

Im Gegensatz zu Gewässer und Kanalnetz lagen hier aber keine Messdaten zur Modellkalibrierung vor. Die Untersuchungen im Referenzgebiet dienten deshalb vor allem zur Entwicklung einer Methode, welche eine gute Balance zwischen Aussagegenauigkeit und Rechenaufwand für die spätere Anwendung im Makromodell bietet. Diese Methode wurde dann auf das untersuchte Projektgebiet übertragen und für die Hochwasserrisikoanalyse genutzt.

MODELLAUFBAU

Für die Überflutungsmodellierung infolge von Kanalüberstau wurde die Software MIKE Urban Flood verwendet, die aus den Softwarekomponenten MIKE URBAN und MIKE 21 besteht (Tabelle 24). Das 1D-Kanalnetzmodell ist mit dem 2D-Oberflächenausbreitungsmodell gekoppelt, mit dem das Fließverhalten der überstauten Wassermengen auf der Geländeoberfläche und die resultierenden Überschwemmungsflächen berechnet werden. Die beiden Modelle wurden bidirektional über die Schächte gekoppelt, an denen sowohl aus dem Kanalnetz ausgetretenes Volumen vom Kanalnetzmodell an das Oberflächenmodell übergeben wird als auch überflutetes Volumen von der Oberfläche wieder ins Kanalnetz zurückfließen kann. Die Simulationsrechnungen beider Modelle laufen simultan ab.

TABELLE 24: TEILMODELLE DER ÜBERFLUTUNGSMODELLIERUNG KANALNETZ

Vorgang	Abfluss des Niederschlags im Kanalnetz (1D-Kanalnetzmodell)	Ausbreitung der Überflutungen auf der Geländeoberfläche (2D-Oberflächenmodell)
Software	MIKE Urban Release 2016 (© DHI)	MIKE 21 Release 2016 (© DHI)
Modelle	Oberflächenabfluss: Modell der Kinematischen Welle Abflusstransport im Kanalnetz: St.Venant DGLn	Navier-Stokes-Gleichungen
Ergebnisse	Überflutung an den Schächten: u.a. Volumen (Ganglinien, V_{ges})	Überflutungsflächen: u.a. Wassertiefe (Ganglinien, h_{max}) an jeder Rasterzelle
Kopplung	Übergabe der Überflutungsvolumina an das Oberflächenmodell, Aufnahme von Überflutungsvolumen von der Oberfläche	Aufnahme der Überflutungsvolumina aus den Schächten, Übergabe des wieder ins Kanalnetz eintretenden Volumens

Für das Überflutungsmodell war zusätzlich zu den Daten des Kanalnetzmodells vor allem die Bathymetrie, d.h. die Beschreibung des Oberflächenreliefs des Untersuchungsgebietes auf Grundlage eines DGM, notwendig. Es gilt: je kleiner die Rasterweite, umso genauer können die relevanten Strukturen und damit die Fließvorgänge abgebildet werden; umso rechenintensiver sind aber auch die Simulationen.

Der wechselseitige Einfluss von Genauigkeit und Rechenaufwand wurde im Referenzgebiet Evershagen-Dorf detailliert untersucht. Für das Referenzgebiet lag eine Auflösung von 0,05 m vor. Simulationsrechnungen mit einem DGM dieser Auflösung sind jedoch auch für kleinere Gebiete aus Gründen der Simulationsnumerik nicht praktikabel. Daher wurde aus den Daten der UAV-Befliegung ein DGM mit der Auflösung 0,5 m generiert (DGM0.5).

Vergleichend wurde das Überflutungsmodell mit dem DGM1, DGM2 und dem DGM5 simuliert. Für die Konsistenz der Simulationsrechnungen der gekoppelten Modelle sollten an den Kopplungs-Schnittstellen (Schächte) in beiden Modellen im Idealfall identische Höhen vorliegen. Eine vollkommene Übereinstimmung der Schachtdeckelhöhen mit den entsprechenden Höhen des DGM ist i.Allg. jedoch selbst durch Neuauflassung der Schachthöhen nicht erreichbar, was u.a. schon durch die eingeschränkte Höhengenaugigkeit des DGM (DGM5: 0,25 bis 1 m; DGM1: 0,15 bis 0,2 m) bedingt ist. Es wurde darum eine Angleichung der Schachtdeckelhöhen im Kanalnetzmodell

an die entsprechenden Höhen des DGM vorgenommen. Signifikante Veränderungen der Überstausituation, verursacht durch diese Korrektur, machen ggf. eine Aktualisierung der Daten (Kanalnetz, DGM) notwendig. Für die Abbildung des Fließverhaltens des ausgetretenen Wassers auf der Oberfläche wurde der Einfluss der Oberflächenrauigkeit berücksichtigt, indem jeder Rasterzelle der Bathymetrie ein individueller Manning-Beiwert auf Basis der Nutzungsart zugewiesen wurde.

Bei der Kopplung der Teilmodelle kann der Wasserstand der offenen Gewässer an den Auslässen des Kanalnetzmodells einen großen Einfluss haben. Während für das Gebiet des Makromodells an ca. 130 Auslässen die Mittelwasserstände als Randbedingung angenommen wurden, konnte für das Modell des Referenzgebietes an den vier Auslässen durch Ganglinien zeitlich differenziert werden, was mögliche Rückstauereffekte, vor allem bei großen Niederschlagsereignissen, realistischer abbildet als ein Mittelwasserstand.

Bild 32 zeigt vergleichend die simulierten Überflutungsflächen im Referenzgebiet mit den unterschiedlich aufgelösten Bathymetrien. Erwartungsgemäß steigt die berechnete Überflutungsfläche mit größerer räumlicher Auflösung, bei gleichzeitig sinkenden Wasserständen. Die Überflutungsschwerpunkte werden aber auch mit einer gröberen Auflösung des Rasters getroffen. Entscheidend für eine flächige Übertragung ist daneben vor allem die erforderliche Rechenzeit. Für ein identisches Niederschlagsereignis betrug diese bei der höchsten Raster-Auflösung von 0,5 m ca. vier Stunden, beim DGM1 immerhin noch 40 Minuten. Die gröberen Auflösungen (DGM2: 10 min., DGM5: 4 min) ermöglichen demgegenüber auch die Anwendung in größeren Betrachtungsgebieten.

Unter Abwägung dieser Kriterien wurde für das großflächige Gebiet des Makromodells eine Rasterweite von 5 m gewählt. Für detailliertere Untersuchungen und die Bewertung einzelner Maßnahmen erscheint mit der aktuellen Datenlage in Rostock das DGM2 als eine zuverlässige Datengrundlage.

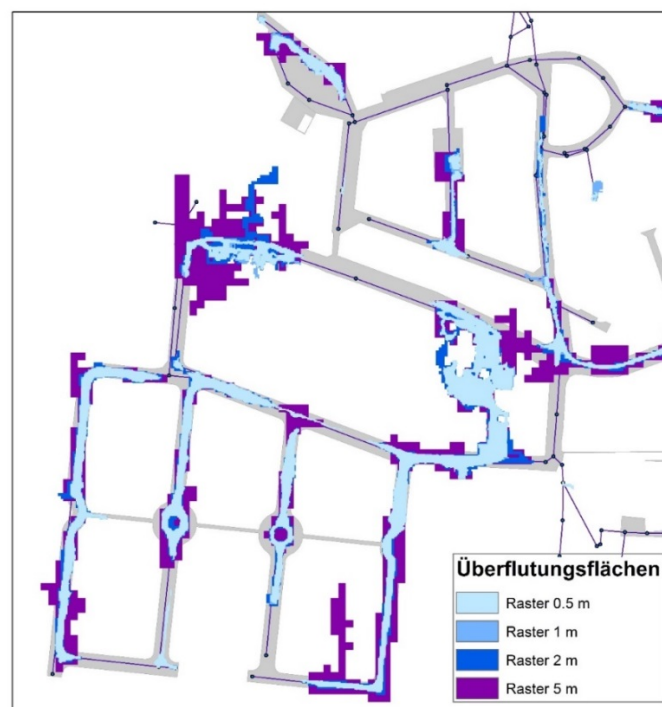


BILD 32: VERGLEICH ÜBERFLUTUNGSFLÄCHEN BEI UNTERSCHIEDLICHER AUFLÖSUNG DER BATHYMETRIE

4.4.8 ERMITTLUNG DES HOCHWASSERRISIKOS

Grundlagen zur Ermittlung des Hochwasserrisikos bildeten die Realnutzungskartierung, die Schutzniveaus der Realnutzungsklassen aus dem Integralen Entwässerungsleitplan (IELP) und die zuvor beschriebenen Überflutungsmodelle aus Einzugsgebiet, Fließgewässer und dem urbanen Bereich.

Die 2D-Überflutungsmodellierung wurde primär für die flächenhafte Hochwasserrisiko-Klassifizierung (entsprechend der definierten Belastungsszenarien) genutzt. Zur Darstellung der Wasserstände über Geländeoberkante (üGOK) im gesamten Modellgebiet wurden die ermittelten Überschwemmungsflächen für die festgelegten Niederschlagsszenarien aus dem Gewässermodell und der gekoppelten 1D-/2D-Modellierung (Kanalnetzmodell) zusammengeführt. Das Überflutungsmodell aus MIKE-SHE (Rasterzellgröße: 20 m x 20 m) wurde im urbanen Bereich durch das höher aufgelöste Kanalnetzmodell aus MIKE Urban Flood (Rasterzellgröße: 5 m x 5 m) über eine Verschneidung beider Rasterdatensätze (ASCII-Format) in ArcGIS (Erweiterung: *Spatial Analyst*) ersetzt.

Das Ergebnis war ein Raster mit eindeutigen Zellenwerten aus dem Gewässer- oder Kanalnetzmodell. Für eine weitergehende Verarbeitung im GIS wurde die Rasterdatei in eine Vektordatei umgewandelt.

Die GIS-Verschneidung der Überflutungsergebnisse ist beispielhaft im Bild 33 für ein 100-jähriges Regenereignis dargestellt. Zu erkennen ist der höhere Detaillierungsgrad im urbanen, bebauten Bereich mit Trennsystem durch die feinere Rasterauflösung des Modells.

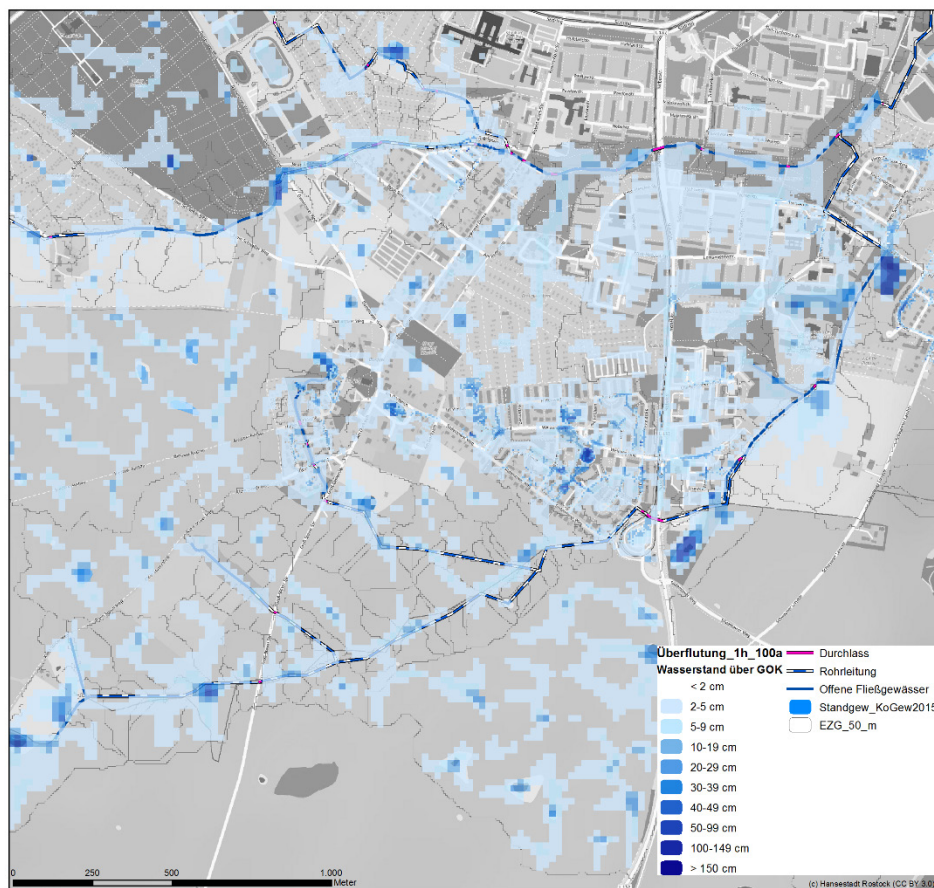


BILD 33: BEISPIELDARSTELLUNG DER VERSCHNEIDUNG DER ÜBERFLUTUNGSERGEBNISSE (T=100A, D=1H)

In ArcGIS wurde die vorliegende Realnutzungskartierung um das Attribut „Schutzniveau“ und die zugehörigen Werte erweitert (Tabelle 6) und dargestellt. Durch die anschließende Überlagerung mit den Überflutungsergebnissen können so Hochwasserbetroffenheiten im Stadtgebiet bei bestimmten Niederschlagsereignissen über eine GIS-Analyse ermittelt und dem jeweiligen Einzugsgebiet der 50 m-Gewässerabschnitte über eine GIS-Nachbarschaftsanalyse zugeordnet werden. Im Hinblick auf das urbane Gewässerentwicklungskonzept wurden die Ergebnisse in einer Tabelle für die weitere Bearbeitung gespeichert.

4.5 BELASTUNGEN DURCH SIEDLUNGSENTWÄSSERUNG UND DAS MONITORINGKONZEPT

4.5.1 HINTERGRUND

Die WRRL fordert einen kombinierten Ansatz aus Emissions- und Immissionsanforderungen zur Begrenzung der Gewässerbelastung aus diffusen Quellen und Punktquellen (vgl. Artikel 10 WRRL). Zur Zielerreichung verfasste die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE; DWA-A 100). Zum Thema „Untersuchungen zur Ermittlung der Belastungssituation oberirdischer Gewässer“ fordert das Arbeitsblatt kombinierte Emissions-/Immissionsbetrachtungen und benennt dabei im Bereich der Siedlungsentwässerung insbesondere die Kriterien:

- Scheitelabflüsse bei Niederschlagseinleitungen
- Einleitungshäufigkeiten und –dauern
- Einleitungskonzentrationen und –frachten

Bei den Immissionsbetrachtungen ist zwischen akuter, verzögerter und langfristiger Wirkungen zu differenzieren, wobei Intensität, Dauer und Häufigkeit von Belastungen (IDF-Ansatz) und kombinatorische Effekte relevant sind. Eine stadt- und gewässerübergreifende Analyse kann demgegenüber nur mit vereinfachten Bewertungskriterien arbeiten, welche sich aus GIS-Analysen, Modellierungsergebnissen oder einem Monitoring ableiten lassen.

In KOGGE wurden hierfür folgende Ansätze getestet bzw. angewendet:

- Vereinfachte Abschätzung der Einleitfrachten aus der Siedlungsentwässerung über flächenspezifische Rechenwerte für AFS63 gemäß DWA-A 102 (Gelbdruck)
- Bewertung der hydrologisch/hydraulischen Belastung im Vergleich zum potenziell natürlichen Hochwasserabfluss ($HQ_{1p,nat}$)
- Bestimmung und Bewertung von hydraulischen Kennzahlen aus einer Langzeitsimulation
- Stichprobenhaftes stoffliches Monitoring parallel zur ökologischen Zustandserfassung
- Kontinuierliches hydraulisches und stoffliches Monitoring im Referenzgewässer „Schmarler Bach“

4.5.2 HYDRAULISCHE UND STOFFLICHE BELASTUNG AUS REGENWETTERABFLÜSSEN

HYDRAULISCHE BELASTUNG DURCH EINLEITUNG VON REGENWETTERABFLÜSSEN

Die hydraulische Belastung durch Einleitungen wurde über einen vereinfachten hydrologischen Nachweis nach DWA-A 102 ermittelt. Wie bereits im BWK-M3 „Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“ wird dabei der aktuelle Gewässerabfluss mit Niederschlagswassereinleitung mit einem potenziell naturnahen Hochwasserabfluss ohne Siedlungsentwässerung verglichen. Dabei darf sich durch die Siedlungsentwässerung das HQ_1 nur um einen Faktor x gegenüber dem $HQ_{1p,nat}$ erhöhen. Dieser Faktor x errechnet sich aus dem Verhältnis des potenziell naturnahen Hochwasserabflusses eines 2-jährigen Ereignisses ($Hq_{2p,nat}$) zum $Hq_{1p,nat}$ wie folgt:

$$x = Hq_{2p,nat}/Hq_{1p,nat} - 1$$

Liegen dazu keine Daten vor wird eine Abflusserhöhung von 10 % angenommen. Aufgrund des hohen Rechenaufwands zur Ermittlung des $Hq_{2p,nat}$ wurde der Faktor in KOGGE nicht rechnerisch ermittelt. Der Nachweis ist daher erfolgt, wenn durch relevante Niederschlagswassereinleitungen der $HQ_{1p,nat}$ nicht um mehr als 10 % überschritten wird (BWK 2014).

Zur Ermittlung von $HQ_{1p,nat}$ bedarf es dabei grundsätzlich eines validen hydrologischen Einzugsgebietsmodells, in welchem die urbanen, versiegelten Flächen durch naturnahe Nutzungen (z.B. Wald, Grünland, Acker) ersetzt werden. Alternativ können Hüllkurven aus der Anlage 2 des DWA-Arbeitsblatts 102 zur Schätzung der potenziell natürlichen Abflussspende genutzt werden, deren Anwendbarkeit für grundwasserbeeinflusste Tieflandgewässer zu prüfen ist.

Beurteilungsmaßstab im Ballungsraum nach DWA-A 102 ist die Summe der Wirkungen aller Einleitungen im sogenannten „Nachweisraum“. Dieser umfasst ein *Geschlossenes Siedlungsgebiet* = kanalisiertes Einzugsgebiet und dessen Emissionen welche gemeinsam das Gewässer belasten. Es beginnt mit der ersten Einleitung und endet je nach Gewässerverhältnissen etwa 1,5 km bis 3 km unterhalb der letzten Einleitung.

„Nachweisort“ ist der Ort der letzten Einleitung im Nachweisraum bzw. bei Einmündung von Zuflüssen jeweils an der oberhalb gelegenen Einleitestelle. Aus dieser Definition ergaben sich für das Beispielgewässer insgesamt 15 Nachweisorte für die jeweils $HQ_{1p,nat}$ berechnet wurde (Bild 34).

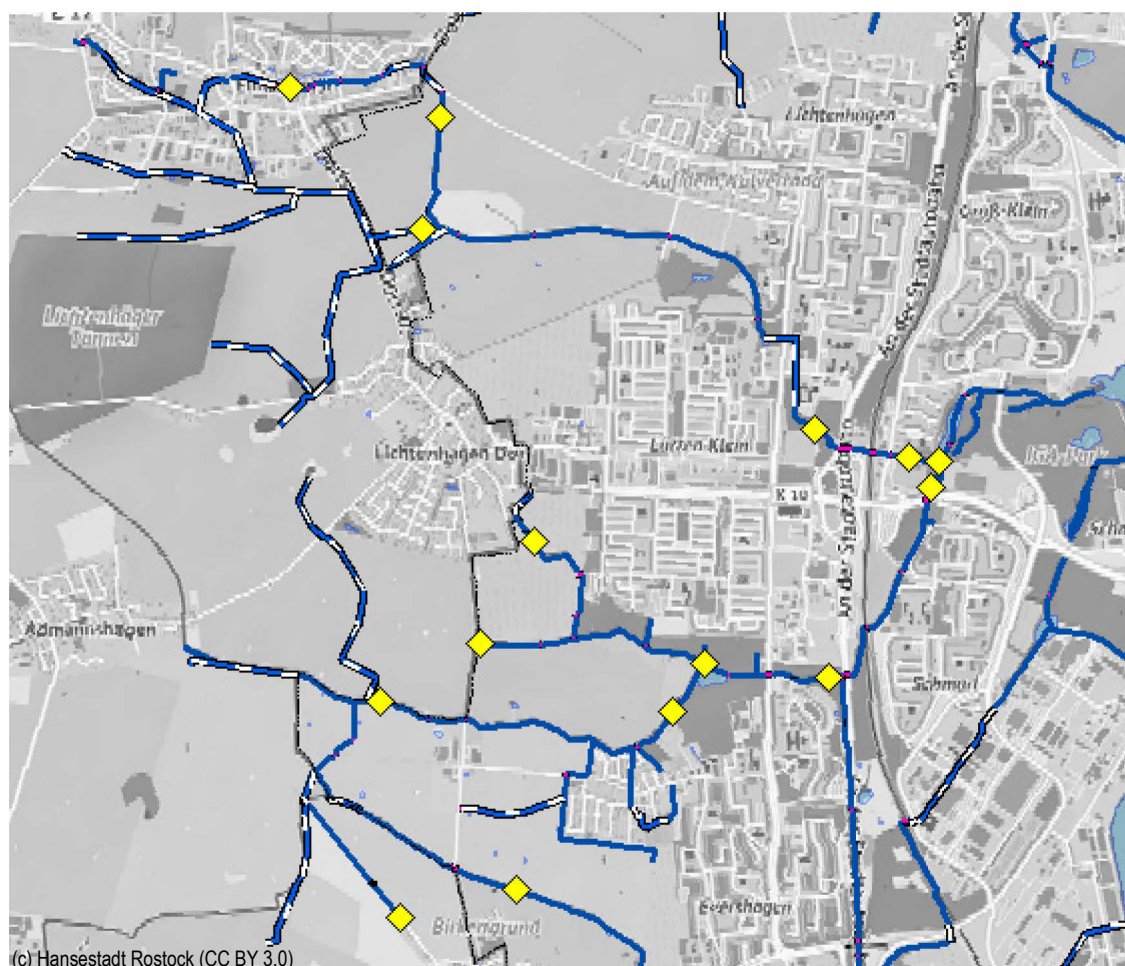


BILD 34: NACHWEISORTE (GELB) FÜR DEN HYDROLOGISCHEN NACHWEIS NACH DWA-A 102

Der zulässige Einleitungsabfluss aus der Siedlungsentwässerung berechnet sich damit gemäß folgender Formel:

$$Q_{E1zul} < 1,0 \cdot HQ_{1p,nat} \cdot A_u + x \cdot HQ_{1p,nat} \cdot A_{E0}$$

Dieser Ansatz ist inzwischen in mehreren Bundesländern maßgebend für die Bewertung von Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung (Hessen, Nordrhein-Westfalen) und wird nach Inkrafttreten des DWA-A 102 künftig eine stärkere Verbindlichkeit erhalten. In Mecklenburg-Vorpommern wird er bisher jedoch kaum genutzt.

Ermittlung des potenziell naturnahen Hochwasserabflusses

Die Ermittlung des $HQ_{1p,nat}$ erfolgte beispielhaft für das Modellgebiet des Schmarler Baches. Bild 35 zeigt die Flächennutzungen im Originalmodell (links) und im potenziell natürlichen Zustand (rechts).

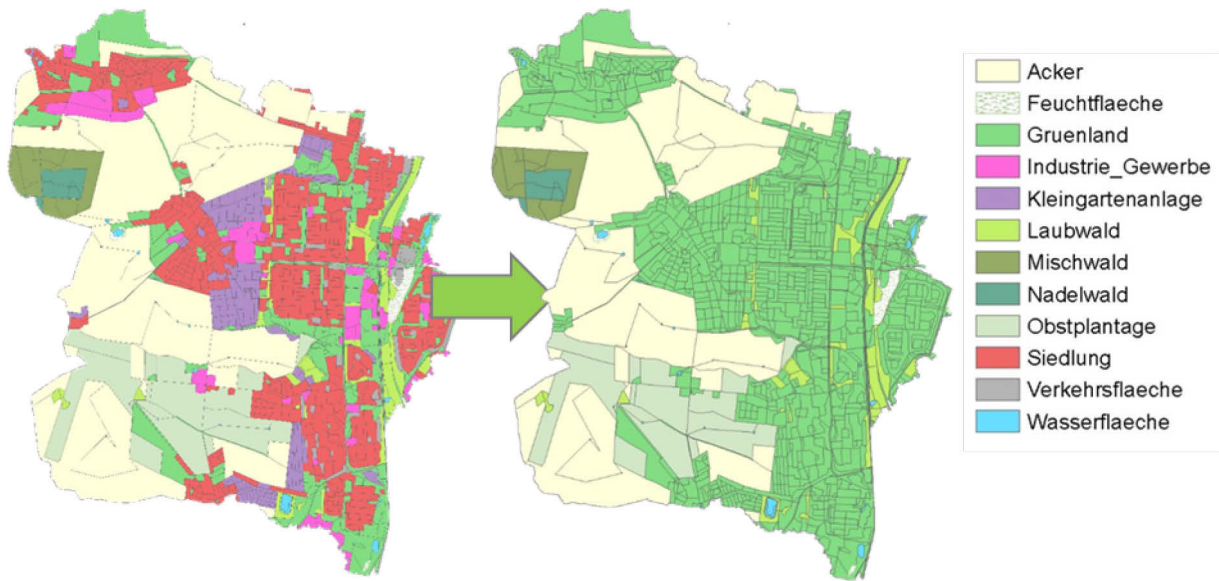


BILD 35: LANDNUTZUNGEN SIEDLUNG, INDUSTRIE UND GEWERBE UND VERKEHRSLÄCHEN WERDEN ZU GRÜNLAND

Das Vorgehen gliedert sich in die folgenden Arbeitsschritte:

1. Simulation von Aug. 2008 bis Jul. 2017 (9 Jahre)

- mit potenziell naturnaher Landnutzung (hier Grünland) und
- Stundensummen des Niederschlags
- Ergebnisausgabe in 30-minütiger Auflösung

2. Auswählen der Berechnungspunkte

- unterhalb von Regenwassereinleitungen für die nachfolgende statistische Analyse

3. Stichprobenbildung: Partielle Serie

- Zusammenstellen der 18 größten Spitzendurchflüsse für die ausgewählten Berechnungspunkte
- Prüfung der Ereignisse auf Unabhängigkeit
- Prüfung auf Ausreißer und ggf. Ersetzen dieser durch das nächst größte, unabhängige Ereignis

4. Extremwertstatistik mit HQ-Ex 4.0 (DHI WASY GmbH)

- Entnehmen der $HQ_{p,nat}(1a)$ für die 3 bis 4 bestangepassten Verteilungsfunktionen und Mittelwertbildung

5. Ergebnis

- Potenziell naturnaher Hochwasserdurchfluss der Jährlichkeit 1a: $\overline{HQ}_{1p,nat}$

Ermittlung der Regenwetterabflüsse

Neben dem $HQ_{1p,nat}$ müssen die Abflüsse aus den Niederschlagswassereinleitungen bekannt sein. Diese wurden aus dem Kanalnetzmodell bereitgestellt. Die Größe der angeschlossenen Flächen des jeweiligen Auslaufbauwerks konnte ebenfalls dem Kanalnetzmodell entnommen werden.

Prüfung der Anwendung des potenziell natürlichen Hochwasserabflusses ohne Simulation

Die Anlage 2 des DWA-Arbeitsblattes 102 enthält Hüllkurven für die potenziell natürliche Hochwasserabflussspende in Abhängigkeit vom mittleren Gefälle und Einzugsgebietsgröße. Es wurde geprüft, ob deren Angaben für den Nachweis der beiden weiteren Modellgebiete Laak und Kringelgraben anwendbar sind, da die Simulation des $HQ_{1p,nat}$ durch MIKE11 einen hohen Rechenaufwand erfordert. Dazu wurde der bekannte, simulierte Wert für $HQ_{1p,nat}$ im Beispielgewässer Schmarler Bach mit dem abgelesenen Wert aus der Hüllkurve der Anlage 2 verglichen. Aufgrund der kleinen Einzugsgebiete befindet sich der Ablesebereich der Hüllkurven am unteren Rand und besitzt daher hohe relative Unsicherheiten. Generell lagen die Ablesewerte der Hüllkurven zu hoch. Eine mögliche Erklärung ist die deutlich geringere Abflussspende in dem hier betrachteten Niederungsgebiet mit einem angeschlossenen Niedermoor. Auch über die Berechnung des Regionalisierungsverfahrens im Beispiel der Anlage 2 des Arbeitsblattes 102 konnten keine annähernd ähnlichen Ergebnisse erzielt werden. Ein vereinfachter hydraulischer Nachweis mittels $HQ_{1p,nat}$ ist damit für die Rostocker Stadtgewässer nicht zu empfehlen.

Eine alternative, sehr pragmatische Möglichkeit zur flächendeckenden Abschätzung der potenziell durch hydraulische Stoßbelastung beeinträchtigten Gewässerabschnitte ist der Vergleich des Maximalzuflusses der Niederschlagswassereinleitung anhand der Rohrdimension mit den vorliegenden Werten der Einleitgenehmigungen. Maßgebend sind die Auslaufbauwerke aus dem Kanalnetz ins offene Gewässer. Diesen wird auf Grundlage der Rohrleitungsgröße der Maximalzufluss Q_{Max} zugeordnet. Die Ermittlung von Q_{Max} erfolgt nach Prandtl-Colebrook und kann entsprechenden Rohrleitungstabellen (Aigner und Bollrich 2017) entnommen werden. Dieses Vorgehen ist allerdings eher von verwaltungsrechtlicher Aussagekraft (Genehmigungswert überschritten: Ja/Nein). Entscheidend ist in diesem Fall, wie der Einleitgrenzwert definiert wurde. Der Ansatz wurde beispielhaft für die gesamte Hansestadt Rostock angewandt.

ABSCHÄTZUNG DER STOFFLICHEN BELASTUNG AUS SIEDLUNGSENTWÄSSERUNG

Emissionsbezogene Bewertung der Regenwetterabflüsse in Siedlungen

Mit dem DWA-Arbeitsblatt 102 soll die stoffliche Belastung aus Niederschlagswassereinleitungen über den Feinanteil der abfiltrierbaren Stoffe AFS63 bewertet werden. Die AFS63-Fraktion gilt als „Träger“ anthropogener Schadstoffe (Schwermetalle, organische Schadstoffe), deren Korrelation in mehreren Untersuchungen dokumentiert ist (Grottker 1987, Heinzmann 1993, Xanthopoulos, 1993). Das Arbeitsblatt DWA-A 102 schlägt dafür Rechenwerte des flächenspezifischen Stoffabtrags ($b_{R,a}$ in $[kg/(ha \cdot a)]$) in Abhängigkeit von der Flächennutzung vor.

Dieser Ansatz wurde flächendeckend für die Hansestadt Rostock angewendet. Grundlage bildet die Realnutzungskartierung, deren Nutzungen mit Hilfe der Tabelle 25 Belastungskategorien nach DWA-A 102 zugeordnet werden können (Bild 36). Zusammen mit der Information der Einzugsgebietsgrößen der Gewässerabschnitte aus dem GFK und den versiegelten Flächen aus dem Kanalnetzmodell wird aus der Jahresfracht der flächenspezifische Stoffabtrag berechnet. Die Berechnung des flächenspezifischen Stoffabtrags erfolgte nach DWA-A 102 (Bilanzierung des Frachtabtrags durch Niederschlagsabflüsse).

TABELLE 25: BELASTUNGSKATEGORIEN MIT ZUWEISUNG DES FLÄCHENSPEZIFISCHEN STOFFABTRAGS

Realnutzungsklasse	Kategorie nach DWA-A 102	Flächenspezifischer Stoffabtrag für AFS63 [kg/(ha*a)]
Allee	1	280
Weg	1	280
Parkplatz unbefest.	1	280
Einzelhausbebauung	1	280
Reihenhausbebauung	1	280
Großblockbebauung	1	280
geschlossene Bebauung	1	280
Strasse	2	530
Parkplatz befest.	2	530
Stadtplatz	2	530
Milit. Liegenschaften	2	530
Mischnutzung	2	530
Industrie und Gewerbe	2	530
Deponie	3	760
Kläranlage	3	760
Bahn- und Gleisanlage	3	760
Autobahn	3	760

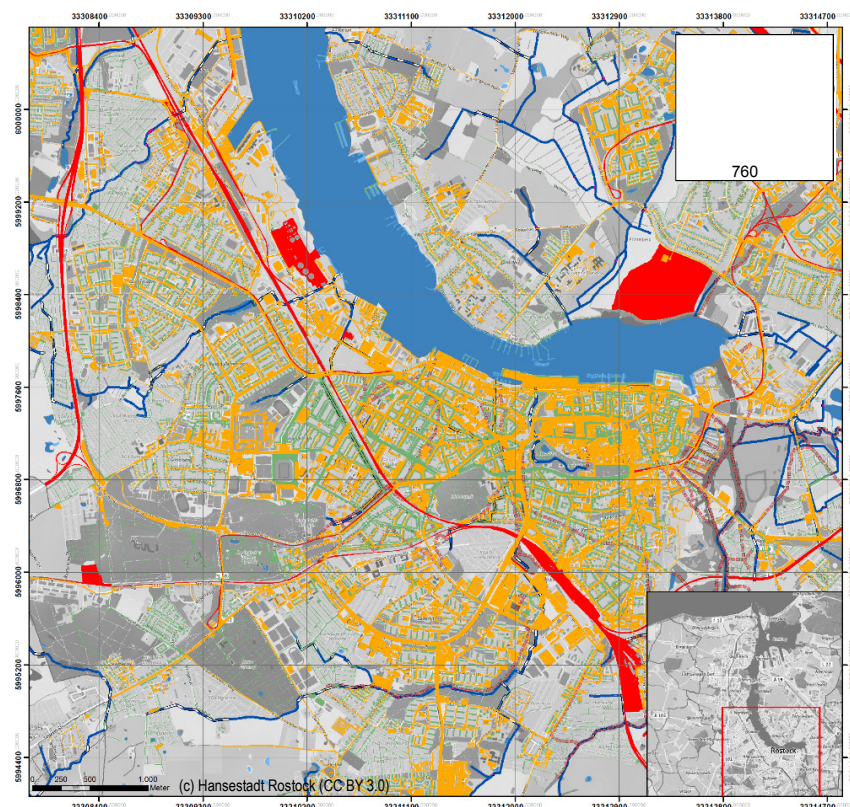


BILD 36: AUSZUG AUS DER KATEGORISIERUNG DES STOFFABTRAGS AFS63 NACH DWA-A 102 FÜR DIE HANSESTADT ROSTOCK

Immissionsbezogene Bewertung zur Einleitung von Regenwetterabflüssen in Oberflächengewässer

Die einzugsgebietsspezifische Gewässerfracht soll einen Grenzwert von 96 kg/(ha·a) nicht überschreiten. Ausgeschlossen wurden Flächen außerhalb der Stadtgrenze, sowie Flächen die direkt in die Unterwarnow (Gewässer 1. Ordnung) entwässern. Entscheidend ist hierbei die Summe aller Einleitungen im Nachweisraum („Geschlossenes Siedlungsgebiet“). Es beginnt mit der ersten Einleitung und endet je nach Gewässerverhältnissen etwa 1,5 km bis 3 km unterhalb der letzten Einleitung. Die Einleitungsfracht ergibt sich aus den zuvor ermittelten flächenspezifischen Stoffabträgen, welche mit Hilfe des Kanalnetzmodells den jeweiligen Auslassbauwerken zugeordnet werden konnte.

Gewässerfracht $B_G = B_V + B_E + \sum B_{E'}$ [kg/a]

mit $\sum B_{E'}$ = Summe aller oberhalb liegenden Einleitungsfrachten im Nachweisraum

Die spezifische Vorbelastung der Gewässer B_V wird pauschal mit einer spezifischen Vorbelastungsfracht von 4800 kg/(km²·a) angesetzt. Der Nachweis der Gewässerverträglichkeit gilt als erbracht, wenn

$$b_G < 9600 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a}) \quad \text{mit } b_G = B_G/A_{E0}$$

Die resultierende stoffliche Belastung aus Niederschlagswassereinleitungen wurde für die Gebiete Laak, Scharmler Bach und Krinkelgraben abgeschätzt. Für alle weiteren Stadtgebiete wurde geprüft, inwieweit die Gewässerbelastung in Gebieten ohne das flächenscharfe Kanalnetzmodell möglich ist. Grundsätzlich lassen sich damit wahrscheinlich angeschlossene Flächen identifizieren, jedoch nicht genau den Auslassbauwerken zuordnen. Eine erste Priorisierung der stofflichen Belastungen über eine GIS-basierte Analyse ist aber prinzipiell möglich.

Bei den Speicherbauwerken im Kanalnetz handelte es sich überwiegend um Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbauwerke, die zur Minderung der hydraulischen Belastungen errichtet wurden. Ein stofflicher Rückhalt konnte für Regenrückhaltebecken bisher nicht quantifiziert werden (KURAS 2017), jedoch können Beckengestaltung oder zusätzliche Reinigungseinbauten diesen begünstigen. Das Regenüberlaufbauwerk als Entlastungsbauwerk in Mischsystemen ist im Projektgebiet nicht relevant (nur Betrachtung der Gebiete mit Trennkanalisation).

Die berechneten stofflichen Einleitungen aus der Niederschlagsentwässerung wurden abschließend in ArcGIS durch Berechnung mit Hilfe von GIS-Funktionalität flussabwärts akkumuliert. Als topologische Grundlage dienten die im GFK definierten 50 m-Gewässerabschnitte.

4.5.3 MONITORING

STICHPROBENMONITORING

Parallel und ergänzend zur ökologischen Bewertung fanden stichprobenartige Probenahmen an 93 Probestellen (73 Fließgewässer; 20 Standgewässer) zur Untersuchung chemisch-physikalischer Parameter statt. 59 Probestellen wurden dreimal im Zeitraum von April bis Oktober 2016 beprobt, weitere 34 Probestellen im April und Juni 2017. Vor Ort wurden Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert bestimmt. Die Laboranalytik umfasste die Parameter Ammonium, Nitrat, Phosphat und Gesamt-Phosphor, welche für die Klassifikation der Gewässer nach OGewV (2016) und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (1998) genutzt wurden:

Güteklasse I	Hintergrundwerte der LAWA (Zustand ohne anthropogene Beeinträchtigung)
Güteklasse II (Stufe 3)	Orientierungswerte aus dem Arbeitspapier

KONTINUIERLICHES MONITORING

Um die tatsächliche Gewässerbelastung zu ermitteln und Belastungsursachen und Ereignisse besser zu identifizieren, wäre ein räumlich und zeitlich hochaufgelöstes Monitoring wünschenswert. Seit vielen Jahren arbeiten viele wasserwirtschaftliche Institute an der Weiterentwicklung kontinuierlicher Messsysteme, einschließlich zielführender Auswerteroutinen. Das Aufwand-Nutzen-Verhältnis ist gerade im Bereich kleiner Fließgewässer bisher ernüchternd. Am Beispielgebiet des Schmarler Bach wurde ein Monitoring-System erprobt, um die hydraulische und stoffliche Belastung durch Siedlungsentwässerung zu quantifizieren. Der Schmarler Bach als ein berichtspflichtiges Fließgewässer mit schlechter ökologischer Bewertung und starkem Einfluss der Siedlungsentwässerung sollte dabei deutliche Messdaten liefern. Weiterhin diene das Monitoring zur Datenbereitstellung und für die Validierung des Gewässermodells.

Strategische Platzierung der Messstellen

Eine strategische Platzierung der Messstellen ist aufgrund des hohen Aufwandes von Zeit und Kosten sinnvoll, um aus den Messwerten möglichst viele Informationen ableiten zu können. In Bild 37 ist die Lage der hydraulischen und stofflichen Messstellen verortet. Um die Belastung aus den urban geprägten Einzugsgebieten zu erfassen, wurde eine Messstelle (02_SM_BRR) am Übergangsbereich zwischen ländlichem und urbanen Einzugsgebiet und eine zweite Messstelle (02_SM_IP) unmittelbar vor der Vorflut in das Küstengewässer installiert. In Kombination mit der Durchflussmessung lässt sich damit die Frachtdifferenz und dementsprechend der Eintrag des urbanen Gebietes bestimmen.

Zusätzlich zum kombinierten stofflichen und hydraulischen Monitoring wurde ein hydraulisches Monitoring im Einzugsgebiet der Carbäck (östlich von Rostock) aufgebaut. In diesem Einzugsgebiet ist der Einfluss von Siedlungsgebieten von untergeordneter Bedeutung. Das Gebiet ist damit gut geeignet für die Parametrisierung/Kalibrierung der natürlichen Komponenten im hydrologischen Gewässermodell (vgl. 4.4.4). Die kontinuierlichen Messstellen lieferten Daten für die Wasserstand- und Durchflusskalibrierung, während die Handmessungen wichtige Erkenntnisse über die saisonale Variabilität der Rauigkeitsbeiwerte ergänzen.

Bild 37 zeigt die Messanordnung im Schmarler Bach (Westen) und in der Carbäck (Osten). Die Färbung der Einzugsgebiete markiert die dominierende Landnutzung (Grau: Siedlung, Grün: Landwirtschaft/Forst).

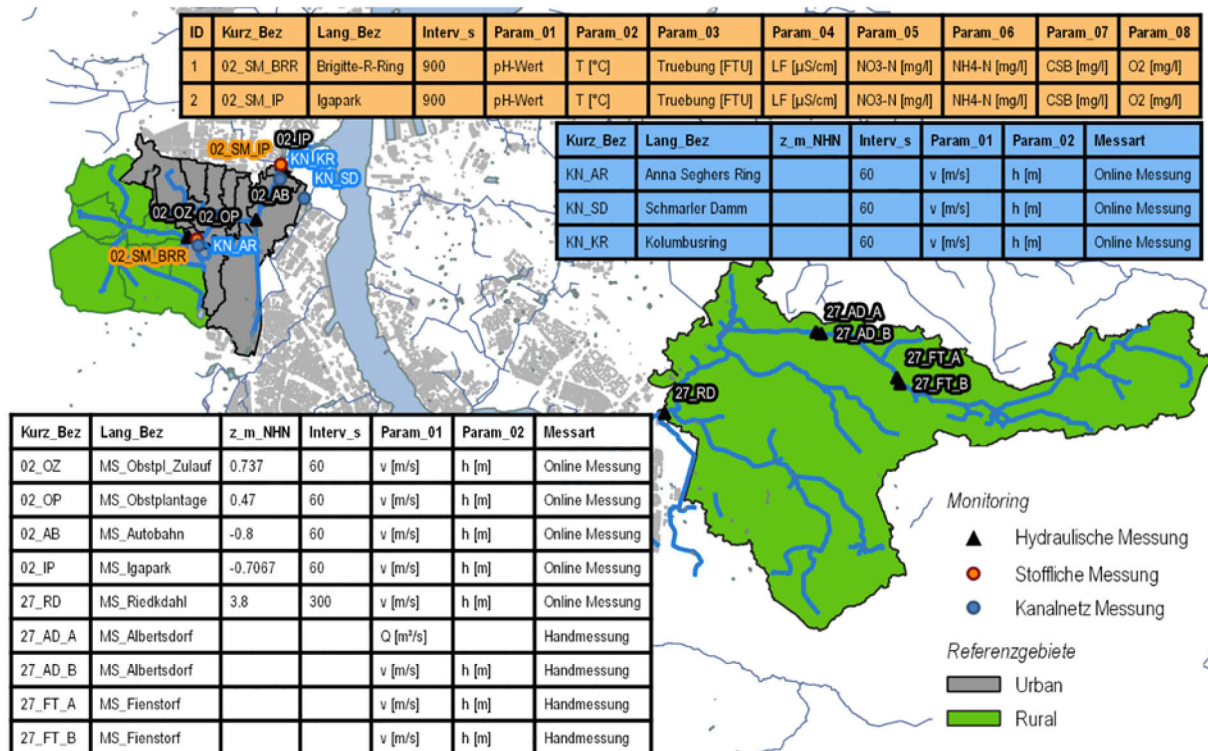


BILD 37: STATIONIERUNG DER MESSSTELLEN

Messverfahren für die Durchflussmessung

In Gewässerabschnitten mit weitgehendem Normalabfluss ist eine reine Pegelmessung mit Aufbau Wasserstand-Durchfluss-Beziehung zur Durchflussbestimmung ausreichend und wurde im Bereich der Carback umgesetzt. Im potenziell rückstaubeeinflussten Scharfner Bach ist diese Methode ungeeignet. Zur Durchflussmessung wurden hier kontinuierlich messende Ultraschall-dopplergeräte (Starflow, Fa. Unidata) genutzt. Das Gerät wurde auf einem Montagestein befestigt, der seinerseits auf der Gewässersohle verankert wurde. Da die eingesetzten Sensoren nur einen begrenzten Messkegel besitzen, wurde die gemessene Fließgeschwindigkeit der Mittellamelle durch regelmäßige manuelle Multipunktmessungen (induktive Handsonde MF Pro, Fa. Ott) korrigiert. Ein großer Vorteil der induktiven Messung ist die Einsatzmöglichkeit in stark verkrauteten Fließgewässerabschnitten, bei denen die Ultraschallmessung versagt.

Messverfahren der chemisch-physikalischer Gewässerqualitätparameter

Zwei Messstellen wurden mit kontinuierlich messenden Parametersonden ausgestattet. Da an einer der Messstellen die Energieversorgung nur durch Akkus realisiert werden konnte, wurde das kleinste im Energiesparmodus ausführbare Messintervall ($\Delta t = 15 \text{ min}$) gewählt.

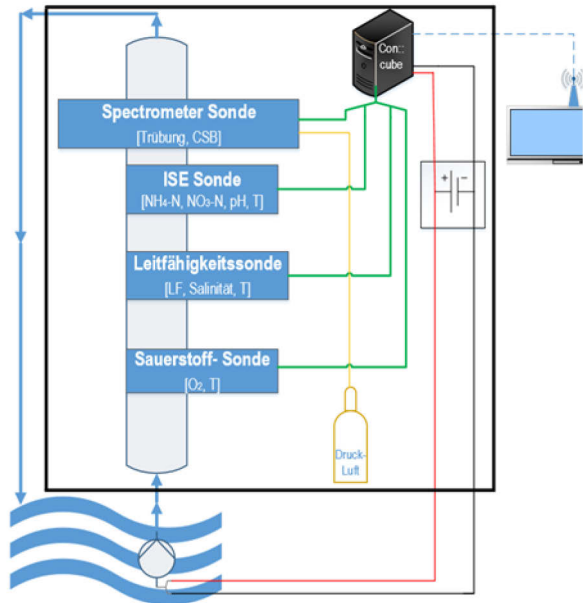


BILD 38: MESSSTELLEINRICHTUNG DES STOFFLICHEN MONITORINGS

Die Messstelleneinrichtung (Bild 38) erfolgte On-Site, wobei das Wasser über eine Tauchpumpe in den Messreaktor gepumpt wird, wo die Analyse der einzelnen Messsonden erfolgte. Eine In-Situ Anwendung war aufgrund der starken Algenbildung bzw. Vandalismusbedrohung nicht möglich. Nach dem Durchfließen des Reaktors wird das Wasser unterstrom wieder in das Gewässer zurückgeleitet. Die Messsignale werden zentral durch einen Messumformer in Messwerte transponiert und gespeichert. Eine Datenfernübertragung (DFÜ) wurde eingerichtet. Da die Messgeräte aber ohnehin regelmäßig gewartet werden müssen, ist der Mehrwert gegenüber einer regelmäßigen Auslesung vor Ort abzuwägen. Als Messsystem wurden vier Sonden sowie ein Con::Cube- Kontrollterminal der Firma S::CAN verwendet, deren jeweilige Spezifikationen den Angaben in Tabelle 26 entsprechen.

TABELLE 26: ÜBERBLICK ÜBER DIE KONTINUIERLICH ERFASSTEN STOFFLICHEN PARAMETER

Parameter	Messbereich	Messmethode / Messgerät
Temperatur	0 – 50 °C	Thermistor / Ammo::lyser, Condu::lyser, Oxi::lyser
pH	2 – 12 pH	Einstab-Glaselektrode / Ammo::lyser pro+pH
Leitfähigkeit	0 – 500 mS	4fach-Elektrode / Condu::lyser
Sauerstoff	0 – 25 mg/l O ₂	Optisch-Fluoreszenz / Oxi::lyser
Ammonium	0,02 – 20 mg/l NH ₄ -N	Ionenselektive Elektrode / Ammo::lyser
Nitrat	0 – 250 mg/l NO ₃ -Neq	UV-VIS 2-Strahl-Photometer (220-720nm) / Spectro::lyser
CSB	0 – 875 mg/l CSBeq ; Angabe in mg/l O ₂	UV-VIS 2-Strahl-Photometer (220-720nm) / Spectro::lyser
Trübung	0 – 3500 FTUeq	UV-VIS 2-Strahl-Photometer (220-720nm) / Spectro::lyser

4.6 ÖKOLOGIE

4.6.1 HYDROMORPHOLOGIE

Die morphologischen (strukturellen) Bedingungen und die hydrologischen Verhältnisse in Gewässern sind wichtige Rahmenbedingungen für die Habitatqualität und -vielfalt aquatischer und semiaquatischer Lebensräume. Der Hydromorphologie kommt damit, auch vor allem in Bezug auf Schutz- und Verbesserungsmaßnahmen, eine Schlüsselfunktion bei der WRRL-Umsetzung zu. Möglichst natürliche bzw. naturnahe morphologische und hydrologische Verhältnisse sind eine Grundvoraussetzung für das Erreichen der gesetzten Umweltziele.

Als methodische Grundlage einer hydromorphologischen Bewertung wurden eine Fließgewässerstrukturkartierung sowie eine Uferstrukturkartierung bei den Standgewässern/Seen durchgeführt, wobei auch sozio-kulturelle Aspekte mit erfasst wurden. Basis bilden die Gewässergeometrien des GFK.

Dazu wurden sowohl für die Fließgewässerstruktur als auch die Uferstruktur der Standgewässer/Seen eigene Kartieranleitungen entwickelt (Renner et al. 2018, Gottelt-Trabandt et al. 2018 Onlineveröffentlichung, www.institut-biota.de/publikationen/2015_-_2018.html), auf die hier bezüglich der methodischen Details verwiesen wird.

4.6.2 BIOINDIKATIVE BEWERTUNG DER FUNKTIONALITÄT KLEINER URBANER GEWÄSSER

Die Erarbeitung eines multifunktionalen und strategisch ausgerichteten Gewässerentwicklungskonzeptes für die kleinen urbanen Gewässer der Hansestadt Rostock ist ohne eine bioindikative Bewertung ihrer Funktionalität nicht möglich. Nach WRRL sind diese aber nicht berichtspflichtig. Für solche Gewässer werden somit im Rahmen der Richtlinie auch keine Zustandsermittlungen und Maßnahmenplanungen durchgeführt, was der großen Bedeutung dieser Gewässer als Entwässerungssysteme, Refugialräume für geschützte Arten, Gewässerverbundachsen und Erholungsbereiche nicht gerecht wird. Die ökologische Bewertung von kleinen urbanen Fließgewässern ist schwierig, da eine Vielzahl von anthropogenen Faktoren auf diese einwirkt. Ansätze für solche Verfahren finden sich beispielsweise bei Kaiser (2005), Langheinrich & Lüderitz (2006), Remy & Langheinrich (2007) und Röck (2008), wobei ganz verschiedene Methoden präferiert werden. Die Bioindikation spielt dabei zumeist eine untergeordnete Rolle. Deshalb sollte am Beispiel der Gewässer von Rostock versucht werden, ein bioindikatives Verfahren zu entwickeln.

Im Vorfeld mussten die indikativen Gruppen ausgewählt werden. Für den Wasserkörper wurde dabei das Makrozoobenthos (Wasserwirbellose, MZB), für den Wasserkörper und den Uferbereich die Makrophyten (Wasser- und amphibische Pflanzen, MPH) und für das Gewässerumland die Lepidopteren (Großschmetterlinge) genutzt. Diese hatten sich bereits beim Verfahren des Standorttypieindex STI (Berlin & Thiele 2012, Thiele & Berlin 2013) bewährt. Im zweiten Schritt wurden die genannten Artengruppen an fast allen wichtigen urbanen Gewässern (Stand- wie Fließgewässer) der Hansestadt Rostock erfasst. Die Daten wurden für jede Probestelle zu einem Index verrechnet, der mit bestimmten Hemerobiestufen in Abgleich gebracht wurde. Daraus resultierend erfolgte eine Einordnung der einzelnen Probestellen in Güteklassen. Diese spiegeln den Grad an ökologischer Funktionalität, die Veränderungen in der hydrologischen und morphologischen Ausprägung, die Biodiversität und den Anteil an Lebensraum für geschützte und gefährdete Arten wider. Die Plausibilität der Ergebnisse wurde durch Strukturkartierungen und andere im Vorhaben eruierte Faktoren überprüft (u.a. Lage im System, Anteil an Verrohrungen, hydraulisches Regime im Gewässer). Der Index wurde als Gewässerurbanitätsindex (GUI) bezeichnet. Beschreibungen zur Indexmethodik und zu Ergebnissen werden in Thiele et al. (2016) und Thiele et al. (2017) gegeben.

KRITERIEN ZUR AUSWAHL DER UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER

Bei der Auswahl der Untersuchungsgewässer wurde darauf Wert gelegt, verschiedene Typen urbaner Gewässer abzudecken, um ein möglichst breites Bild der Gewässerzustände zu liefern. Gleichzeitig sollte eine möglichst

breite Streuung der Probenahmestellen über das ganze Stadtgebiet erreicht werden. Für die Auswahl wurde deshalb zunächst der vorhandene digitale Datensatz (z.B. historische Karten, Bodenkarten, Luftbilder usw.) im Hinblick auf folgende Kriterien ausgewertet:

- Substratvarianz (z.B. Sande, Lehme, Torfe, Kies)
- differierende Wasserführung (permanent, temporär, episodisch, Standgewässer durchflossen)
- verschiedene Ausprägungen des Gewässerumlandes (Grünland, Bruchwald, Laubmischwald)
- unterschiedliche Hemerobiegrade (natürlicher – stark verbaut)

Insgesamt wurden weit über 100 Gewässerstrecken in den Jahren 2015-2018 ausgewählt, wobei bei den Fließgewässern nur unverrohrte, d.h. freifließende Abschnitte, in die nähere Betrachtung kamen. Dadurch kann das Fließgewässersystem der Hansestadt Rostock weitestgehend flächendeckend bewertet und klassifiziert werden. Bei den Standgewässern konnten nur ausgewählte Regenrückhaltebecken, Feuerlöschteiche und andere Hohlformen bearbeitet werden.

ERFASSUNGSMETHODIK

Makrophyten

Die Erfassung der Makrophyten beruht auf einer einmaligen Geländeerhebung. Diese wurde an den verschiedenen Gewässern im Zeitraum von Juni bis August des jeweiligen Jahres durchgeführt. Dabei wurden weitgehend homogene Fließgewässerabschnitte von ca. 50 - 100 m Länge ausgewählt, um die Gewässervegetation zu erfassen. Bei der Erhebung der Arten wurden submerse und emerse Arten getrennt aufgeführt. Die kartierten Gefäßpflanzen, Moose und Armeleuchteralgen mussten zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Neben der Häufigkeit nach Kohler (1978) wurde der Deckungsgrad nach Londo (1975) geschätzt. Darüber hinaus sind Angaben zur Vitalität bzw. Soziabilität und den jeweils besiedelten Substraten aufgenommen sowie die Fließgeschwindigkeit und der Beschattungsgrad ermittelt worden. In Abschnitten mit stärkerer Trübung oder fehlender Durchwatbarkeit wurde die Gewässervegetation mittels eines ausziehbaren Rechens bzw. einer Wurfarke erfasst.

Die Bestimmung der Arten erfolgte vorwiegend im Gelände. Bei kritischen Taxa (z. B. *Callitriche spec.*, *Potamogeton pusillus* agg., diverse Moose) sind Belegexemplare entnommen und im Labor determiniert worden. Dazu wurden Standardwerke von Frahm & Frey (1992), Casper & Krausch (1980, 1981) und Rothmaler (1994a, 1994b) genutzt.

Makrozoobenthos

Die Erfassungen des Makrozoobenthos erfolgten in den Zeiträumen von April bis September mittels limnologischer Standardmethoden (z.B. Kick-Sampling). Eine Vielzahl der Probestellen wurden dreimalig im Probenahmezeitraum (April/Mai, Juni/Juli und September) begangen und jeweils auf einer Fläche von ca. 20 m² beprobt. Die Determination der Organismen fand im Labor unter Nutzung eines Stereomikroskops vom Typ Olympus SZ11 statt. Die Nomenklatur folgt der von Mauch et al. (2003). Die Benennung erfolgte stets bis zur kleinstmöglichen taxonomischen Einheit. Dazu fanden die Bestimmungswerke von Waringer & Graf (2011), Klausnitzer (1996), Freude, Harde & Lohse (1971), Glöer (2015), Brock, Kiel & Piper (1995), Strauss & Niedringshaus (2014) und Eiseler (2005, 2010) Anwendung.

Lepidoptera

Diese Insektengruppe wurde viermalig in den Monaten Mai bis Oktober mit unterschiedlichen Methoden erfasst. Beim Tagfang sind vornehmlich die Ökotonbereiche berücksichtigt worden, da die Artenvielfalt dort am höchsten war. Erhebungen mittels Licht fanden in zentralen und repräsentativen Abschnitten der jeweiligen Probestellen

statt. Dazu wurden Lichtfallen (Hängemodell) mit 15 Watt superaktinischen Leuchtstoffröhren genutzt. Diese haben einen Wirkungsbereich von ca. 5 m, so dass damit die autochthonen Arten erfasst werden konnten.

Die Determination der Arten erfolgte mittels Standardliteratur (u.a. Henriksen & Kreuzer 1982, Skou 1984, 1991, Koch 1991, Fajcik & Slamka 1996, Aarvik, Hansen & Kononenko 2009, Steiner, Ratzel, Top-Jensen & Fibiger 2014). Die Nomenklatur folgt Koch (1991).

BEWERTUNGSMETHODIK

Der GUI ist ein integriertes Bewertungsverfahren nach dem top-down-Ansatz (Friedrich 1998). Er nutzt hochintegrierende Elemente der Biozönose für die Gebietsindikation (vgl. auch Plachter 1991) und bewertet das Gewässer in drei Merkmalskomplexen (Wasserkörper und Sohle, Ufer und Umland). Die erfassten Arten werden zuerst in ökologische Kategorien eingeordnet (s.u.) und im Sinne eines gewichteten Mittels aus quadrierter Summe der ökologischen Kategorien und Gesamtanzahl der Arten verrechnet. Dabei fand analog zum STI folgende Formel Anwendung:

$$\text{GUI} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{BK}_i^2}{n}$$

GUI = Gewässerurbanitätsindex
BK = für die jeweilige Art zugeordnete ökologische Bewertungskategorie
n = Anzahl der Taxa
i = i-tes Taxon

Als 100 Prozent-Marke wird auf einer dreistufigen Klassifizierungsskala das weitestgehend unter naturnahen Verhältnissen vorhandene Artenspektrum eines typähnlichen Baches der freien Landschaft genutzt. Diese Biozönose muss allerdings in ihrer Wertigkeit etwas abgeschichtet werden, da die Strukturen in urbanen Gewässern „naturgemäß“ einen geringeren Natürlichkeitsgrad haben. Sie entspricht in etwa der Güteklasse 2 bis 3 von nichturbanen, typähnlichen Gewässern. Die Biozönose des völlig degradierten urbanen Ökosystems stellt die 0 Prozent-Marke dar. Um die nicht einfach festzulegenden Abstufungen in den Hemerobiegraden bestimmen zu können, wurden ökologische Gildenprofile eingesetzt (s.u.). In diesem Sinne ordnet sich dann auch die Güteklasse 2 als mäßig ökologisch funktional ein.

Aus den Abstufungen können die ökologischen Güteklassen für die drei Merkmalskomplexe abgeleitet werden. Der GUI ist ein diagnostisches Verfahren, das Aussagen zum ökologischen Gesamtzustand der Gewässer zulässt. Somit können sowohl der jeweilige Ausgangszustand bewertet und klassifiziert als auch die Erfolge von ökologischen Sanierungsmaßnahmen über längere Zeit hinweg analysiert werden.

Definition der ökologischen Kategorien

Über die Bewertungskategorien werden die teilweise sehr spezifischen ökologischen Ansprüche der in bestimmten Lebensräumen vorkommenden Arten generalisiert und auf ein vergleichbares Niveau gehoben. Zur Definition sind v.a.

- die unterschiedliche Anpassung der Taxa an unterschiedlich naturnahe Gewässer/Umlandstrukturen (Ubiquisten stark genutzter, urbaner Gewässer bis Arten naturnaher Gewässer in der freien Landschaft) und
- der Grad ihrer Bindung an ganz bestimmte Fließgewässer- bzw. Umlandbiotope (eurytop, mesotop, stenotop) herangezogen worden.

Mit den ökologischen Kategorien kann einerseits sichergestellt werden, dass der Effekt von Stellvertreterarten (ökologische Nischen eines Habitats werden durch unterschiedliche Arten mit ähnlichen/gleichen Ansprüchen besetzt) nicht zu rechnerischen Ungleichgewichten führt. Gleichzeitig wird gewährleistet, dass artunabhängig über die Kategorien die generalisierten und vergleichbaren Informationen zum Zustand des Nischengefüges für die Bewertung herangezogen werden. Das schließt die vielfältigen Interaktionen der Arten ein und ist damit eine der wichtigsten Voraussetzungen für eine ganzheitliche Bewertung. Dabei reicht die Skala (Tabelle 27) von der Kategorie 1 (eurytope Arten stark urbaner Gewässer) bis 4 (stenotope Arten, die auch in naturnahen Strukturen der freien Landschaft zu finden sind).

TABELLE 27: DEFINITIONEN DER ÖKOLOGISCHEN KATEGORIEN 1 – 4 FÜR DIE DREI UNTERSUCHTEN GRUPPEN MAKROZOOBENTHOS, MAKROPHYTEN UND LEPIDOPTEREN

Ökologische Kategorie	Definition Makrozoobenthos	Definition Makrophyten	Definition Lepidopteren
1	Arten, die sowohl permanente als auch temporäre, langsam fließend bis stehende Gewässer besiedeln und einen geringen Anspruch an die strukturelle Vielfalt im Gewässer aufweisen sowie Neozoen	Arten, die als Störzeiger vorwiegend in degradierten, stärker belasteten Gewässern vorkommen sowie Neophyten	Ubiquitäre Arten, die in fast allen Ausprägungen von Gewässerumfeldern vorkommen
2	Arten, die permanente, langsam fließende Gewässer bevorzugen und einen mäßigen Anspruch an die strukturelle Vielfalt in Gewässern aufweisen	Arten, die in einer Vielzahl von Gewässern vorkommen und Bestandteil der nicht-leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft sind	Arten, die eine Vielzahl von urban ausgeprägten Gewässerumfeldern besiedeln. Sie kommen seltener vor, sind vielfach geschützt und benötigen zumindest Reststrukturen von Niederungen
3	Arten, die permanente, schneller fließende Gewässer präferieren mit mäßigem Anspruch an die strukturelle Beschaffenheit und die auch in naturnahen Gewässern ähnlichen Typs vorkommen	Arten, die Vertreter der leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft darstellen	Arten, die auch in Gewässerumfeldern der freien Landschaft vorkommen und dabei nicht ausschließlich Feuchtbiotope, sondern auch Wälder, Waldränder, Wiesen unterschiedlichen Typus, Parkland etc. besiedeln
4	Arten, die an permanente, schnell fließende Gewässer gebunden sind und einen hohen Anspruch an die strukturelle Vielfalt aufweisen und in naturnahen Gewässern vergleichbaren Typs vorkommen	Arten, die als Gütezeiger vorwiegend in geringer belasteten Gewässern vorkommen	Arten, die in Gewässerumfeldern der freien Landschaft zu finden und vornehmlich an Feuchtgebiete gebunden sind

Gruppierung der Probestellen mittels ökologischer Gilden

In urbanen Bereichen ist es aufgrund der Vielzahl von unterschiedlichen und interagierenden Beeinflussungen schwierig, die Hemerobiestufe des Gewässers einzuschätzen. Diese wird jedoch benötigt, um die Klassifizierung im Bewertungsverfahren durchzuführen. So muss erst einmal festgelegt werden, welcher Abschnitt gering, mäßig oder stark hemerob ist, damit diese Einteilung dann umgekehrt für die Güteklassenabgrenzung genutzt werden

kann. Deshalb wurde zum Mittel der ökologischen Gildenprofile gegriffen. Die Idee dahinter ist einfach: Finden sich von der Frequenz und der Amplitude der Kurve her ähnliche Muster, so sollten auch die Hemerobiegrade vergleichbar sein. Aus der Artenkonfiguration kann man dann auf den Natürlichkeitsgrad der jeweilig in einer Gruppe befindlichen Probestellen schließen. Um die ökologischen Gildenprofile erstellen zu können, ist die Zuordnung der Arten zu gleichartigen Gruppen vonnöten. Die Parameter, die diesen Gruppen zugrunde liegen, sind in Tabelle 28 aufgeführt.

TABELLE 28: PARAMETER, DIE ZUR BILDUNG DER ÖKOLOGISCHEN GILDEN BEIM MAKROZOOBENTHOS, DEN MAKROPHYTEN UND LEPIDOPTEREN HERANGEZOGEN WURDEN (INKL. ABKÜRZUNGEN)

Makrozoobenthos	Abk.	Makrophyten	Abk.	Lepidopteren	Abk.
Sand/Steine/Kies	SSK	Arten der Wälder und Gebüsch	Gehölz	Arten der Ackerlandschaft/ intensiv bewirtschafteten Flächen	Acker
Schlamm	Schl	Arten der Ruderalvegetation	Ruderal	Arten des Grünlandes/ der Ruderalflächen	Grü/Ru
Lehm/Ton	L/T	Arten des Frischgrünlandes	Frisch	Arten des Magerrasens/ Trockenrasens	Ma/Tr
Torf	To	Arten der Feuchtwiesen	Feucht	Arten an Baumgruppen/ Hecken	Hecke
aquatische Vegetation	aV	Arten der Großröhrichte und Seggenriede	Rö/Sr	Arten des Nadelwaldes	Nadelw.
Moose/Algen	M/A	Arten der Bachröhrichte	BaRö	Arten des Laub(misch)waldes	Laubw.
Feinwurzeln	FW	submerse Arten	submers	ubiquitäre Arten	ub
Totholz	TH	Störzeiger	Stör	Arten der Feuchtgehölze von Feuchtgebieten	Geh_feu
partikuläres organisches Material	POM	Arten der Wasserlinsendecken	Wld	Arten der krautigen Vegetation von Feuchtgebieten	krV_feu
fließend	flie	Arten der Wassersterntauchflur	Wsttf	feuchteliebende Arten	feu
langsam fließend	lflie	Großblättrige Schwimmblattpflanzen	GrSchwbl	Wärmeliebende Arten	wä
stehend	steh				
temporär	temp				
permanent	perm				

INDEXBILDUNG UND ABLEITUNG DER KLASSENGRENZEN

Indexbildung bei der Indikatorgruppe „Makrophyten“ und Ableitung der Klassengrenzen

Die Indexbildung basiert auf den zum Zeitpunkt der Erfassung vorkommenden sub- und emersen Arten. Probestellen mit sehr geringen Artenzahlen (< 3) sowie natürlich makrophytenfreie Gewässer (aufgrund hoher Beschattung) sind bei der Indexbildung bisher nicht berücksichtigt worden. In den Bildern 39 und 40 werden die Ergebnisse von 25 Fließgewässerprobestellen dargestellt. Für die Ermittlung der ökologischen Profile wird bei den Makrophyten der Anteil der jeweiligen Gilden an der Gesamtdeckung verwendet. So werden dadurch z.B. dominante „Einartbestände“ und der Deckungsanteil von Störzeigern ermittelt und tragen zur Einstufung in die Gruppen der ökologischen Funktionalität bei. Bei den Gewässern mit hoher ökologischer Funktionalität (Bild 39, A) kommen insbesondere Arten der Bachröhrichte und/oder Wasserstern-Tauchfluren vor. Sie sind Bestandteil der leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft. Ein geringer Deckungsanteil (< 15 %) an Störzeigern ist ein weiteres Merkmal in dieser Kategorie. Die beprobten Gewässer mit Dominanzbeständen von Wasserlinsendecken und dem Vorkommen von Störzeigern mit einem Anteil zwischen 15 und 50 % werden in ihrer ökologischen Funktionalität als mäßig eingestuft (Bild 39, B). Eine geringe ökologische Funktionalität (Bild 39, C) besteht bei Gewässern, in denen Störzeiger eine Deckung > 50 % erreichen bzw. in denen Makrophyten nur noch mit wenigen Individuen vorkommen (Deckung < 2 %), wobei Gewässerabschnitte, die aufgrund einer hohen Beschattung natürlicherweise makrophytenfrei/-arm sind, nicht in die Bewertung eingeflossen sind.

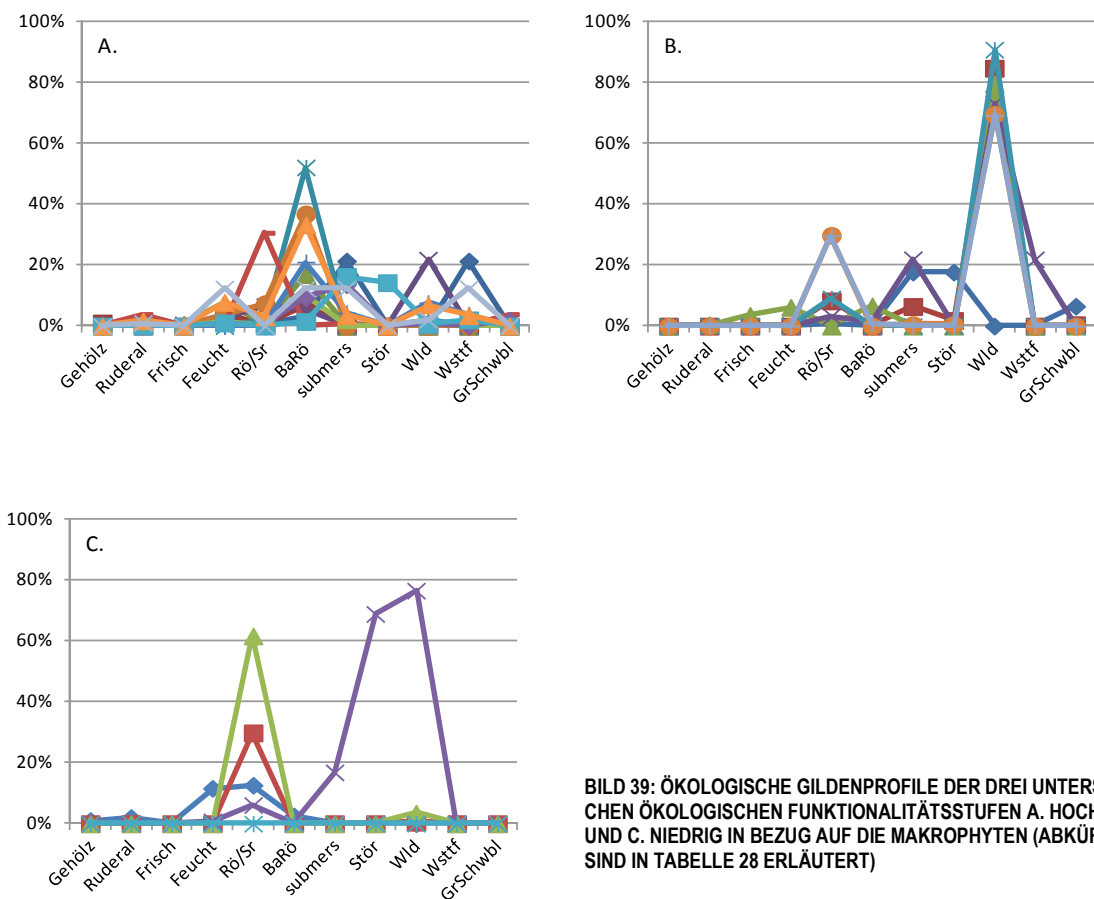


BILD 39: ÖKOLOGISCHE GILDENPROFILE DER DREI UNTERSCHIEDLICHEN ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONALITÄTSSTUFEN A. HOCH, B. MÄßIG UND C. NIEDRIG IN BEZUG AUF DIE MAKROPHYTEN (ABKÜRZUNGEN SIND IN TABELLE 28 ERLÄUTERT)

Aus der vorliegenden Gruppierung können anhand der ermittelten Indexwerte der 25 dargestellten Probenahmestellen die Klassengrenzen für den GUI festgelegt werden (Bild 40). Die Indexwerte liegen in einem Wertebereich zwischen 2,5 (Swienkuhlengraben_A02) und 7,1 (Kayenmühlengraben_A02).

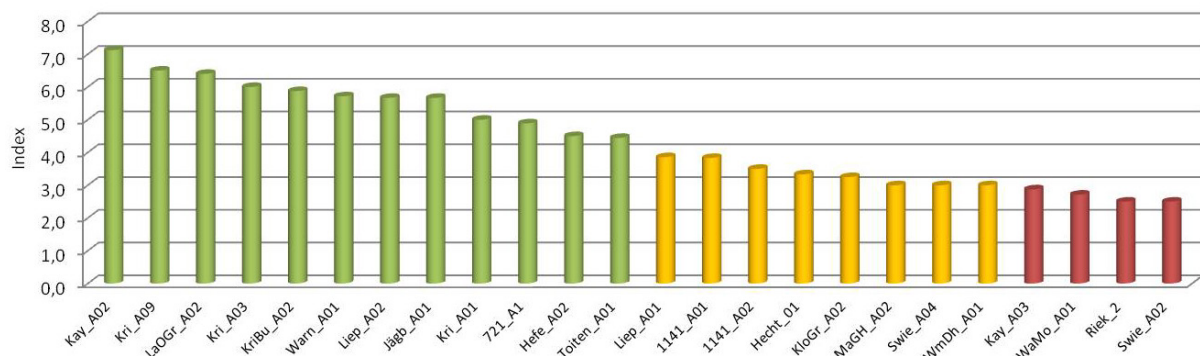
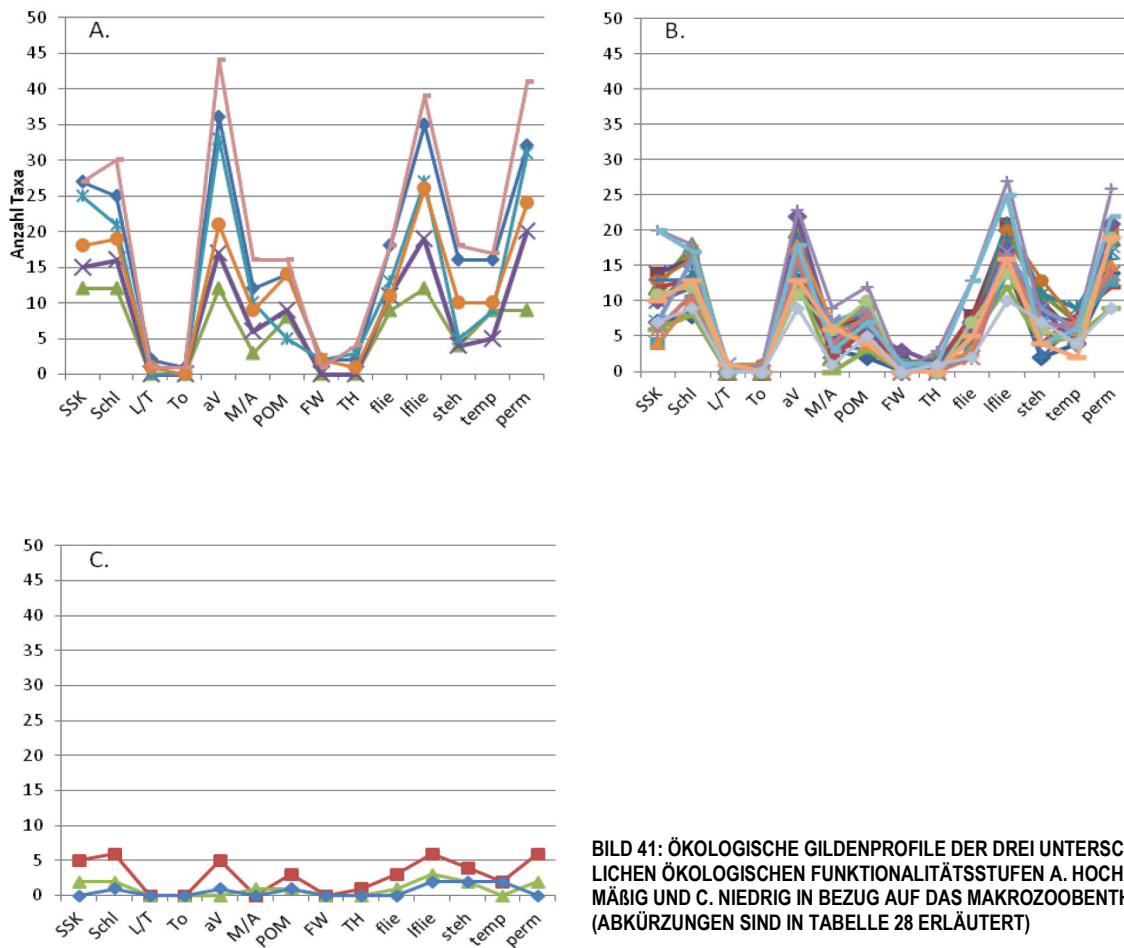


BILD 40: ERMITTLUNG DER KLASSENGRENZEN BEIM GUI FÜR DEN WASSERKÖRPER UND DEN UFERBEREICH (MAKROPHYTEN)

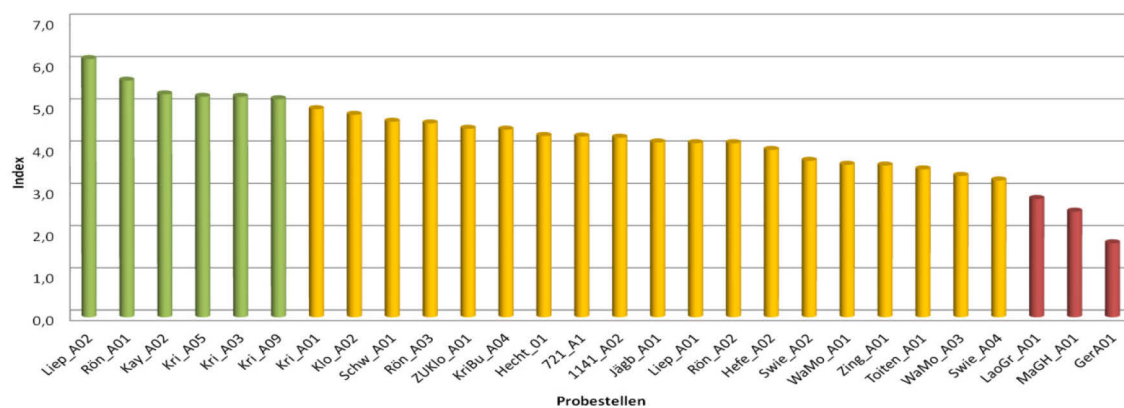
Indexbildung bei der Indikatorgruppe „Makrozoobenthos“ und Ableitung der Klassengrenzen

Die in den Bildern 41 und 42 dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf 28 ausgewählte Probenahmestellen, bei denen es sich ausschließlich um Fließgewässer handelt. Standgewässer wurden bei der Betrachtung des Makrozoobenthos zunächst nicht berücksichtigt, ihre Auswertung sollte aber zukünftig noch stattfinden. Von den Fließgewässern sind im Zuge der Beprobung und der Auswertung insgesamt 10 Stellen entfallen. Gründe hierfür waren beispielsweise ein langanhaltendes Trockenfallen, wodurch im vorgegebenen Zeitraum nur eine von drei Beprobungen stattfinden konnte.

Gewässer mit hoher ökologischer Funktionalität zeichnen sich in Bezug auf das Makrozoobenthos durch ein höheres Auftreten solcher Taxa aus, die vornehmlich an die aquatische Vegetation gebunden sind und gleichzeitig fließende sowie langsam fließende Gewässer bevorzugen. Die Zahl der Sand/Stein/Kies präferierenden Arten ist nahezu identisch oder größer als die Anzahl schlammpräferierender Arten (Bild 41, A). Das kann als ein weiteres Merkmal für die geringere anthropogene Beeinflussung dieser Probestellen gewertet werden. In der zweiten Gruppe ist allgemein ein deutlicher Rückgang der Taxazahl im Vergleich zu den Untersuchungsstellen der ersten Gruppe zu verzeichnen (Bild 41, B). Schlammliebende Arten dominieren die Gemeinschaften, es ist ein Rückgang der vegetationsassoziierten Arten zu verzeichnen. Der Anspruch an fließende Gewässer geht zurück, „langsam fließend“ wird jedoch nach wie vor präferiert. Die dritte Gruppe (niedrige ökologische Funktionalität) umfasst Gewässer mit sehr geringen Taxazahlen. Die Fließgeschwindigkeitspräferenz verändert sich hin zu „stehend“ (Bild 41, C).



Die Indexwerte, die sich aus dieser Gruppierung ergeben, liegen in einem Wertebereich zwischen 1,8 (Gerberbruch) und 6,1 (Liepengraben), wobei die ökologische Funktionalität mit steigendem Wert zunimmt (Bild 42).



Indexbildung bei der Indikatorgruppe „Lepidoptera“ und Ableitung der Klassengrenzen

Die Erfassung der Lepidopteren-Biozönose fand an unterschiedlich hemeroben kleinen urbanen Gewässern statt. Diese konnten ebenfalls in drei unterschiedliche Hemerobiestufen und damit in die drei verschiedenen ökologischen Funktionalitäten eingeteilt werden. Bei der ersten Gruppe konnte ein vermehrtes Auftreten von feuchteliebenden Arten festgestellt werden (Bild 43, A). Ubiquitäre und auf degradierte urbane Gewässer verweisende Gilden traten hingegen zurück. In der zweiten Gruppe war insbesondere ein Rückgang der Arten feuchteliebender Gehölze und der krautigen Vegetation zu detektieren (Bild 43, B). In der dritten Gruppe dominierten die Gilde der Ruderal- und Grünlandarten, wobei die ubiquitären Taxa deutlich zunahmen (Bild 43, C).

Unter Nutzung der in die ökologischen Kategorien eingeordneten Arten wurden die Indices des GUI errechnet. Sie sind in der Reihenfolge der drei Gildenprofile geordnet worden, wobei eine Abstufung entstand (Bild 44). Durch diese Kombination konnten die Klassengrenzen ermittelt werden.

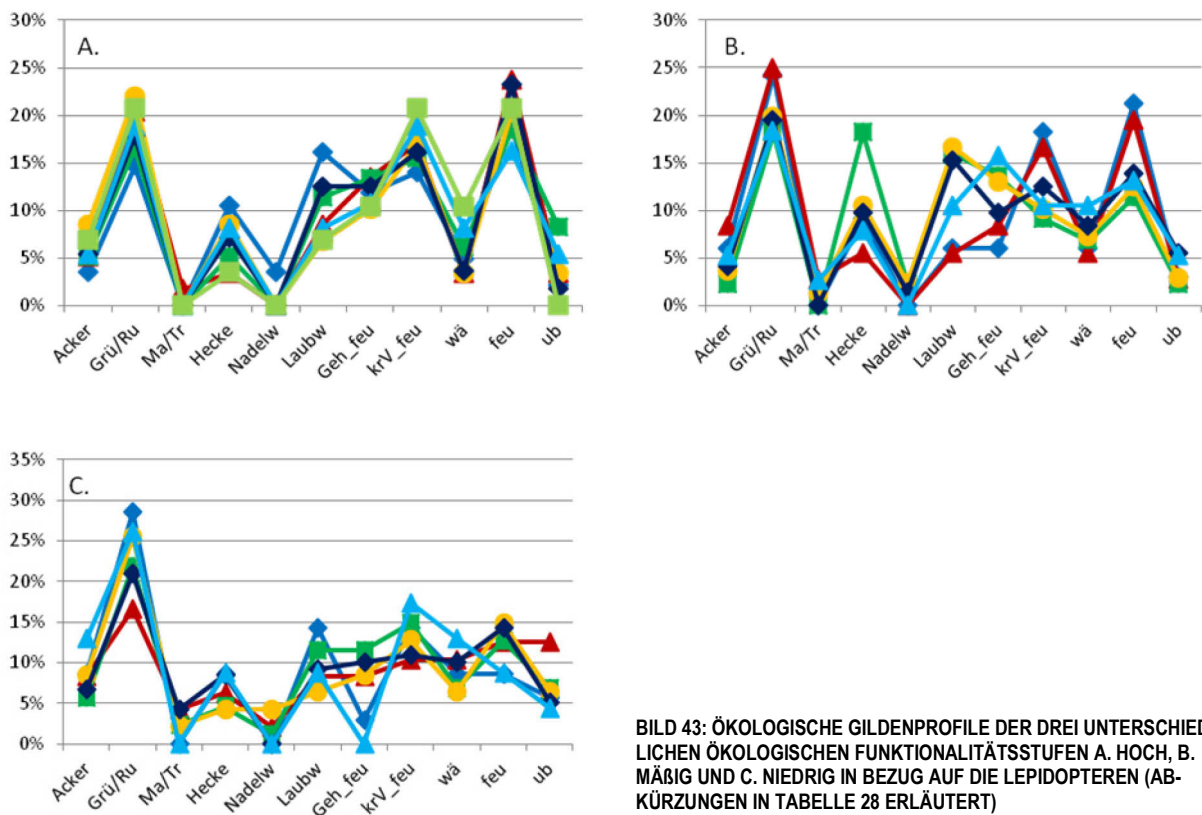


BILD 43: ÖKOLOGISCHE GILDENPROFILE DER DREI UNTERSCHIEDLICHEN ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONALITÄTSSTUFEN A. HOCH, B. MÄßIG UND C. NIEDRIG IN BEZUG AUF DIE LEPIDOPTEREN (ABKÜRZUNGEN IN TABELLE 28 ERLÄUTERT)

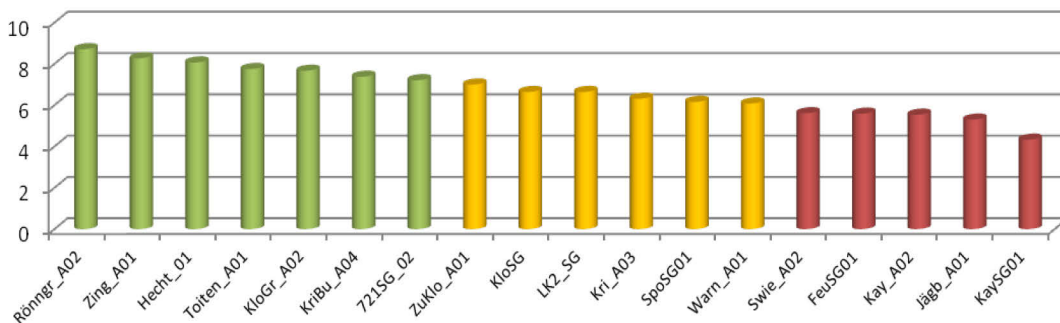


BILD 44: ERMITTLUNG DER KLASSENGRENZEN BEIM GUI FÜR DAS GEWÄSSERUMFELD (LEPIDOPTEREN)

FESTLEGUNG VON KLASSENGRENZEN FÜR DIE BEURTEILUNG DER ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONALITÄT

Das Bewertungsverfahren des GUI für kleine urbane Gewässer ist auf die ökologische Funktionalität (nicht Grade an Natürlichkeit der Gewässer) ausgerichtet. Die für die Klassifikation benötigten Hemerobiestufen wurden auf Grundlage ökologischer Gildenprofile ermittelt. In Tabelle 29 sind die auf Basis der Indices ermittelten Klassengrenzen aufgeführt.

TABELLE 29: KLASSENGRENZEN FÜR DIE DREI EINZELINDICES

Indikator- gruppe	Hohe Funktionalität	Mäßige Funktionalität	Geringe Funktionalität
Makro- zoobenthos	≥ 5	> 3 bis < 5	≤ 3
Makrophy- ten	≥ 4	3 bis 4	< 3
Lepidopte- ren	≥ 7	> 6 bis < 7	≤ 6

4.6.3 ABLEITUNG VON HOTSPOTS DER ARTENDIVERSITÄT IN DER HANSESTADT ROSTOCK

Trotz der Tatsache, dass Urbanisierung aufgrund indirekter und direkter Effekte als eine der Hauptursachen für die Gefährdung der globalen biologischen Vielfalt angesehen wird (McKinney 2002, Olden et al. 2006), kommt vielen städtischen Biotopen in dieser Hinsicht eine große Bedeutung zu (vgl. auch Thiele & Blumrich 2017). So können u.a. Feuchtareale auf stillgelegten Fabrikgeländen, Regenrückhaltebecken, Teiche und Kanäle wichtige Zufluchtsorte für viele Tier- und Pflanzenarten sein (Warwick 2017). Aber auch Gärten, Parks, Friedhöfe und andere bedingt naturnah erhalten gebliebene Habitate spielen als Refugialräume und im Biotopverbund eine große Rolle. Da Städte immer weiter wachsen, wird der Mensch aufgrund der mangelnden Wahrnehmung von Natur im alltäglichen Umfeld zunehmend in Hinblick auf solche Habitate desensibilisiert (Savard et al. 2000). Es ist daher umso wichtiger, gerade bei Planungen im urbanen Raum die biologische Vielfalt zu kennen und langfristig zu erhalten (Miller & Hobbs 2002).

Eine naturschutzfachliche Analyse zu möglichen Hotspots der Artendiversität, ist somit für das Entscheidungssystem von KOGGE von besonderer Bedeutung. Bei der Betrachtung darf der Fokus nicht nur auf Konzentrationsbereiche von geschützten und gefährdeten Arten liegen, sondern muss auch besonders artenreiche Gewässerlebensräume mit standorttypischen Strukturen und gewässertypischer Artenausstattung kennzeichnen.

METHODE DER DEFINITION UND ABGRENZUNG DER HOTSPOTS

Definition von Hotspots und Zielstellung für den urbanen Raum

Die Zusammenhänge zwischen biologischer Vielfalt und multifunktional genutzten kleinen Gewässern im städtischen Raum sind trotz zahlreicher Studien nicht vollends geklärt (Chace & Walsh 2006, Wenger et al. 2009) und gerade der Kenntnisstand zur Biodiversität niederer Organismen im urbanen Raum ist sehr gering (Savard et al. 2000). Systematische Ergänzungen sind dringend notwendig, um ein Verständnis für diese Gefüge zu entwickeln (Kinzig et al. 2005, Shochat et al. 2006).

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat im Wissen um den Rückgang der biologischen Vielfalt (Nationale Strategie gemäß BMU 2007) deutschlandweit 30 „Hotspots der biologischen Vielfalt“ definiert. Der Hotspot 29 „Vorpommersche Boddenlandschaft und Rostocker Heide“ reicht bis in das Stadtgebiet von Rostock hinein. In diesem wurden bereits Biodiversitätsschwerpunkte lokalisiert (BIOTA 2016). Das BfN (2012) definiert Hotspots als „größere räumliche Bereiche..., in denen sich eine für Deutschland bzw. für die jeweilige Großlandschaft typische und in besonderem Maße erhaltenswerte biologische Vielfalt und/oder entsprechende Aufwertungspotenziale finden“. Diese Definition muss auf den urbanen Raum angepasst werden, da in diesem die Lebensräume in ihrer Ausdehnung oftmals stärker eingegrenzt und nicht als Großlandschaft zu bezeichnen sind.

Um Hotspots der Biodiversität abzugrenzen, gibt es auf Bundesebene verschiedene Möglichkeiten. Oft werden geostatistische Methoden zur räumlichen Ermittlung genutzt. Dabei bewertet man zunächst die einzelnen Raster auf Basis eines definierten Algorithmus und dann werden sie unter Verwendung weiterer flächenscharfer Daten räumlich abgegrenzt (BfN 2012). Partiiell kommt auch die Fernerkundung zum Einsatz (Förster & Frick 2008). Vielfach liegt die besondere Aufmerksamkeit auf geschützten und gefährdeten Arten (Pröbstl 2010). Das vorgestellte Verfahren soll neben diesen Taxa alle Arten der standorttypischen Biozöosen bei den betrachteten Artengruppen berücksichtigen.

Lokalisierung und Kategorisierung der indikativ genutzten standorttypischen Arten

Für die Eruierung der Hotspots in KOGGE wurden synergistisch die Erfassungsergebnisse zum ökologischen Bewertungsverfahren des Gewässerurbanitätsindex (GUI) genutzt. Repräsentative und standorttypische Artengruppen des Gewässer-/Umlandlebensraumes sollten die Artenvielfalt kompartimentweise widerspiegeln. Dazu wurden die Lepidoptera, Makrophyten und das Makrozoobenthos ausgewählt, da bei diesen Gruppen gute Vorkenntnisse zu den autökologischen Anspruchskomplexen vorliegen und die Artenvielfalt hinreichend groß ist.

Ein für die Identifizierung von standorttypischen, biodiversen Gewässerlebensräumen essentieller Schritt ist die ökologische Kategorisierung. Es gilt zu klären, wie hoch der Anteil gewässer- bzw. niederungstypischer Taxa an der Biozönose des jeweiligen Untersuchungsabschnittes ist. Dazu wurden die nachgewiesenen Arten hinsichtlich ihrer

- ökologischen Amplitude gegenüber wesentlichen Parametern ihres Lebensraumes (Strömung, physikalisch-chemische Werte, Feuchteangepasstheit) und ihrer
- Seltenheit (Gefährdung und Schutz)

in eine ökologische Kategorie von 1 bis 4 eingeteilt (Tabelle 30).

Für die Objektivierung der Einstufungen wurden zudem die Verbreitungsatlanten „Lepidoptera“ (Thiele et al. 2018 in Bearbeitung) sowie „Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera“ (Berlin & Thiele 2012) herangezogen. Weitere Daten sind von der Unteren Naturschutzbehörde der Hansestadt Rostock bereitgestellt worden.

TABELLE 30: DEFINITIONEN DER ÖKOLOGISCHEN KATEGORIEN 1 BIS 4 FÜR DIE EINZELNEN ARTENGRUPPEN (ÖK = ÖKOLOGISCHE KATEGORIE)

ÖK Kriterien	Makrozoobenthos 	Makrophyten 	Lepidoptera 
<p>1</p> <p>sehr hohe ökologische Potenz oder ggf. bei Auftreten dominant negativer Einflüsse Vorkommen von Störzeigern oder Neobiota</p> <p>zumeist keine geschützten und/oder gefährdeten Arten</p>	<p>charakteristisch: Arten, die in vielen Gewässerarten und -typen vorkommen</p>	<p>charakteristisch: Arten, die als Störzeiger vorwiegend in degradierten Gewässern vorkommen</p>	<p>charakteristisch: Ubiquitäre Arten, die in fast allen Ausprägungen und Degradationsstufen des Gewässerumfeldes vorkommen</p>
<p>2</p> <p>hohe ökologische Potenz</p> <p>sehr wenige geschützte und/oder gefährdete Arten</p>	<p>charakteristisch: Arten, die in deutlich degradierten Bächen verschiedener Ausprägung vorkommen; sie benötigen zumindest Reststrukturen naturnaher Bäche</p>	<p>charakteristisch: Arten, die in einer Vielzahl von Gewässern und Feuchtlebensräumen vorkommen bzw. Bestandteil von nichtleitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft sind</p>	<p>charakteristisch: Arten, die eine Vielzahl von urban geprägten Gewässerumfeldern besiedeln; sie benötigen zumindest Reststrukturen naturnaher Feuchtlebensräume</p>
<p>3</p> <p>geringe ökologische Potenz</p> <p>teilweises Auftreten geschützter und/oder gefährdeter Arten</p>	<p>charakteristisch: Arten, die sonst nur in leicht degradierten Bächen verschiedener Ausprägung vorkommen; wesentliche Milieubedingungen sind notwendig; einige weisen einen Schutz- und/oder Gefährdungsstatus auf</p>	<p>charakteristisch: Arten, die auch Vertreter von leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft sind; einige weisen einen Schutz- und/oder Gefährdungsstatus auf</p>	<p>charakteristisch: Arten, die nicht ausschließlich Feuchtlebensräume, sondern auch Wälder, Waldränder, Wiesen und Parkland besiedeln; einige weisen einen Schutz- und/oder Gefährdungsstatus auf</p>
<p>4</p> <p>sehr geringe ökologische Potenz</p> <p>zahlreiches Auftreten von geschützten und/oder gefährdeten Arten</p>	<p>charakteristisch: Arten, die sonst nur in naturnahen Bächen verschiedener Ausprägung vorkommen; wesentliche Milieubedingungen sind notwendig; viele weisen einen Schutz- und/oder Gefährdungsstatus auf</p>	<p>charakteristisch: Arten, die vorwiegend in gering belasteten Gewässern bzw. nur in Feuchtlebensräumen der freien Landschaft vorkommen; viele weisen einen Schutz- und/oder Gefährdungsstatus auf</p>	<p>charakteristisch: Arten, die in naturnahen Gewässerumfeldern der freien Landschaft zu finden und vornehmlich an Feuchtlebensräume gebunden sind; viele weisen einen Schutz- und/oder Gefährdungsstatus auf</p>

Methode zur Abgrenzung von Hotspots an urbanen Gewässern

Standorttypisch artenreiche Gewässerlebensräume im urbanen Raum stehen zumeist mit Feuchtlebensräumen in Verbindung, die einen hohen Anteil an naturnahen Milieuverhältnissen (u.a. hydraulisch, physiko-chemisch und strukturell) aufweisen. In diesen findet man gemeinhin auch die höchste Anzahl an gefährdeten und geschützten Arten. Da aber Fließgewässer in der Stadt multifunktionalen Nutzungen unterliegen, können sie immer nur einer begrenzten Anzahl standorttypischer Arten einen Lebensraum bieten.

Um zu entscheiden, wann unter den Bedingungen der Hansestadt Rostock ein Hotspot der Artendiversität gegeben ist, wurden zuerst die erfassten Arten in die ökologischen Kategorien eingeordnet. Anschließend wurde das Verhältnis von ubiquitären zu stenotopen Arten (Kategorien 1 & 2 zu 3 & 4) prozentual für jede Probestelle und Zeigergruppe ausgewiesen. Um eine Repräsentanz der Artendiversität für die drei Fließgewässerkompartimente zu ermöglichen, wurde je Probestelle ein Durchschnittswert errechnet, und die ermittelten Werte nach dem ermittelten Grad an Gewässerfunktionalität (Gewässerurbanitätsindex) geordnet. Der Umschlagpunkt zwischen guter und mäßiger Funktionalität lag in den Gewässern der Hansestadt Rostock bei einem Anteil von ca. 25 Prozent an Taxa der Kategorien 3 und 4. Das entspricht auch den Erfahrungen bei leicht bis mäßig degradierten Fließgewässern in der freien Landschaft (vgl. Thiele, Mehl & Berlin 1995) und erscheint für „gut ausgestattete“, städtische Gewässer plausibel. Bezogen auf diese urbanen Gewässer heißt das, wenn mehr als 25 Prozent strenger angepasste Arten in der Biozönose einer Probestelle nachweisbar sind, kann man mit hoher Wahrscheinlichkeit von einem standorttypisch biodiversen Gewässer sprechen.

Dieses Verhältnis kann sich überregional ändern, lässt sich aber ortskonkret leicht bestimmen. Die Methodik ist ausführlich in Thiele et al. (2018) beschrieben worden.

4.7 SOZIO-KULTURELLE ASPEKTE

Die sozio-kulturelle Bewertung zielt auf Funktion der Gewässer als Erlebnisraum, für Freizeitaktivitäten, Erholung und sonstige „weiche Wirkungen“ für die Stadtgesellschaft. Im Zuge der Zustandsanalyse ist dabei zuerst einmal zu definieren, welche Kriterien ein Gewässer erfüllen muss, um solche Funktionen erfüllen zu können. Je nach Erfüllungsgrad kann dann ein Zustand bzw. eine Abweichung vom Soll-Zustand erfasst werden.

Hier wurde die sozio-kulturell orientierte Bewertung der Fließgewässer und Seen in Anlehnung an die Methode von (König 2011) durchgeführt. Diese wurde - leicht vereinfacht - innerhalb der Kartierung der Fließgewässerstruktur als eine Grundlage der ökologischen Zustandsbewertung durchgeführt.

Für die soziokulturelle Bewertung wurde auf folgende Kriterien gesetzt:

- Sichtbarkeit des Gewässers
- Erreichbarkeit des Gewässers
- Zugänglichkeit zum Gewässer
- Eigenart des Gewässers
- Aufenthaltsqualität des Gewässers

Im Rahmen der Kartierung der Seeuferstruktur wurden die sozio-kulturellen Aspekte auch an den Standgewässern/Seen bewertet (Tabelle 31, Bild 45). Die Bewertungsabstufungen erfolgt in 5 Klassen (König 2011);

- Klasse 1 (sehr gut)
- Klasse 2 (gut)
- Klasse 3 (mäßig)
- Klasse 4 (schlecht)
- Klasse 5 (keine diesbezügliche Bedeutung)

Die nicht kartierten Fließgewässerabschnitte (auch die verrohrten) wurden bei der nachfolgenden Auswertung zunächst außer Ansatz gelassen; nur in einer nachfolgenden zusammenfassenden grafischen Auswertung werden diese Gewässerabschnitte mit dargestellt. Sowohl die Klassenbewertung als auch die dahinter stehenden Einzelerhebungen werden im GFK abgelegt.

TABELLE 31: GEWÄHLTE ANSÄTZE ZUR BESTIMMUNG DER SOZIO-KULTURELLEN ASPEKTE FÜR STANDGEWÄSSER/SEEN

Parameter	Bestimmung
Sichtbarkeit des Gewässers	<ul style="list-style-type: none"> optische Abschätzung (Luftbild) optional auf Grundlage Vor-Ort-Begehung detaillierte Bewertung mittels Berechnungsformel
Erreichbarkeit des Gewässers	<ul style="list-style-type: none"> optische Abschätzung (Luftbild), im Zusammenhang mit Daten zu Verkehrs- & Wegenetz sowie ÖPNV-Netz optional lediglich unterstützend mittels Vor-Ort-Begehung
Zugänglichkeit zum Gewässer	<ul style="list-style-type: none"> optische Abschätzung (Luftbild) optional lediglich unterstützend mittels Vor-Ort-Begehung
Eigenart des Gewässers	<ul style="list-style-type: none"> optische Abschätzung (Luftbild) optional lediglich unterstützend mittels Vor-Ort-Begehung
Aufenthaltsqualität des Gewässers	<ul style="list-style-type: none"> mittels Vor-Ort-Begehung bestimmbar

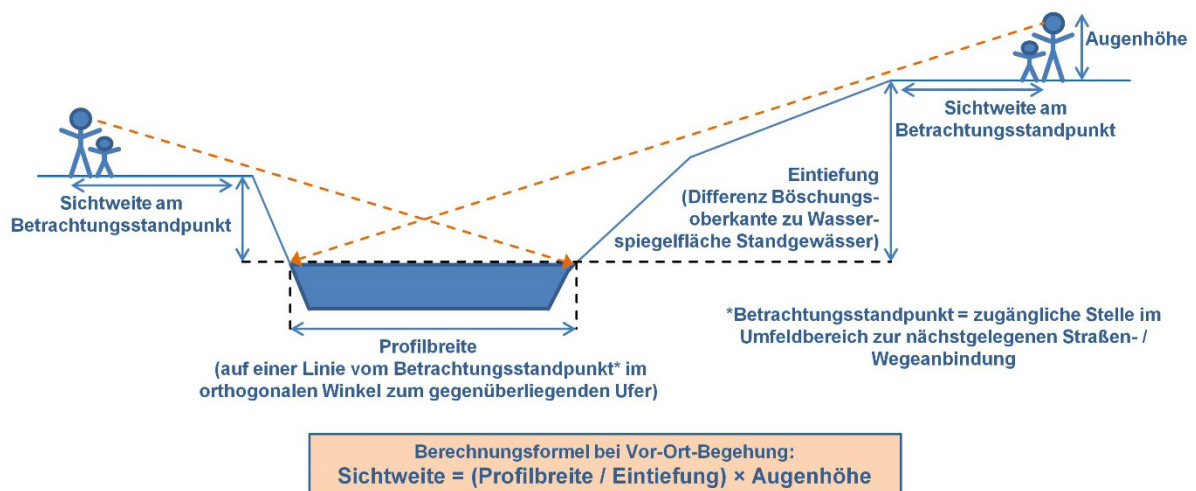


BILD 45: ERMITTLUNG DER THEORETISCHEN SICHTWEITE AN STANDGEWÄSSERN BEI EINER VOR-ORT-KARTIERUNG, IN ANLEHNUNG AN KAISER (2005) (MEHL ET AL. 2018D)

4.8 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

4.8.1 HINTERGRUND, ZIELSTELLUNG UND BASIS

Die Ermittlung von Ökosystemleistungen war ursprünglich kein zentrales Ziel von KOGGE. Diskussionen auf verschiedensten Ebenen (Aufgabenträger, verschiedene Verwaltungsbereiche, Stadtpolitik, Einwohner) zeigen aber immer wieder ein zum Teil fehlendes Verständnis für den erheblichen Nutzen der Gewässer und Feuchtgebiete und eine subjektive Priorisierung von Kriterien ohne Verständnis des Gesamtsystems. Die zustandsbasierte Erarbeitung eines integralen Gewässerentwicklungskonzepts kann deshalb wesentlich durch eine parallele Bewertung der Ökosystemleistung von Gewässern und Feuchtgebieten gestützt werden. Insbesondere ist damit eine „Wertediskussion“ mit Partnern außerhalb der Wasserwirtschaft leichter möglich.

Ökosystemleistungen (ÖSL) sind als direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen definiert; sie stehen für den Nutzen, den der einzelne Mensch, eine Gruppe von Menschen oder die Gesellschaft aus entsprechenden Prozessen zieht (Wüstemann et al. 2015). Ökosystemleistungen können anthropozentrisch sowohl als Werte im Sinne der Bedeutung und Wichtigkeit der Natur betrachtet werden, als auch in vielen Fällen in Geldeinheiten ausgedrückt (monetarisiert) werden. Dieses spiegelt am Ende immer die Nachfrage nach ÖSL wider (Kowarik et al. 2016).

Bei den ÖSL unterscheidet man neben bzw. aufbauend auf den Basisleistungen drei Typen (Wüstemann et al. 2015):

1. Versorgungsleistungen, z. B. Bereitstellung von Gütern wie Trink- und Brauchwasser, Nahrung, Rohstoffe,
2. Regulierungsleistungen, z. B. Selbstreinigung, Abführung von Hochwasser (Minderung von Naturgefahren/Hochwasserschutz), Klimaregulation und
3. kulturelle Leistungen im Sinne von Landschafts- und Gewässerbild, Spiritualität und Inspiration, Freizeit- sowie Bildungsmöglichkeiten.

Bei der Bewertung der ÖSL wurde auf methodische Konventionen des parallelen ReWaM-Verbundprojekts RESI „River Ecosystem Service Index“ (www.resi-project.info) zurückgegriffen, das mit Hilfe des fünfstufigen RESI-Index auf eine sektorenübergreifende, funktionsbasierte ÖSL-Bewertung von Flüssen und ihren Auen abzielt. In diesem Verfahren wird auenabschnittsweise geprüft, inwieweit die einzelnen ÖSL durch anthropogene Eingriffe gegenüber einer optimalen Leistung reduziert sind.

Die im Weiteren vorgestellte Bestimmung von Ökosystemfunktionen (ÖSF) und -leistungen (ÖSL) basiert wesentlich auf Daten, Informationen und Verknüpfungen von Geo- und Biodaten, die im GFK vorgehalten werden.

Die Analyse von ÖSF erfordert eine Verfügbarkeit belastbarer Daten zum Ausgangszustand und zu einem Zielzustand (bei Variantenuntersuchungen mit prognostizierten Eigenschaften). Die in der Natur ablaufenden Prozesse sind dynamisch und komplex und im Detail kaum zu erfassen. Deshalb muss bei der Untersuchung größerer Landschaftsräume auf geeignete und skalengerechte Indikatoren gesetzt werden (Scholz et al. 2012, Mehl et al. 2013). Dementsprechend werden für die Berechnung der ÖSL häufig vergleichsweise einfache Modellansätze genutzt. Darauf basierende Bewertungen der ÖSL tragen abschätzenden Charakter.

4.8.2 AUSWAHL DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Wegen sehr geringer Bedeutung in der Hansestadt Rostock wurde auf die versorgenden ÖSL in der Einzelanalyse verzichtet. Folgende, für urbane Räume besonders wichtig erscheinende Ökosystemleistungen der Gewässer und Feuchtgebiete wurden betrachtet:

- a) Regulative Ökosystemleistungen
 - Hochwasserregulation durch Fließgewässer: Abflusskapazität
 - Hochwasserregulation durch Senken und Gerinne: Rückhalt und Retention
 - Hochwasserregulation infolge Gerinnerauigkeit: Rückhalt und Retention (nur bei Möglichkeiten des Rückhalts in oberhalb liegenden Gerinneabschnitten oder bei der Gefahr der Wellenüberlagerung)
 - Vorflut (Entwässerungskomfort)
 - Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung (Feuchtgebiete)
 - Niedrigwasserregulation durch Fließgewässer
 - Sedimentregulation in Fließgewässern
 - Bodenbildung
 - Kühlwirkung der Gewässer und Feuchtgebiete

- b) Kulturelle Ökosystemleistungen
 - Soziokulturelle Bewertung der Fließgewässer
 - Soziokulturelle Bewertung der Seen

4.8.3 METHODIK DER BEWERTUNG AUSGEWÄHLTER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Die Bewertung der Ökosystemleistungen (basierend auf dem RESI-Ansatz s.o.) erfolgt fünfstufig auf der Basis einer linearen Skalierung zwischen 0 und 100 % bereitgestellter ÖSL (Tabelle 32). Bewusst ist hier immer die Skala gegenüber der WRRL-Skala entgegengesetzt ausgerichtet. Um regulative Leistungen bei differierenden Systemgrößen (vor allem Flächengröße) untereinander vergleichbar zu machen, werden in solchen Fällen flächennormierte Werte verwendet (Leistung je Flächeneinheit). Etwaige Abhängigkeiten/Konkurrenzen zwischen den ÖSL und daher mögliche Konflikte („trade-off“) werden hier zunächst nicht betrachtet.

TABELLE 32: FÜNFSTUFIGE SKALIERUNG BEI DER BEWERTUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN; VERÄNDERT NACH MEHL ET AL. (2018A)

Klasse	Ökosystemleistung	Wertebereich der typabhängigen, relativen Ökosystemleistung (0-100 %)
5	Sehr hoch	> 80 %
4	Hoch	> 60 % bis ≤ 80 %
3	Mäßig	> 40 % bis ≤ 60 %
2	Gering	> 20 % bis ≤ 40 %
1	Sehr gering bis fehlend	0 bis ≤ 20 %

Auch die ökonomische Seite der Ökosystemleistungen wird bewertet, sofern eine tatsächliche (Aus-)Nutzung der ÖSL durch den Menschen unterstellt werden kann. Hierfür werden die Effekte des Wegfalls, der Modifizierung oder der optimalen Ausgestaltung der Leistungen mit Hilfe ökonomischer Kostenansätze ermittelt. Dabei wird auf jeweils geeignete Ansätze, wie z. B. Marktpreise, Ersatz- oder Schadenskosten, zurückgegriffen (siehe Übersicht in Dehnhardt et al. 2016). Der ggf. entgangene Nutzen (Status quo) und der Nutzen alternativer Varianten wird zunächst nicht kostenseitig abgebildet. Dies bleibt späterer, detaillierterer Konzeption und Planung vorbehalten.

Zuletzt wird der individuelle Nutzen einer auf Zustandsverbesserung der Gewässer und Feuchtgebiete ausgerichteten Veränderung mit einer maximalen Zahlungsbereitschaft gemessen, die im Rahmen einer Onlinebefragung ermittelt wurde (Abschnitt 4.8.4). Dies repräsentiert die Nachfrage nach allen relevanten ÖSL im Sinne öffentlicher Güter für die betrachteten kleineren Gewässer/Feuchtgebiete der gesamten Hansestadt Rostock.

Nachfolgend wird beispielhaft die Berechnung einiger ÖSL erläutert. Eine zusammenfassende Übersicht aller bewerteten ÖSL enthält Tabelle 33.

TABELLE 33: ÜBERSICHT DER BEWERTETEN ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Regulative ÖSL	Hochwasserregulation hydraulische Leistungsfähigkeit des Gewässers
	Hochwasserregulation Rückhalte- bzw. Retentionsleistung der abschnittsbezogenen Teileinzugsgebiete
	Hochwasserregulation Gesamtbewertung
	Vorflutbedingungen im Fließgewässerkorridor (200 m) Höhenlage über Mittelwasser
	Treibhausgas-Rückhalt der Feuchtgebiete
	Niedrigwasserregulation der Fließgewässer Bewertung auf Basis der Fließgewässerstruktur
	Sedimentregulation in den Fließgewässern infolge der Fließgewässerstruktur
	Moordegradationsstufen im Fließgewässerkorridor (200 m)
	Kühlwirkung der Gewässer und Feuchtgebiete
Kulturelle ÖSL	Soziokulturelle Bewertung der Fließgewässer
	Soziokulturelle Bewertung der Seen

HOCHWASSERREGULATION DURCH FLIEßGEWÄSSER: ABFLUSSKAPAZITÄT

Zu den wichtigsten regulativen Ökosystemleistungen urbaner Fließgewässer zählt sicher das Vermögen, insbesondere den im urbanen Raum bei Niederschlägen gebildeten Abfluss abzuleiten. Schadlos im Sinne des anthropogen orientierten Hochwasserschutzes ist ein Abfluss im Regelfall dann, wenn sich der Abflussvorgang komplett im Gewässerbett vollzieht. Den Richtwert der Schadlosigkeit bildet damit der bordvolle Abfluss.

In KOGGE konnten bisher nicht alle Gewässer vermessungstechnisch exakt erfasst und modelltechnisch abgebildet werden. Durch die zeitparallele Berechnung wurden einige Produkte nicht für die ÖSL-Berechnung genutzt. Unter vereinfachender Vernachlässigung genauerer hydraulischer Informationen wurden daher zunächst die Abflusskapazität des Gerinnes bei bordvollem Abfluss (Q_{bordvoll}) abschnittsweise nach Manning-Strickler geschätzt. Dieses wurde in das Verhältnis zum hundertjährigen Abfluss gesetzt, welcher vereinfacht über eine Abflussspende (Verfahren nach INTEK) ermittelt wurde.

Ergebnis: relative Abflusskapazität AK_i .

$$AK_i = \frac{Q_{bordvoll_i}}{Hq100_i \cdot AE_i}$$

mit

i	Betreffender 50-m-Fließgewässerabschnitt des GFK
AK_i	Relative Abflusskapazität (dimensionslos)
$Q_{bordvoll_i}$	Durchfluss (Abflusskapazität) bei bordvollem Abfluss [$m^3 s^{-1}$] nach Manning-Strickler
$Hq100_i$	Abflussspende [$l s^{-1} km^{-2}$] des 100-jährlichen Abflussereignisses bei Regen der Dauerstufe 24 h (Mehl et al. 2015)
AE_i	Oberirdisches Einzugsgebiet [km^2] nach GFK
i	Betreffender 50-m-Fließgewässerabschnitt nach GFK
$Q_{bordvoll_i}$	Durchfluss (Abflusskapazität) bei bordvollem Abfluss [$m^3 s^{-1}$]
k_{St}	Strickler-Beiwert/Rauigkeit, konstant für Hochwasserverhältnisse mit $k_{St} = 20 m^{1/3} s^{-1}$ angesetzt
I	Fließgefälle berechnet aus Daten regionaler digitaler Geländemodelle (Interpretation und Bereinigung von erfassten Wasserspiegelnhöhen)
R	Hydraulischer Radius $R = A/U$, berechnet aus diversen Geometrie- und Sachdaten, u. a. Wasserspiegelbreite nach digitalen Daten (GFK), Breite, Profiltiefe aus der Strukturkartierung
A	Querschnittsfläche des durchflossenen Profils: berechnet aus diversen Geometrie- und Sachdaten, u. a. Wasserspiegelbreite nach digitalen Daten (GFK), Breite, Profiltiefe, Profildform aus der Strukturkartierung

HOCHWASSERREGULATION DURCH SENKEN UND GERINNE: RÜCKHALT UND RETENTION

Eine weitere ÖSL der Hochwasserregulation bilden der Wasserrückhalt bzw. die -aufnahmefähigkeit der Senken des Einzugsgebiets und der Gerinne der Fließgewässer. Bei den Gerinnen und auch bei durchflossenen Senken wirkt dies als hydraulisch wirksamer, wellenabflachender Prozess.

Die Rückhalte- bzw. Retentionsleistung der Fließgewässerabschnitte soll daher mit einem abschätzenden Ansatz bewertet werden. Hierzu wird das abschnittsweise ermittelte Volumen (Senkenvolumen des Eigeneinzugsgebietes zuzüglich des Gerinnevolumens des Abschnitts) in das Verhältnis zum Direktabflussvolumen des zugehörigen Eigeneinzugsgebiets beim 100-jährlichen Abfluss bei Regen der Dauerstufe 24 h (vgl. Mehl et al. 2015) gesetzt.

Ergebnis: relativer Abflussrückhalt je Gewässerabschnitt

$$AR_i = \frac{SV_i + GV_i}{V100_i}$$

mit

i	Betreffender 50-m-Fließgewässerabschnitt nach GFK
AR_i	Relativer Abflussrückhalt [-]
SV_i	Senkenvolumen des Eigeneinzugsgebiets des Abschnittes i; per digitalem Geländemodell berechnet (Bild 46)
GV_i	Gerinnevolumen des Abschnitts i als Produkt $L = 50 m \times A$
$V100_i$	Direktabflussvolumen des 100-jährlichen Abflussereignisses bei Regen der Dauerstufe 24 h, nur Eigeneinzugsgebiet des Abschnittes i

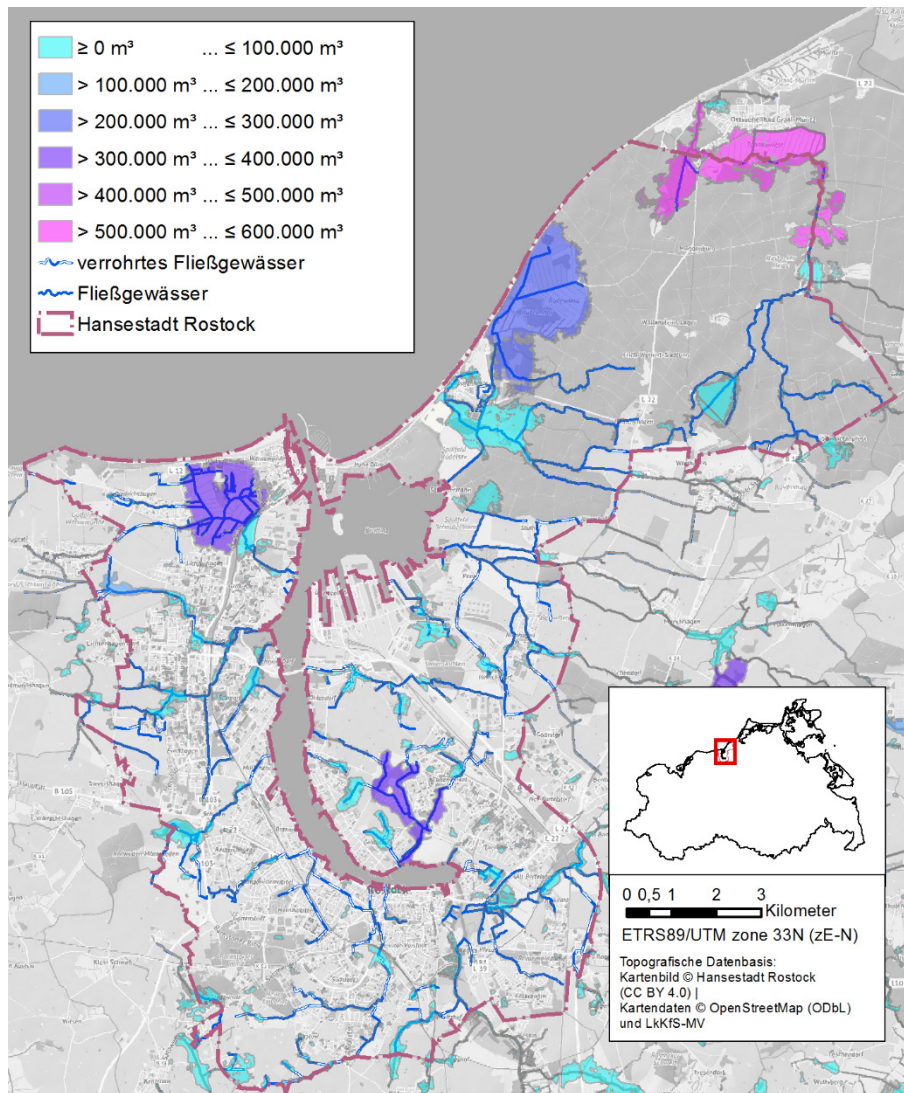


BILD 46: GRÖßERE SENKEN UND DEREN VOLUMINA IN DER HANSESTADT ROSTOCK (AUS MEHL ET AL. 2018C)

RÜCKHALT VON TREIBHAUSGASEN/KOHLENSTOFFSEQUESTRIERUNG (FEUCHTGEBIETE)

Als Indikator für die THG-Emission in den moorgeprägten Feuchtgebieten wurden die Emissionsfaktoren entsprechend Tabelle 34 verwendet. Datengrundlagen sind Landnutzungsformen, Grundwasserflurabstand sowie Geologie und Böden zur Selektion der moorgeprägten Feuchtgebiete. Im Ist-Zustand emittieren die Moore der Hansestadt Rostock (1 592 ha) danach insgesamt 19 145 t CO₂-Äquivalente a⁻¹.

TABELLE 34: GLOBALES ERWÄRMUNGSPOTENZIAL (GWP100) UNTERSCHIEDLICHER NUTZUNGSFORMEN AUF MOORBÖDEN IN DER MORPHOLOGISCHEN AUE, GRUNDLAGE SIND DIE GWP100-ANSÄTZE NACH HÖPER (2007) UND SCHÄFER (2009), EQ = ÄQUIVALENT, LEICHT GEÄNDERT NACH SCHOLZ ET AL. (2012)

Landnutzung aus Basis-DLM	Zugeordneter Niedermoor-Nutzungstyp	GWP100 [kg CO ₂ eq/(ha-a)]
Acker	Acker	24.000
Feuchtgebiete	Naturnah/ungenutzt	4.921
Gewässer	Ohne GWP	0
Grünland	Grünland	23.678
Siedlung	Sonstige	17.835
Vegetationslos	Sonstige	17.835
Wald	Forst	17.835

KÜHLWIRKUNG DER GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE

Obschon Rostock bis in den Innenstadtbereich klimatisch von See-Land-Windsystemen profitiert (auch infolge des weit stadteinwärts reichenden Systems Breitling/Unterwarnow), gibt es auch in einer Küstenstadt wie Rostock einen nennenswerten Wärmeineffekt (signifikant höhere Temperaturen in Innenstadtbereichen). Dies gilt insbesondere bei geringer Windgeschwindigkeit und geringer Wolkendecke. In Rostock wirkt sich das nachweislich mit maximalen Intensitäten an Sommernachmittagen aus (Richter et al. 2013). Dieses Phänomen nimmt infolge des Klimawandels an Bedeutung zu. So hat sich in der Zeitspanne von 1976 bis 2005 die Lufttemperatur an der Klimastation Rostock-Warnemünde für Frühjahr und Sommer im linearen Trend um ca. 0,7° C pro Dekade erhöht (Richter et al. 2013).

Als Indikator für die Kühlwirkung der Feuchtgebiete und Gewässer wurde die latente Verdunstungswärme (notwendige Energie zur Umwandlung von Wasser in Wasserdampf) herangezogen (Kastler et al. 2015) und mit ihrer Relevanz im hydrologischen Sommerhalbjahr bewertet (Mehl et al. 2018a). Die Betrachtung erfolgte aber nur für die kleineren Fließgewässer und Seen. Die Ostsee und das System Warnow-Unterwarnow-Breitling wurden bewusst außer Acht gelassen.

Mangels spezifischer Ansätze für Stadtböden basiert die Berechnung auf Wasserbilanzmodellen aus dem landwirtschaftlichen Bereich. Zunächst wurden die reale Verdunstung nach dem Verfahren von Bagrov (1953) bzw. BAGLUVA (Glugla et al. 1999) und die dafür erforderliche potenzielle Verdunstung nach TURC-WENDLING (Wendling et al. 1991) für den Zeitraum 1981 bis 2010 berechnet (BfG 2003). Für die Abschätzung der Dränabflüsse (als Direktabfluss) wurde auf das Regressionsverfahren nach Henning & Hilgert (2007) zurückgegriffen. Datengrundlagen für das BAGLUVA-Verfahren sind daneben im Wesentlichen:

- Langjährige hydrometeorologische Daten (Niederschlag für 5 Niederschlagsstationen in und um Rostock, Sonnenscheindauer/Globalstrahlung, Lufttemperatur von den Klimastationen Rostock-Warnemünde und Groß Lüsewitz) (DWD 2016), Niederschlagskorrektur nach Richter (1995)
- Geologische/bodenkundliche Daten, Landnutzung, Versiegelungsgrade, Grundwasserflurabstand, Hangneigung, künstlich entwässerte Flächen (diverse Quellen)

Die berechneten realen Verdunstungen für die gebildeten 58 964 Hydrotipe in mm können über die Dichte in eine Masse je Flächeneinheit umgerechnet und mit der Verdunstungswärme multipliziert werden; so erhält man die erforderliche Verdunstungsenergie.

$$VE_i = \sum_{m=April}^{September} ETR_{i(m)} \cdot L_{i(m)}$$

mit

i	Betreffender Hydrotop
m	Monate April bis September
VE _i	Verdunstungsenergie [kWh]
ETR _{i(m)}	Mittlere reale Verdunstung des Monats m [mm bzw. kg m ⁻²]
L _{i(m)}	Verdunstungswärme des Monats m [kWh kg ⁻¹]

$$L_{i(m)} = 2498 - 2,42 \cdot T_m \quad (\text{bei } T \geq 0^\circ\text{C})$$

mit

i	Betreffender Hydrotop
m	Monate April bis September
L _{i(m)}	Verdunstungswärme des Monats m [J g ⁻¹]; mit 1 kJ = 0,278 Wh Umrechnung [kWh kg ⁻¹]
T _m	Monatsmittel der Temperatur [°C]; langjährige Monatsmittel der Erdbodentemperatur in 5 cm Tiefe an der Klimastation Rostock-Warnemünde (DWD 2016)

KULTURELLE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Die kulturellen Ökosystemleistungen (ÖSL) der kleinen urbanen Fließgewässer und Feuchtgebiete basieren in hohem Maße auf den Basisleistungen und den regulativen Ökosystemleistungen. Insofern besteht gerade in einer Stadt ein hohes Maß an Multifunktionalität von Ökosystemleistungen (Kowarik et al. 2016). Zu den kulturellen ÖSL in der Stadt können insbesondere Stadt- und Landschaftsästhetik, Natur- und Kulturerbe, Erholung und Tourismus, entsprechende Freizeitaktivitäten, aber auch Naturbeobachtung sowie Bildung und Wissenschaft gezählt werden.

Für Rostock liegt z. B. eine kartographische und statistische Analyse zu kulturellen ÖSL vor (Beichler 2015). Allerdings basiert diese nur auf der Befragung weniger Teilnehmer ausgewählter Gesprächsrunden. Die Ergebnisse zeigen zunächst, dass die kulturellen ÖSL vornehmlich als sehr hoch für den Ostseeküstenraum, das große Gewässersystem Warnow-Unterwarnow-Breitling sowie für das Waldgebiet der Rostocker Heide angesehen werden. Aber zumindest auch viele Feuchtgebiete erfahren hier eine starke Bewertung (insbesondere in Bezug auf Ästhetik, Naturerbe und Wert der Biodiversität).

Da für die sozio-kulturelle Zustandsanalyse bereits eine Bewertung mit 5 Klassenstufen (vgl.4.7) durchgeführt wurde, wird diese Bewertung direkt als kulturelle Ökosystemleistung genutzt.

4.8.4 ZAHLUNGSBEREITSCHAFTSANALYSE

Um einen Wert der Gewässer und Feuchtgebiete in Rostock für die Einwohner der Hansestadt zu identifizieren, wurde über den Zeitraum von etwa einem Jahr eine „Akzeptanz- und Zahlungsbereitschaftsanalyse bezüglich einer nachhaltigen Entwicklung urbaner (städtischer) Gewässer und Feuchtgebiete“ (KOGGE-Umfrage) durchgeführt. Es standen dabei die Standgewässer (Teiche, Sölle) und die kleineren Fließgewässer (auch Gräben) sowie die Feuchtgebiete in der Hansestadt Rostock im Blickpunkt. Ausdrücklich nicht von Interesse waren Meinungen zur

Ostsee und zu größeren Gewässern wie insbesondere zur Warnow und zum Breitling. Konzipiert wurde sie als Online-Umfrage. Grund hierfür sind die vielfältigen Vorteile, wie der Zeiteffizienz bei der Erstellung, technischer Vorteile, hoher Datenqualität und großer Akzeptanz bei den Befragten aufgrund der Freiwilligkeit, Anonymität und zeitlichen Flexibilität (Thielsch und Weltzin 2012). Allerdings muss auch mit den spezifischen Nachteilen einer Online-Umfrage umgegangen werden, wie eine im Verhältnis zur Grundgesamtheit jüngeren Teilnehmerschaft, dem hohen Einfluss des Informationsflusses sowie der Selbstselektion der Teilnehmer bedingt nach der jeweiligen Thematik (Holzhauer et al. 2015).

Konkret hatte die Umfrage die folgenden Ziele:

- a) Abfrage zu den Nutzungen von Gewässern und Feuchtgebieten

Die Ermittlung individueller Präferenzen bzw. der Vorzüge, die in bestimmten Eigenschaften/Merkmalen (Attributen) der Gewässer und Feuchtgebiete bzw. ihren damit verbundenen Nutzungsmöglichkeiten gesehen werden, stand hier im Vordergrund. Die prinzipielle Wertschätzung für öffentliche Güter wie Fließgewässer und Feuchtgebiete kann gut über derartige Umfragen ermittelt werden (Dehnhardt et al. 2016).

- b) Zahlungsbereitschaftsanalyse

Zu den Methoden der geäußerten Präferenzen (Hansjürgens 2011), die auf Daten zum hypothetischen Verhalten von Menschen beruhen, zählen u.a. Analysen zur Zahlungsbereitschaft. Mit einer Zahlungsbereitschaftsanalyse kann erfasst werden, wie hoch (hypothetisch) die persönliche Bereitschaft ist, eine individuelle Wertschätzung auch durch Leisten eines eigenen finanziellen Beitrages zu realisieren. Bei den direkten Bewertungs-/Befragungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter werden häufig attributbasierte Bewertungsansätze, z.B. Choice-Experimente (Auspurg und Liebe 2011) angewandt, um eine Differenzierung in den Eigenschaften im Sinne von Auswahlmöglichkeiten zu erlauben. Hier fiel die Wahl auf die sogenannte kontingente Bewertungsmethode (Christ und Bothe 2007) für mehrere Ökosystemleistungen, weil ein Gesamtziel, analog den Zielstellungen der WRRL, als zwar komplexes, aber alleiniges Ziel definiert wurde.

METHODEN UND TECHNISCHE UMSETZUNG

Umgesetzt wurde die Online-Umfrage auf Basis der Open Source Software Limesurvey (Schmitz 2015). Limesurvey bietet nativ einige besondere, für die Umfrage benötigte Funktionen. Von besonderer Wichtigkeit war die Möglichkeit, räumliche Abfragen zu integrieren. Dadurch wurde es möglich, die Herkunft der einzelnen Teilnehmer interaktiv abzufragen und Informationen darüber zu erhalten, welche Präferenzen hinsichtlich der Gewässer in welchen Stadtvierteln von besonderem Interesse und Wichtigkeit für die Bevölkerung sind. Des Weiteren ist es durch Limesurvey möglich, komplexe Matrixfragen zu erstellen. Dies war für die Bestimmung der Eigenschaften und Nutzungsmöglichkeiten, welche die Bevölkerung den verschiedenen Eigenschaften der Gewässer und Feuchtgebiete beimisst, von besonderer Bedeutung. Zudem besteht die Möglichkeit, am Ende der Umfrage dem Nutzer eine Vorabauswertung zu geben. Dies sollte zusätzliche Motivation entfalten, die Umfrage bis zum Ende auszufüllen. Der Umfrage liegt eine PostgreSQL-Datenbank zugrunde, in der alle Antworten anonym gespeichert werden. Zudem ist der Server durch SSL entsprechend gesichert, um dem Schutz der Privatsphäre der einzelnen Teilnehmer Rechnung zu tragen. Die einzelnen Fragen wurden mit Hilfe von JavaScript und HTML ansprechend und dynamisch gestaltet.

Der grundlegende Aufbau der Fragen ist in Bild 47 dargestellt. Grundsätzlich ist festzuhalten, dass zuerst die personenbezogenen Informationen in Erfahrung gebracht, anschließend die Präferenzen hinsichtlich Bedeutung und Nutzung der Gewässer und Feuchtgebiete abgefragt und abschließend die potenzielle Zahlungsbereitschaft evaluiert wird.

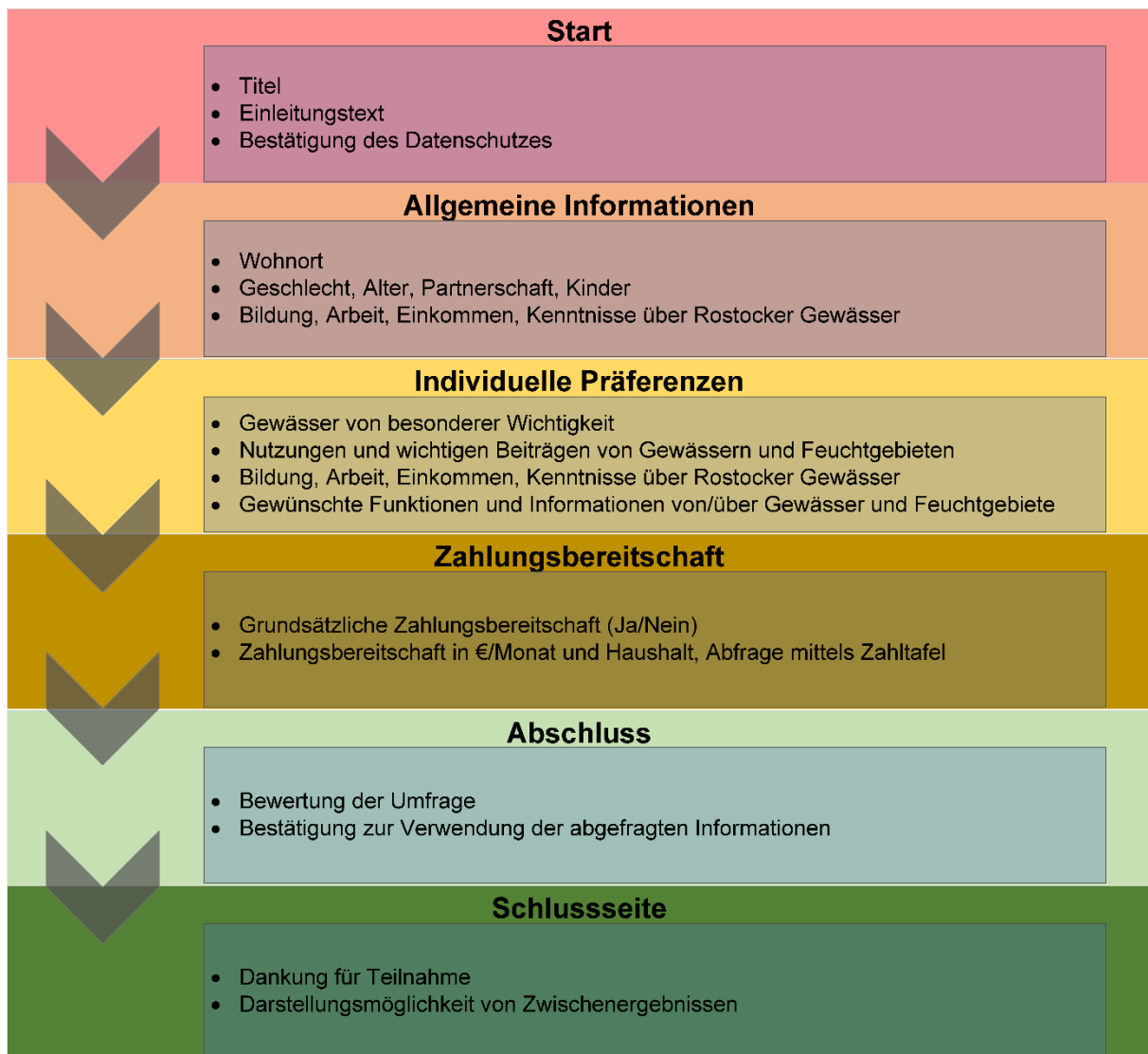


BILD 47: STRUKTUR DER KOGGE ONLINE-UMFRAGE

Besonderer Aufmerksamkeit soll an dieser Stelle noch einmal der Zahlungsbereitschaftsabfrage gewidmet werden, da diese das Herz der Umfrage darstellt. Um unter allen Befragten nur diejenigen zu erhalten, welche zur Zahlung bereit wären, wurde der Zahltafel die Frage nach der grundsätzlichen Zahlungsbereitschaft vorangestellt. Wurde diese mit „Nein“ beantwortet, wurden die Befragten direkt zum Ende der Umfrage weitergeleitet. Bei Bestehen einer Zahlungsbereitschaft wurden die Teilnehmer darauf hingewiesen, dass diese in einer vernünftigen Relation zu ihrem Einkommen und ihren Ausgaben liegen sollte, dass sie hypothetisch ist und dass im Finanzierungsfall mit weiteren Fördergeldern (EU, Bund, Land) zu rechnen wäre. Um die Qualität der Antworten zu erhöhen, wurden den Befragten Zusatzinformationen bereitgestellt.

Um eine möglichst große Teilnehmerzahl zu erreichen, wurde auf die Umfrage über Pressemitteilungen und Presseberichten (Printmedien, NDR-Fernsehen), über E-Mails an Vereine sowie über den offiziellen Mailverteiler der Universität Rostock sowie Verlinkungen auf einer Vielzahl von Internetseiten (u.a. die Homepage von ReWaM-Net sowie der Bundesanstalt für Gewässerkunde) aufmerksam gemacht.

5 POSITIONSBESTIMMUNG

ZUSTANDSANALYSE

5.1 EINZUGSGEBIET UND FLIEßGEWÄSSER

Die Ergebnisse aus der Langzeitsimulation (1997 – 2016) und der Szenariensimulation liegen jeweils für die drei Makromodellgebiete Laakkanal, Schmarler Bach und Kringelgraben vor. Die Ergebnisausgabe erfolgte dabei ausschließlich für die offenen Gewässerabschnitte, da bezüglich der Rohrleitungsabschnitte nicht alle für die Modellierung relevanten Informationen, wie beispielsweise Einleitpunkte von Dränagewasser, Rohrdurchmesser und Rohrsohlen bekannt bzw. verfügbar waren.

5.1.1 ERGEBNISSE DER LANGZEITSIMULATION

Anhand der generierten, langjährigen Zeitreihen des Durchflusses und des Wasserstands (1997-2016) wurden auf Monatsbasis belastbare gewässerkundliche Hauptwerte abgeleitet. Diese kennzeichnen das Gewässer hinsichtlich ihres Gebietsabflusses bzw. der Abflussdynamik und werden für wasserwirtschaftliche Planungen benötigt, wie beispielsweise die Bemessung von Gewässerquerprofilen und Bauwerken. Beim innergebietlichen Vergleich der Durchflüsse gilt grundsätzlich: Je kleiner das Einzugsgebiet, d.h. je größer die Gewässerstation, desto größer sind die Durchflussschwankungen. Ebenso spielen der Grundwasserflurabstand und die Dränung eine Rolle. Höher liegende Gewässerabschnitte haben oftmals keinen direkten bzw. kontinuierlichen Kontakt zum Grundwasser und springen daher nur im Winterhalbjahr oder nur bei bestimmten Niederschlagsereignissen an. Dränung sorgt im Winter für entsprechend große Basisabflüsse, im Sommer hat sie meist eine untergeordnete Bedeutung. Gewässerabschnitte, die durch Niederungsbereiche führen, sind durch vergleichsweise ausgeglichene Abflüsse gekennzeichnet.

Der Vergleich der drei Makromodellgebiete zeigte, dass sich die Ganglinien der mittleren monatlichen Durchflüsse (Bild 48) in ihrem Jahresverlauf unterschieden. Die größten innerjährlichen Schwankungen waren im Schmarler Bach zu verzeichnen. Hingegen waren im Laakkanal und im Kringelgraben geringere Durchflussvariabilität zwischen Sommer- und Winterhalbjahr festzustellen. Während der Durchflussverlauf im Laakkanal deutlich grundwasserse geprägt ist, ist der Kringelgraben als vergleichsweise grundwasserferner Standort zu bezeichnen und zeichnet sich deshalb durch ganzjährig relativ geringe Durchflüsse aus, was jedoch auch durch die geringe Einzugsgebietsgröße zu begründen ist.

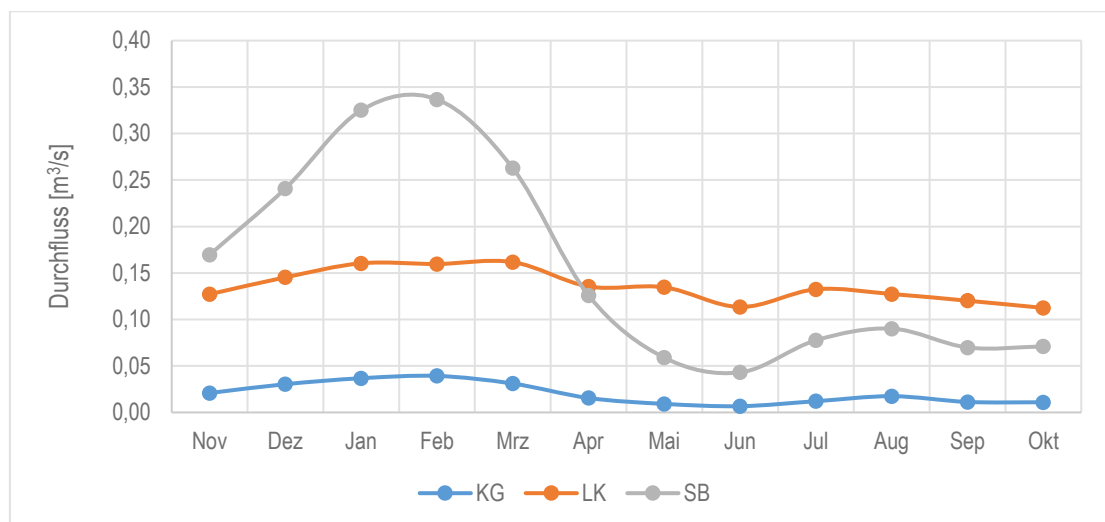


BILD 48: VERGLEICH DER MITTLEREN MONATLICHEN DURCHFLÜSSE IM KRINGELGRABEN (KG STATION 2+950), LAAKKANAL (LK STATION 1+478) UND SCHMARLER BACH (SB STATION 1+038)

Obwohl die Einzugsgebietsgröße des Schmarler Bachs etwa dem 2,5-fachen der Fläche des Laakkanals entspricht, lagen die mittleren jährlichen Durchflüsse in etwa in der gleichen Größenordnung. Dementsprechend kleiner fiel die Abflusspende für den Schmarler Bach aus (vgl. Tabelle 35). Mit $3 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$ fiel die Abflusspende des Kringelgrabengebietes am kleinsten aus.

TABELLE 35: DURCHFLUSSHAUPTWERTE AM UNTERHALB GELEGENSTEN BERECHNUNGSPUNKT DES JEWEILIGEN MODELLGEBIETES

Gewässer	LK	SB	KG
GWK_Stat	3920000000 1478,25	3940000000 1038,17	3994000000 2950
EZG_Flaeche [km²]	8.9	22.4	6.7
Abschn_ID	3920000000_001450	3940000000_001000	3994000000_002950
SEG_ID	485	619	820
MQ_Jan [m ³ /s]	0.160	0.325	0.037
MQ_Feb [m ³ /s]	0.160	0.337	0.039
MQ_Mrz [m ³ /s]	0.162	0.263	0.031
MQ_Apr [m ³ /s]	0.136	0.126	0.016
MQ_Mai [m ³ /s]	0.135	0.059	0.009
MQ_Jun [m ³ /s]	0.113	0.043	0.007
MQ_Jul [m ³ /s]	0.133	0.078	0.012
MQ_Aug [m ³ /s]	0.127	0.090	0.017
MQ_Sep [m ³ /s]	0.120	0.070	0.011
MQ_Okt [m ³ /s]	0.112	0.071	0.011
MQ_Nov [m ³ /s]	0.127	0.170	0.021
MQ_Dez [m ³ /s]	0.145	0.241	0.030
MQ [m ³ /s]	0.136	0.156	0.020
Mq [m ³ /s·km ²]	0.015	0.007	0.003

5.1.2 ERGEBNISSE DER SZENARIENRECHNUNG

Im Rahmen der Szenarienrechnung wurden verschiedene Niederschlagsereignisse unterschiedlicher Dauerstufen und Wiederkehrintervalle (Kap.4.4.4) hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Durchfluss und die Wasserstände im Gewässer sowie auf mögliche Geländeüberflutungen geprüft.

Für jedes simulierte Szenario wurden folgende Ergebnisse ausgegeben:

- Maximale Durchflüsse und absolute Wasserstände im Gewässer
- Maximale Wassertiefe über der Böschungsoberkante (Überstau)
- Maximale Wassertiefen über dem Gelände (Überflutung vgl. 4.4.8)

Die maximalen Durchflüsse pro gerechnetem Szenario sind als Extremwerte zu verstehen und können für wasserwirtschaftliche Planungen und Bemessungszwecke genutzt werden. Die maximalen Wassertiefen über der Böschungsoberkante ergeben sich aus der Differenz zwischen dem maximalen absoluten Wasserstand und der Böschungsoberkante der geringeren Höhe (Vergleich von linkem und rechtem Ufer). Anhand der Daten ist erkennbar, bei welchem Modellregen die Abflusskapazität des Gewässerquerschnitts überschritten wird, bzw. wieviel Freibord noch verfügbar ist (Bild 49). Allgemein reagieren oberhalb gelegene Gewässerabschnitte heftiger auf kurze Regenereignisse (kleines Einzugsgebiet) als solche im Bereich des Modellgebietsauslasses.

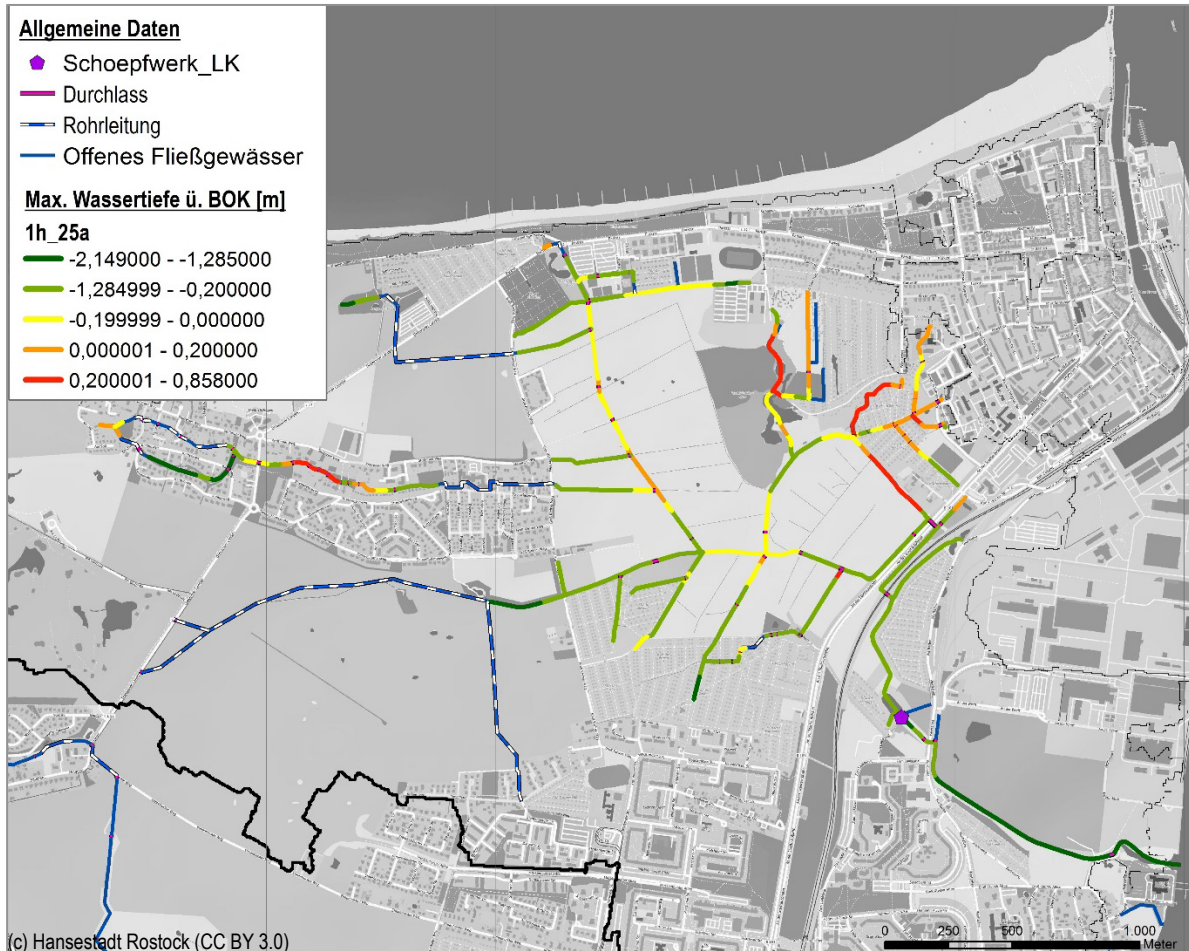


BILD 49: MAXIMALE WASSERTIEFEN ÜBER DER BÖSCHUNGSOBERKANTE BEI EINEM 1H-REGEN DES WIEDERKEHRINTERVALLS 25A AM BEISPIEL DES LAACKANALS

5.2 KANALNETZ

5.2.1 MAKROMODELL - ERGEBNISSE IST-ZUSTAND

In Bild 50 sind beispielhaft die maximalen simulierten Wasserstände an den Schächten bei einem 2-jährlichen Niederschlagsereignis der Dauerstufe 15 Minuten dargestellt. Durch die Auswertung der gesamten Simulationsergebnisse konnte zusammenfassend folgendes festgestellt werden:

- Die oberhalb liegenden Schächte sind am häufigsten von Überstau betroffen.
- Stadtteile, welche zwischen den 60er und 80er Jahren in Großblockbauweise errichtet worden sind, weisen grundsätzlich weniger Entwässerungsprobleme auf als jene Stadtteile, welche in der Nachwendezeit eine starke Nachverdichtung durch den Bau von Einfamilienhäusern erfahren haben.
- Die volumenintensiveren Regenereignisse mit einer Dauer von einer Stunde führen zu einer größeren Anzahl überstauter Schächte als jene von 15-Minuten Dauer, wobei die Problemschwerpunkte deckungsgleich sind. Diese Beobachtung spiegelt das zu erwartende Systemverhalten wider, da hier ein Modellregen nach OTTER/ KÖNIGER verwendet wurde (vgl. 4.4.4 Bemessungsniederschlag).

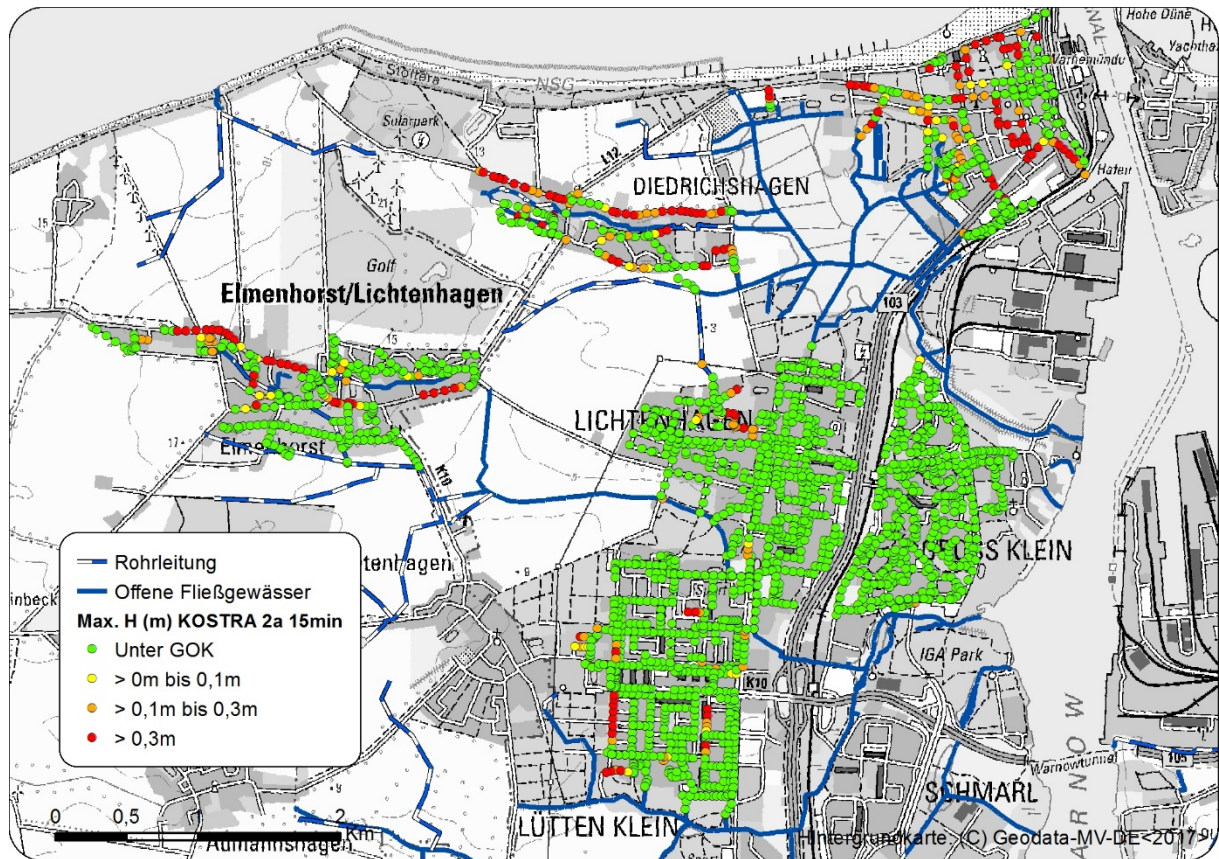


BILD 50: MAXIMALE WASSERSTÄNDE AN DEN SCHÄCHTEN IM SYSTEM „LAAK“ BEI EINEM 2-JÄHRLICHEN EREIGNIS DER DAUER 15 MINUTEN

ERGEBNISDISKUSSION

Alle Ergebnisse wurden sowohl auf ihre Plausibilität geprüft als auch zusammen mit der Eurawasser Nord GmbH diskutiert, eingeordnet und ggf. korrigiert. Dabei konnten größtenteils gute Übereinstimmungen mit Erfahrungswerten festgestellt werden. Die Gründe für Abweichungen und unplausible Ergebnisse in einigen Bereichen wurden in Steckbriefen beschrieben, eingeordnet und der Eurawasser Nord GmbH übergeben. Stichpunktartig werden im Folgenden die Gründe benannt und erläutert:

- Vereinfachung auf ein Grobnetz-/Makromodell
- Automatische Abgrenzung der Einzugsgebiete ohne Berücksichtigung des Reliefs und der tatsächlich angeschlossenen Flächen
- Fehlerhafte Datengrundlage
- Einschränkung auf 1-D-Berechnung
- Weitere Vereinfachungen (keine Sedimentablagerungen berücksichtigt, kein Fremdwasser,...)

Durch die Verwendung des Grobnetzes entstanden, insbesondere an den oberen Schächten, ungenaue Ergebnisse, da Zuordnung und Abgrenzung der Einzugsgebiete die Realität nur unzureichend wiedergeben. Auch gab die 1D-Kanalnetzmodellierung den wirklichen Überstau nur unzureichend wieder. Das Fließverhalten an der Oberfläche wurde erst in der nachfolgenden 2D-Oberflächenmodellierung ermittelt und in Folge als Grundlage der Hochwasserrisikobewertung verwendet. Ebenso wurden Sedimentablagerungen und private Maßnahmen zur Regenrückhaltung aufgrund fehlender Datengrundlage nicht berücksichtigt.

5.3 ÜBERFLUTUNGSMODELLIERUNG IM URBANEN BEREICH

Mit den Ergebnissen der Simulationen sind Aussagen zur Überflutungsdauer und Wassertiefe an jedem Ort möglich. Für jede Simulation (vgl. Tabelle 7) wurden jeweils zwei Ergebnisdateien erzeugt:

- statisch: maximaler Wasserstand für jede Rasterzelle der Bathymetrie
- dynamisch: Wasserstandsganglinien für jede Rasterzelle der Bathymetrie

Die statischen Ergebnisdateien liegen im Rasterformat (TIF) vor und können mit beliebiger GIS-Software angezeigt werden. Für die Darstellung und Auswertung der dynamischen Dateien (Format DFS2, DHI ©) ist MIKE DHI-Software notwendig. Für jede Rasterzelle lassen sich die Wasserstandsganglinien extrahieren.

ERGEBNISDISKUSSION

Die im Ergebnis der Simulationen ausgewiesenen Überflutungsflächen wurden auf Plausibilität geprüft und stichprobenhaft mit vorliegenden Erfahrungswerten aus historischen Überflutungsereignissen verglichen. Bekannte Überflutungsschwerpunkte wurden durch die Simulationsergebnisse abgebildet, weitere Überprüfungen wären jedoch sinnvoll.

Die Ergebnisse des Makromodells unterlagen auch hier den bereits zuvor ausgeführten Vereinfachungen. Überflutungen, die real an Anfangshaltungen stattfanden, wurden wegen fehlender Schächte im Makromodell häufig nicht ortsgetreu abgebildet, worauf große Überflutungsmengen an den oberliegenden Schächten des Makromodells hindeuteten.

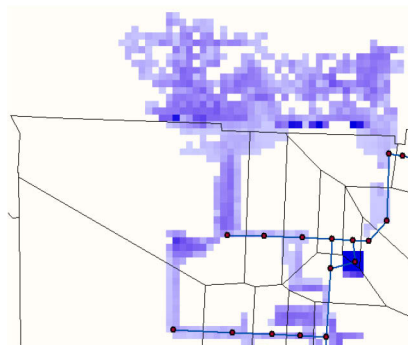


BILD 51: BEISPIEL ÜBERFLUTUNGSFLÄCHEN VON OBERLIEGENDEN SCHÄCHTEN

Der Einfluss der offenen Gewässer auf das Abflussgeschehen im urbanen Gebiet wurde bei den größeren Niederschlagsereignissen sichtbar. In einem erweiterten Referenzgebiet kam es bei dem Ereignis 100a 1h durch den Einfluss der (zeitlich versetzten) Spitze der Abflusswelle im Gewässer zu zusätzlichem Rückstau im Kanalnetz, wodurch weitere Überflutungen an Schächten verursacht wurden. Es trat bei diesem Szenario also eine Verschärfung der Überflutungen im urbanen Bereich durch den Einfluss des Gewässers auf, bezogen auf die vergleichende Simulationsrechnung unter Annahme eines konstanten Mittelwasserstandes im Gewässer.

Zusammenfassend ist im Weiteren folgendes festzuhalten:

- Gute Übereinstimmung der Überflutungsflächen des Referenzmodells bei einer Überprüfung mit einer gutachterlichen Untersuchung aus dem Jahr 2011 (BIOTA, 2011)
- Möglichkeit des Vergleichs der simulierten Überflutungsflächen mit korrespondierenden Satellitenbildern, welche ein Überflutungsereignis unmittelbar dokumentieren, war bei den simulierten Ereignissen nicht gegeben
- Veränderte Überflutungssituation gegenüber dem 1D-Kanalnetzmodell durch die notwendige Anpassung der Schachtdeckelhöhen an das DGM

- Gravierende Abweichungen bzgl. der Überstaussituation im Vergleich zu den Simulationsrechnungen des 1D-Kanalnetzmodells wurden nicht festgestellt.

FAZIT UND AUSBLICK

Um deutliche Überflutungsschwerpunkte ausweisen zu können, ist die Genauigkeit des Makromodells ausreichend.

Sollen für ausgewählte Bereiche detaillierte Aussagen getroffen werden, beispielsweise zum Objektschutz, ist ein verfeinertes Modell in der Qualität der Referenzmodelle notwendig. Für genauere Aussagen ist neben einer Verfeinerung der Rasterauflösung der Bathymetrie die Berücksichtigung des Einflusses der Abflusswelle im offenen Gewässer auf das Überflutungsmodell Kanalnetz ein wichtiger Aspekt. Dieser sollte in einem verfeinerten Modell, wie in den Referenzmodellen, durch Wasserstandsganglinien aus dem hydrologischen Modell abgebildet werden, statt wie bisher im Makromodell über Mittelwasserstände.

Weiterhin gibt es hier auch die theoretische Option, alle drei Modelle bilateral zu koppeln, um die simultanen Abflussvorgänge und die gegenseitige Beeinflussung der Teilmodelle vor allem für Niederschlagsereignisse höherer Jährlichkeit besser abbilden zu können. Ob diese Kopplung zu einer Verbesserung führt, hängt von den individuellen Gegebenheiten des Gebietes ab (z.B. Anordnung der Auslässe). Abgesehen von den modelltechnischen Herausforderungen wäre aufgrund hoher Anforderungen an die Rechenkapazität die Umsetzung nur für kleine Untersuchungsgebiete mit vertretbarem Aufwand möglich.

Letztendlich gibt es für das 2D-Oberflächenausbreitungsmodell weiteres mögliches Verbesserungspotenzial, indem die Versickerung des aus den Schächten ausgetretenen Wassers auf der Oberfläche berücksichtigt würde.

5.4 ERMITTLUNG DES HOCHWASSERRISIKOS

Durch die Überlagerung der Überflutungsergebnisse mit den Schutzniveaus der Realnutzungskartierung zeigten sich für das Beispielgebiet aus 4.4.8 folgende Betroffenheiten bei einem 100-jährigen Ereignis:

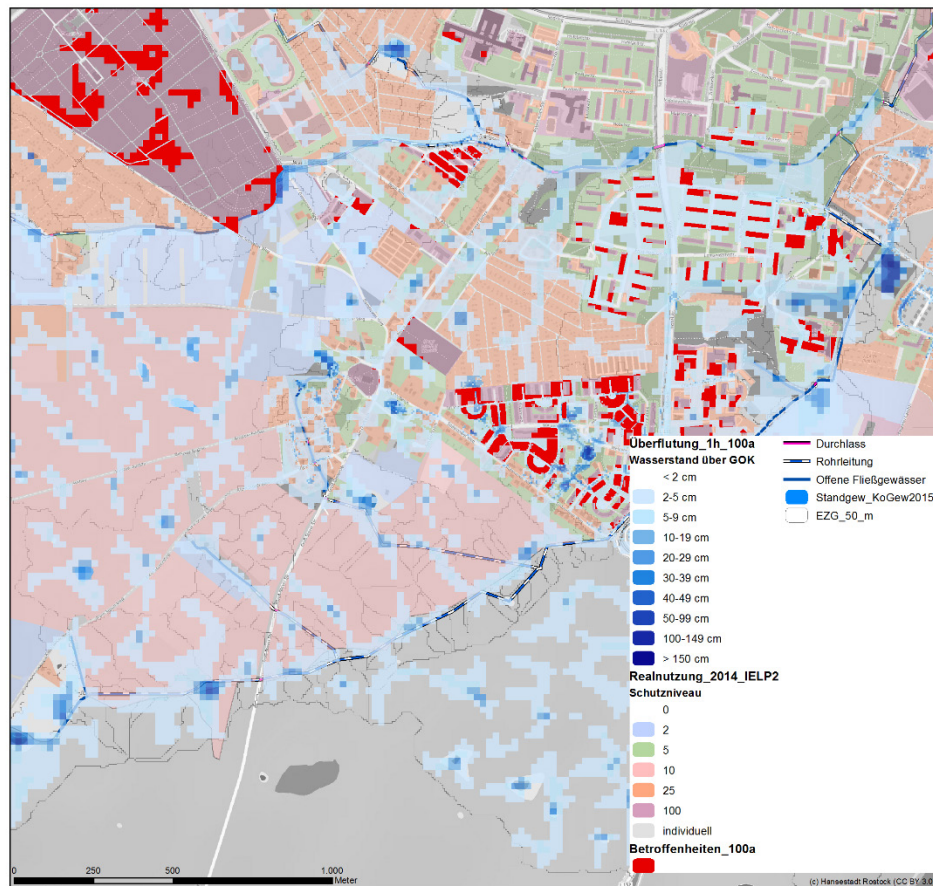


BILD 52: BEISPIELDARSTELLUNG DER HOCHWASSERBETROFFENHEITEN (ROT) BEI EINEM 100-JÄHRIGEN REGENEREIGNIS

Die Karten der Überflutungsszenarien und den Betroffenheiten liegen für alle Berechnungsszenarien vor. Dargestellt sind immer die maximalen Wasserstände über Geländeoberkante. Über die anhaltende Dauer der Wasserstände gibt es keine Aussage. Da diese auch sehr kurzfristig sein können, sind Wasserstände < 2 cm nicht abgebildet und für die Ermittlung der Betroffenheiten daher nicht berücksichtigt. Die Auswertung der Ergebnisse für das uGEK (Bild 53) zeigte auf, bei welchem Ereignis eine Betroffenheit besteht und ob diese aus einem Überstau im Kanalnetz hervorgerufen oder/und durch das Übertreten des Wasserspiegels über die Böschungsoberkante ausgelöst wurden. Lag keiner der beiden Optionen vor, konnte von dem Einfluss eines umliegenden Einzugsgebiets bzw. einer Senkenlage ausgegangen werden.

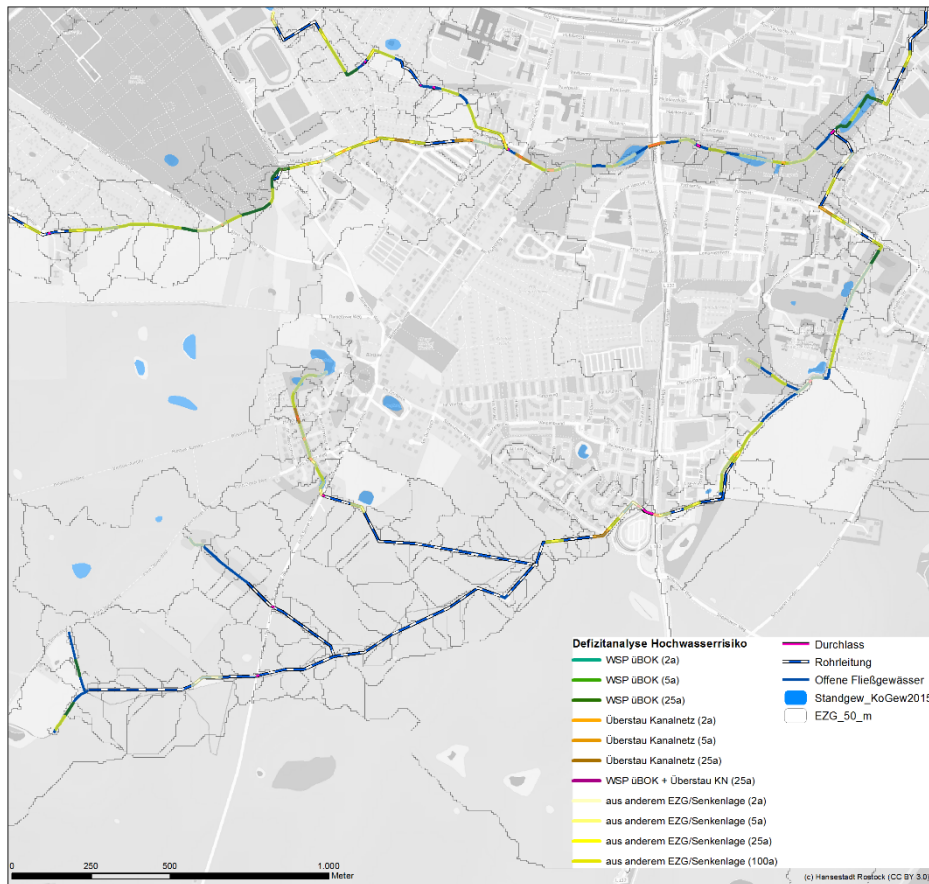


BILD 53: GRAFISCHE BEISPIELDARSTELLUNG DER DEFIZITANALYSE DES HOCHWASSERRISIKOS

Die Auswertung der Häufigkeit der auftretenden Defizite ist in Tabelle 36 aufgeführt. Zu beachten ist dabei, dass bei der Zählung immer das kleinste Regenereignis berücksichtigt wurde, bei dem zuerst ein Defizit, also eine Hochwasserbetreffenheit auftrat, daher zeigt sich in der Spalte des 100-jährigen Ereignisses kaum eine Häufung. Deutlich war aber zu erkennen, dass die Probleme der Hochwasserbetreffenheiten im Einzugsgebiet der 50 m-Gewässerabschnitte überwiegend aus umliegenden Einzugsgebieten oder/und vorhandener Senkenlage resultieren. Desweiteren zeigte sich auch, dass kürzere Wiederkehrintervalle eher Hochwasserprobleme durch den Überstau im Kanalnetz hervorruften und längere Wiederkehrintervalle auf die Problematik der steigenden Wasserstände innerhalb des Gewässers hinwiesen. Diese Defizitanalyse floss in das urbane Gewässerentwicklungskonzept (u-GEK) zur Ermittlung von Entwicklungszielen ein.

TABELLE 36: HÄUFIGKEIT DER ERMITTELTEN DEFIZITE DER ÜBERFLUTUNGSERGEBNISSE DER UNTERSCHIEDLICHEN BERECHNUNGSSZENARIEN

	T=2a	T=5a	T=25a	T=100a
HW-Betroffenheit durch WSP über Böschungsoberkante	12	2	52	0
HW-Betroffenheit durch Überstau Kanalnetz	41	14	11	0
HW-Betroffenheit durch WSP üBOK + Überstau Kanalnetz	0	0	1	0
HW-Betroffenheit sonstiges (Senkenlage, Einströmung aus anderem EZG)	219	128	313	32

5.5 BELASTUNGEN DURCH SIEDLUNGSENTWÄSSERUNG

5.5.1 HYDRAULISCHE BELASTUNGEN AUS NIEDERSCHLAGSWASSEREINLEITUNGEN

Die Auswertung des hydrologischen Nachweis nach DWA-A 102 (bzw. BWK-M3) am Beispielgewässer Schmarler Bach zeigte, dass für alle Nachweisorte die zulässige Einleitmenge $Q_{Ezul.}$ deutlich überschritten wurde (Bild 54). Entscheidend war hier die Summe der Einleitungen. Durch die Umrechnung des berechneten zulässigen Einleitungsabflusses in die zulässige Einleitungsspende $q_{Ezul.}$ [$l/(s \cdot ha)$] konnte mit den Daten der undurchlässigen Fläche der einzelnen Einleitstellen der zulässige Einleitungsabfluss der oberhalb gelegenen Niederschlagswassereinleitungen berechnet werden. Dies ermöglichte eine einfache Wichtung der Belastungen. Besonders problematisch zeigten sich Einleitpunkte aus Großblockbebauungen mit jeweils großem Einzugsgebiet pro Einleitstelle (Gebiet Lütten Klein), die zu stark erhöhten Abflusswerten im Schmarler Bach und im Dragungrabener Bach führten.

Bild 54 zeigt in einem Auszug der Ergebniskarte zum hydrologischen Nachweis nach DWA-A 102 an drei Nachweisorten deutlich die Unterschiede zwischen dem zulässigen und dem vorhandenen Einleitungsabfluss. Der vorhandene Einleitungsabfluss nimmt im Gewässerverlauf schneller zu, als der zulässige Einleitungsabfluss. Dieses wurde vor allem im Unterlauf des Gewässers deutlich, wo die Einzugsgebiete immer mehr urban geprägt waren und dementsprechend der Anteil der versiegelten Flächen stark anstieg.

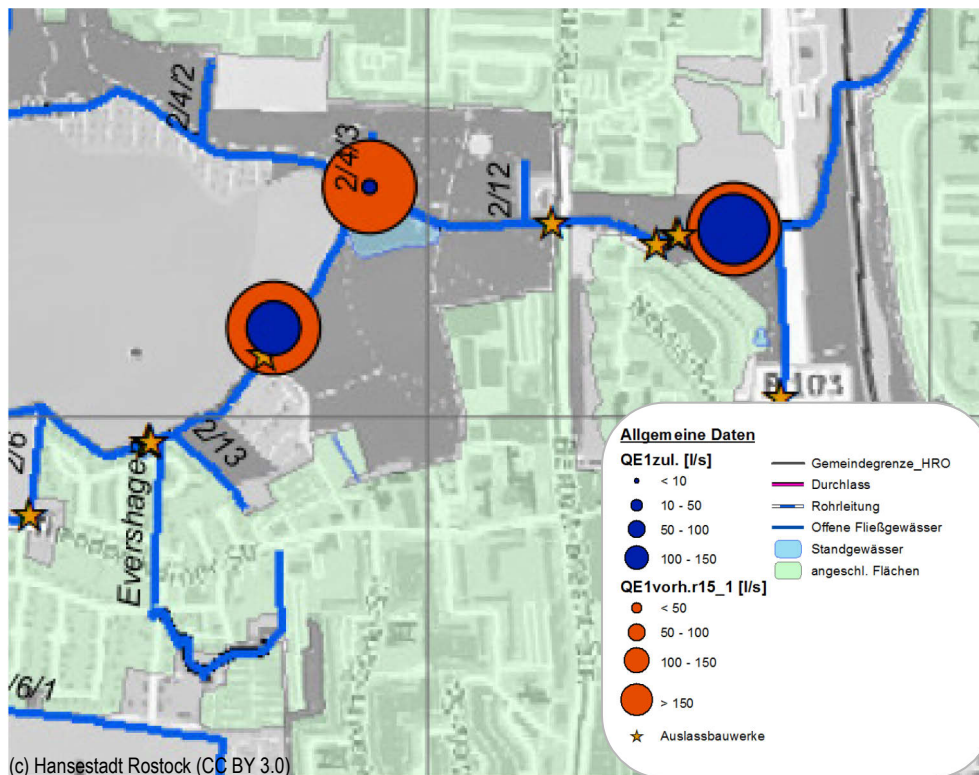


BILD 54: AUSZUG AUS HYDROLOGISCHEM NACHWEIS NACH DWA-A 102 AM BEISPIEL SCHMARLER BACH

5.5.2 STOFFLICHE BELASTUNGEN AUS NIEDERSCHLAGSWASSEREINLEITUNGEN

STOFFLICHE BELASTUNG ANHAND DES PARAMETERS AFS63

Untersucht wurden 59 Niederschlagswassereinleitungen in den drei Modellgebieten Laak, Schmarler Bach und Kringlegraben. An zehn Einleitpunkten konnte der stoffliche Nachweis nach DWA-A 102 erfolgreich erbracht werden. Diese Einleitungen lagen im weniger urbanen Bereich in den westlichen Außengebieten der Stadt (Teilgebiet Schmarler Bach in Evershagen, sowie Teilgebiet Kringlegraben in den Bereichen Biestow und vor dem Kringlegrabenpark).

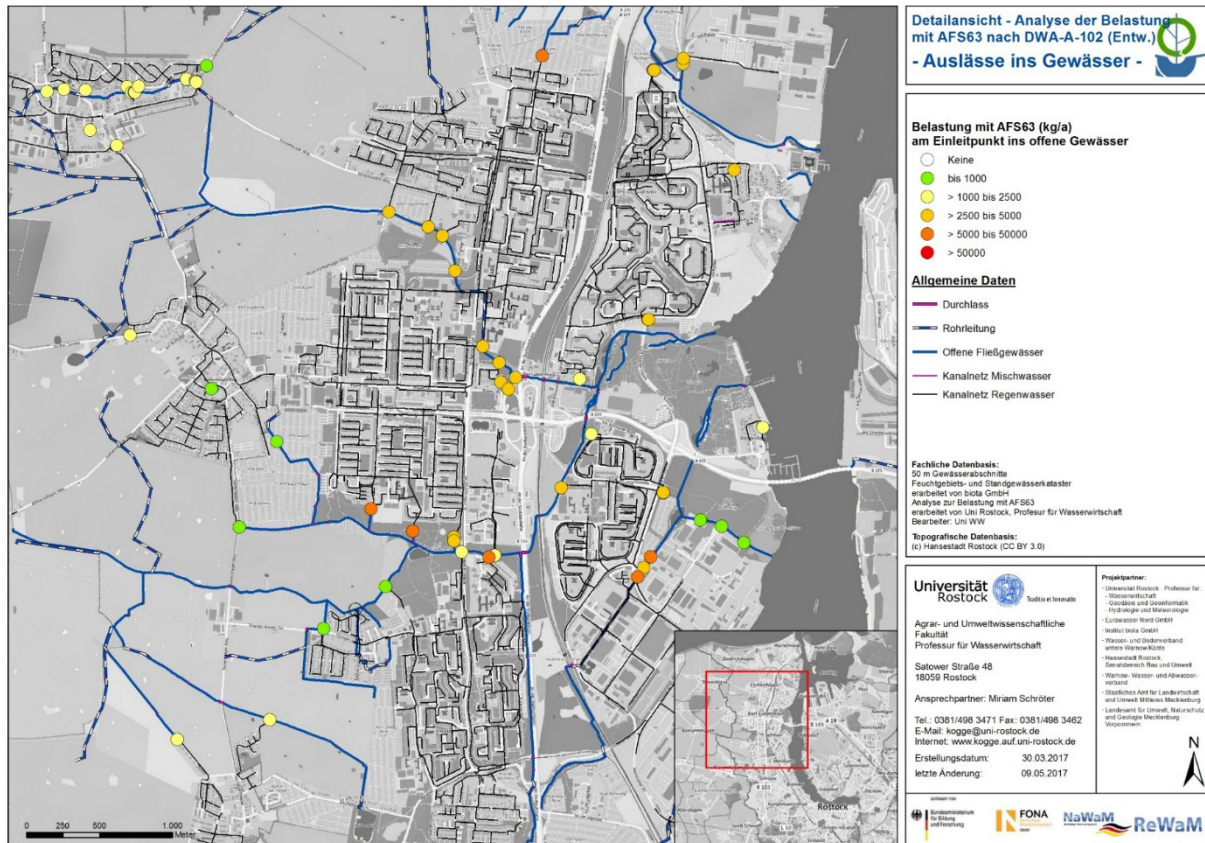


BILD 55: AFS63-FRACHTEN DER NIEDERSCHLAGSWASSEREINLEITUNGEN IM MODELLGEBIET SCHMARLER BACH (WESTLICHER TEIL: KLEINERE ORTSCHAFTEN, RICHTUNG OSTEN ZUNAHME DER BEBAUTEN FLÄCHEN)

In mehreren Fällen lag die Ursache der nicht erbrachten Nachweisführung im ungünstigen Verhältnis zwischen kleinem Gewässereinzugsgebiet und großem angeschlossenen Siedlungsgebiet. Der flächenspezifische Stoffabtrag aus der Bewertung der Flächennutzungen im Einzugsgebiet entsprach zwar der Zielgröße von 280 kg/(ha-a), jedoch ergab sich für die spezifische Gewässerfracht ein Wert weit über dem Immissions-Grenzwert von 96 kg/(ha-a). Konkret betraf dies Einleitungen im Laak-System sowie im ländlichen Teil des Einzugsgebiets des Schmarler Bachs.

Für die restlichen 42 untersuchten Niederschlagswassereinleitungen besteht eine zu hohe stoffliche Belastung aufgrund der Flächennutzung.

AUSWEISUNG VON HOTSPOTS DER STOFFLICHEN BELASTUNG DURCH ÜBERLAGERUNG MIT DEM NIEDRIGWASSERABFLUSS

In den Bereichen, wo gehäuft eine hohe stoffliche Gewässerfracht auf einen niedrigen Niedrigwasserabfluss traf, wurden AFS63-HotSpots ausgewiesen (Bild 56). Dies betraf vor allem das Laak-System und die bereits erwähnten Regenauslässe aus Lütten Klein im Gebiet des Schmarler Baches. Der Kringlegraben war demgegenüber geringer belastet.

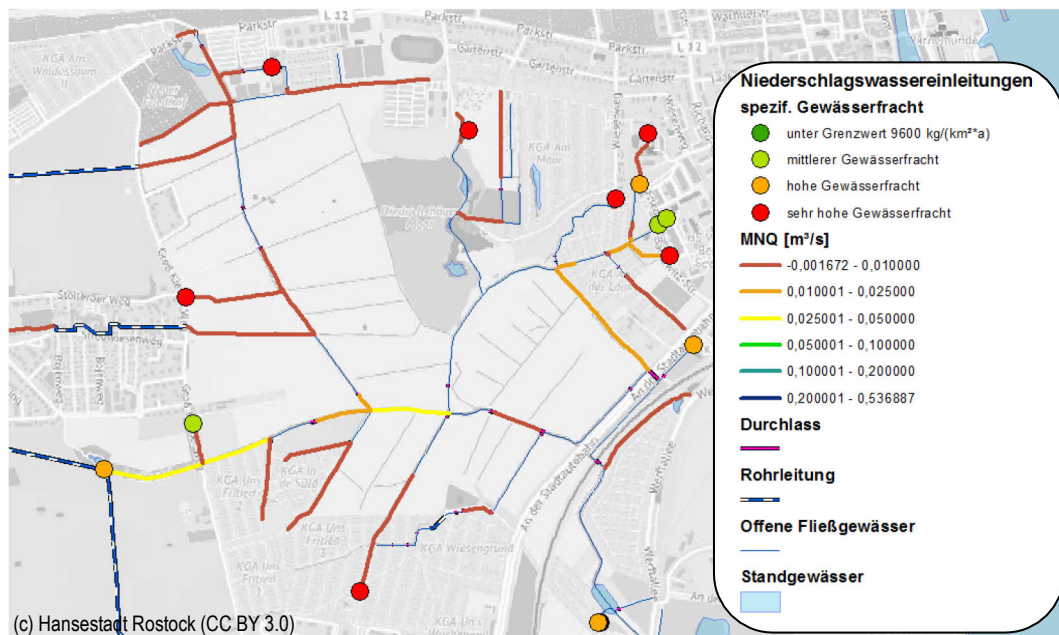


BILD 56: DARSTELLUNG DER SPEZIFISCHEN GEWÄSSERFRACHT AUS NIEDERSCHLAGSWASSEREINLEITUNGEN MIT DEM MITTLEREN NIEDRIGWASSERABFLUSS

ERGEBNISDISKUSSION UND AUSBLICK

In KOGGE wurde die Anwendbarkeit des DWA-Arbeitsblattes 102 geprüft. Sowohl die hydraulische als auch die stoffliche Bewertung nach DWA-A 102 basieren auf vereinfachenden Ansätzen. Die getroffenen Aussagen liefern damit eher eine grundsätzliche Einordnung der Relevanz für das Gewässer und ermöglichen eine erste Wichtung bzw. Priorisierung von Handlungserfordernissen. Gerade der hydraulische Nachweis ist mit der Ermittlung eines potenziell natürlichen Hochwasserabflusses aber immer noch relativ aufwändig. Die Hüllkurven aus dem DWA-A 102 sind nach den hier vorliegenden Ergebnissen für Tieflandgewässer unsicher, wenn nicht unbrauchbar. Eine Bewertung anhand eines hydraulischen Kriteriums (Sohlschubspannung) ist zumindest bei vorliegendem Gewässermodell ggf. sinnvoller, wurde aber aufgrund des Fokus auf das DWA-A 102 vorerst nicht verfolgt.

Das Verfahren zur Abschätzung der stofflichen Belastung basiert ausschließlich auf einer flächenbasierten Akkumulation von „Rechenwerten“. Aussagen zu Häufigkeit, Dauer und Verteilung der stofflichen Belastung aus dem Kanalnetz sowie der Immissionswirkung sind damit nicht möglich.

5.5.3 QUANTIFIZIERUNG DER HYDRAULISCHEN UND STOFFLICHEN BELASTUNG DURCH EIN KONTINUIERLICHES MONITORING

GESAMTBETRACHTUNG ÜBER DEN MESSZEITRAUM

Belastbare Aussagen zur physikalisch-chemischen Gewässersituation und ihrer Dynamik kann letztlich nur ein kontinuierliches Monitoring liefern. Beispielhaft sind die Ergebnisse des Gewässermonitorings am Schmarler Bach dargestellt. Der Fokus des Monitoring lag auf der Quantifizierung der stofflichen Belastung aus dem Stadtgebiet, daher wurden zwei Messstellen eingerichtet, um die ländliche Grundlast (CSB, NH₄, NO₃) separat erfassen zu können. Die obere Messstelle lag somit im Grenzbereich zwischen ländlichen und urbanen Einzugsgebiet. Die zweite Messstelle wurde unmittelbar vor der Vorflut installiert.

Bild 57 zeigt die Sauerstoffkonzentration über den gesamten Messzeitraum. Der eingetragene Grenzwert von 5 mg/l basiert auf der Immissionsbezogenen Bewertung des Arbeitsblattes DWA-A 102 für Cyprinidengewässer. Die Grafik zeigt, dass selbst für eine Trendbetrachtung eine hohe zeitliche Auflösung einen Mehrwert bildet, da in

diesem Fall der Tagesgang der oberen Messstelle (grün) zeitweise den Grenzwert in den Mittagstunden unterschreitet. Im Rahmen einer Stichprobenmessung wäre dieser Sachverhalt womöglich verborgen geblieben.

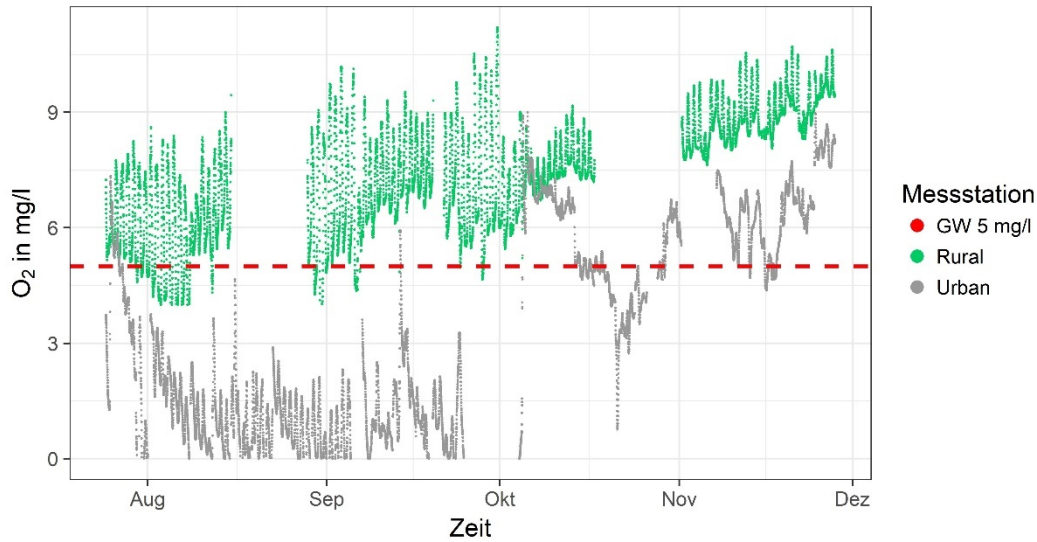


BILD 57: SAUERSTOFFKONZENTRATION DER MESSSTELLEN IM GESAMTEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM

Für die ökotoxische Bewertung ist neben der Konzentration auch die Dauer relevant, da eine geringe toxische Wirkung über einen längeren Zeitraum ähnliche Effekte bewirkt wie eine starke toxikologische Belastung über einen kurzen Zeitraum. Die Unterschreitungsdauer in Abhängigkeit von der Unterschreitungshöhe ist in Bild 58 dargestellt. Die linke Darstellung beschreibt die obere Messstelle mit dem ländlichen Einzugsgebiet. Die untere Messstelle (rechte Darstellung) zeigt eine alarmierende Sauerstoffarmut im Gewässer. Durchschnittlich gab es an jedem zweiten Tag eine Unterschreitung des Grenzwertes.

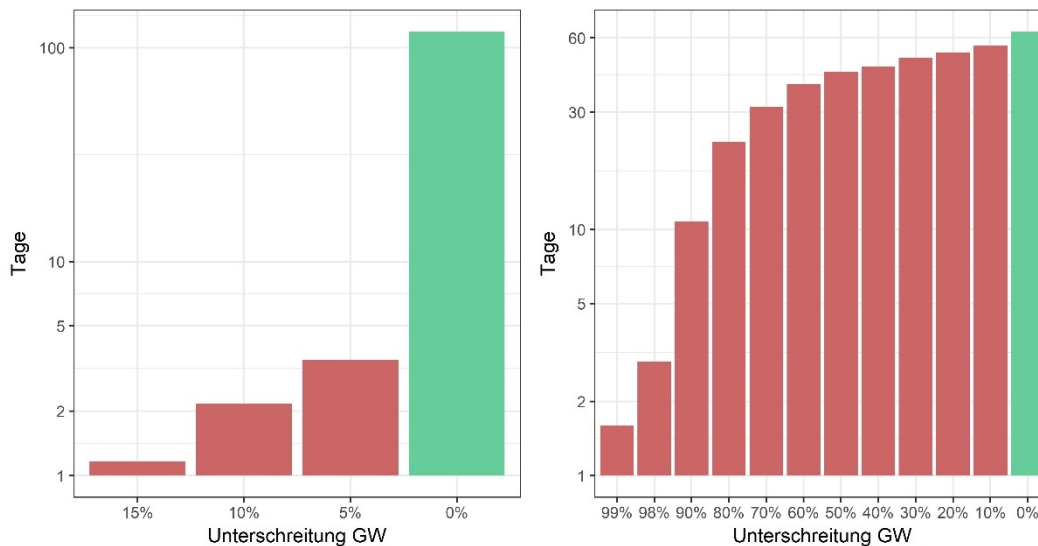


BILD 58: VERGLEICH DER DAUER-INTENSITÄTS-BEZIEHUNG DER MESSSTELLEN FÜR SAUERSTOFF

An der oberen Messstelle betrug die längste Unterschreitung des Grenzwertes (5 mg/l) 13 Stunden, währenddessen an der unteren Messstelle die längste Periode unter sauerstoff-limitierten Bedingungen 6 Wochen umfasst. Es wird davon ausgegangen, dass die Besiedelung durch Fische und Makrozoobenthos aufgrund der Sauerstoffarmut nachhaltig limitiert ist (DWA-A 102).

EREIGNISBEZOGENE QUANTIFIZIERUNG STOFFLICHER EINTRÄGE

Die hydraulische bzw. stoffliche Belastung der Gewässer erfolgt aufgrund des Entwässerungssystems oft stoßartig, daher ist eine ereignisspezifische Betrachtung mit hoher zeitlicher Auflösung insbesondere für die Abschätzung der Immission sinnvoll, da somit die Frachtbelastung und der Konzentrationsverlauf unmittelbar während und nach dem Ereignis dargestellt werden können.

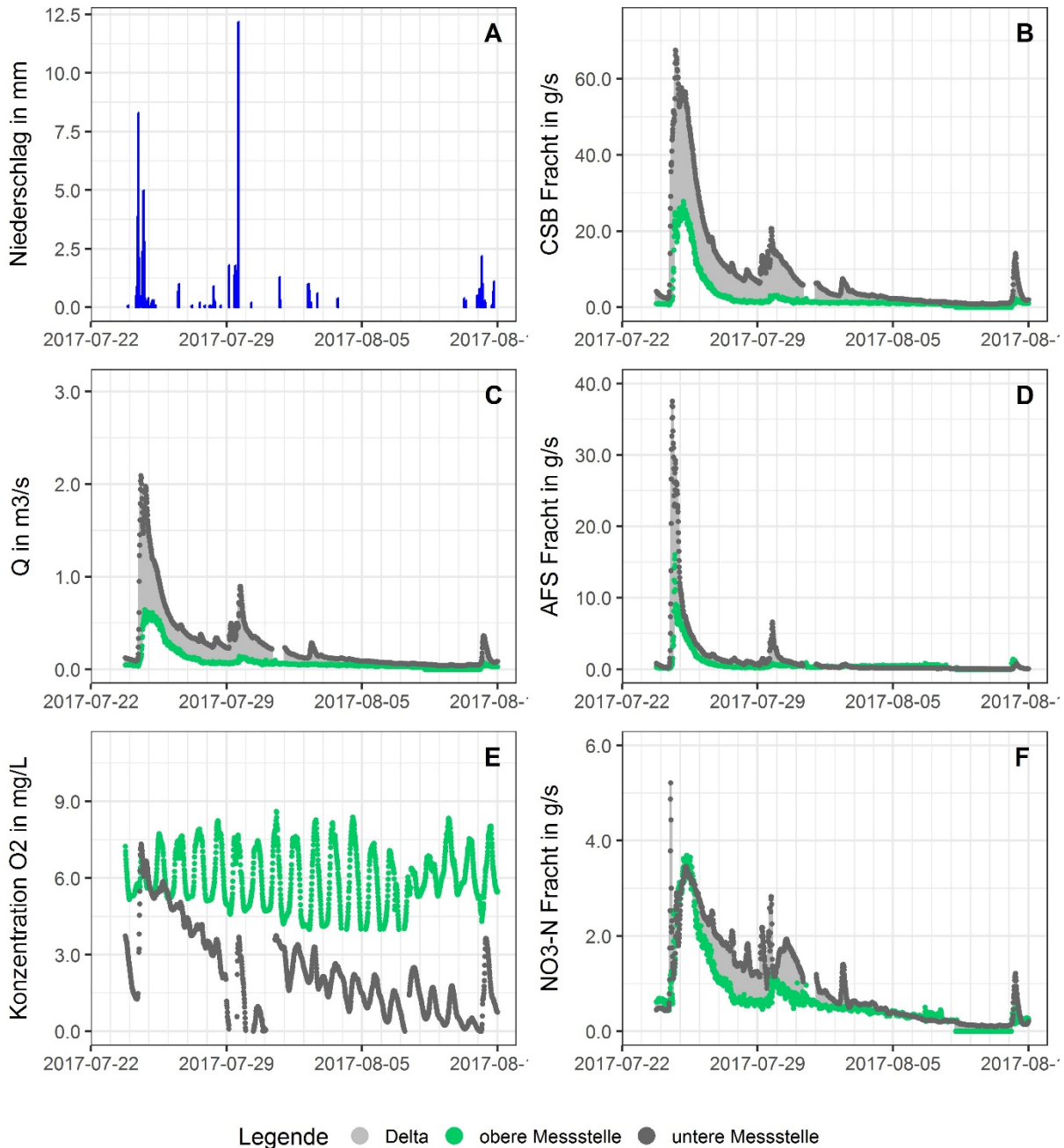


BILD 59: VERGLEICH DER EREIGNISABHÄNGIGEN FRACHTEN

Durch den Multiplot (Bild 59) werden zum einen die Frachten für NO_3 , CSB und AFS mit der Sauerstoffkonzentration bzw. dem Durchfluss in Abhängigkeit vom Niederschlag verglichen. Die obere Messstelle (grün) misst die Grundbelastung des Gewässers, das sich aus dem ländlich geprägten Einzugsgebietes ergibt. Die untere Messstelle liegt im Mündungsbereich (schwarz) des Gewässers und dient zur Erfassung der Gesamfracht. Die Differenz

der Frachtmessung der Messstellen (grau) entspricht mit Ausnahme der Nitratmessung dem Eintrag des urbanen Einzugsgebietes in das Fließgewässer. Bedingt durch die multiparametrische Betrachtung in hoher zeitlicher Auflösung lassen sich Beobachtungen ableiten, die bei einer parametrischen Einzelbetrachtung nicht möglich wären.

Beispielsweise lassen sich durch die simultane Betrachtung der CSB-Fracht und der Sauerstoffkonzentration Aussagen hinsichtlich des Sohlsubstrats ableiten. Da trotz rückläufiger CSB-Belastung die Sauerstoffwerte an der unteren Messstellen (schwarz) stetig fallen, kann davon ausgegangen werden, dass eine permanente Sauerstoffzehrung durch Schlammablagerungen in diesem Bereich erfolgt. Andererseits weist die obere Messstelle einen stabilen Sauerstofftagesgang trotz eines CSB-Frachtstoßes auf, was auf einen großen Anteil an photosynthetisch aktiver Biomasse schließen lässt. Der Vergleich der Sauerstoffkurve mit der Durchflussganglinie zeigt, dass die ereignisbedingten urbanen Oberflächenabflüsse wichtige Eintragsquellen für die urbanen Gewässerabschnitte sind, da das sauerstoffreiche Regenwasser direkt in die Gewässer eingeleitet wird. Interessant ist, dass die CSB-Fracht an der unteren Messstelle eine lange Nachlaufwelle aufweist, obwohl die AFS-Fracht schnell wieder auf das Ausgangsniveau zurückfällt. Somit ist die CSB-Fracht der Nachlaufwelle kaum partikulär. Dies ist damit zu erklären, dass eine Rücklösung durch den Abbau von abgesetzten partikulären CSB stattfindet.

Der urbane Eintrag der AFS-Fracht ist eng an Niederschlagsereignisse gekoppelt und übersteigt, bezogen auf das Maximum, den des ländlichen Eintrags um das Dreifache. Da sich insbesondere an der Feinfraktion AFS63 viele Schadstoffe anlagern, ist eine Reduktion anzustreben. Eine Behandlung des Niederschlagswassers, wie es in der DWA-A 102 gefordert ist, wäre für das Gewässer eine sinnvolle Maßnahme.

5.6 ÖKOLOGIE

5.6.1 HYDROMORPHOLOGIE

Auf der Basis der in Kapitel 4.6.1 vorgestellten Anleitungen zur Kartierung der Fließgewässerstruktur und der Seeuferstruktur wurden im Stadtgebiet der Hansestadt Rostock im Zeitraum von September 2015 bis April 2016 kleine urbane Gewässer begangen und die entsprechenden Parameter kartiert. Des Weiteren erfolgte eine Beurteilung der Einbindung der Gewässer in den städtischen Raum sowie der Möglichkeiten der Nutzung und Wahrnehmung zu Erholungs- und Freizeit Zwecken („sozio-kulturelle Aspekte“).

Insgesamt wurden 217 km Fließgewässerstrecke begangen und verschiedene Parameter zur Gewässersohle, dem Ufer und dem Umfeld aufgenommen und bewertet. Neben der Kartierung der Bäche und Gräben wurden 388 Standgewässer wie Kleinseen, Teiche und Regenrückhaltebecken (mit einer Uferlänge von insgesamt ca. 73,4 km) beurteilt.

Nicht klassifiziert/bewertet wurden bei den Fließgewässern solche Abschnitte, die zum Aufnahmezeitpunkt trocken gefallen waren und höchstwahrscheinlich generell zeitlich überwiegend trocken sind, sowie durchflossene Standgewässer. Verrohrte Fließgewässerabschnitte wurden unmittelbar der Strukturgüteklasse 5 (vollständig anthropogen beeinträchtigt) zugeordnet.

Bei den Seen/Standgewässern blieben 13 Gewässer unbewertet. Dabei handelt es sich um unterirdische Regenrückhaltebecken, Standgewässer, die nicht mehr existent sind, und solche, deren überwiegende Gewässerfläche außerhalb des Stadtgebietes der Hansestadt liegt.

Für die Klassifizierung der Fließgewässer- sowie der Seeuferstruktur werden entsprechend der üblichen WRRL-Konventionen 5 Klassen verwendet (Tabelle 37). Zusätzlich wurden die amtlichen Ergebnisse der Klassifizierung der Fließgewässerstruktur für die WRRL-berichtspflichtigen Gewässer in kartographische Darstellungen integriert,

aber ohne Ober- und Unterwarnow. In den statistischen Auswertungen werden die WRRL-berichtspflichtigen Gewässer dagegen ausgenommen.

TABELLE 37: KLASSIFIZIERUNG DER FLIEßGEWÄSSER- SOWIE DER SEEUFERSTRUKTUR ENTSPRECHEND RENNER ET AL. (2018) UND GOTTEL-TRABANDT (2018)

Klasse	Bewertung
1	sehr gut: unbeeinträchtigt
2	gut: gering anthropogen beeinträchtigt
3	mäßig: mäßig anthropogen beeinträchtigt
4	unbefriedigend: stark anthropogen beeinträchtigt
5	schlecht: vollständig anthropogen beeinträchtigt
	unbewertet

Im Ergebnis zeigte sich, dass mehr als 30 % der Fließgewässerabschnitte als schlecht einzustufen waren, was aber nahezu vollständig (bis auf 0,3 km) den verrohrten Gewässern geschuldet war. Hinzu kamen noch 1,8 km als unbefriedigend eingestufte Gewässerabschnitte. 32,1 km waren bereits als mäßig strukturell degradiert anzusehen und immerhin 80,8 km strukturell als gut oder gar sehr gut einzustufen.

Der hohe Kontrast in der Bewertung der Gewässerstruktur ist Ausdruck der Heterogenität der Belastung, die sich in der Hansestadt Rostock vor allem auch teilräumlich entsprechend stark differenziert zeigt (Bild 60). Fließgewässer in dicht besiedelten Innenstadtbereichen unterliegen einem ganzen anderen Belastungsdruck, als beispielsweise die Gewässer in den Wäldern und Mooren der Rostocker Heide.

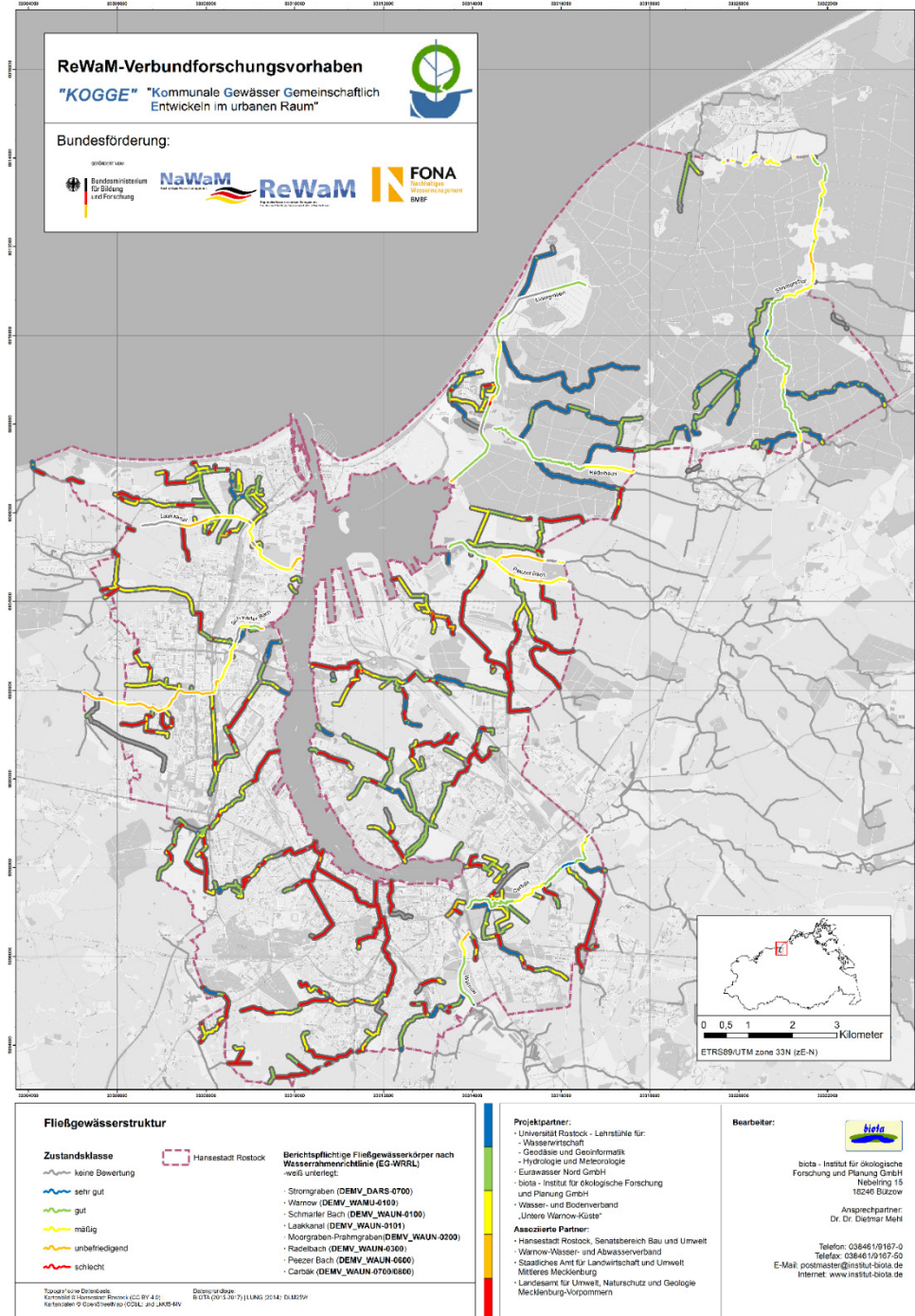


BILD 60: KLASSIFIZIERUNGSERGEBNISSE DER FLIEßGEWÄSSERSTRUKTUR FÜR DIE URBANEN FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK

Bei den kartierten Standgewässern zeigte sich, dass sehr viele Seen als gut oder gar sehr gut anzusehen sind (52,1 %). Der Anteil als unbefriedigend oder schlecht kartierter Seen lag nur bei 5,5 %, während der größte Teil (39,2 %) als mäßig eingestuft wurde. Wertete man nach den Uferlängen aus, verstärkte sich der Eindruck noch. Dann waren ca. zwei Drittel der Seeufer als sehr gut oder gut eingestuft. Für die Seeuferstruktur im Einzelnen

kommt es in starkem Umfang auf die jeweilige Umlandnutzung an; auch in insgesamt eher klassisch urbanen Bereichen waren gute Klassifizierungsergebnisse festzustellen, oft eingebettet in naturnaher oder parkähnlicher Vegetation (Bild 61).

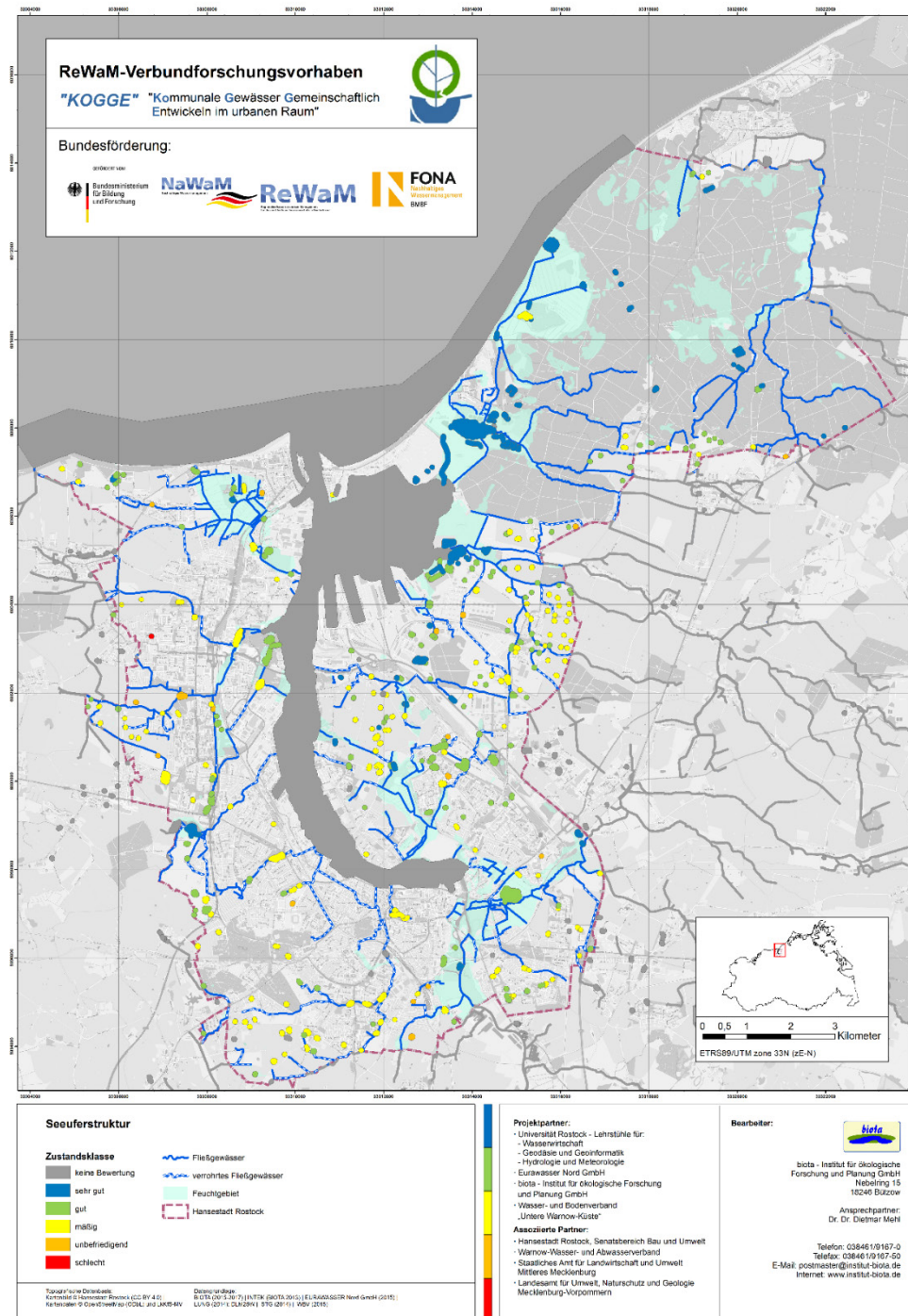


BILD 61: KLASSIFIZIERUNGSERGEBNISSE DER SEEUFERSTRUKTUR FÜR DIE KLEINEN URBANEN SEEN/STANDGEWÄSSER DER HANSE-STADT ROSTOCK

5.6.2 ÖKOLOGISCHE UND NATURSCHUTZFACHLICHE ZUSTANDBEWERTUNG

ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG KLEINER URBANER GEWÄSSER

In den Jahren 2015 bis 2018 sind zahlreiche, im urbanen Raum der Hansestadt Rostock liegende Gewässer mittels des GUI bewertet und klassifiziert worden. Ziel war es, eine flächendeckende Aussage zur ökologischen Funktionalität aller kleinen Gewässer zu treffen, wobei dieses im vorhandenen Zeitrahmen weitestgehend nur für die Fließgewässer realisiert werden konnte. Bei einigen Standgewässern liegen aber zumindest Artenlisten vor. Die Beprobung fand an repräsentativen Stellen statt, so dass diese auf längere Fließabschnitte bezogen werden konnte (Gültigkeitsbereiche). Zwischen den einzelnen, im Gewässerquerschnitt vorhandenen Funktionsbereichen (Sohle/Freiwasser, Ufer und Umland) zeigten sich teilweise starke Unterschiede in den Indizes, die zu einer differenzierten Klassifikation führten. Im Folgenden sollen die Ergebnisse zusammenfassend ausgewertet werden.

Klassifizierung der Gewässersohle und des Freiwassers mittels des Makrozoobenthos

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurde an 106 Probestellen das Makrozoobenthos erfasst. Anhand dessen ist die ökologische Funktionalität der Gewässersohle und des Freiwassers bewertet und klassifiziert worden. Bei 86 dieser Stellen handelte es sich um kleine urbane Fließgewässer, die übrigen 20 gehörten den Standgewässern an. Letztgenannte konnten nicht ausgewertet werden, da das Verfahren darauf noch nicht hinreichend ausgerichtet ist. Des Weiteren konnten fünf Probestellen aufgrund von im Jahresverlauf auftretendem Trockenfallen nicht in die Auswertung einbezogen werden. Dort war keine aussagekräftige Probenahme des Makrozoobenthos möglich (Tabelle 38).

TABELLE 38: PROZENTUALER ANTEIL AN DEN EINZELNEN GÜTEKLASSEN BEZOGEN AUF DIE KARTIERTEN GEWÄSSERLÄNGEN BEI KLEINEN URBANEN FLIEßGEWÄSSERN DER HANSESTADT ROSTOCK (KOMPARTIMENT: „GEWÄSSERSOHL E / FREIWASSER“)

Ökologische Funktionalität	Bewertete Fließgewässerslänge in m	Prozentualer Anteil an den Güteklassen
1 (hoch)	14 139	15,9 %
2 (mäßig)	56 825	76,5 %
3 (gering)	689	1,5 %
nicht bewertbar	3 007	6,1 %
Gesamtlänge der 2015 bis 2018 betrachteten Fließgewässer: 74 661 m		

Insgesamt konnten rund 75 km des Fließgewässernetzes der Hansestadt Rostock hinsichtlich der ökologischen Funktionalität von „Gewässersohle und Freiwasser“ ausgewertet werden. Der Großteil der untersuchten Fließgewässer (76,5 %) erreichte dabei eine mäßige ökologische Funktionalität (Bild 62). Dazu gehören Bäche und Gräben im ganzen Stadtgebiet, wie Teile des Liepengrabens in der Nähe des Überseehafens und die Gräben im Bereich Warnemünde (Warnemünder Moor), Diedrichshagen und Lichtenhagen. Zudem sind insbesondere die Zuläufe zu größeren, WRRL-relevanten Gewässern, wie dem Schmarler Bach (Evershagen) und der Carbäk (auf Höhe der Riekdahler Wiesen) häufig in dieser Kategorie zu finden.

Eine hohe ökologische Funktionalität der Sohle wurde von 15,9 % der untersuchten Gewässerabschnitte erreicht. Diese befanden sich insbesondere im südlichen Stadtgebiet (Rote-Burg-Graben, Kringelgraben, Hellbach), aber auch in den westlichen und östlichen Bereichen. Zu Letztgenannten zählen beispielsweise der Hechtgraben in Toitenwinkel und ein Abschnitt des Dragungrabens in Lütten Klein. Viele Gewässer weisen nur abschnittsweise eine hohe ökologische Funktionalität auf, während sie im vorherigen oder auch weiteren Verlauf lediglich mäßig oder nur gering ökologisch funktional sind. Oft steht dies in Verbindung mit Verrohrungen. Ein Beispiel dafür ist der Kayenmühlengraben. Dieser durchfließt den Botanischen Garten und wurde dort anhand des Makrozoobenthos in

die Güteklasse 1 (hohe Funktionalität) eingeordnet. Für den Abschnitt hinter der Verrohrung (nahe der Warnow) ist hingegen eine geringe ökologische Funktionalität festgestellt worden (Klasse 3).

Nur 1,5 % der untersuchten Gewässerabschnitte waren hinsichtlich ihrer Sohle der Klasse mit geringer ökologischer Funktionalität (Klasse 3) zuzuordnen. Diese unterliegen allesamt einer sehr starken anthropogenen Beeinflussung, die beispielsweise durch eine versiegelte Gewässersohle oder eine sehr starke Verschmutzung der Wassersäule hervorgerufen wird. Dazu gehören u.a. der untere Abschnitt des Kayenmühlengrabens, ein Bereich des Swienskuhlengrabens im Überseehafen und ein Arm des Kanals am Gerberbruch.

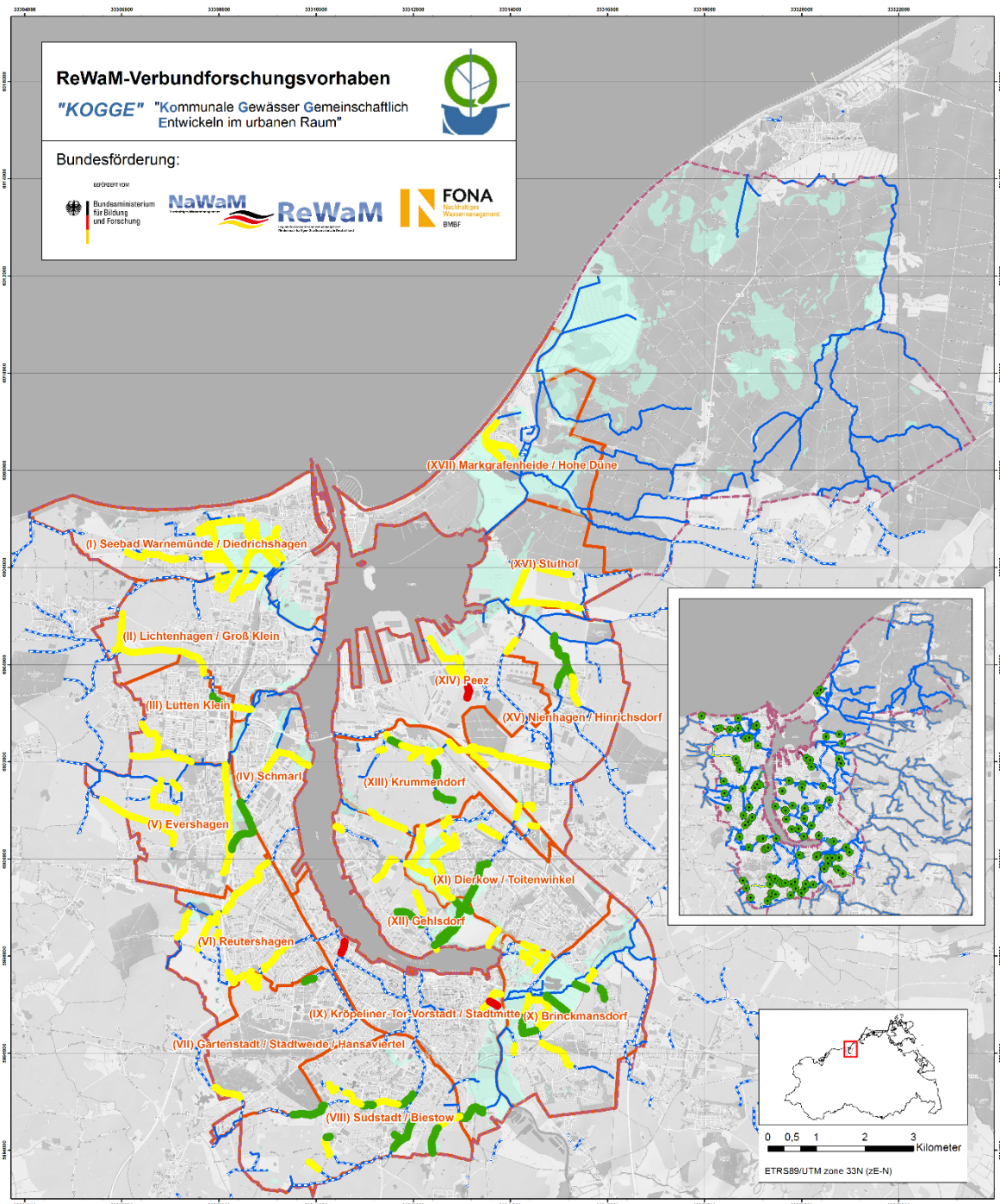


BILD 62: BEWERTUNG DER ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONALITÄT DER GEWÄSSERSOHL UND DES FREIWASSERS KLEINER URBANER GEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK; GRÜNE LINIE: HOHE ÖKOLOGISCHE FUNKTIONALITÄT (Ö.F.), GELB: MÄßIGE Ö.F., ROT: GERINGE Ö.F., GRÜNE PUNKTE PROBESTELLEN

Klassifizierung des Gewässerufers mittels der Makrophyten

In den Jahren 2015 bis 2018 wurden insgesamt an 106 Probestellen die Gewässer- und Ufervegetation erfasst. Darunter befanden sich 20 Standgewässer, die nicht bewertet und dargestellt wurden. Des Weiteren konnten keine Fließgewässerabschnitte bearbeitet werden, die aufgrund natürlicher Gegebenheiten (sehr hohe Beschattung) oder durch technischen Verbau makrophytenfrei/-arm waren. Insgesamt traf dies auf vier Bereiche zu. Die ökologische Funktionalität offener, nicht WRRL-relevanter Fließgewässer wurde in den Jahren 2015 bis 2018 auf einer Strecke von ca. 73 km ermittelt.

TABELLE 39: PROZENTUALER ANTEIL AN DEN EINZELNEN GÜTEKLASSEN BEZOGEN AUF DIE KARTIERTEN GEWÄSSERLÄNGEN BEI KLEINEN URBANEN FLIEßGEWÄSSERN DER HANSESTADT ROSTOCK (KOMPARTIMENT: „UFER“)

Ökologische Funktionalität	Bewertete Fließgewässerlänge in m	Prozentualer Anteil an den Güteklassen
1 (hoch)	15 697	20,9 %
2 (mäßig)	47 185	62,7 %
3 (gering)	9 860	13,1 %
nicht bewertbar	2 450	3,3 %
Gesamtlänge der 2015 bis 2018 betrachteten Fließgewässer:		75 192 m

Gewässer mit einer hohen ökologischen Funktionalität waren mit ca. 21 % abschnittsweise im gesamten Stadtgebiet vorhanden (Tabelle 39 und Bild 63). Durch ihre strukturelle Varianz, ihre Substratbeschaffenheit bzw. ihre Lage innerhalb angrenzender Feuchtgebiete finden vermehrt Arten einen Besiedlungsraum, die zu den Vertretern leitbildkonformer Vegetationstypen der freien Landschaft (Fließgewässer, Feuchtlebensräume) gehören. Insbesondere der Südteil der Hansestadt zeichnet sich durch Vorkommen solcher Gewässerabschnitte aus. Hervorzuheben sind dabei der Hellbach, der Rote Burggraben und der Kringelgraben, nebst Zuflüssen.

Nahezu zwei Drittel aller bewerteten Fließgewässerbereiche wiesen eine mäßige ökologische Funktionalität auf. Deren Vorkommen verteilt sich über das gesamte Stadtgebiet. Die Gewässer sind überwiegend durch homogene Strukturen gekennzeichnet, die nur partiell typisch entwickelte Uferzonen aufweisen. Es können weiterhin Störzeiger mit einem höheren Anteil vorkommen, die eine mäßige Belastung bzw. Degradation der Gewässer signalisieren. Liepengraben, Klostergraben und Rönnggraben sind Beispiele für Gewässer mit einer mäßigen ökologischen Funktionalität.

Ca. 13 % der bewerteten Abschnitte wiesen eine nur geringe ökologische Funktionalität auf. Dabei waren solche Abschnitte sowohl im hochurbanen Raum, als auch in der städtischen Peripherie zu finden. Diese Gewässer sind vielfach durch geradlinige, tiefe, teilweise technisch verbaute Profile gekennzeichnet, die keinen Raum für die Entwicklung randlicher Versumpfungszonen zulassen. Darüber hinaus kommen hier vermehrt Störzeiger vor, die u.a. eine stärkere Belastung der Gewässer v.a. mit Nährstoffen anzeigen. Beispiele für Abschnitte mit geringer ökologischer Funktionalität sind der Unterlauf des Kayenmühlengrabens, der Kanal im Bereich Gerberbruch sowie mehrere Abschnitte des Swienschühlengrabens im Überseehafen.

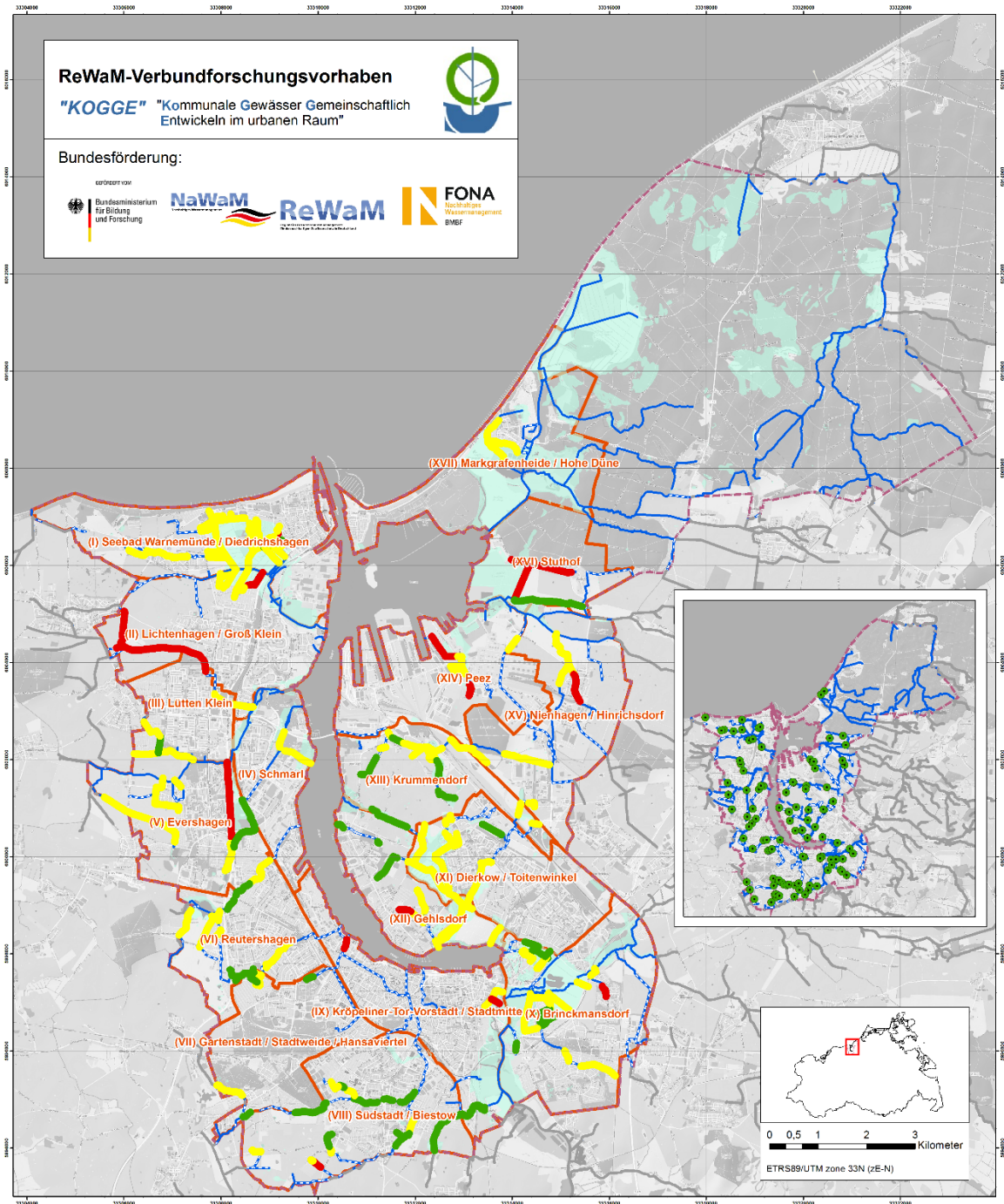


BILD 63: BEWERTUNG DER ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONALITÄT DES GEWÄSSERUFERS KLEINER URBANER GEWÄSSERN DER HANSESTADT ROSTOCK; GRÜNE LINIE: HOHE ÖKOLOGISCHE FUNKTIONALITÄT (Ö.F.), GELB: MÄßIGE Ö.F., ROT: GERINGE Ö.F., GRÜNE PUNKTE PROBESTELLEN

Klassifizierung des Gewässerumlandes mittels der Lepidopteren

In den Untersuchungsjahren wurden an 79 Probestellen Analysen zur ökologischen Funktionalität des Gewässerumlandes an kleinen urbanen Gewässern durchgeführt. Damit konnte eine Bewertung für ca. 114 km Gewässerstrecke realisiert werden, lediglich ein kleiner Anteil der kartierten Gewässerabschnitte war nicht bewertbar. Die größere bewertete Gesamtlänge resultierte im Vergleich zu den anderen Kompartimenten (Gewässersohle und

Ufer) aus der Möglichkeit, die an punktuellen Probestellen erhobene Lepidopterenverbreitung über längere Gewässerabschnitte (Gültigkeitsbereiche) zu interpolieren. Die oft einheitlichen Habitatausprägungen bzw. die größeren Migrationsräume der Lepidopteren ermöglichten dies (Tabelle 40).

TABELLE 40: PROZENTUALER ANTEIL AN DEN EINZELNEN GÜTEKLASSEN BEZOGEN AUF DIE KARTIERTEN GEWÄSSLERLÄNGEN BEI KLEINEN URBANEN FLIEßGEWÄSSERN DER HANSESTADT ROSTOCK (KOMPARTIMENT: „UMLAND“)

Ökologische Funktionalität	Bewertete Fließgewässerslänge in m	Prozentualer Anteil an den Güteklassen
1 (hoch)	58 766	51,6 %
2 (mäßig)	32 400	28,5 %
3 (gering)	14 600	12,8 %
nicht bewertbar	8 091	7,1 %
Gesamtlänge der 2015 bis 2018 betrachteten Fließgewässer: 113 857 m		

Bei den klassifizierten Abschnitten des Gewässerumlandes zeigte sich eine sehr positive Tendenz bezüglich ihrer Funktionalität. Knapp 60 km wiesen eine hohe ökologische Funktionalität auf (Bild 64). Das waren ca. 51 % aller untersuchten Bereiche. Diese Umlandbereiche liegen vornehmlich im Bereich des Diedrichshäger Moores nahe Warnemünde, zwischen Gehlsdorf und Toitenwinkel (Bereich Hechtgraben), Südstadt (z.B. Kringelgraben, Bullen-graben, Hellbach) und in Markgrafeneide. Bei den Abschnitten handelt es sich vornehmlich um Grenzstandorte bezüglich ihrer Nutzbarkeit bzw. um offen gelassene Bereiche an Gräben, an Regenrückhaltebecken, an und in Gartenanlagen oder zwischen Gewerbeansiedlungen. Sie sind entweder mit Röhrichten und Feuchtgrünländern bedeckt oder auf ihnen wachsen Gehölzanzpflanzungen oder nitrophile Staudensäume.

Auf ca. 32 km Fließlänge war das Gewässerumfeld mäßig entwickelt. Das sind knapp 30 % der bewerteten Gewässerbereiche. Derartige Umfeldbereiche treten weit verbreitet, im Prinzip in jedem Stadtteil auf. Sie repräsentieren Abschnitte im Grünland, in parkähnlichen Strukturen bzw. in locker bebauten Siedlungsbereichen.

Rund 15 km Fließstrecke (12,8 % am Bestand untersuchter Gewässer) wiesen eine geringe ökologische Funktionalität auf. Diese Abschnitte liegen vornehmlich in Industriearealen oder in eng mit Wohnbebauung versehenen Bereichen. Sie sind mit urbanen Strukturelementen (Straßen, Wege, versiegelte Flächen, intensiv gepflegtes Grünland etc.) versehen oder in technischer Bauweise ausgeführt (beispielsweise Kanal im Bereich Fischerbruch/Gerberbruch).

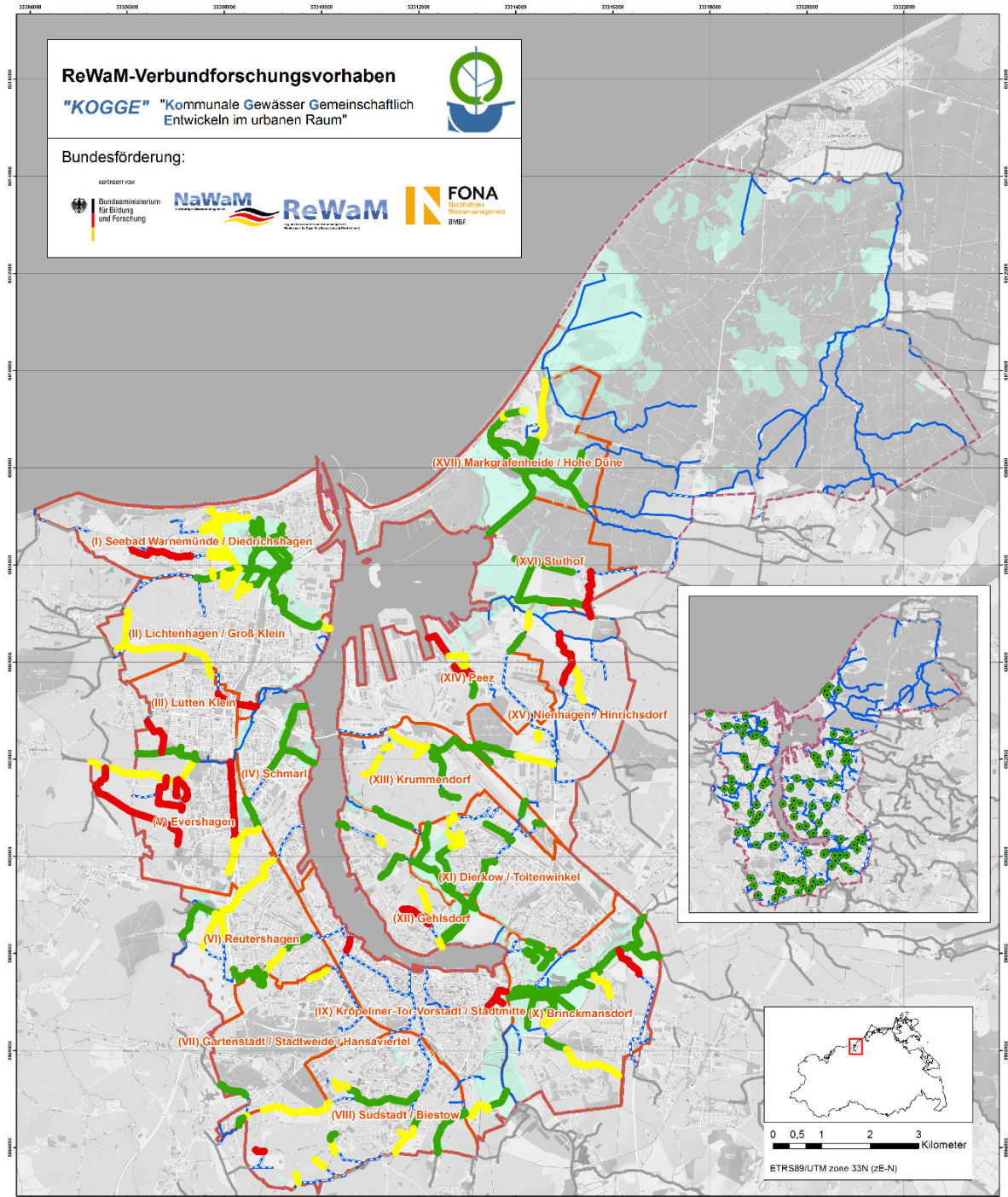


BILD 64: BEZÜGLICH IHRER ÖKOLOGISCHEN FUNKTIONALITÄT IM GEWÄSSERUMFELD KLASSIFIZIERTE ABSCHNITTE AN KLEINEN URBANEN GEWÄSSERN DER HANSESTADT ROSTOCK; GRÜNE LINIE: HOHE ÖKOLOGISCHE FUNKTIONALITÄT (Ö.F.), GELB: MÄßIGE Ö.F., ROT: GERINGE Ö.F., GRÜNE PUNKTE PROBESTELLEN

NATURSCHUTZFACHLICHE BEWERTUNG - IDENTIFIZIERUNG DER HOTSPOTS

Die Methode zur Lokalisierung der Hotspots wurde auf die Datensätze der Jahre 2016 und 2017 angewandt. In den untersuchten Gewässer- und Niederungsbereichen sind insgesamt 724 Arten aus den drei Indikatorgruppen nachgewiesen worden (vgl. Thiele et al. 2018). Zahlreiche Arten davon werden über Bundesgesetze (BNatSchG, BArtSchV) geschützt bzw. über die Roten Listen Deutschlands und Mecklenburg-Vorpommerns in eine der Gefährdungskategorien eingestuft (Binot-Hafke et al. 2011, Wachlin et al. 1997, Voigtländer & Henker 2005, Berlin & Thiele 2016). 257 gehören den Kategorien 3 bzw. 4 an. An 24 Stationen liegen Ergebnisse aller Indikatorgruppen vor. Davon konnten 30 Bereiche als Hotspots der Artendiversität identifiziert werden (Bild 65, Tabelle 41). Der

Anteil an Arten der Kategorien 3 und 4 lag bei ihnen zumeist deutlich über dem angegebenen Mittelwert (Bild 66). Die Stationen befinden sich nahezu ausschließlich im hochurbanen Bereich und außerhalb der städtischen Schutzgebiete. Lediglich ein Hotspot (HS 2) überlagert sich teilweise mit dem Geschützten Landschaftsbestandteil (GLB) „Wiesenrest am Kringlegraben“.

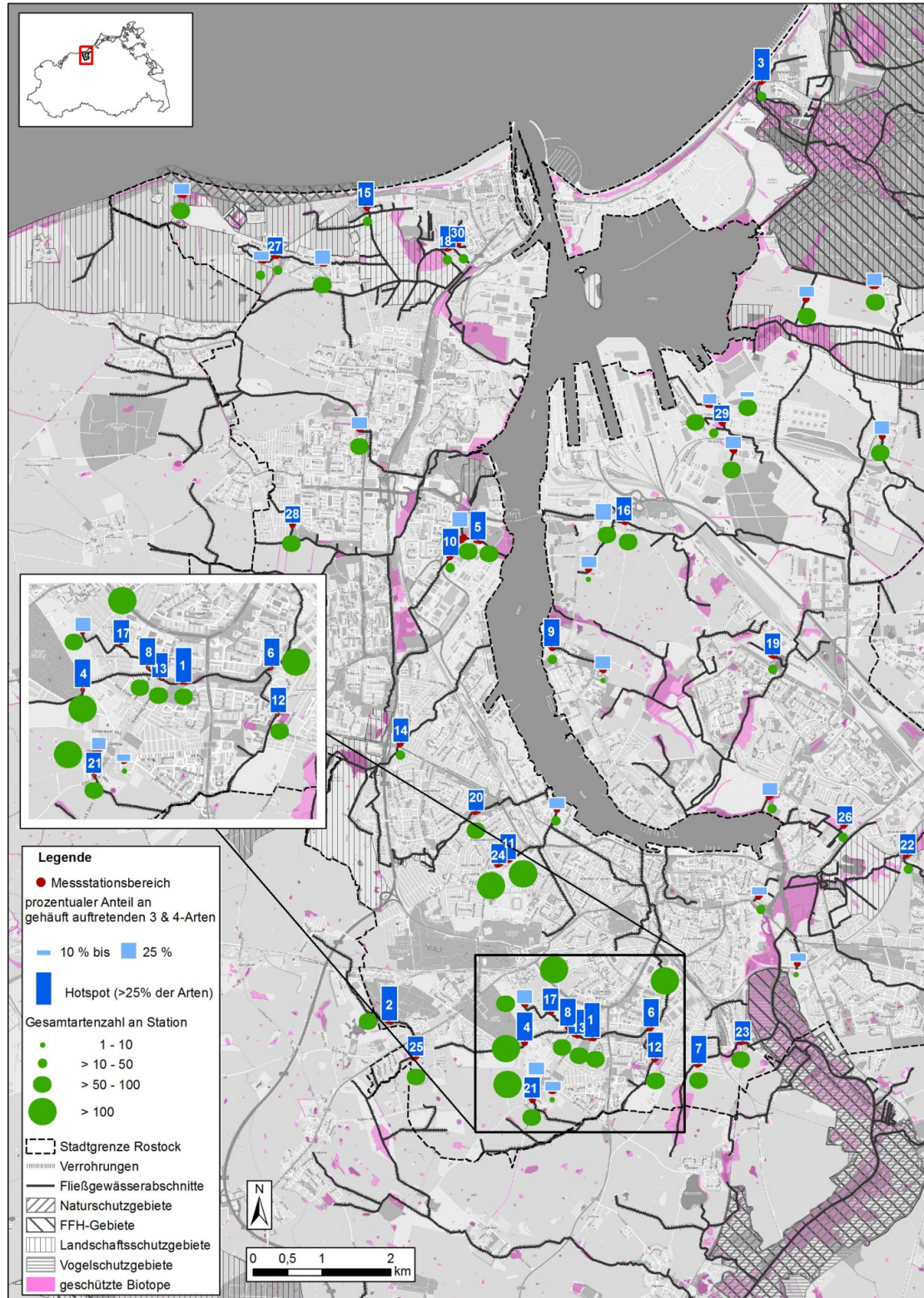


BILD 65: LAGE DER UNTERSUCHTEN GEWÄSSERBEREICHE (STATIONEN) UND HOTSPOTS IN DER HANSESTADT ROSTOCK SOWIE DARSTELLUNG DER GESAMTARTENZAHLE UND DES PROZENTUALEN ANTEILS AN ARTEN DER KATEGORIEN 3 UND 4, AUSWERTUNG DES JAHRES 2016 (KARTENBILD © HANSESTADT ROSTOCK (CC BY 4.0), KARTENDATEN © OPENSTREETMAP (ODBL) UND LKKFS-MV)

TABELLE 41: HOTSPOTS (HS) UND DEREN LAGE IN DER HANSESTADT ROSTOCK (VGL. BILD 65)

Messstation	Nr. des HS (vgl. Bild 65)	Lage des HS	Messstation	Nr. des HS (vgl. Bild 65)	Lage des HS
Kri_A05	1	Kringelgrabensystem	WmDh_A01	16	Warnemünde / Diedrichshagen
Hecht_01	2	Hechtgraben	FeuSG01	17	Feuchtgebiet / Standgewässer Kringelgrabensystem
MaGH_A02	3	Markgrafenheide	WaMo_A03	18	Warnemünder Moor
Kri_A03	4	Kringelgrabensystem	Toiten_A01	19	Toitenwinkel
KloGr_A02	5	Klostergraben	Schw_A01	20	Schwanenteich
Kri_A09	6	Kringelgrabensystem	721_A1	21	Biestow
HeB_A01	7	Hellbach	Riek_2	22	Riekdahl
KriBu_A04	8	Kringelgrabensystem / Bullengra- ben	HeB_A02	23	Hellbach
LaOGr_A02	9	Langenorter Graben	KaySG01	24	Standgewässer am Kayenmühlen- bach
ZuKlo_A01	10	Zulauf Klostergraben	ZulKG_A01	25	Zulauf Kringelgraben
Kay_A02	11	Kayenmühlenbach	Zing_A01	26	Zingelwiese in Diekow
RoBgr_A01	12	Roter Burggraben	1141_SG	27	Standgewässer Diedrichshagen
Kri_A01	13	Kringelgrabensystem	Apf_A01	28	Apfelsinengraben
Jägb_A01	14	Jägerbek in Schutow	Swie_A04	29	Swienskuhlengraben im Bereich Überseehafen
Liep_A02	15	Liepengraben	WaMo_A01	30	Warnemünder Moor

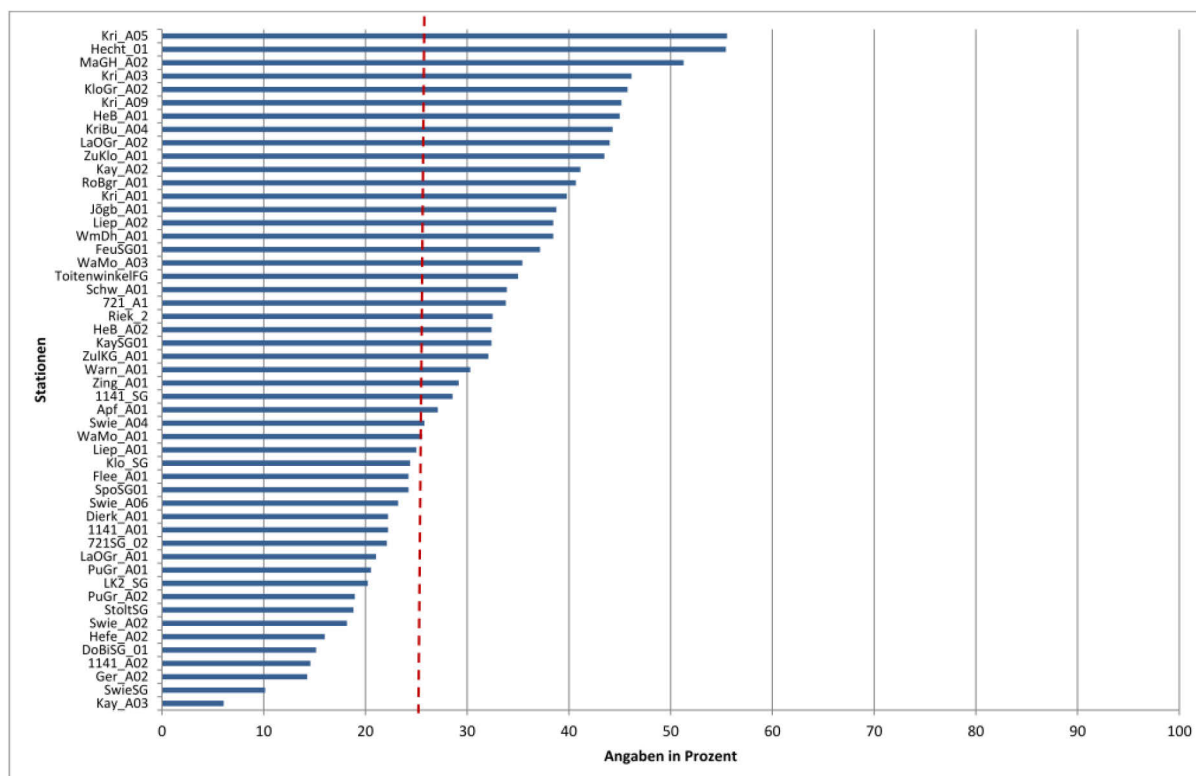


BILD 66: PROZENTUALE ANTEILE AN ARTEN DER KATEGORIEN 3 & 4 AN DER BIOZÖNOSE DER JEWEILIG UNTERSUCHTEN STATIONEN. DIE GESTRICHelte ROTE LINIE KENNZEICHNET DIE 25 % MARKE ZUR IDENTIFIZIERUNG DER HOTSPOTS.

Bei den 30 identifizierten Hotspots gab es sowohl hinsichtlich ihrer räumlichen Lage in der Hansestadt als auch in Bezug auf ihre strukturellen Eigenschaften und Ausprägungen Unterschiede (vgl. Thiele, Eisenbarth & Kasper 2018). Sie sollen nachfolgend nach ihren landschaftlichen Charakteristika exemplarisch beschrieben werden.

Gewässer im Verbund mit alten, dauerhaften Gehölzstrukturen

Im städtischen Bereich finden sich in Form von Stadtparks und Friedhöfen oftmals alte Baumbestände, die dauerhafte Habitate mit zahlreichen Ökotonen und standorttypischen Biozönosen generieren. Gewässer, die durch oder entlang dieser Bereiche fließen, sind in den Stoffkreislauf der parkartigen Anlagen eingebunden und zeichnen sich durch einen hohen Anteil ufernaher, schattenspendender und einheimischer Gehölzstrukturen aus. Diese dienen häufig dem guten ökologischen „Funktionieren“ der Feuchtlebensräume. Sowohl hygrophile Lepidopteren der Wälder und Uferlebensräume als auch detritusfressende Makrozoobenthos kommen hier in großen Zahlen vor. Im südlichen Teil der Hansestadt Rostock trifft das besonders auf einen Gewässerabschnitt des Krinkelgrabens zu, der sich direkt neben einem Friedhof befindet (HS 5). Zudem durchfließt ein Abschnitt des Rönnggrabens den „Schweizer Wald“ (HS 1, Bild 67), im Barnstorfer Wald weist die Niederung des Hechtgrabens Röhrichte und Bruchgehölze auf (HS 3) und die Jägerbäk hat zahlreiche Gehölzstrukturen an ihren Ufern (HS 7). All diese Gewässerabschnitte bilden Hotspots der Artendiversität. Wichtige standorttypische Vertreter dieses Lebensraums sind u.a. der Schönbär (*Callimorpha dominula*, RL-MV 3), zahlreiche Schwärmerarten (*Sphingidae*), der Adlerfarn-Wurzelbohrer (*Hepialus fusconebulosus*, RL-D V, RL-MV 3), die Scharfe Tellerschnecke (*Anisus vortex*, RL-D V) sowie die Bachbunge (*Veronica beccabunga*), die Kleinblättrige Brunnenkresse (*Nasturtium microphyllum*) und der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*).



BILD 67: ALTE UND ÜBER JAHRZEHNTE PERSISTENTE GEHÖLZSTRUKTUREN FÖRDERN IM ZUSAMMENSPIEL MIT KLEINEN URBANEN GEWÄSSERN DIE STANDORTTYPISCHE ARTENVIELFALT IM GEWÄSSER UND IN DER NIEDERUNG (LINKS: HS 5 – KRINGELGRABEN AM FRIEDHOF, RECHTS: HS 1 – RÖNNGRABEN IM „SCHWEIZER WALD“)

Folgende Hotspots fallen in diese Kategorie:

TABELLE 42: HOTSPOTS IN DER KATEGORIE: GEWÄSSER IM VERBUND MIT ALTEN, DAUERHAFTEN GEHÖLZSTRUKTUREN

Nummer Hotspot	Lage	Charakterisierung des Habitates
HS 2	Hechtgraben im Barnstorfer Wald (Hecht_01)	durchflossenes Waldgebiet, Moorsenke mit Röhrichten und Bruchwaldgehölzen, Rückstau
HS 3	Bach in Markgrafenheide (Parkplatz hinter den Dünen) (MaGH_A02)	südlich angrenzendes Waldgebiet
HS 4	Kringelgraben am Neuen Friedhof (Kri_A03)	randlicher Verlauf, alte Gehölze, störungsarmes Gebiet
HS 5	Klostergraben unterhalb des Schöpfwerks in Schmarl (KloGr_A02)	partiell mit Gehölzen umstandenes Gewässer, räumliche Nähe zum Standgewässer am Schöpfwerk
HS 6	Kringelgraben (Kri_A09), im östlichen Bereich des Kringelgrabenparkes	teilweise mit Gehölzen bestandener Parkbereich
HS 10	Zulauf zum Klostergraben in Schmarl (Zu-Klo_A01)	partiell mit Gehölzen umstandenes Gewässer, räumliche Nähe zum Standgewässer am Schöpfwerk
HS 12	Roter Burggraben in der Südstadt (RoBgr_A01)	Gehölze auf einer größeren Brachfläche zwischen Wohnbebauung und Wiesenfläche (störungsarmes Gebiet)
HS 13	Kringelgraben am Biestower Damm (Kri_A01)	partiell mit Gehölzen bestandenes Gewässer
HS 14	Jägerbek am Schutower Kreuz (Jägb_A01)	teilweise mit Gehölzen bestanden
HS 15	Liepengraben in Krummendorf (Liep_A02)	einzelne Gehölze am Gewässer in der Ortslage
HS 21	Graben im Neubau-Wohngebiet in Biestow (721_A1)	mit Gehölzen bestandenes, störungsarmes Gewässer (teilweise durch den Unterhaltungsverband eingezäunt)
HS 22	Graben zwischen Riekdahl und Alt Bartelsdorf (Riek_2)	Senkenbereich, Bruchwaldgehölze, im näheren Umfeld größere Röhrichtflächen im Saum der Carbäk
HS 25	Zulauf Kringelgraben in Biestow-Ausbau	durchflossenes Gehölzareal, moorige Senke mit Röhrichtgürtel
HS 27	Standgewässer im Neubaugebiet in Diedrichshagen	Einzelgehölze entlang des Gewässers, im näheren Umfeld alte, dichte Gehölzbestände
HS 28	Apfelsinengraben am westlichen Rand vom "Park am Fischerdorf"	Gehölze entlang des Gewässers, westlich des Grabens große Gartenanlage mit Gehölzen, östlich Gehölzbestand innerhalb des Parks

Gewässer im Verbund mit Feuchtwiesen und Senken

Wenn im urbanen Raum um ein Kleingewässer Versumpfungen oder Vermoorungen auftreten, entsteht ein Bereich, der kaum zu bewirtschaften ist. Hohe Grundwasserstände und/oder eine eingeschränkte Vorflut sind zumeist Voraussetzung dafür. Auf diesen Flächen bilden sich vielfach kleinflächig Feuchtwiesen aus, die partiell von Bruchgehölzen gesäumt oder durchsetzt sind. Dieser Raum fungiert oft als Refugium für viele feuchtgebietstypische Arten, die in anderen Bereichen durch hydraulischen Stress oder Austrocknung verloren gegangen sind. Solche Hotspots der Artendiversität befinden sich beispielsweise im Zulaufsystem des Kringelgrabens (HS 6 und HS 2, Bild 68). Der Bullengraben (HS 2) ist außerdem Bestandteil des GLB „Wiesenrest am Kringelgraben“, der als letzter Rest einer natürlichen Feuchtwiesenvegetation einen unverzichtbaren Bestandteil eines Grünzuges für die Südstadt darstellt (UNB Rostock, Nr. GLB-R 12). An diesen Hotspots wurden u.a. die Wiesen-Segge (*Carex nigra*, RL-MV 3), das Schmalblättrige Wollgras (*Eriophorum angustifolium*, RL-MV 3), die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*, b.g. = besonders geschützt), die Teichnapfschnecke (*Acroloxus lacustris*, RL-D V), die Köcherfliege *Holocentropus stagnalis* (RL-D 3, RL-MV 3) sowie Heidelibellen (*Sympetrum* sp.), Mosaikjungfern (*Aeshna* sp.) und Azurjungfern (*Coenagrion* sp.) nachgewiesen. Außerdem zählen die Graseulen der Gattung *Mythimna*, die Janthe-Bandeule (*Triphaena janthina*) und Schilfeulen der Gattungen *Phragmitiphila* und *Arenostola* zu den standorttypischen Arten.



BILD 68: EIN AUFGRUND HOHER WASSERSTÄNDE WEITRÄUMIG VERMOORTES STANDGEWÄSSER IN EINER FEUCHTWIESE (HS 6, LINKS) UND EIN DARIN VERLAUFENDES FLIEßGEWÄSSER (HS 2, RECHTS) GENERIEREN EINE STANDORTTYPISCHE FLORA UND FAUNA

Folgende Hotspots fallen in diese Kategorie:

TABELLE 43: HOTSPOTS IN DER KATEGORIE: GEWÄSSER IM VERBUND MIT FEUCHTWIESEN UND SENKEN

Nummer Hotspot	Lage	Charakterisierung des Habitates
HS 7	Hellbach (HeB_A01) zwischen den Gartenanlagen am Hellberg südlich des Hauptbahnhofs	mit Röhrichten bestandene durchflossene Senke
HS 8	Bullengraben im Zulauf des Kringelgrabensystems westlich des Biestower Damms (KriBu_A04)	Feuchtwiesenvegetation zugehörig zum GLB „Wiesenrest am Kringelgraben“
HS 16	Graben am Parkplatz in Diedrichshagen (WmDh_A01)	mit Röhrichten und Gehölzen bestandene Brachefläche sowie im näheren Umfeld vorhandene (Feucht-) Grünlandflächen
HS 17	Feuchtgebiet am Bullengraben / Kringelgrabensystem zwischen Gartenanlagen in Biestow (FeuSG01)	Standgewässer von Röhrichtfläche und Einzelgehölzen umgeben, räumliche Nähe zu dichter Gehölzfläche
HS 18	Warnemünder Moor (WaMo_A03) am Rand von Warnemünde (Laakniederung)	feuchter Senkenbereich, renaturiertes Moor
HS 19	Graben am Gewerbegebiet in Toitenwinkel (Toiten_A01)	feuchter Senkenbereich mit Ruderalvegetation auf Bracheflächen, räumliche Nähe zu Standgewässer

Nummer Hotspot	Lage	Charakterisierung des Habitates
HS 26	Graben an der Zingelwiese in Dierkow (Zing_A01)	Feuchtwiese in der Niederung, partiell Röhricht und im näheren Umfeld Einzelgehölze vorhanden
HS 30	Warnemünder Moor (WaMo_A03) zwischen Gehölzflächen und Gartenanlagen an der Laakniederung	Gehölze mit Röhricht, im näheren Umfeld Moorflächen

Gewässer im Verbund mit durchflossenen und/oder angeschlossenen Standgewässern

In der jungglazialen Landschaft Mecklenburg-Vorpommerns haben nacheiszeitlich abgetaute Toteisblöcke Hohlformen hinterlassen, die sich holozän vielfach mit Wasser füllten und heute im urbanen Bereich häufig in das Entwässerungssystem der Städte eingebunden sind. Zudem hat der Mensch Regenrückhalte- und Speicherbecken geschaffen, die an Fließgewässer angeschlossen sind oder von diesen durchflossen werden. Je nach Größe, Grad an Natürlichkeit und Wasserstandsschwankungen haben sich artenreiche Refugien für zahlreiche stenotope Feuchtarten entwickeln können, die naturnahe Strukturen aufweisen. Sie wirken vielfach als Donor für die Wiederbesiedlung der zumeist weniger naturnahen Gewässer. Solche Bereiche finden sich am Klostergraben (HS 9 und HS 10, Bild 69). Standorttypische Arten sind die Schilfrohr-Wurzeleule (*Rhizedra lutosus*), Pappel- und Weinschwärmer (*Amorpha populi*, *Pergesa elpenor* und *P. porcellus*), Ufer-Segge (*Carex riparia*), Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*), Echtes Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), der Schlamm-Schlundegel (*Erpobdella testacea*) und die Weitmündige Schlammschnecke (*Radix ampla*, RL-D 1).



BILD 69: DAS STANDGEWÄSSER AM KLOSTERGRABEN (HS 9, LINKS) STEHT DIREKT IN VERBINDUNG MIT DEM FLIEßGEWÄSSER (HS 10, RECHTS) UND NATURNAHEN FEUCHTSTRUKTUREN

Folgende Hotspots fallen in diese Kategorie:

TABELLE 44: HOTSPOTS IN DER KATEGORIE: GEWÄSSER IM VERBUND MIT DURCHFLOSSENEN UND/ODER ANGESCHLOSSENEN STANDGEWÄSSERN

Nummer Hotspot	Lage	Charakterisierung des Habitates
HS 1	Kringelgraben (Kri_A05), westlich der Nobelstraße	durchflossenes und teilweise mit alten Gehölzen umstandenes Standgewässer, Röhrichtgürtel partiell vorhanden
HS 9	Langenorter Graben in Gehlsdorf an der Warnow (LaOGr_A02)	Beeinflussung durch die Nähe zur Warnow, Gehölzstrukturen entlang des Gewässers
HS 23	Hellbach am Standgewässer in Dalwitzhof (HeB_A02)	durchflossenes und dicht mit alten Gehölzen umstandenes Standgewässer, teilweise im Hinterland anschließender Röhrichtgürtel vorhanden, störungsarmer Bereich

HS 24	Standgewässer am Kaymühlenbach im Botanischen Garten (KaySG01)	Standgewässer mit Einzelgehölzen umgeben, im nahen Umfeld dichter Gehölzbestand, störungsarmes Gebiet
HS 29	Swienkuhlengraben im Überseehafen (Swie_A04)	entlang des Gewässer Gehölze vorhanden, Brachfläche mit Einzelgehölze und partiell Röhrichtbeständen sowie Verbindung zu Standgewässer

Gewässer im Verbund mit Grünflächen für die Naherholung und/oder Bildung

Viele Naherholungsgebiete und öffentliche Grünflächen nutzen Gewässer als maßgebliche Struktur- und Gestaltungselemente. Da ein natürlich anmutendes Gewässer gemeinhin als ästhetisch ansprechender empfunden wird, kann auch die Flora und Fauna von diesen Gegebenheiten profitieren. In der Hansestadt Rostock stellt der Botanische Garten ein solches Beispiel dar. Der Kayenmühlenbach (HS 4) ist hier in einer weitestgehend naturnahen Form erhalten geblieben (Bild 70). Er entspringt aus einem Quelltopf in einer Orchideenwiese und durchfließt ein kleines Wäldchen sowie mehrere Standgewässer (HS 8). Somit stehen den Arten verschiedene Habitats auf relativ kleinem Raum zur Verfügung. Dies begünstigt die Biodiversität in besonders hohem Maße. Zu den standorttypischen Arten zählen hier der Hauhechel-Bläuling (*Lycaena icarus*, b.g.), der Mittlere Weinschwärmer (*Pergesa elpenor*), Breitblättriges Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*, RL-D 3, RL-MV 2), Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*, RL-MV V), Sumpf-Wolfsmilch (*Euphorbia palustris*, b.g., RL-D 3, RL-MV 3), die Köcherfliege *Beraea maura* (RL-MV 1), die Bauchige Schnauzenschnecke (*Bithynia leachii leachii*, RL-D 2) und die Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*, b.g., RL-D V).



BILD 70: BOTANISCHER GARTEN DER UNIVERSITÄT ROSTOCK MIT DEM KAYENMÜHLENBACH (HS 4, RECHTS), DER MEHRERE STANDGEWÄSSER (HS 8, LINKS) DURCHFLEIßT UND ZUGLEICH EIN MAßGEBLICHES GESTALTUNGSELEMENT DER ÖFFENTLICHEN ANLAGE DARSTELLT

Folgende Hotspots fallen in diese Kategorie:

TABELLE 45: HOTSPOTS IN DER KATEGORIE: GEWÄSSER IM VERBUND MIT GRÜNFLÄCHEN FÜR DIE NAHERHOLUNG UND/ODER BILDUNG

Nummer Hotspot	Lage	Charakterisierung des Habitates
HS 11	Kaymühlenbach im Botanischen Garten Rostock (Kay_A02)	durchfließt mehrere Standgewässer, Graben als Gestaltungselement, störungsarmes Gebiet
HS 20	Graben im Schwanenteichpark (Schw_A01)	Graben durchfließt den Schwanenteich und stellt das zentrale Element des Parkes dar, Schwanenteich ist partiell gehölzsumstanden und mit Röhrichten versehen

5.6.3 CHEMISCH-PHYSIKALISCHER ZUSTAND

Ziel war es, eine flächendeckende Aussage zum chemisch-physikalischen Zustand aller kleinen Gewässer zu erarbeiten, wobei dieses im vorhandenen Zeitraum weitestgehend nur für die Fließgewässer realisiert werden konnte. Bei den beprobten Standgewässern liegen aber zumindest die Analyseergebnisse vor. Ausgewertet wurden chemisch-physikalische Parameter an 93 Probestellen (73 Fließgewässer; 20 Standgewässer). Die Güteklassifizierung der Fließgewässer erfolgte nach LAWA (Tabelle 46 bis Tabelle 48). Da die kleinen urbanen Gewässer keinem Fließgewässertyp zugeordnet sind wurden nach Einschätzung der Experten die beiden am besten vergleichbaren Fließgewässertypen 14 und 16 (Sand- bzw. Kiesgeprägte Tieflandbäche) angenommen. Für das ortho-Phosphat wurde allein der Orientierungswert von 0,07 mg/l nach der Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Arbeitspapier II (Stand 2015) zugrunde gelegt, da hier keine aktuelle Klassifizierung vorliegt.

TABELLE 46: GÜTEKLASSIFIKATION FÜR AMMONIUM-STICKSTOFF IN MG/L NACH LAWA, VERGLEICHSWERT: JAHRESMITTEL

Gewässertyp	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
14,16,19	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 1,6	> 1,6

TABELLE 47: GÜTEKLASSIFIKATION FÜR NITRAT-STICKSTOFF IN MG/L NACH LAWA, VERGLEICHSWERT: 90-PERZENTIL

Gewässertyp	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
alle	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20

TABELLE 48: GÜTEKLASSIFIKATION FÜR GESAMTPHOSPHOR IN MG/L NACH LAWA, VERGLEICHSWERT: JAHRESMITTEL

Gewässertyp	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
14,16	≤ 0,05	≤ 0,075	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8

Die Verteilung der Bewertungsergebnisse ist in Tabelle 49 zusammengefasst, sowie prozentual im Bild 71 dargestellt. Im Ergebnis zeigte sich für beide Stickstoff-Verbindungen, dass über 50 % der Messstellen den Orientierungswert nach LAWA unterschritten. Dagegen zeigten die Ergebnisse des Gesamt-Phosphors, dass nur ca. 20 % der Messstellen den Vorgaben entsprachen. Auffallend ist hier auch der hohe Anteil der schlechtesten Güteklasse IV mit rund 20 %. Zog man die Ergebnisse des ortho-Phosphats hinzu zeigte sich, dass nur 7 von 52 Messstellen den Orientierungswert von 0,07 mg/l unterschritten. Deutlich zeigte die Verteilung die Heterogenität der Belastung unter den Messstellen, die sich vor allem auch teilträumlich entsprechend stark differenzierten. Es ist darauf hinzuweisen, dass nicht immer alle Parameter aufgenommen worden sind, dennoch lassen sich erste Schwerpunkte anhand der Karte in Bild 72 erkennen, an denen weitere Messungen zur Identifikation der Belastungsursache empfehlenswert sind. Abgebildet ist dort die Defizitbewertung, die sich aus den Ergebnissen der drei Parameter ergibt. Ein Defizit stellt sich ein, wenn ein Parameter die Güteanforderungen GK > II nicht erfüllt. Auf die Darstellung der Einzelparameter wurde aufgrund der Übersichtlichkeit verzichtet.

TABELLE 49: VERTEILUNG DER ANZAHL DER MESSSTELLEN IN DIE 7 GÜTEKLASSEN

Güteklasse (GK)	Ammonium	Nitrat	Gesamt-P
I	9	23	0
I-II	16	8	3
II	15	13	3
II-III	12	12	8
III	6	5	7
III-IV	7	3	6
IV	5	0	6
Anzahl Messstellen	70	64	33

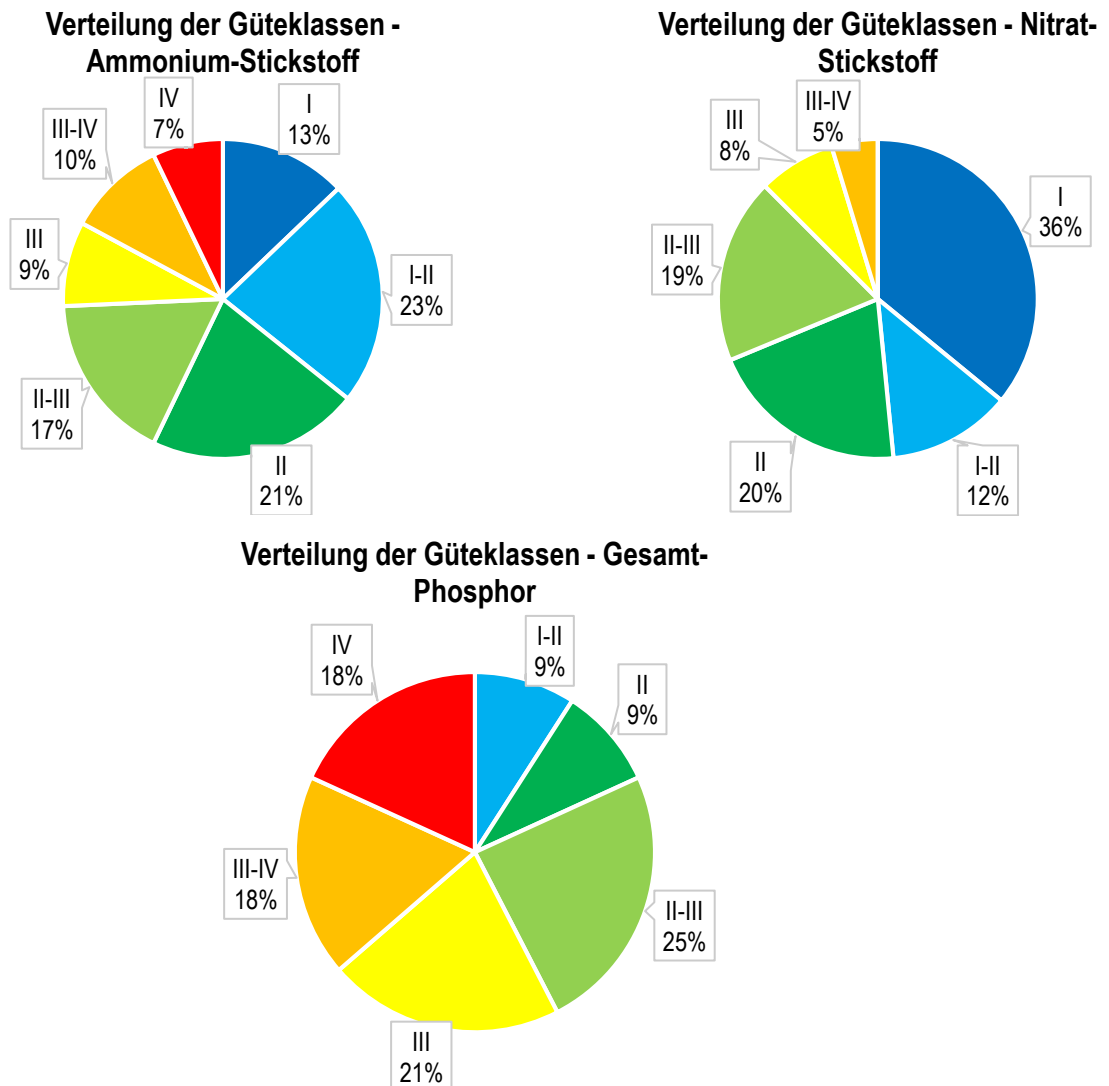


BILD 71: VERTEILUNG DER GÜTEKLASSEN DER NÄHRSTOFFPARAMETER

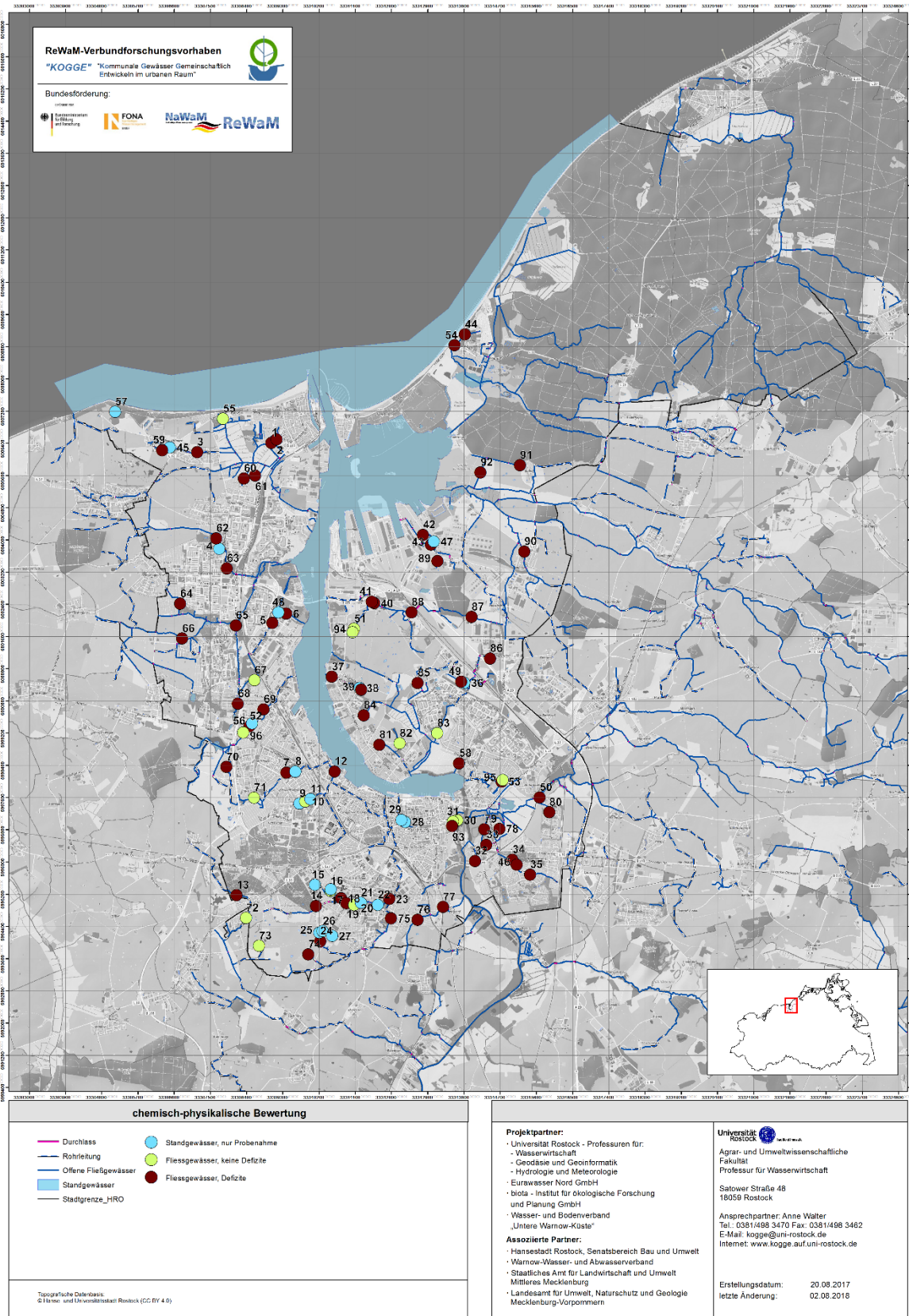


BILD 72: ÜBERSICHT DER DEFIZITBEWERTUNG DER CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN UNTERSUCHUNGEN (FÜR DIE STANDGEWÄSSER ER-FOLGTE KEINE DEFIZITBEWERTUNG)

5.7 SOZIO-KULTURELLE ASPEKTE

5.7.1 FLIEßGEWÄSSER

Die Bewertung der vorgestellten Parameter (1) Sichtbarkeit, (2) Erreichbarkeit, (3) Zugänglichkeit, (4) Eigenart sowie (5) Aufenthaltsqualität für die Fließgewässer nach den Bewertungsklassen 1 bis 5 zeigen die nachfolgenden Bilder. Hiernach sind nur relativ kleine Streckenanteile als tatsächlich „attraktiv“ einzustufen.

Dies drückt sich letztlich auch in der Gesamtbewertung der sozio-kulturellen Aspekte der Fließgewässer aus (Bild 78 und Bild 79). Die Gesamtbewertung für die Fließgewässerabschnitte basiert dabei auf dem arithmetischen Mittelwert der Bewertungen aller fünf Einzelparameter. Ca. 84 % der Fließgewässerabschnitte haben demnach nur geringe oder sehr geringe bis fehlende sozio-kulturelle ÖSL. Eine sehr gute Ausprägung (sehr hohe ÖSL) kam praktisch gar nicht vor und der Anteil an Fließgewässern mit hoher ÖSL lag bei nur ca. 1 %. Insgesamt zeigt dies auf, welche enormen Reserven in der Entwicklung der Rostocker Fließgewässer im Sinne möglichst hoher sozio-kultureller ÖSL liegen.

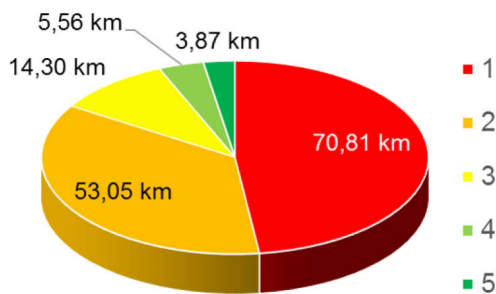


BILD 73: BEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK NACH STRECKENANTEILEN IN BEZUG AUF DIE SICHTBARKEIT DES GEWÄSSERS (MEHL ET AL. 2018D)

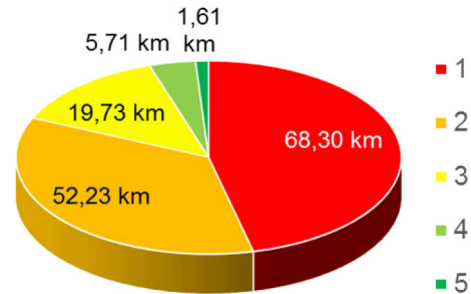


BILD 74: BEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK NACH STRECKENANTEILEN IN BEZUG AUF DIE ERREICHBARKEIT DES GEWÄSSERS (MEHL ET AL. 2018D)

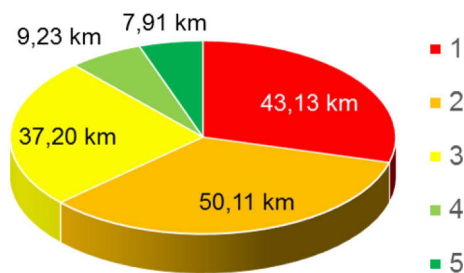


BILD 75: BEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK NACH STRECKENANTEILEN IN BEZUG AUF DIE ZUGÄNGLICHKEIT DES GEWÄSSERS (MEHL ET AL. 2018D)

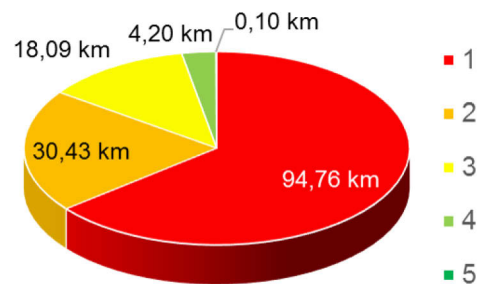


BILD 76: BEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK NACH STRECKENANTEILEN IN BEZUG AUF DIE EIGENART DES GEWÄSSERS (MEHL ET AL. 2018D)

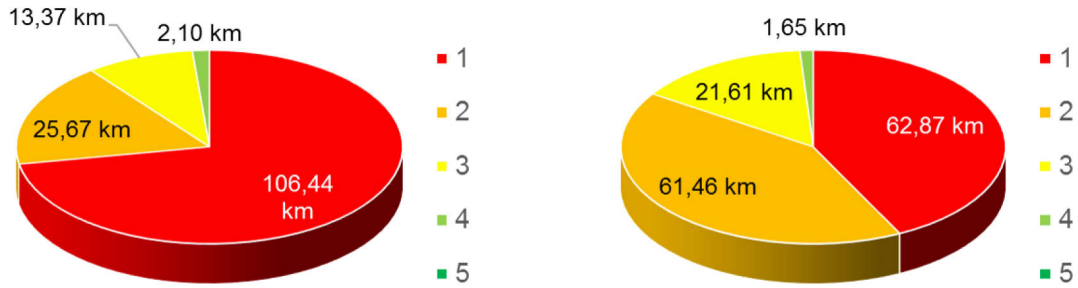


BILD 77: BEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK NACH STRECKENANTEILEN IN BEZUG AUF DIE AUFENTHALTSQUALITÄT DES GEWÄSSERS (MEHL ET AL. 2018D)

BILD 78: GESAMTBEWERTUNG DER SOZIOKULTURELLEN ÖSL DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK NACH STRECKENANTEILEN (MEHL ET AL. 2018D)

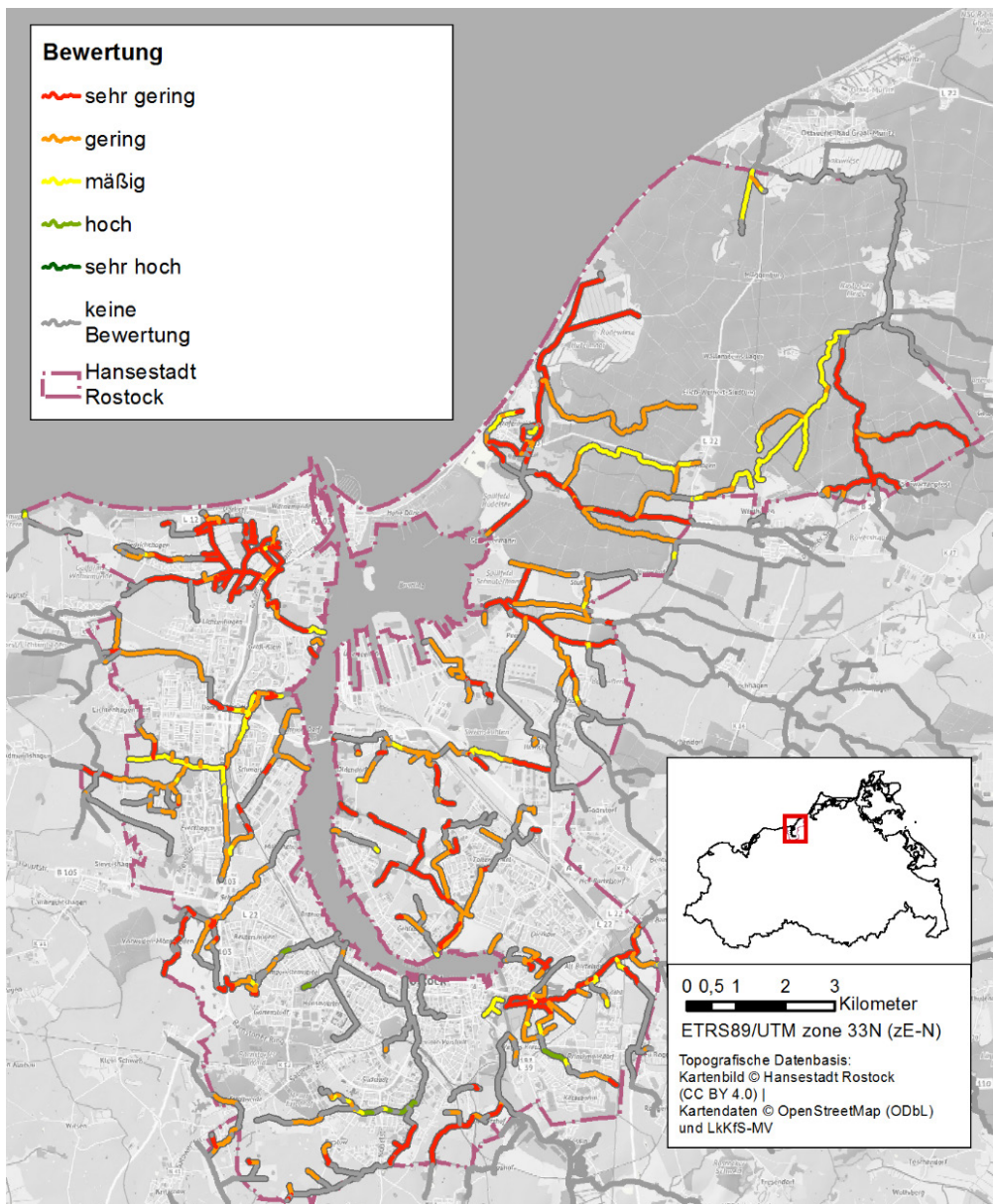


BILD 79: GESAMTBEWERTUNG DER SOZIOKULTURELLEN ÖSL DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK (MEHL ET AL. 2018D)

Noch deutlicher wird es, wenn die verrohrten Fließgewässerabschnitte konsequent mit zu den Abschnitten mit sehr geringer sozio-kultureller Gesamtbewertung gezählt werden. Dann verschieben sich die Bewertungsklassen entsprechend Bild 80. Die Abschnitte mit sehr geringer ÖSL umfassen dann bereits alleine fast 53 % aller Abschnitte. Auch beträgt der Anteil der verrohrten Fließgewässerabschnitte davon wiederum mehr als 50 %.

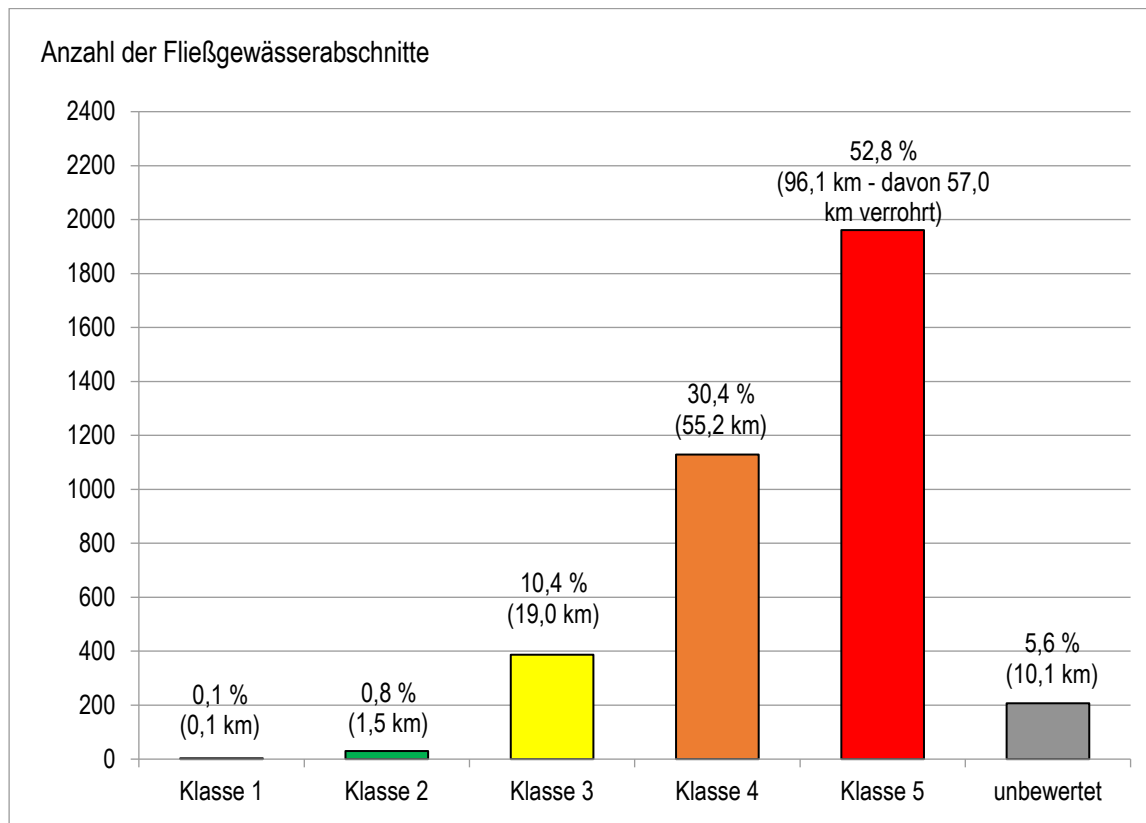


BILD 80: GESAMTBEWERTUNG DER SOZIOKULTURELLEN ÖSL DER FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK EINSCHLIEßLICH DER VERROHRTEN (IN KLASSE 5 ENTHALTEN) UND DER NICHT-KARTIERTEN FLIEßGEWÄSSERABSCHNITTE

5.7.2 SEEN

Für die Seen zeigen die folgenden Bilder die Bewertung der oben vorgestellten Parameter (1) Sichtbarkeit, (2) Erreichbarkeit, (3) Zugänglichkeit, (4) Eigenart sowie (5) Aufenthaltsqualität nach den Bewertungsklassen 1 bis 5. Auch bei den Seen sind demnach nur sehr wenige als „attraktiv“ einzustufen.

Dies schlägt auch auf die Gesamtbewertung der sozio-kulturellen Aspekte der Seen durch (Bild 86). Auf eine kartographische Gesamtdarstellung wurde auf Grund der geringen Größe der einzelnen Seen verzichtet. Die Gesamtbewertung für die Seen basiert wiederum auf dem arithmetischen Mittelwert der Bewertungen aller 5 Einzelparameter. In etwa ergab sich ein gleiches Bild wie bei den Fließgewässern: Ca. 85 % der Seen haben demnach nur geringe oder sehr geringe bis fehlende sozio-kulturelle ÖSL. Eine sehr gute Ausprägung (sehr hohe ÖSL) kam nur bei einem See vor und der Anteil der Seen mit hoher ÖSL lag bei nur ca. 3 %. Auch für die Seen gilt daher, dass ein großes Potenzial in der Entwicklung möglichst hoher sozio-kultureller ÖSL liegt.

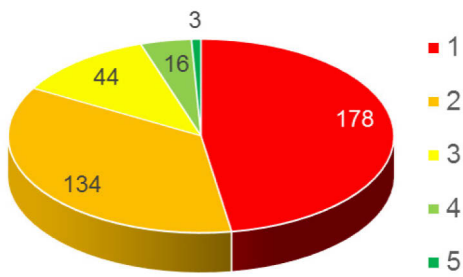


BILD 81: BEWERTUNG DER SEEN DER HANSESTADT ROSTOCK IN BEZUG AUF DIE SICHTBARKEIT DES GEWÄSSERS (ANZAHL)

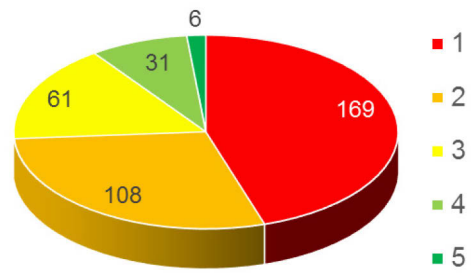


BILD 82: BEWERTUNG DER SEEN DER HANSESTADT ROSTOCK IN BEZUG AUF DIE ERREICHBARKEIT DES GEWÄSSERS (ANZAHL)

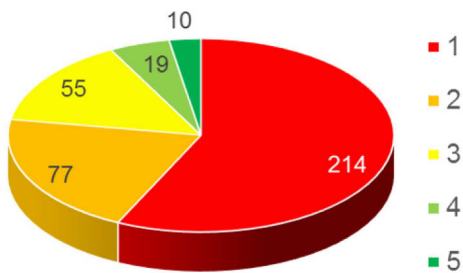


BILD 83: BEWERTUNG DER SEEN DER HANSESTADT ROSTOCK IN BEZUG AUF DIE ZUGÄNGLICHKEIT DES GEWÄSSERS (ANZAHL)

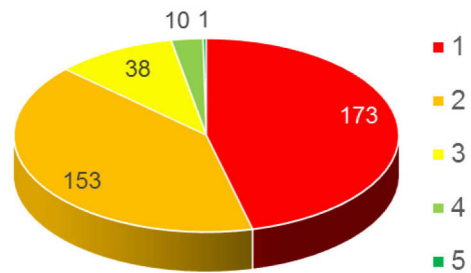


BILD 84: BEWERTUNG DER SEEN DER HANSESTADT ROSTOCK IN BEZUG AUF DIE EIGENART DES GEWÄSSERS (ANZAHL)

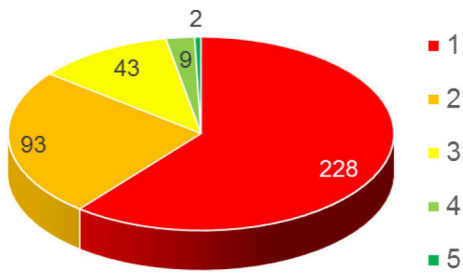


BILD 85: BEWERTUNG DER SEEN DER HANSESTADT ROSTOCK IN BEZUG AUF DIE AUFENTHALTSQUALITÄT DES GEWÄSSERS (ANZAHL)

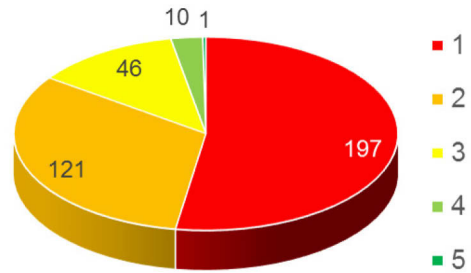


BILD 86: GESAMTBEWERTUNG DER SOZIOKULTURELLEN ÖSL DER SEEN DER HANSESTADT ROSTOCK (ANZAHL) (MEHL ET AL. 2018D)

5.8 ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

5.8.1 BEWERTUNG AUSGEWÄHLTER REGULATIVER ÖKOSYSTEMFUNKTIONEN UND ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

HOCHWASSERREGULATION DURCH FLIEßGEWÄSSER: ABFLUSSKAPAZITÄT

Nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung

Die nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung ergibt für die ÖSL Hochwasserregulation/Abflusskapazität (AK) die Bewertungsklassen entsprechend Tabelle 50. Abschnitte mit Rohrleitungen wurden pragmatisch grundsätzlich in die Bewertungsklasse 1 eingeordnet, weil Rohrleitungen im Regelfall für 100-jährliche Hochwasserereignisse nicht ausgelegt sind (Mehl et al. 2015), sie bilden demnach fast immer ein Abflusshindernis.

TABELLE 50: FÜNFSTUFIGE BEWERTUNG DER ÖSL HOCHWASSERREGULATION/ABFLUSSKAPAZITÄT

Klasse	Ökosystemleistung	AK _i
5	Sehr hoch	> 0,8 ... ≥ 1,0
4	Hoch	> 0,6 ... ≤ 0,8
3	Mäßig	> 0,4 ... ≤ 0,6
2	Gering	> 0,2 ... ≤ 0,4
1	Sehr gering bis fehlend	≥ 0 ... ≤ 0,2

Das Bewertungsergebnis ist in Bild 87 dargestellt. Danach sind 34 % der Fließgewässerabschnitte bzw. -längen von der ÖSL Abflusskapazität her als sehr hoch, 4 % als hoch, 7 % als mäßig, aber 44 % als sehr gering und 11 % als gering einzustufen. Damit weisen fast zwei Drittel der Fließgewässerabschnitte bzw. -längen auf eine mangelnde Abflusskapazität bei einem 100-jährlichen Hochwasserereignis hin. Für natürliche Fließgewässer in der freien Landschaft wäre das eher der Normalfall. Der bordvolle Abfluss ist hier häufig bereits bei einem 1- bis 2-jährlichen Abfluss erreicht. Im Gegensatz zur freien Landschaft bestehen aber in der Stadt erheblich mehr Risiken für urbane Werte und mannigfache Nutzungen, vgl. Mehl et al. (2015) zur Situation in Rostock.

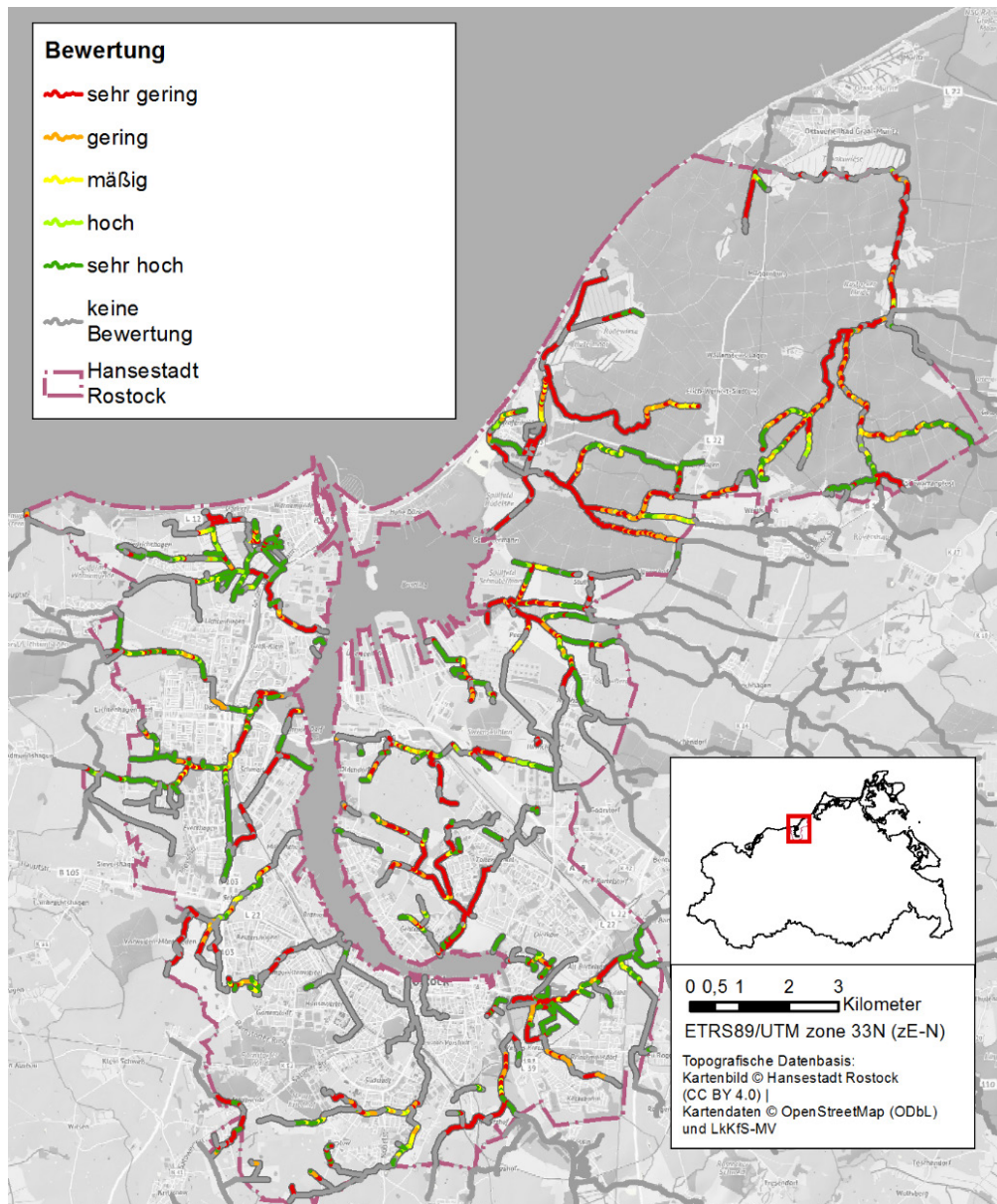


BILD 87: BEWERTUNG DER ÖSL HOCHWASSERREGULATION/ABFLUSSKAPAZITÄT FÜR DIE FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK, VGL. TABELLE 1, AUS MEHL ET AL. (2018C)

Kostenbasierte ökonomische Bewertung

Für die kostenbasierte ökonomische Bewertung wird auf die Ersatzkostenmethode zurückgegriffen. Die Ersatzkosten sind Kosten für ein technisches Substitut zur Erbringung derselben ÖSL. Hier wird deshalb bewusst die Frage aufgeworfen, welchen ökonomischen Wert die offenen Fließgewässer der Hansestadt Rostock eigentlich in Bezug auf ihre Abflusskapazität haben? Was müsste alternativ in Form von Rohrleitungen zu aktuellen Preisen investiert werden, um dieselbe Abflusskapazität in Bezug auf Q_{bordvoll} der einzelnen Gewässerabschnitte zu erhalten.

Um jedem Gewässerabschnitt eine alternative Verrohrung zuzuweisen, wurden das für jeden Abschnitt vorhandene Sohlgefälle und Q_{bordvoll} einem erforderlichen Rohrdurchmesser nach Schneider (2008) zugeordnet. Die alternative Verrohrung sollte dabei nicht größer als DN 1600 (Kreisprofil) werden und nicht mehr als 5 Klassen umfassen. Wenn eine Nennweite > 1600 mm benötigt wird, wurde der betreffende Abschnitt in die Kategorie „Bauwerk“ (z. B. Durchlass, Brücke o. ä.) eingeordnet; für Bauwerke wurden pragmatisch die doppelten Baukosten der Rohrleitung

DN 1600 angesetzt. Zur Kostenabschätzung, die aus Platzgründen nicht im Detail wiedergegeben werden kann, wurden folgende Ansätze verfolgt (Tabelle 51):

- Vernachlässigung der Gewässerstrecken, für die keine Daten sinnvoll abgeleitet werden konnten; Gesamtlänge der letztlich betrachteten offenen Fließgewässer: 106,9 km
- Ermittlung der Kosten für 1000 m Rohrleitung (Beton) und Rückrechnung auf 50 m Rohrleitung (1 Fließgewässerabschnitt)
- Nutzung von geometrischen Daten der Fließgewässer und digitalen Geländemodellen zur Abschätzung einer erforderlichen Aushubtiefe in Abhängigkeit des Rohrdurchmessers, matrizengestützte Berücksichtigung der unterschiedlichen Dimensionen in Bezug auf Rohrdurchmesser, Planumfläche, Aushubtiefe, Bettungssandvolumen, Oberbodeneinbringung etc.
- Ansatz, dass im Mittel alle 100 m ein Schacht notwendig wird; bei 1000 m Rohrleitung = 10 Schächte
- Einheitlich angenommen: Geschiebelehm-/mergel als Boden, Bau in offener Wasserhaltung und mit Verbau
- Ansatz von Planungskosten (Leistungsphasen 1 bis 9, Leistungsbild Ingenieurbauwerke, Mindestsatz nach Honorarzone III, örtliche Bauüberwachung, 5 % Nebenkosten) nach der HOAI, Vermessungskosten, Kosten für Baugrunderkundung, Kosten für umweltfachliche Gutachten/Prüfungen
- Ansatz von 19 % gesetzliche Mehrwertsteuer
- Keine Berücksichtigung sonstiger potenzieller Bau- oder Genehmigungs-/Planungerschwernisse (daher eher konservative, niedrige Schätzung)

TABELLE 51: GESCHÄTZTE GESAMTKOSTEN (BRUTTO) FÜR 50 M ROHRLEITUNG (AUS MEHL ET AL. 2018C)

Ab Tiefe in m	DN 500	DN 800	DN 1000	DN 1300	DN 1600	Bauwerk
0,0	-	--	-	-	-	-
1,0	13.561 €	16.780 €	-	-	-	-
1,5	14.115 €	17.556 €	20.070 €	23.153 €	-	-
2,0	15.567 €	19.447 €	22.114 €	25.497 €	28.915 €	57.118 €
3,0	17.041 €	21.369 €	24.176 €	27.872 €	31.576 €	62.376 €
4,0	33.608 €	42.165 €	47.718 €	55.055 €	62.376 €	123.413 €

Damit ergeben sich für die einzelnen Fallkonstellationen im Rostocker Stadtgebiet die Kosten nach Tabelle 52 bzw. Tabelle 53. Insgesamt betragen damit die Kosten für die alternative Verrohrung der Rostocker Fließgewässer ca. 43,4 Mio. €. Dieser Betrag müsste aktuell (mindestens) zur schadlosen Abführung häufiger auftretender Hochwasser investiert werden, wenn es die Fließgewässer in der Hansestadt nicht gäbe.

TABELLE 52: GESCHÄTZTE GESAMTKOSTEN NACH DN UND TIEFE DER ALTERNATIVEN VERROHRUNGEN FÜR INSGESAMT 106,9 KM OFFENE FLIEßSTRECKE IM ROSTOCKER STADTGEBIET (AUS MEHL ET AL. 2018C)

Ab Tiefe in m	DN 500	DN 800	DN 1000	DN 1300	DN 1600	Bauwerk
1,0	6.495.616 €	4.815.910 €	-	-	-	-
1,5	3.190.019 €	3.159.997 €	3.612.655 €	3.056.171 €	-	-
2,0	1.416.632 €	1.828.037 €	1.481.647 €	2.855.698 €	4.597.553 €	3.598.453 €
3,0	153.366 €	85.474 €	72.529 €	195.101 €	315.765 €	1.185.147 €
4,0	168.041 €	-	-	-	249.505 €	863.894 €

TABELLE 53: ABSCHNITTSANZAHL, ERSATZKOSTEN UND LAUFLÄNGE JE NENNWEITE IM ROSTOCKER STADTGEBIET (AUS MEHL ET AL. 2018C)

Alternative Verrohrung	Anzahl der Abschnitte	Laufänge in m	Kosten in €
DN 500	810	40.500	11.423.674 €
DN 800	565	28.250	9.889.419 €
DN 1.000	250	12.500	5.166.832 €
DN 1.300	251	12.550	6.106.970 €
DN 1.600	173	8.650	5.162.823 €
Bauwerk	89	4.450	5.647.495 €
Summe	2138	106.900	43.397.213 €

HOCHWASSERREGULATION DURCH SENKEN UND GERINNE: RÜCKHALT UND RETENTION

Nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung

Die nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung ergibt für die ÖSL Hochwasserregulation durch Senken-/Gerinnerückhalt die Bewertungsklassen entsprechend Tabelle 54. Bild 88 stellt das kartographische Bewertungsergebnis dar. Es zeigte sich folgendes Bild: 28 % der Fließgewässerabschnitte bzw. -längen (inkl. Eigeneinzugsgebiete) haben eine sehr hohe ÖSL, nur 2 % eine hohe, aber 4 % eine mäßige, 7 % eine geringe und gar 59 % eine sehr geringe ÖSL Hochwasserregulation durch Senken-/Gerinnerückhalt. Die ÖSL ist zudem orographisch bedingt räumlich sehr unterschiedlich verteilt.

TABELLE 54: FÜNFSTUFIGE BEWERTUNG DER ÖSL HOCHWASSERREGULATION DURCH SENKEN-/GERINNERÜCKHALT

Klasse	Ökosystemleistung	AR _i
5	Sehr hoch	> 0,8 ... ≥ 1,0
4	Hoch	> 0,6 ... ≤ 0,8
3	Mäßig	> 0,4 ... ≤ 0,6
2	Gering	> 0,2 ... ≤ 0,4
1	Sehr gering bis fehlend	≥ 0 ... ≤ 0,2

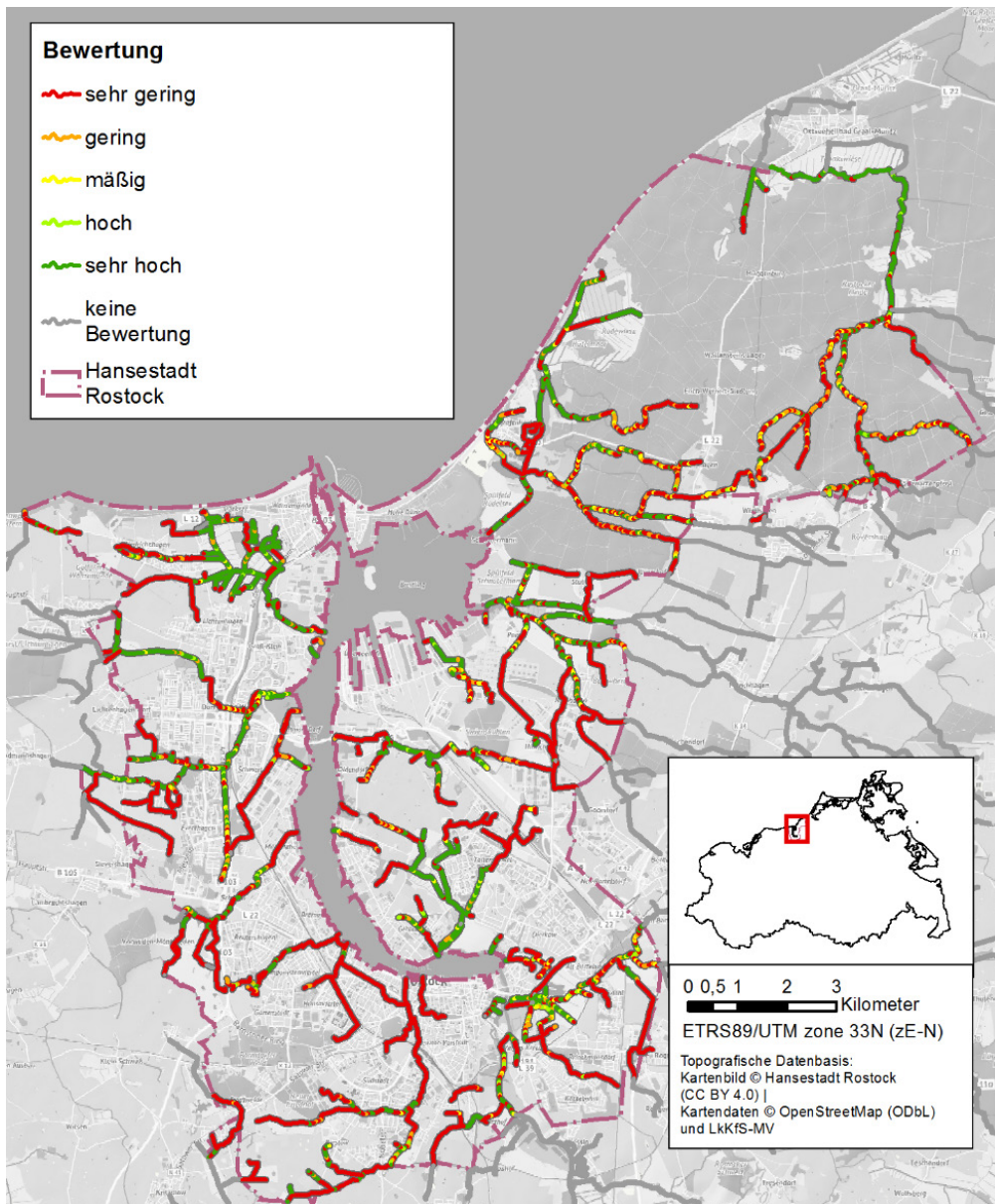


BILD 88: BEWERTUNG DER ÖSL HOCHWASSERREGULATION DURCH SENKEN-/GERINNERÜCKHALT FÜR DIE FLIEßGEWÄSSER DER HANSESTADT ROSTOCK (AUS MEHL ET AL. 2018C)

Kostenbasierte ökonomische Bewertung

Auch für die Hochwasserregulation durch vorhandene Senken und die Gerinne der Fließgewässer infolge Rückhalt und Retention werden Ersatzkosten für eine technische Rückhaltung über künstlich gebaute Becken bzw. ungesteuerte Polder (ohne technische Einrichtungen) angesetzt. Welchen Wert haben die unstrittig für den Hochwasserschutz sehr vorteilhaften Senken- und Gerinnevolumina? Was müsste demnach aktuell alternativ investiert werden, wenn es diese (überwiegend natürlichen) Rückhaltekapazitäten nicht gäbe?

Zur Kostenabschätzung, die aus Platzgründen nicht im Detail wiedergegeben werden kann, wurden folgende Ansätze verfolgt:

- Erdbaukosten (einheitliche Beckentiefe von 2 m, Boden: Geschiebelehm/-mergel, wieder eingebrachter Oberboden)
- Kosten für die Verbringung des Aushubs für maximal 10 km Entfernung

- Keine Kostenannahmen für die Flächenverfügbarkeit
- Berechnung der Baukosten für ein mittleres Senkenvolumen von 4.000 m³
- Ansatz von Planungskosten (Leistungsphasen 1 bis 9, Leistungsbild Freianlagen, Mindestsatz nach Honorarzone III, örtliche Bauüberwachung, 5 % Nebenkosten) nach HOAI, Vermessungskosten, mittlere Kosten für Baugrunderkundung sowie Kosten für umweltfachliche Gutachten/Prüfungen nach Erfahrungswerten
- Ansatz von 19 % gesetzliche Mehrwertsteuer
- Keine Berücksichtigung sonstiger potenzieller Bau- oder Genehmigungs-/Planungerschwernisse (daher eher konservative, niedrige Schätzung)

Der spezifische Kostenwert (brutto) beträgt danach ca. 35 €/m³. Auf das gesamte Rostocker Stadtgebiet und insgesamt 2.713.147 m³ Senkenvolumen bezogen, ergeben sich so Kosten in Höhe von ca. 94,8 Mio. € (Tabelle 55).

TABELLE 55: RÜCKHALTEVOLUMEN IM ROSTOCKER STADTGEBIET UND BERECHNETE ERSATZKOSTEN

Gewässer-Einzugsgebiet	Senkenvolumen (Gerinne) [m ³]	Senkenvolumen (Senken der Eigen-einzugsgebiete) [m ³]	Gesamt-volumen [m ³]	Ersatzkosten
Carbäk	22.212	37.858	60.070	2.102.465 €
Hechtgraben	13.381	344.899	358.280	12.539.804 €
Hellbach	129	76.065	76.193	2.666.772 €
Kayenmühlengraben	1.262	0	1.262	44.166 €
Klostergraben	2.635	0	2.635	92.208 €
Kringelgraben	3.412	142.933	146.345	5.122.076 €
Laak	32.189	416.909	449.097	15.718.398 €
Liepengraben	6.965	97.163	104.128	3.644.485 €
Peezer Bach	21.079	276.168	297.246	10.403.622 €
Prahmgraben	41.953	239.587	281.540	9.853.884 €
Schmarler Bach	51.054	294.822	345.875	12.105.641 €
Schutower Abzugsgraben	3.242	105.637	108.878	3.810.734 €
Schwanenteichgraben	1.292	56.866	58.158	2.035.541 €
Sonstige Zuflüsse zur Warnow	15.396	6.404	21.800	763.002 €
Stromgraben	31.761	328.410	360.171	12.606.001 €
Swienskühlengraben	13.310	21.212	34.522	1.208.278 €

Gewässer-Einzugsgebiet	Senkenvolumen (Gerinne) [m ³]	Senkenvolumen (Senken der Eigen-einzugsgebiete) [m ³]	Gesamt-volumen [m ³]	Ersatzkosten
Wallanlagengraben	0	0	0	- €
Zingelgraben Nord	1.924	39	1.964	68.731 €
Gesamtergebnis	263.196	2.444.970	2.708.166	94.785.809 €

RÜCKHALT VON TREIBHAUSGASEN/KOHLLENSTOFFSEQUESTRIERUNG (FEUCHTGEBIETE)

Nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung

Die nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung ergibt für die ÖSL THG/Kohlenstoffsequestrierung die Bewertungsklassen für die einzelnen Feuchtgebietsflächen entsprechend Tabelle 56. Die moorgeprägten Feuchtgebiete der Hansestadt Rostock erfahren letztlich eine räumliche Differenzierung der bewerteten ÖSL nach dem Grad der anthropogenen Störung des Wasserhaushalts bzw. der Art der Nutzung der Feuchtgebiete. Da die Rostocker Feuchtgebiete als größtenteils zusammenhängende Flächen auftreten, ergeben sich keine einfachen Abgrenzungsmöglichkeiten. So bleibt die kartographische Darstellung trotz Klassifizierungsskala durch die Nutzungsareale und damit die Werte nach Tabelle 34 bestimmt. Erst eine konkrete Flächenauswahl würde es ermöglichen, gewichtete Mittelwerte zu berechnen und so eine Ausnutzung der Skala auch tatsächlich kartographisch zu erreichen. Aus diesem Grund wird hier nur eine kartographische Darstellung für einen Ausschnitt der Feuchtgebietskulisse der Hansestadt Rostock vorgenommen (Bild 89).

TABELLE 56: FÜNFSTUFIGE BEWERTUNG DER ÖSL RÜCKHALT VON THG/KOHLLENSTOFFSEQUESTRIERUNG (FEUCHTGEBIETE)

Klasse	Ökosystemleistung	GWP100 in kg CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹
5	Sehr hoch	< 8.737
4	Hoch	≥ 8.737 ... < 12.553
3	Mäßig	≥ 12.553 ... < 16.368
2	Gering	≥ 16.368 ... < 20.184
1	Sehr gering bis fehlend	≥ 20.184

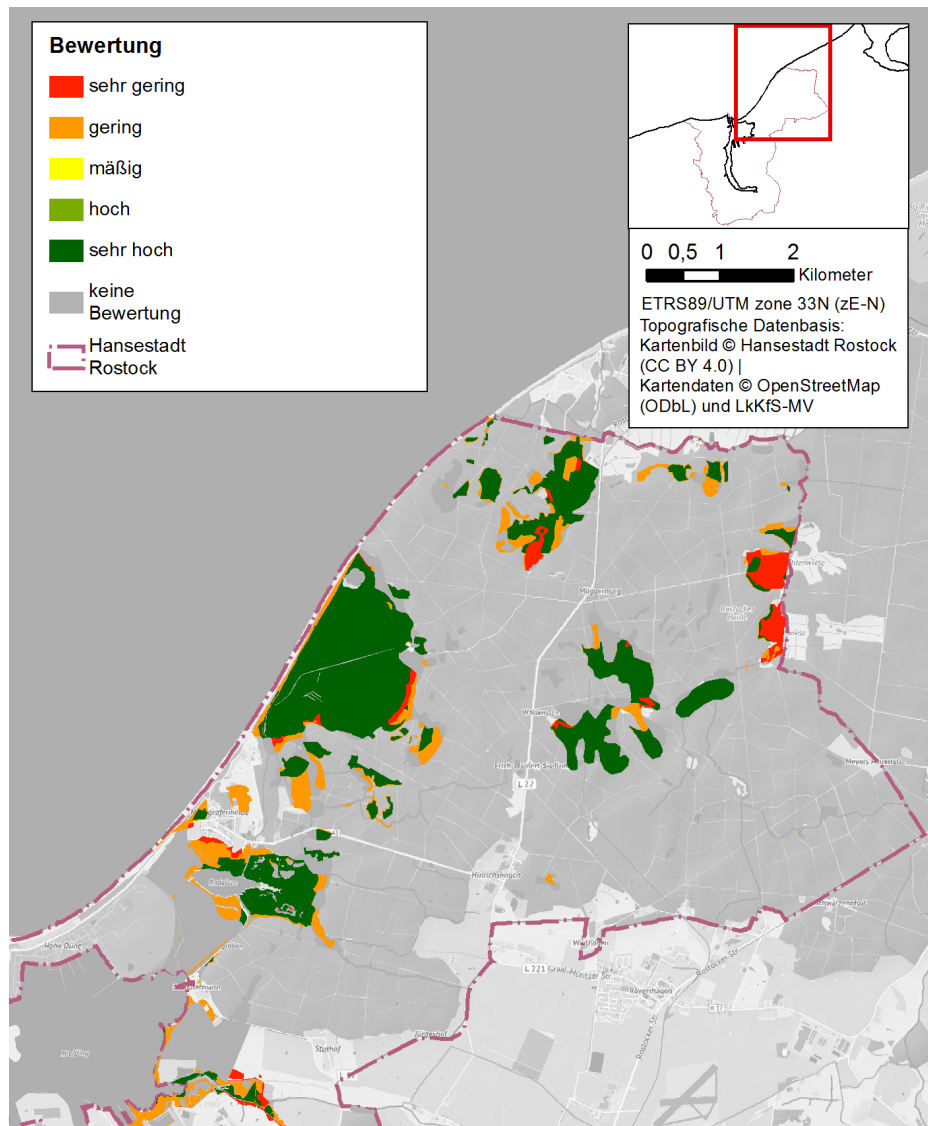


BILD 89: BEWERTUNG DER ÖSL RÜCKHALT VON THG/KOHLLENSTOFFSEQUESTRIERUNG FÜR AUSGEWÄHLTE FEUCHTGEBIETSFLÄCHEN DER HANSESTADT ROSTOCK, VGL. TABELLE 8, AUS MEHL ET AL. (2018C)

Kostenbasierte ökonomische Bewertung

Eine kostenbasierte ökonomische Bewertung wird auf der Basis von Schadenskosten (externe Umweltkosten) vorgenommen. Diese stehen für eine Abschätzung der tatsächlich eintretenden Schadenskosten bzw. der eingesparten (potenziellen) Kosten, die durch ÖSL vermieden werden können. Für die ÖSL Rückhalt von THG können $80 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2$ bzw. $\text{CO}_2 \text{ eq}$ nach der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (Schwermer et al. 2014) als Best-Practice-Kostensatz angesetzt werden. Mit diesem Ansatz sollen neben dem Ist-Zustand (a) auch Szenarien bewertet werden, bei denen für die Moore optimale Wasserhaushalts- und Nutzungsbedingungen (Torferhalt und -wachstum) wiederhergestellt (b) sowie, dass die Moore komplett entwässert und landwirtschaftlich genutzt wären (c). Hiernach ergeben sich folgende aktuelle Schadenskosten:

- Ist-Zustand: $19.145 \text{ t CO}_2 \text{ eq a}^{-1} \times 80 \text{ € t}^{-1} = 1.531.600 \text{ € a}^{-1}$ bzw. rd. 1,53 Mio. € a⁻¹
- Optimaler Zustand: $7.836 \text{ t CO}_2 \text{ eq a}^{-1} \times 80 \text{ € t}^{-1} = 626.880 \text{ € a}^{-1}$ bzw. rd. 0,63 Mio. € a⁻¹
- Schlechtester Zustand: $38.217 \text{ t CO}_2 \text{ eq a}^{-1} \times 80 \text{ € t}^{-1} = 3.057.360 \text{ € a}^{-1}$ bzw. rd. 3,06 Mio. € a⁻¹

Die Ergebnisse zeigen, wie wichtig ein nachhaltiger Umgang mit den Mooren ist. Eine Renaturierung der Moore wäre auch in der Hansestadt als wirksame Maßnahme im Sinne einer Klima-Mitigationsmaßnahme anzusehen und würde (letztlich wirksam auf der globalen Ebene) erhebliche Kostenvorteile mit sich bringen. Der ökonomische Vorteil bei umfassender Moorrenaturierung im Vergleich zum Ist-Zustand läge bei rd. 0,9 Mio. € a⁻¹.

KÜHLWIRKUNG DER GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE

Die Summe der über die mittleren realen Verdunstungshöhen (Bild 90) insgesamt berechneten mittleren Kühlleistung der Feuchtgebiete und kleineren Gewässer der Hansestadt Rostock beträgt rd. 6,92 TWh (April bis September). Die flächenbezogene Auswertung nach Stadtteilen zeigt die große räumliche Variabilität dieser ÖSL im Stadtgebiet (Bild 91); einige stark baulich verdichtete Stadtteile fallen hier ab (z. B. Kröpeliner-Tor-Vorstadt, Hansaviertel und Lütten Klein), während vor allem Stadtteile mit hohem Anteil an Feuchtgebieten eine gleichfalls hohe ÖSL Kühlwirkung aufweisen (z. B. Seebad Warnemünde, Stuthof, Totenwinkel).

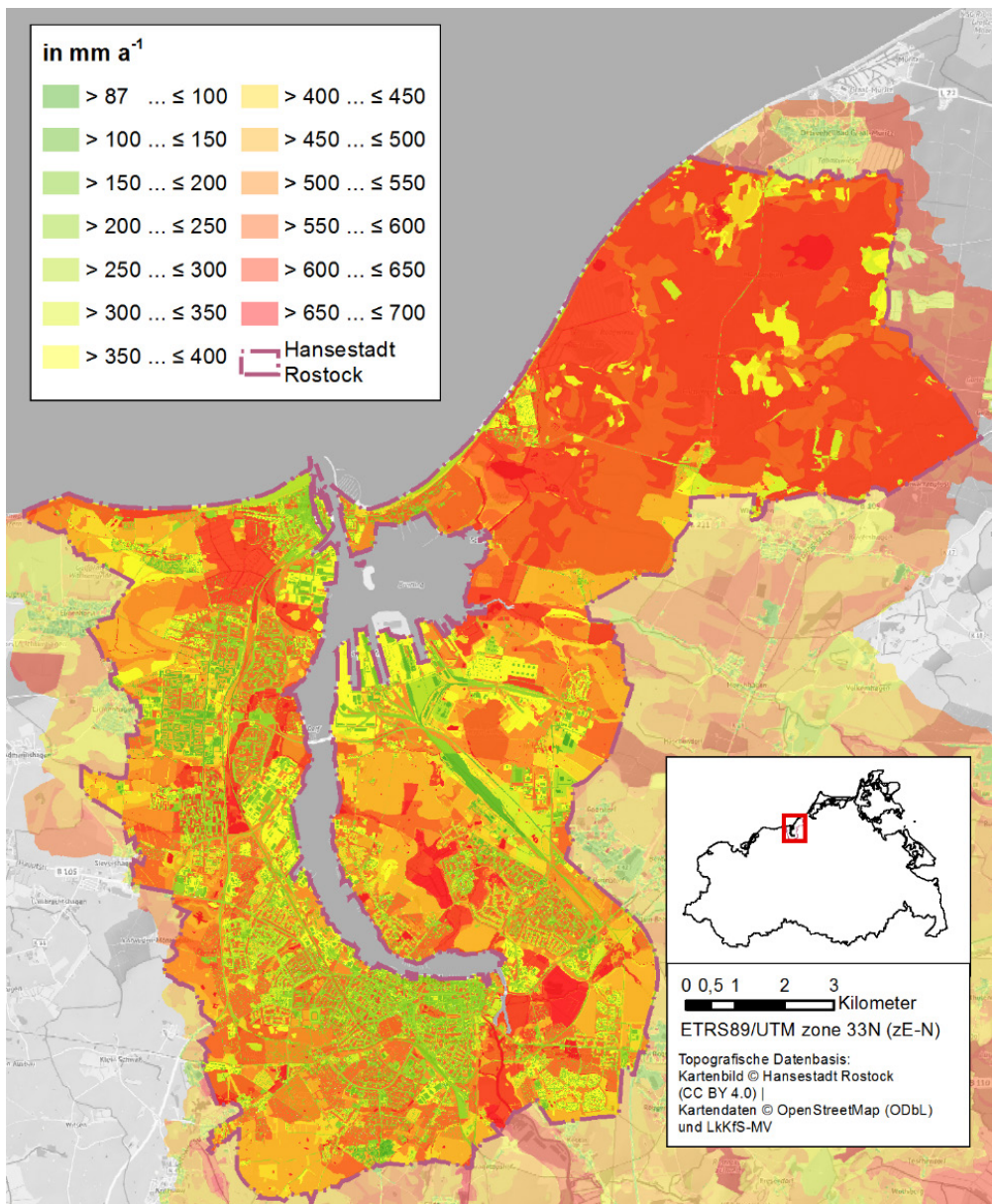


BILD 90: MITTLERE JÄHRLICHE REALE VERDUNSTUNG (ETR) IN DER HANSESTADT ROSTOCK NACH DEM BAGLUVA-VERFAHREN (ZEITREIHE 1981-2010), AUS MEHL ET AL. (2018C)

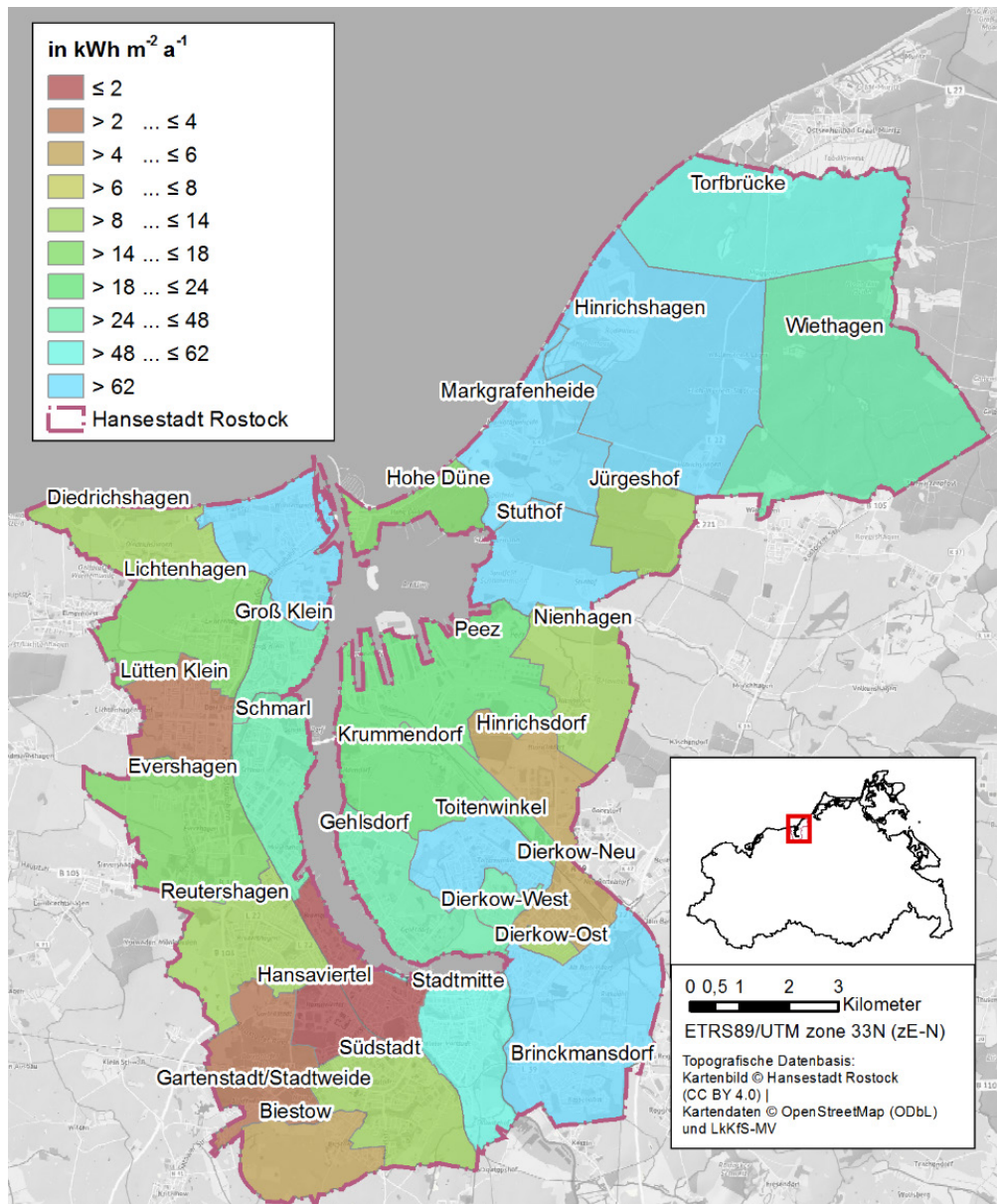


BILD 91: MITTLERE JÄHRLICHE KÜHLWIRKUNG (APRIL-SEPTEMBER) DER KLEINEREN GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE DER HANSESTADT ROSTOCK ALS RELATIVER, FLÄCHENNORMIERTER WERT (BEZUG AUF FLÄCHE DES JEWEILIGEN STADTTEILS), AUS MEHL ET AL. (2018C)

Nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung

Die nutzenbasierte, nicht-ökonomische Bewertung ergibt für die ÖSL Kühlwirkung der Gewässer und Feuchtgebiete die Bewertungsklassen entsprechend Tabelle 57 (VE_{max} = maximale berechnete Verdunstungsenergie aller Hydrotöpfe), während in Abbildung 3 das kartographische Bewertungsergebnis dargestellt ist. Es zeigt sich unter den Feuchtgebieten der Hansestadt Rostock eine räumliche Differenzierung der bewerteten ÖSL, die ursächlich mit dem Grad der anthropogenen Störung des Wasserhaushalts bzw. der Nutzung der Feuchtgebiete zusammenhängt.

TABELLE 57: FÜNFSTUFIGE BEWERTUNG DER ÖSL KÜHLWIRKUNG DER GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE

Klasse	Ökosystemleistung	VE_i/VE_{max}
5	Sehr hoch	$> 0,8 \dots \geq 1,0$
4	Hoch	$> 0,6 \dots \leq 0,8$
3	Mäßig	$> 0,4 \dots \leq 0,6$
2	Gering	$> 0,2 \dots \leq 0,4$
1	Sehr gering bis fehlend	$\geq 0 \dots \leq 0,2$

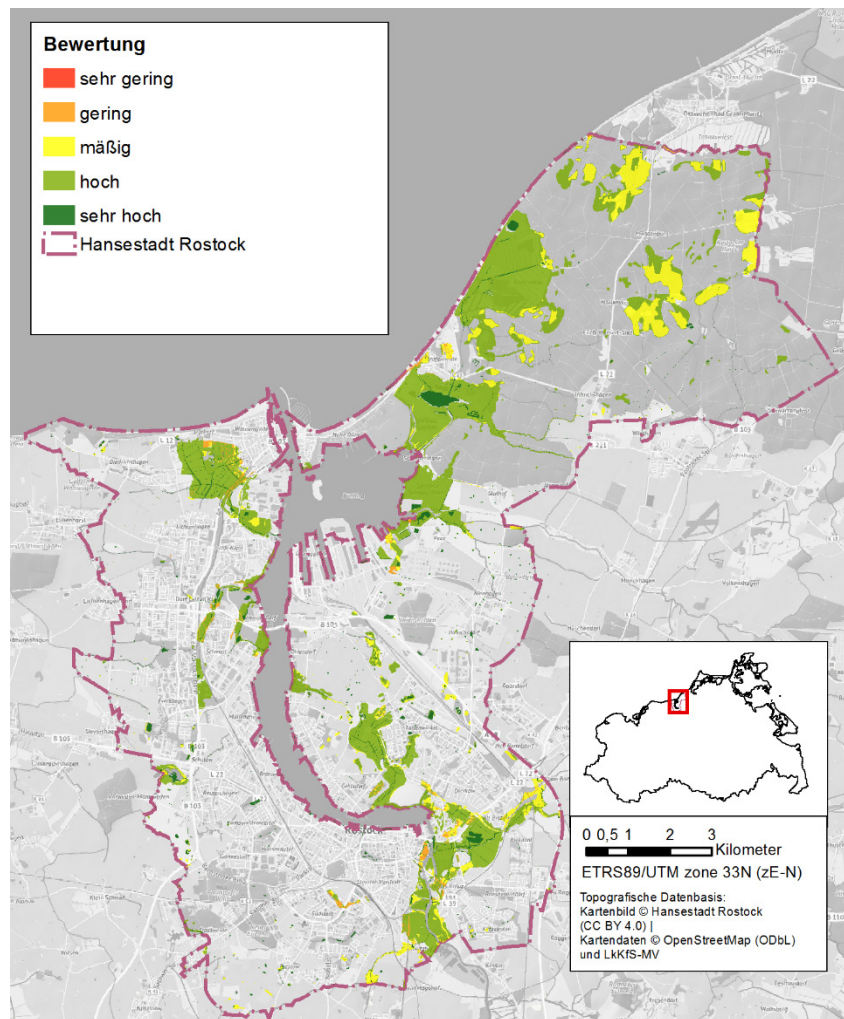


BILD 92: BEWERTUNG DER ÖSL KÜHLWIRKUNG DER KLEINEREN GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE DER HANSESTADT ROSTOCK

Kostenbasierte ökonomische Bewertung

Für die kostenbasierte ökonomische Bewertung der ÖSL Kühlwirkung der Gewässer und Feuchtgebiete wird ersatzweise ein Marktpreis angesetzt. Deshalb wird die Frage gestellt, welchen Stromverbrauch (nur Betriebskosten) Kühl- bzw. Klimageräte erfordern würden, um eine adäquate Kühlleistung zu erreichen. Da moderne Klimageräte auch die Energie der Außenluft mitnutzen, lassen sich mit 1 kWh elektrischer Leistung mittlerweile mehr als 5 kWh

Kühlleistung erreichen. Von daher wird das Leistungsverhältnis zwischen elektrischer Leistung und Kühlleistung mit 1:5 angesetzt.

Zum anderen wird auf die wahrscheinliche Nutzung der ÖSL abgestellt. Angesetzt werden aus diesem Grunde zeitanteilig nur Sommertage ($T_{\max} \geq 25 \text{ °C}$). Im Mittel wurden 18,2 Sommertage zwischen 1.4. und 30.9. (insgesamt 183 Tage) an der Klimastation Rostock-Warnemünde registriert (Bezugsperiode 1981-2010 (DWD 2017)). 1992 wurde in Warnemünde sogar ein Spitzenwert von 34 Sommertagen erreicht.

Die zeitanteilige Kühlleistung für die 18,2 Tage beträgt ca. 0,69 TWh. Als gängiger Strompreis wurde ein Stromtarif der Stadtwerke Rostock AG mit 23,43 Cent je kWh (SWR 2017) bei einem Fünftel Strombedarf in Ansatz gebracht (s. o.). Hieraus ergibt sich ein Marktpreis für den Strombedarf von Klimageräten zur Erzeugung einer äquivalenten Kühlleistung (an durchschnittlich 18,2 Sommertagen) in Höhe von 32.333.400 € a⁻¹ bzw. rd. 32,3 Mio. € a⁻¹.

5.8.2 ZAHLUNGSBEREITSCHAFT

Im Rahmen einer Onlineumfrage wurden die Rostocker Bürger bezüglich persönlicher Präferenzen der Nutzung von Gewässern und Feuchtgebieten befragt. Nach ca. einem Jahr Laufzeit haben sich 1101 Bürgerinnen und Bürger vollständig bzw. auswertbar an der Onlineumfrage zur Zahlungsbereitschaft beteiligt.

51 % der Befragten waren weiblich, 46 % männlich; 3 % haben hierzu keine Angabe gemacht. Die Teilnehmer stammten zu 80 % aus Rostock und waren mit einem Altersdurchschnitt von ca. 33 Jahren sowie einem hohen Anteil von Abitur- und akademischen Abschlüssen offenkundig größtenteils dem universitären Umfeld und dem öffentlichen Verwaltungssegment zuzurechnen (Mehl et al. 2017). Dadurch war die Umfrage nicht als repräsentativ zu werten, da die Stichprobenhäufigkeiten denen der Grundgesamtheit nicht entsprachen. Auf eine Gewichtung wurde wegen der sehr geringen Anteile an Teilnehmern bei einzelnen Bevölkerungsgruppen verzichtet, da so die Fehleranfälligkeit deutlich erhöht werden würde (Schnell 1993). Folglich machte eine dezidierte Auswertung nach sozioökonomischen Kriterien nur eingeschränkt Sinn.

Dennoch traten einige interessante Aspekte zu tage. So ist den Rostockern die hohe ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer sowie Naturnähe und Biodiversität besonders wichtig (Bild 93). Demgegenüber wird Wasser als Gestaltungselement als unwichtigster Aspekt betrachtet, auch die Regulierungsleistung der Moore im Hinblick auf die Treibhausgasbindung/-freisetzung wird offenkundig als zu abstrakt und damit relativ unwichtig angesehen (Bild 93). Die präferierten Nutzungen der Befragten Rostocker entfielen auf die Kategorien „Naherholung“, „Naturerleben“, „Baden/Schwimmen“ sowie „Abenteuerspielplatz“ (Mehl et al. 2017). Interessant war der Vergleich der Präferenzen mit der Naturbewusstseinsstudie 2015 (BMUB und BfN 2016). Auch bei dieser zeigte sich, dass sich eine Mehrzahl der Befragten (94 %) für eine gute Zugänglichkeit von Natur im urbanen Umfeld ausspricht. Zwei von drei Befragten sprechen sich zudem auch für innerstädtische Sukzessionsflächen aus.

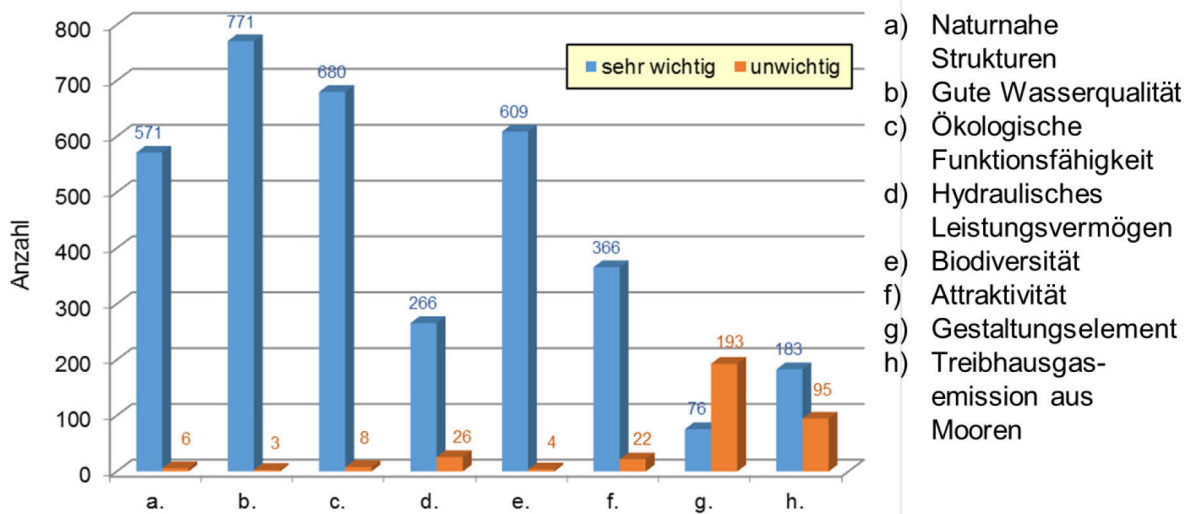


BILD 93: WICHTIGKEIT AUSGEWÄHLTER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN – ANZAHL DER NENNUNGEN „SEHR WICHTIG“ UND „UNWICHTIG“ JE KATEGORIE IN DER KOGGE-ONLINEBEFRAGUNG

Immerhin 62 % der Befragten haben im Rahmen der Umfrage ihre grundsätzliche Zahlungsbereitschaft erklärt. Die mittlere Zahlungsbereitschaft je Monat und Haushalt über alle Befragten beträgt danach 5,27 € (63,24 € pro Jahr). Extrapoliert man diese Angaben würde man bei 210.146 Einwohnern bzw. 118.406 Haushalten bei etwa 7,5 Mio. € pro Jahr landen, die die Rostocker ihren Gewässern an Wert beimessen (Hansestadt Rostock 2015). Diese Werte bewegen sich im Rahmen anderer aktueller repräsentativer Umfragen (Mehl et al. 2017).

TABELLE 58: GEÄUßERTE ZAHLUNGSBEREITSCHAFTEN (ZB) FÜR NATURNAHE FLIEßGEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE ANHAND AUSGEWÄHLTER QUELLEN

Thema	Literaturquelle	ZB pro Haushalt und Jahr	Bemerkungen
Schutz der biologischen Vielfalt durch Auenrenaturierung an der Elbe (bzw. an Rhein und Weser)	Meyerhoff 2002	5,00 €...15,00 €	
Mehrwert naturnaher Fließgewässer	Arnold et al. 2009	172 CHF (ca. 185 €)	Durchschnitt von 4 Varianten in der Schweiz; durchschnittliche Haushaltsgröße angesetzt mit 2 Personen
Renaturierung von Gewässern und Auen	Meyerhoff et al. 2012	109,44 €	
Gewässerzustandsverbesserung (gute Qualität nach WRRL) in der Region Berlin/Brandenburg	Meyerhoff et al. 2014	154,00 €	792 nach repräsentativen Kriterien ausgewählte Teilnehmer, die ZB ist in Berlin ca. doppelt so hoch wie im Brandenburger Umland
Leitbild „hohe Biodiversität“ in einer Flussauenlandschaft	Horbat et al. 2016	53,39 €	Repräsentative telefonische Umfrage in Nordostdeutschland
Leitbild „naturnahe Auenlandschaft“	Horbat et al. 2016	61,37 €	Repräsentative telefonische Umfrage in Nordostdeutschland
Umsetzung der Ziele der WRRL für kleine urbane Gewässer und Feuchtgebiete	Mehl et al. 2017	63,24 €	KOGGE-Online-Umfrage, 80 % Teilnehmer aus der Hansestadt Rostock

Trotz aller Werbung und Information führte die Umfrage zu keinen repräsentativen Ergebnissen. Statt der breiten Bürgerschaft bildete die Umfrage vor allem die Meinungslage im Umfeld der Universität Rostock sowie der Verwaltung der Hansestadt ab. Repräsentative Onlineumfragen erfordern eine vorherige Teilnehmerauswahl (Stichprobe) nach statistischen Prinzipien, welche die Grundgesamtheit widerspiegeln, z.B. Auswahl nach dem Zufallsprinzip. Hierfür waren im KOGGE-Vorhaben allerdings explizit keine Ressourcen geplant. Dennoch lieferte die Umfrage wertvolle Informationen bzgl. der Präferenzen und Wünsche der Befragungsteilnehmer hinsichtlich der Gewässer und Feuchtgebiete. Und auch die ermittelte Zahlungsbereitschaft deckt sich mit anderen Befragungen. Insofern kann die Umfrage als wichtiger Teil des Projektes gesehen werden, da die ermittelten Präferenzen und Wünsche entsprechend in weitere Betrachtungen sowie in die Planung einfließen können.

5.8.3 ZUSAMMENFASSUNG, DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Vorstehend wurde ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen (ÖSL) kleiner urbaner Gewässer und (urbaner) Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock vorgestellt. Die Bewertung der Ökosystemleistungen soll

- Bewusstsein schaffen für die nutzbringenden Leistungen der Natur,
- die Komplexität in Bezug auf Konsequenzen menschlichen Handelns aufzeigen und
- dabei insbesondere die gesellschaftliche Diskussion anregen.

Neben einer nicht-ökonomischen Bewertung wurden kosten- und nutzenbasierte ökonomische Bewertungen durchgeführt. Die Ergebnisse letzterer Betrachtungen sind in Tabelle 59 zusammenfassend dargestellt.

TABELLE 59: KOSTEN- UND NUTZENBASIERTE ÖKONOMISCHE BEWERTUNG AUSGEWÄHLTER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER KLEINEN GEWÄSSER UND FEUCHTGEBIETE DER HANSESTADT ROSTOCK (MEHL ET AL. 2018D)

Ökosystemleistung	Bewertungsansatz	Kosten-/Nutzensvorteil
Hochwasserregulation durch Fließgewässer: Abflusskapazität	Ersatzkosten für notwendigen Rohrleitungsbau bei "Ausfall" der Gewässer: Einmalinvestition	43,4 Mio. € (einmalig)
Hochwasserregulation der Fließgewässer durch Senken und Gerinne: Rückhalt und Retention	Ersatzkosten für eine technische Rückhaltung über künstlich gebaute Becken bzw. ungesteuerte Polder: Einmalinvestition	95,0 Mio. € (einmalig)
Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung (Feuchtgebiete)	Schadenskosten (externe Umweltkosten): Vorteil einer umfassenden Renaturierung	0,9 Mio. € (jährlich)
Kühlwirkung der Gewässer und Feuchtgebiete	Ersatzkosten/Marktpreis für den äquivalenten Stromeinsatz von Klimageräten	32,3 Mio. € (jährlich)
Integration aller ÖSL (versorgende, regulative, kulturelle)	Mittlere (geäußerte) Zahlungsbereitschaft der Rostocker Bürger in Bezug auf eine Zustandsverbesserung der Gewässer und Feuchtgebiete (Onlinebefragung)	7,5 Mio. € (jährlich)

Natürlich muss kritisch angemerkt werden, dass die Ansätze zur Bestimmung der zugrundeliegenden Ökosystemfunktionen und zur Bewertung der Ökosystemleistungen grundsätzlich vergleichsweise simpel sind. Die eher überblickshaften Methoden liegen im Hinblick auf Maßstab und Dimension vorwiegend im mesoskaligen Bereich landschaftlicher Analyse. Sie tragen daher auch eher abschätzenden Charakter, können aber gleichwohl vor dem Skalen-, Daten- und Methodenhintergrund als im Moment wohl bestmögliche Berechnungen und Schätzungen eingestuft werden (vgl. Mehl et al. 2018a). Gerade für die ÖSL-Bewertung fehlt es in hohem Umfang an geeignet detaillierten, d. h. räumlich und zeitlich gut aufgelösten Daten, was Forschung und Praxis vor entsprechende Herausforderungen stellt.

Die vielfältigen und größtenteils auch monetär fassbaren Bewertungsergebnisse der Ökosystemleistungen in der Hansestadt Rostock, die auf urbanen Gewässern und Feuchtgebieten beruhen, sollen verdeutlichen, welche enorme prinzipielle Bedeutung diese Ökosysteme auf lokaler und auf globaler Ebene haben. Echte Nachhaltigkeit urbaner Entwicklung und eine Stärkung der Resilienz unserer Städte gegenüber dem Klimawandel kann nur gelingen, wenn die Folgen von Planungen und Handlungen für die ÖSL in den Entscheidungen ausreichend berücksichtigt werden (WBGU 2016).

6 KURS ZU NEUEN UFFERN

DAS URBANE GEWÄSSERENTWICKLUNGSKONZEPT

6.1 VOM LEITBILD ZUR GEWÄSSERFUNKTION

Gewässerentwicklungskonzept

Klassischerweise werden in einem Gewässerentwicklungskonzept Möglichkeiten aufgezeigt, den naturnahen Zustand durch bestimmte Maßnahmen wieder zu erreichen. Hintergrund ist die Umsetzung der WRRL mit dem übergeordneten Ziel eines guten ökologischen Zustands bzw. eines guten ökologischen Potenzials aller Gewässer. Dieser Zustand wird anhand des sogenannten Leitbildes (potenziell natürliche Gewässerzustand) definiert. Der Fokus liegt hierbei auf den berichtspflichtigen Gewässern.

*Alle im Projekt KOGGE betrachteten Gewässer sind aber urban überprägt und die natürliche ökologische Funktion wird in vielen Bereichen nicht herstellbar sein, geschweige denn eine entsprechende Durchgängigkeit. Das Leitbild ist für die betrachteten Gewässer nicht mehr ermittelbar oder im urbanen Raum nicht relevant, da sozio-ökonomisch starke Einschränkungen bestehen, die unbedingt von Beginn an einbezogen werden müssen. Daher wurde in KOGGE ein **urbanes Gewässerentwicklungskonzept (uGEK)** erarbeitet, welches diese Einschränkungen berücksichtigt und sich nach dem Handlungsbedarf bestimmter Gewässerfunktionen ausrichtet und dementsprechende Entwicklungsziele ausgibt.*

Für das urbane Gewässerentwicklungskonzept (uGEK) wurde angestrebt, alle im Projekt KOGGE betrachteten Fließgewässerabschnitte auf ihren Maßnahmenbedarf zu prüfen und ihnen ggf. einen oder mehrere Maßnahmenvorschläge zuzuordnen, welche auf dem Vorplanungsniveau liegen und als konzeptionelle Hinweise zu verstehen sind.

Der Anspruch einer hohen Gewässerfunktionalität ersetzt hier das ökologische Leitbild eines naturnahen Gewässers.

In die Erstellung des Konzeptes gingen die Ergebnisse der

- hydraulischen,
- ökologischen und der
- sozio-kulturellen

Bestandsanalyse ein (Vergleich mit den jeweiligen Kapiteln).

Auf dieser Basis erfolgte zunächst die Bewertung der Defizite der Gewässerabschnitte, in die geeignete Parameter der o.g. Funktionsbereiche eingehen (Bild 94).

Hydraulik	Ökologie	Sozio-kulturelle Aspekte
<ul style="list-style-type: none"> • Hochwasserbewertung • hydraulische Belastung* • stoffliche Belastung** (AFS63) 	<ul style="list-style-type: none"> • Gewässerurbanitätsindex • Strukturgüte • allgemeine chemisch-physikalische Parameter 	<ul style="list-style-type: none"> • Kartierung und Bewertung

*Einfluss auf Ökologie / Hydromorphologie durch Stoßbelastung, daraus resultieren Sohlverlagerung, Ausspülungen und Organismendrift

**Unterscheidung punktuell durch Einleitungen / diffus durch Oberflächenabfluss bei Niederschlagsereignissen : Einfluss auf Ökologie/Hydromorphologie durch Feinsedimenteintrag, verknüpft mit den daran angelagerten Schadstoffen

BILD 94: EINGANGSPARAMETER DER DREI GEWÄSSERFUNKTIONEN

Zur Ermittlung des Handlungsbedarfes waren die Defizite in den Gewässerfunktionen auch mit dem gesellschaftlichen Bedarf, der sogenannten Nachfrage, abzugleichen. Stellte beispielsweise die sozio-kulturelle Bewertung ein Defizit in einem Gewässerabschnitt dar, waren in der näheren Umgebung jedoch keine anthropogenen Nutzungen wie Siedlungsbereiche o.ä. zu verzeichnen, so war die Nachfrage nach Erlebbarkeit und damit auch der Handlungsbedarf relativ gering.

Ziel ist es, priorisierte Entwicklungsziele für die Gewässerabschnitte auszuweisen. In einem Maßnahmenkatalog sind den Entwicklungszielen letztendlich Empfehlungen zu möglichen Maßnahmen zugeordnet.

6.2 VOM DEFIZIT ZUR MAßNAHME

6.2.1 VOM HYDRAULISCHEN DEFIZIT ZUR MAßNAHME

Ausgehend von der Ermittlung des Hochwasserrisikos (vgl. 4.4.8) wurden die Gewässerabschnitte, in deren Einzugsgebiet eine Hochwasserbetroffenheit vorlag, mit einem vierstufigen Defizitsystem bewertet. Das Defizit definierte gleichzeitig die Dringlichkeit des Handlungsbedarfs. Im Rahmen der Defizitermittlung wurde darüber hinaus geprüft, ob die Betroffenheit aus einem Überstau im Kanalnetz stammt oder durch das Übertreten des Wasserspiegels über die Böschungsoberkante ausgelöst wurde. Lässt sich die Überflutung keiner der beiden Ursachen zuordnen, wird die Betroffenheit durch eine Senkenlage oder durch den Einfluss eines umliegenden Einzugsgebiets hervorgerufen. Zusätzlich wurden die aus der hydraulischen Belastung resultierenden Defizite im Schmarler Bach sowie die Defizite aus der stofflichen Belastung durch AFS63 in den drei Modellgebieten Laak, Schmarler Bach und Kringelgraben ergänzt. Ein Defizit liegt vor, wenn der stoffliche oder der hydraulische Nachweis nach DWA-A 102 nicht erfolgreich erbracht worden ist.

Der gewichtete Handlungsbedarf ergab sich aus dem schwächsten Starkregenereignis, welches zuerst eine Hochwasserbetroffenheit auslöste (Tabelle 60). Werden beispielsweise bereits bei einem 2-Jährigen Regenereignis Nutzungen mit einem Schutzniveau > 2a überflutet, besteht dringenderer Handlungsbedarf als bei selteneren Regenereignissen.

TABELLE 60: HANDLUNGSBEDARF "HYDRAULIK"

Betroffenheiten durch HQx	Klassifizierung Handlungsbedarf
100	0
25	1 = gering
5	2 = mittel
2	3 = hoch

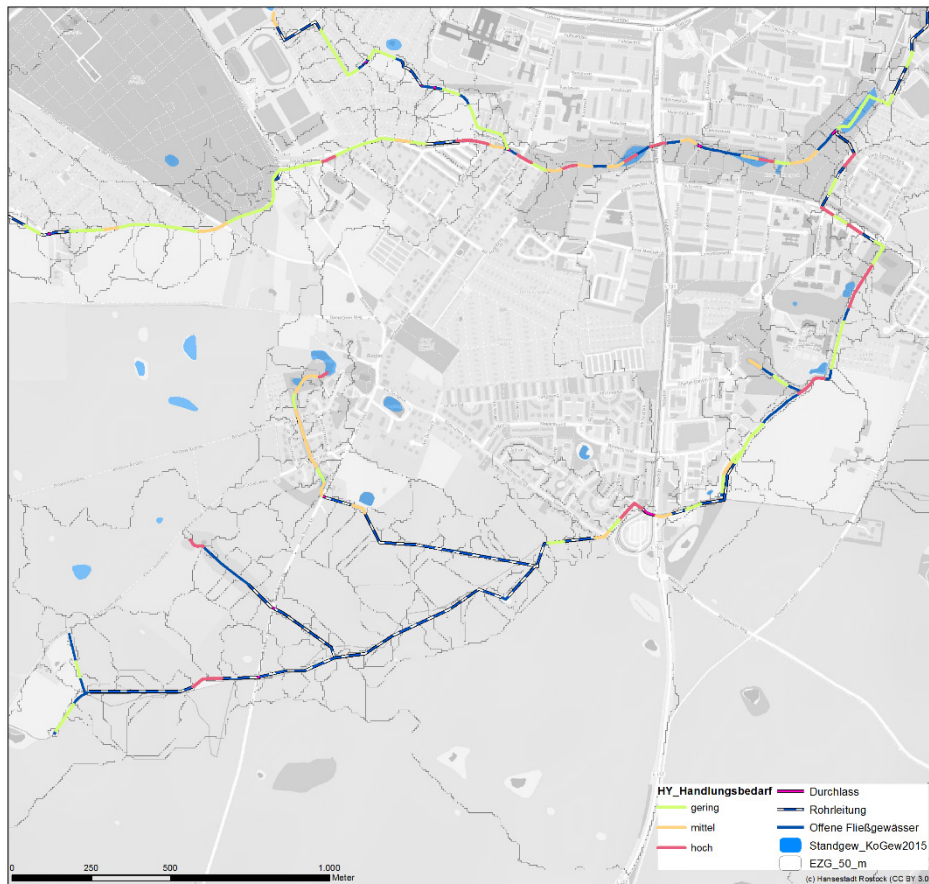


BILD 95: BEISPIELDARSTELLUNG DES HYDRAULISCHEN HANDLUNGSBEDARFS

Zur Ermittlung der Entwicklungsziele wurde die o.g. Defizitanalyse hinzugezogen. Im Folgenden sind zu den ermittelten Defiziten die möglichen Entwicklungsziele aus dem Maßnahmenkatalog dargestellt:

TABELLE 61: ENTWICKLUNGSZIELE DER HYDRAULISCHEN DEFIZITE

Defizit	Entwicklungsziel
HW-Betroffenheit durch WSP über Böschungsoberkante	Erhalt/Schaffung von Versickerung/Senken, Abflussverbesserung, -drosselung
HW-Betroffenheit durch Überstau Kanalnetz	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem, Erhalt/Schaffung von Versickerung/Senken
HW-Betroffenheit durch WSP üBOK + Überstau Kanalnetz	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem, Erhalt/Schaffung von Versickerung/Senken, Abflussverbesserung, -drosselung
HW-Betroffenheit sonstiges (Senkenlage, Einströmung aus anderem EZG)	Erhalt/Schaffung von Versickerung/Senken
stoffliche Belastung (AFS63)	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem
hydraulische Belastung (HQ_{1pnat})	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem, Erhalt/Schaffung von Versickerung/Senken

6.2.2 VOM ÖKOLOGISCHEN DEFIZIT ZUR MAßNAHME

Neben dem entwickelten Gewässerurbanitätsindex (GUI) wurden auch hydromorphologische Parameter (Struktur-
güte) aufgenommen und Nährstoffanalysen durchgeführt. Für die ökologische Bewertung wirken diese durch die
Indikation von Belastungen ergänzend und dienen somit zur gezielten Maßnahmenempfehlung [(https://www.um-
weltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/fließgewaesser/oekologischer-zustand-der-fließgewaesser#text-
part-2) Zugriff 07.08.2017].

Ein Bedarf, das Gewässer hinsichtlich seiner Ökologie zu verbessern, besteht bei schlechter Bewertung immer.
Oftmals wird dieser vor allem im urbanen Raum durch Strukturdefizite hervorgerufen. Als maßgebliche Bewertung
für ein Defizit wurde folgendes festgelegt:

TABELLE 62: DEFIZITBEWERTUNG ÖKOLOGIE

Parameter	Defizitbewertung
Gewässerurbanitätsindex (gemittelter Wert der drei Bi- oindikatoren mit Güteklassen 1 (hohe Funktionalität) bis 3 (geringe Funktionalität))	Güteklasse ≥ 2
Struktur- güte	FGSK gesamt $\geq 2,5$ Durchgängigkeit nicht gegeben Umland ≥ 2 Sohlstruktur ≥ 2 Uferstruktur ≥ 2
Nährstoffe (N und P)	NH ₄ -N > 0,2 mg/l LAWA-GK > II NO ₃ -N > 2,5 mg/l LAWA-GK > II PO ₄ -P > 0,07 mg/l RaKon Orientierungswert TP-P > 0,1 mg/l LAWA-GK > II

Ist der ermittelte Gewässerurbanitätsindex oder die Struktur-
güte schlechter als oben definiert, so besteht ein Defizit.
Die Nährstoffparameter können als Zusatzinformation nicht allein ein Defizit hervorrufen, sondern geben in Ver-
bindung mit einer defizitären Bewertung der Struktur-
güte oder des Gewässerurbanitätsindex ergänzende Hin-
weise zur Maßnahmenentwicklung. Die Ermittlung des Handlungsbedarfs wurde auf Grundlage der Bewertung der
Güteklassen (GK) der Bioindikatoren im Gewässerurbanitätsindex und der Fließgewässerstruktur-
güte (FGSK) durchgeführt. Beide Parameter wurden gewichtet, aufsummiert und klassifiziert (Tabelle 63 bis Tabelle 65). Der
Gesamthandlungsbedarf ist beispielhaft in Bild 96 dargestellt.

TABELLE 63: HANDLUNGSBEDARF "GUI"

GUI (GK gemittelt)	Klassifizierung Handlungsbedarf
1	0
2	1
3	2

TABELLE 64: HANDLUNGSBEDARF „STRUKTURGÜTE“

FGSK-Bereich	Klassifizierung Handlungsbedarf
1 bis 2	0
2,1 bis 3	1
3,1 bis 4	2
4,1 bis 5	3

TABELLE 65: GESAMTHANDLUNGSBEDARF "ÖKOLOGIE"

SUM_Wichtungen - Bereich	Summierte Klassifizie- rung Handlungsbedarf
0	0
1	1 = gering
2 bis 3	2 = mittel
4 bis 5	3 = hoch

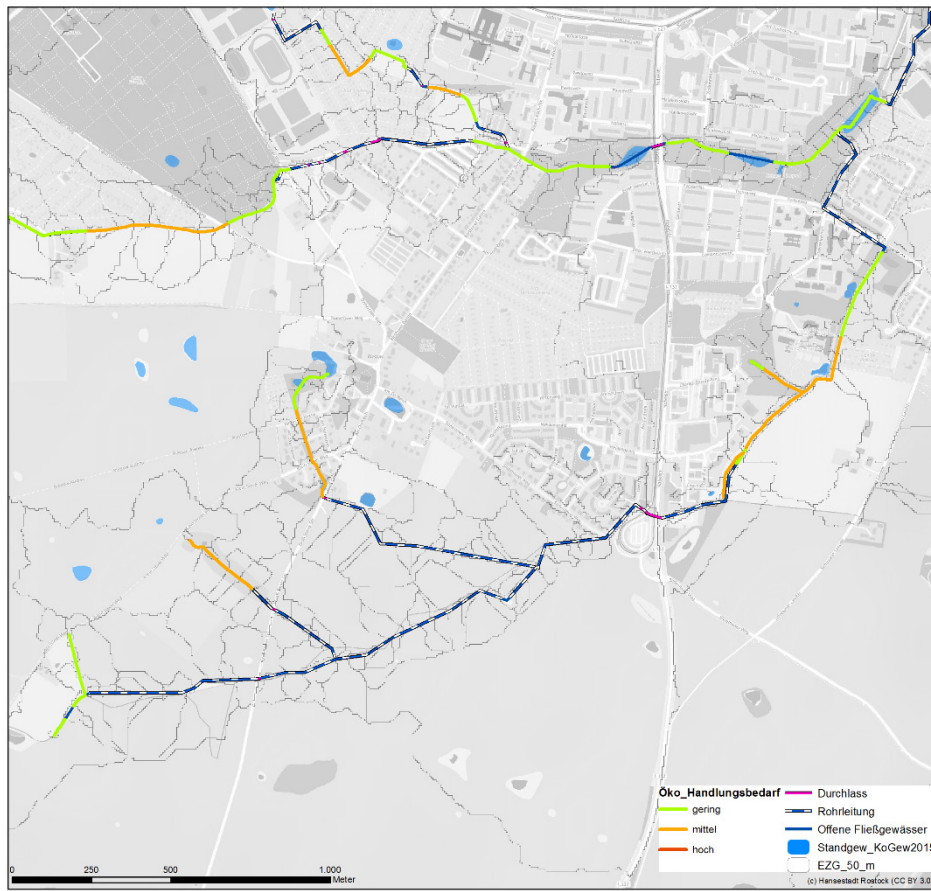


BILD 96: BEISPIELDARSTELLUNG DES ÖKOLOGISCHEN HANDLUNGSBEDARFS

Zur Ermittlung der Entwicklungsziele wurde die o.g. Defizitbewertung hinzugezogen. Zusätzlich wurden die aus der Nährstoffanalyse resultierenden Defizite ergänzt, aber nicht in ihrem Handlungsbedarf gewichtet. Im Folgenden sind die möglichen Entwicklungsziele aus dem Maßnahmenkatalog zu den ermittelten Defiziten dargestellt:

TABELLE 66: ENTWICKLUNGSZIELE DER ÖKOLOGISCHEN DEFIZITE

	Defizit	Entwicklungsziel
Gewässer- urbanitäts- index	Wasserkörper	Renaturierung (mit Entwicklungskorridor / lateral beschränkt), Schaffung punktueller Ersatzstrukturen, Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem
	Ufer	Renaturierung (mit Entwicklungskorridor / lateral beschränkt), Modifikation Gewässerunterhaltung, Ingenieurbioologische Uferstrukturen
	Umland	Umlandentwicklung
Strukturgröße	Durchgängigkeit	Ökologische Durchgängigkeit
	Sohle	Renaturierung (mit Entwicklungskorridor / lateral beschränkt), Schaffung punktueller Ersatzstrukturen
	Ufer	Renaturierung (mit Entwicklungskorridor / lateral beschränkt), Modifikation Gewässerunterhaltung, Ingenieurbioologische Uferstrukturen
	Umland	Umlandentwicklung
Nährstoffe	N-Verbindungen	Reduktion Nährstoffbelastung
	P-Verbindungen	Reduktion Nährstoffbelastung

6.2.3 VOM SOZIO-KULTURELLEN DEFIZIT ZUR MAßNAHME

Die sozio-kulturelle-Bewertung der Gewässer ist in Abschnitt 5.7 beschrieben. Für die Maßnahmenzuordnung wurde auf die bewerteten Parameter eingegangen:

- Sichtbarkeit (≥ 2)
- Erreichbarkeit (≥ 2)
- Zugänglichkeit (≥ 2)
- Eigenart (≥ 3) und
- Aufenthaltsqualität (≥ 3)

Ist einer dieser Aspekte schlechter als oben beschrieben bewertet, so besteht ein Defizit.

Der Bedarf zur Verbesserung der sozio-kulturellen Aspekte richtete sich nach der im Rahmen einer GIS-Analyse ermittelten Bevölkerungszahl im Umkreis von 500 m (Tabelle 67). Die Klassengrenzen ergaben sich durch die Berechnung der Quantile (0,33 und 0,66). Befanden sich in dem gewählten Umkreis keine Anwohner, wurde ein Handlungsbedarf auch bei bestehenden Defiziten ausgeschlossen. Der so ermittelte Handlungsbedarf ist beispielhaft in Bild 97 dargestellt.

TABELLE 67: HANDLUNGSBEDARF "SOZIO-KULTURELLE ASPEKTE"

Bevölkerungszahl im EZG	Klassifizierung Handlungsbedarf
1 bis 260	1
261 bis 1330	2
ab 1331	3

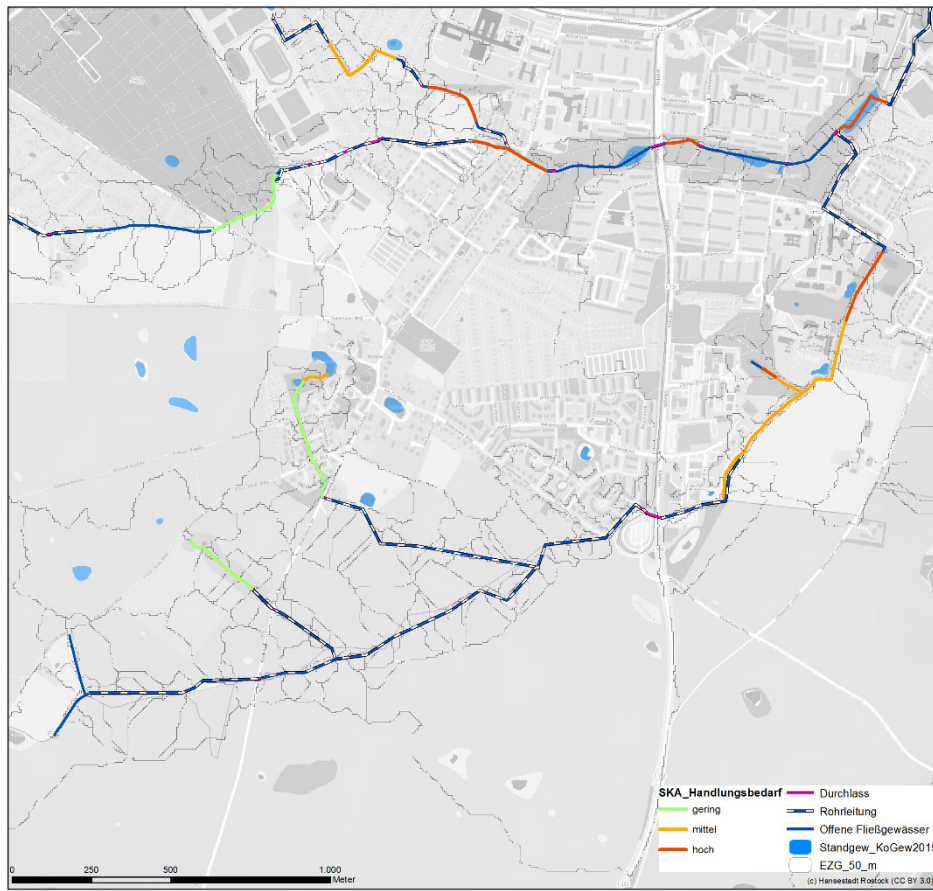


BILD 97: BEISPIELDARSTELLUNG DES SOZIO-KULTURELLEN HANDLUNGSBEDARFS

Zur Ermittlung der Entwicklungsziele wurde die o.g. Defizitbewertung hinzugezogen. Im Folgenden sind die möglichen Entwicklungsziele aus dem Maßnahmenkatalog zu den ermittelten Defiziten dargestellt:

TABELLE 68: ENTWICKLUNGSZIELE DER SOZIO-KULTURELLEN DEFIZITE

Defizit	Entwicklungsziel	
Aufenthaltsqualität, Eigenart	Wohnumfeldverbessernde Maßnahmen; Maßnahmen zur Umweltbildung	Erlebbarkeit verbessern
Zugänglichkeit		Zugänglichkeit verbessern
Sichtbarkeit		Sichtbarkeit verbessern
Erreichbarkeit		Erreichbarkeit verbessern

6.3 MAßNAHMENKATALOG

Die Entwicklungsziele wurden im Maßnahmenkatalog zusammen mit den Maßnahmenempfehlungen festgehalten (Anhang 10.1). Die Maßnahmenentwicklung erfolgte systematisch nach Gewässerart, Flächenbezug und Zielerreichung (Bild 98). Aus der Kombination der Unterpunkte ergaben sich die Entwicklungsziele, welche im Maßnahmenkatalog genau beschrieben sind. Der Maßnahmenkatalog wurde bewusst auf grober Ebene gehalten, die konkrete Planung obliegt den Fachleuten und den weiteren Randbedingungen, welche in dieser Phase noch unbekannt sind. Er beinhaltet nicht nur die für das uGEK verwendeten Entwicklungsziele, sondern auch Vorschläge zu Maßnahmen bei Defiziten im Bereich Standgewässer, Feuchtgebiete und Kanalnetz.

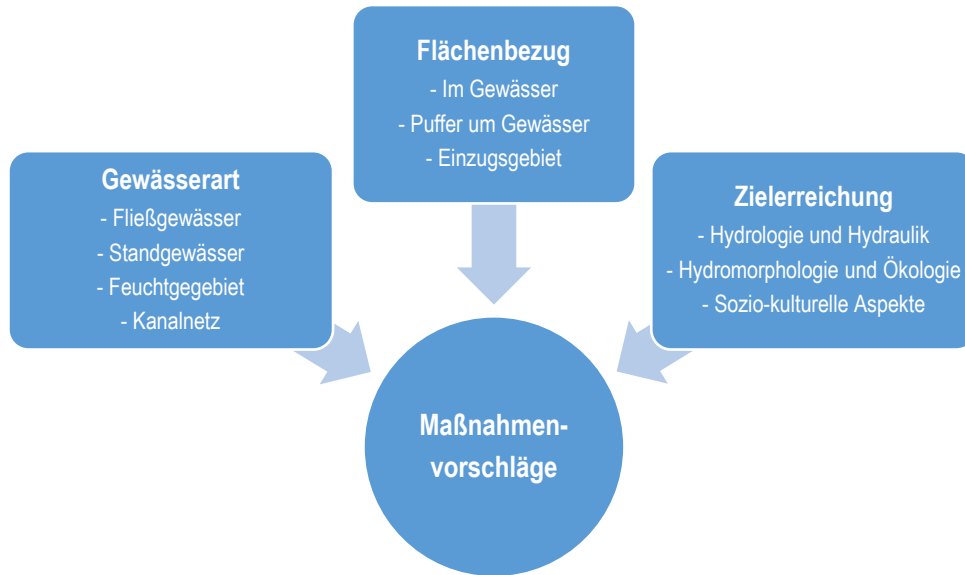


BILD 98: KATEGORISIERUNG DER MAßNAHMEN

6.4 GIS-GESTÜTZTE MAßNAHMENZUORDNUNG

Zur nachhaltigen Nutzung der aufgenommenen Zustandsbewertung innerhalb eines Geoinformationssystems wurden die Daten des IST-Zustands jedes 50 m-Abschnitts des GFK in einer Tabelle zusammengefasst. Im Anschluss erfolgte die Erweiterung durch die Defizit- und Bedarfsanalyse, dem Handlungsbedarf und den abgeleiteten Prioritäten. Die Prioritäten ergaben sich aus dem Handlungsbedarf. Je höher der zuvor ermittelte Handlungsbedarf ist, umso höher ist auch die Priorität, das Gewässer hinsichtlich der schlecht bewerteten Funktion zu verbessern. Zudem wurden die Informationen zu Plangebiet, vorhandenen Maßnahmenplanungen und Schutzgebiete hinzugefügt. Diese Informationen sollen als zusätzlicher Hinweis im uGEK zur Verfügung stehen. Innerhalb des Algorithmus der Maßnahmenempfehlung fließen diese Informationen jedoch nicht ein. Für die nachhaltige Nutzung des uGEK helfen diese Informationen aber der weiterführenden internen Priorisierung auf kommunaler Ebene.

Für eine anwenderorientierte Nutzung wurde eine automatisierte Zuordnung von Schlüsselcodes zu den Gewässerabschnitten auf Basis der verschiedenen Defizitkonstellationen implementiert. Hinter diesen Schlüsselcodes verbergen sich die festgestellten Defizite, sowie deren Entwicklungsziele und Maßnahmenempfehlungen aus dem Maßnahmenkatalog. Die Maßnahmenempfehlungen werden nach vollständiger Dateneingabe mit Hilfe eines Algorithmus priorisiert ausgegeben. Über das Gewässer- und Feuchtgebietskataster GFK kann die Datentabelle in ein GIS integriert werden und die unterschiedlichen Themengebiete sowie die Gesamtbewertung der Gewässerabschnitte grafisch dargestellt werden. Durch den ermittelten Handlungsbedarf wird somit ein Gewässerabschnitt nicht nur innerhalb des eigenen 50 m-Abschnitts bewertet, sondern steht durch den Gesamthandlungsbedarf (=Summe der drei Handlungsbedarfe) auch im Gesamtkontext zu den anderen Abschnitten (Bild 99). Zu beachten ist, dass die Bewertung aller drei Gewässerfunktionen nur für die westlichen Gebiete Laak, Schmarler Bach und Kringelgraben vorliegt. Der Handlungsbedarf an den Gewässern östlich der Warnow setzt sich aus der ökologischen und sozio-kulturellen Bewertung zusammen.

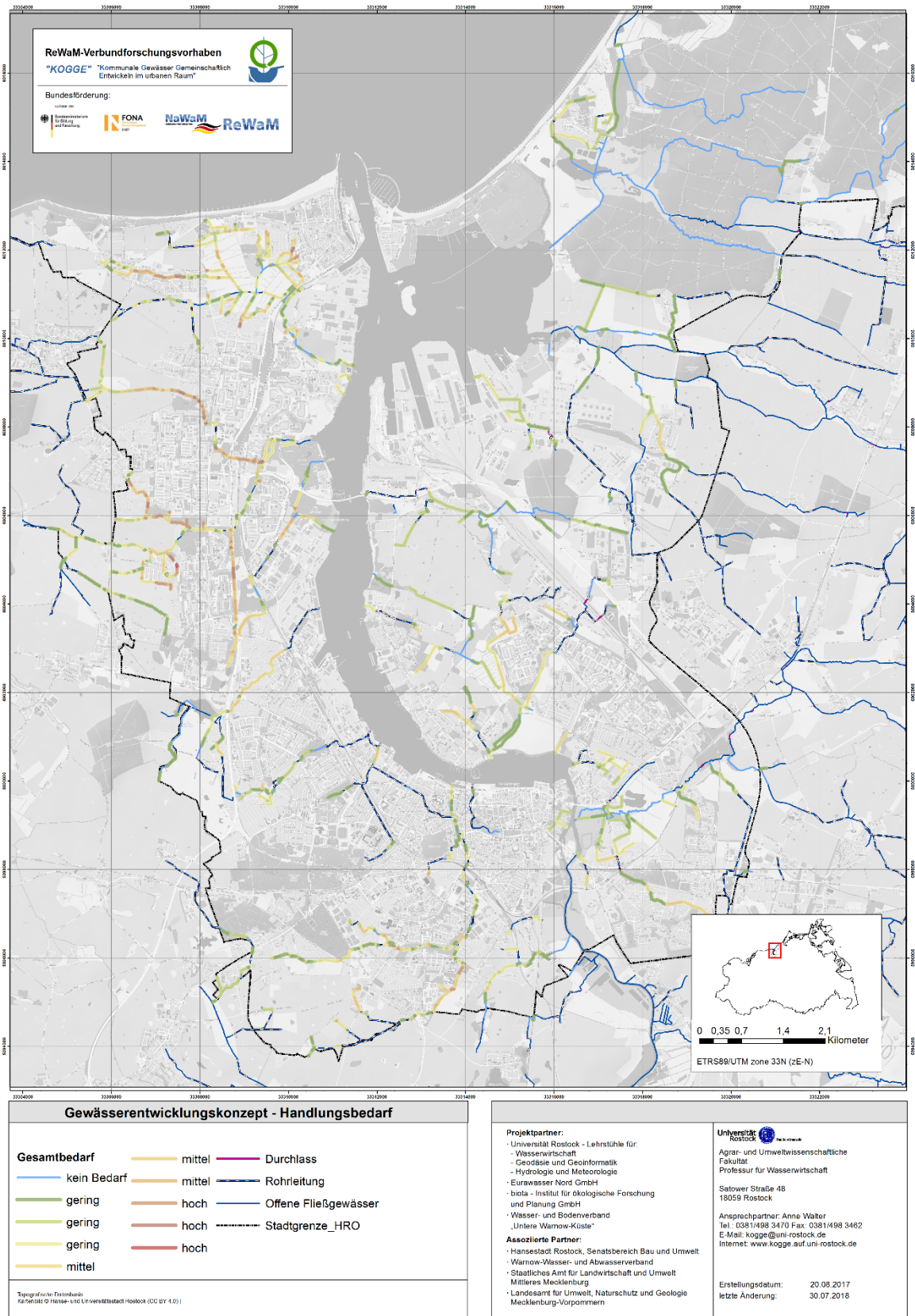
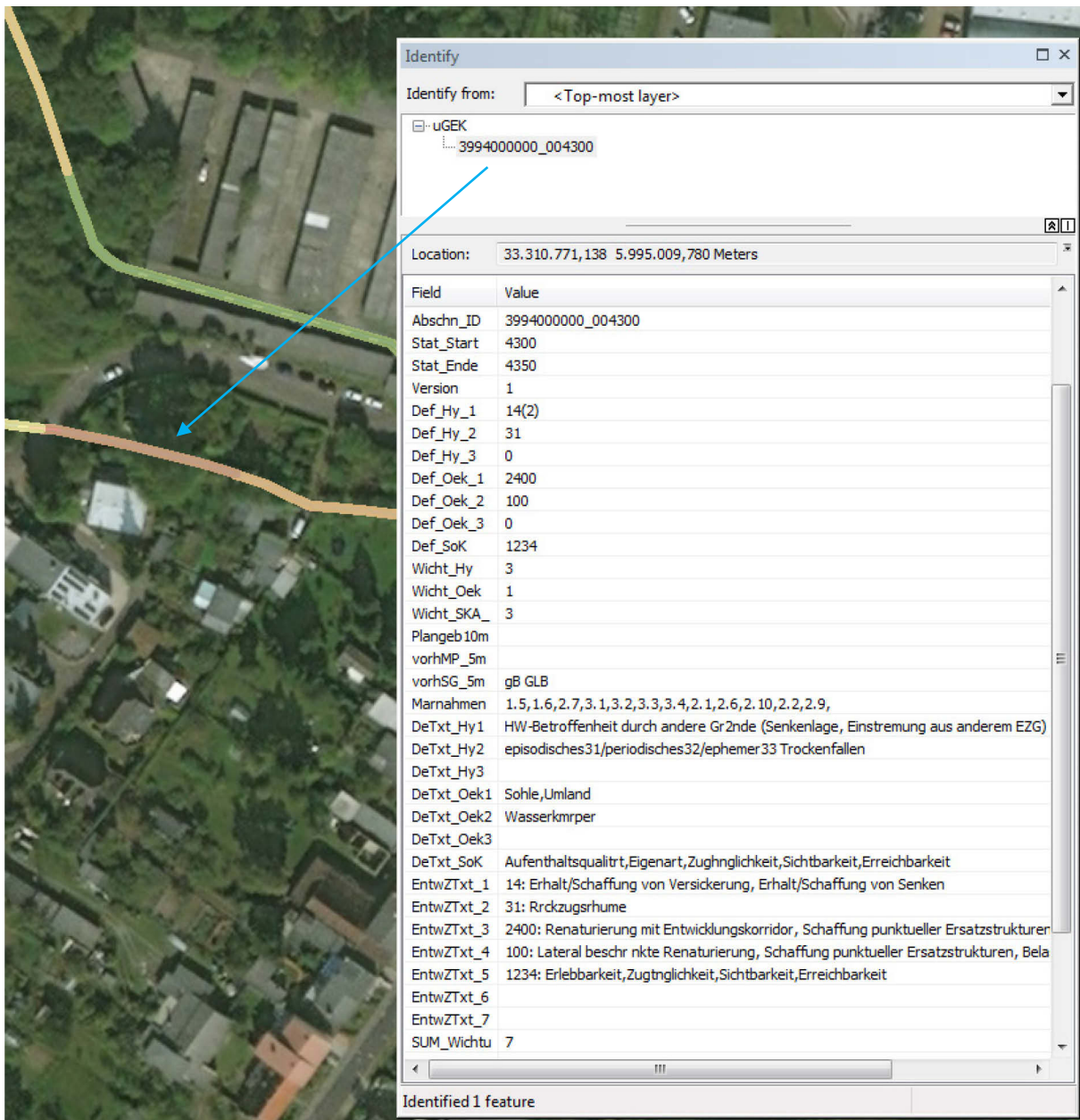


BILD 99: DARSTELLUNG DES HANDLUNGSBEDARFS IM GEWÄSSERENTWICKLUNGSKONZEPT

Das digitale uGEK steht nun als shape-Datei und Tabelle zur Verfügung und kann u.a. von der Hansestadt Rostock genutzt werden. Die Abfrage der Informationen kann abschnittsscharf über die Abschnitts_ID des GFK erfolgen, d.h. sie sind für jeden 50 m-Gewässerabschnitt als Attribute verfügbar:



Field	Beschreibung
Def_Hy_1	Defizit HW-Betroffenheit
Def_Hy_2	Defizit hydraulischer Nachweis HQ _{1pnat}
Def_Hy_3	Defizit stofflicher Nachweis AFS63
Def_Oek_1	Defizit Strukturbewertung
Def_Oek_2	Defizit Gewässerurbanitätsindex
Def_Oek_3	Defizit Nährstoffe N und P
Def_SoK	Defizit sozio-kulturelle Aspekte
Wicht_Hy	Wichtung Hydraulik
Wicht_Oek	Wichtung Ökologie
Wicht_SKA	Wichtung sozio-kulturelle Aspekte
Plangeb_10m	Plangebiete im Umkreis 10m
vorhMP_5m	Maßnahmenpläne WRRL im Umkreis 5m

vorhSG_5m	Schutzgebiete im Umkreis 5m
Maßnahmen	Maßnahmenkatalog-Nummer (priorisiert)
DeTxt_Hy1	Defizittext zu Def_Hy_1
DeTxt_Hy2	Defizittext zu Def_Hy_2
DeTxt_Hy3	Defizittext zu Def_Hy_3
DeTxt_Oek1	Defizittext zu Def_Oek_1
DeTxt_Oek2	Defizittext zu Def_Oek_2
DeTxt_Oek3	Defizittext zu Def_Oek_3
DeTxt_SoK	Defizittext zu Def_SoK
EntwZTxt_1	Entwicklungsziele zu den festgestellten Defiziten
EntwZTxt_2	
EntwZTxt_3	
EntwZTxt_4	
EntwZTxt_5	
EntwZTxt_6	
EntwZTxt_7	
SUM_Wichtu	Gesamthandlungsbedarf (zwischen 1-9)

BILD 100: BEISPIELHAFTE DARSTELLUNG DER ABFRAGEFUNKTION DES UGEK IM GIS

7 LOGBUCH

DATENHALTUNG UND NACHHALTIGE NUTZUNG

7.1 GEONETWORK

Um die Nachhaltigkeit der Dateninfrastruktur zu gewährleisten, wird diese auch über die Projektlaufzeit hinaus auf einem Server der Universität Rostock gehostet. Dadurch ist der Erhalt und Zugriff auf die Daten gewährleistet. Ausgewählte Datensätze können an das Datenportal der Hansestadt Rostock¹ weitergereicht werden, um auch der Bevölkerung zum Teil die Projektergebnisse in digitaler Form verfügbar zu machen. Daneben sind die Ergebnisse für die Hansestadt Rostock von besonderer Bedeutung. Hierfür wurden die über GeoNetwork angebotenen WMS und WFS für die gewünschten Ergebnisdatensätze aufbereitet und bereitgestellt.

7.2 GEWÄSSER- UND FEUCHTGEBIETSKATASTER

Das GFK für die Hansestadt Rostock gestattet es, auf Basis systematischer Raum- und Bezugsebenen eine Kennzeichnung wichtiger Eigenschaften vornehmen zu können. Hierzu zählen Stamm- und Zustandseigenschaften, die zu Klassifizierungen, Bewertungen, aber auch beispielsweise zu Ökosystemfunktionen und –leistungen zusammen- bzw. weitergeführt werden können.

Das GFK lässt es neben den Attributierungs- und Auswertungsmöglichkeiten vor allem auch zu, Restriktionen und Potenziale zu erkennen, Entwicklungsszenarien abzubilden, auszuwerten und zu bewerten. Insofern kann es für Entscheidungsprozesse der Gewässer- und Feuchtgebietsentwicklung auf kommunaler Ebene als unterstützendes Instrument eingesetzt werden. Das Kataster wird der Hansestadt Rostock nach Projektabschluss übergeben, die Prinzipien sind fachlich-inhaltlich und räumlich übertragbar.

7.3 MODELLPFLEGE

Da sich die Notwendigkeit der Modellpflege durch Änderungen im Kanalnetz ergibt (hier vor allem durch Baumaßnahmen: Neubau, Sanierung), ist dies im Wesentlichen durch die Mitarbeiter des Ver- und Entsorgungsunternehmens durchzuführen. Basis dafür bildet das nach den Maßnahmen abgeänderte Kanalinformationssystem.

Ungeachtet dessen sollte ein regelmäßiger Neuaufbau der Modelle in einem Intervall von etwa 10 Jahren erfolgen, um sowohl den Änderungen im Einzugsgebiet als auch den Änderungen in der Modellierungspraxis gerecht zu werden.

Die in KOGGE erarbeiteten Methoden und Werkzeuge zur Erstellung und Überarbeitung von Kanalnetzmodellen kommen hier gezielt zum Einsatz:

- objektivierte Festlegung der EZG → insbesondere kanalisierte, angeschlossene Flächen und deren Versiegelungsgrade
- standardisierte Methoden der Modellvereinfachung
- Nutzung verbesserter Ansätze bei der Abflussbildung im Modell
- Wichtig: Reproduzierbarkeit der Modelle! (daraus folgend ggf. auch der Ergebnisse)

Im Zusammenhang mit etwaigen Änderungen im Kanalnetz (durch Baumaßnahmen) sind die erstellten Modelle nicht nur abzuändern, sondern ebenso neu zu kalibrieren. Die Modellkalibrierung sollte in diesem Zusammenhang durch gemeinsame Messkampagnen (Uni, WBV, EWN, WWAV) erfolgen, um einen größtmöglichen Nutzen zu erzielen. → Modellpflege der gekoppelten Modelle (Fließgewässer, Oberfläche) vorrangig durch Uni

¹ www.opendata-hro.de

8 LANDGANG ODER SCHIFFBRUCH?

ÖFFENTLICHKEITSBETEILIGUNG UND ÜBERFÜHRUNG IN DIE PRAXIS

8.1 ÖFFENTLICHKEITSBETEILIGUNG

8.1.1 UMWELTBILDUNG


Zur Wissensvermittlung und zur Schärfung des Bewusstseins im Umgang mit der natürlichen Umwelt hat sich bereits vor Jahrzehnten die Umweltbildung als spezifischer Ansatz entwickelt und etabliert.

Umweltbildung in der Hansestadt Rostock in Bezug auf kleine urbane Gewässer und Feuchtgebiete kann und soll auf lokaler Ebene u. a. auch helfen, die Agenda 2030 der Vereinten Nationen umzusetzen (Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung, Inkrafttreten am 01.01.2016, vgl. UN 2016). Hierfür wurden sogenannte „Sustainable Development Goals“ (SDGs) als Kernziele nachhaltiger Entwicklung durch die Vereinten Nationen aufgestellt. In diesem Sinne sollen mit gezielter Umweltbildung vor allem Beiträge zu folgenden SDGs geleistet werden: (3) Gesundheit und Wohlergehen, (4) Hochwertige Bildung, (11) Nachhaltige Städte und Gemeinden, (13) Maßnahmen zum Klimaschutz, (14) Leben unter Wasser, (15) Leben an Land sowie (17) Partnerschaften zur Erreichung der Ziele. Aus diesem Grund wird die Forschungsarbeit des KOGGE-Projektes der Öffentlichkeit im Sinne eines Umweltbildungsangebotes zunächst wie folgt zugänglich gemacht:

- a) Frei zugänglicher Forschungsendbericht (open access)
- b) Überwiegend frei zugängliche wissenschaftliche Veröffentlichungen auf der Homepage <https://www.kogge.auf.uni-rostock.de> bzw. den Homepages der Forschungspartner (open access)
- c) Einspielen thematischer Fachkarten (Zwischen- und Endergebnisse) in das Geodatenportal der Hansestadt Rostock und (ggf. auch teilweise beschränkte) Veröffentlichung

Damit unterstützt das KOGGE-Umweltbildungsangebot auch den forschungsstrategischen Ansatz des Bundesforschungsministeriums, in dem die Bereitstellung von Daten, Informationsgrundlagen und explizit die Wissensvermittlung als ein wesentliches strategisches Leitthema für urbane Räume angesehen wird, vgl. Nationale Plattform Zukunftsstadt (BMBF 2015).


Zum anderen wird für die Hansestadt auf einen objektbezogenen Wissensvermittlungsansatz gesetzt, der herkömmliche Formen der Informationsdarbietung mit modernen technologischen Möglichkeiten verbindet. Dabei wird die klassische Schautafel im Wesentlichen nur zur „Adressierung“ genutzt. Hier findet der Interessierte einen Internetlink in gewöhnlicher „Link“-Schreibweise, aber vor allem auch einen Bar- bzw. QR-Code (QR = engl. Quick Response = schnelle Antwort), also die Möglichkeit, mit einem entsprechend internetfähigen Lesegerät sofort auf die Informations-Homepage zu gelangen. Im Normalfall können das alle Smartphones mit Fotofunktion und einer (kostenfreien) QR-Code-App leisten. Da Smartphones heute gebräuchlich und sehr verbreitet sind, sollte sich das im Regelfall sehr einfach in der Handhabung darstellen (Bild 101).



Kleine urbane Gewässer und Feuchtgebiete in der Hansestadt Rostock

Objektbezeichnung:
Natur- und Gewässerschutz
Standgewässer am Parkplatz "Wilhelmshöhe" in Diedrichshagen

www.kleine-urbane-gewaesser-und-feuchtgebiete-in-der-hansestadt-rostock.de



Infotafel Nr. NG 1

BILD 101: SINNVOLLE BZW. NOTWENDIGE INHALTE EINES HINWEISSCHILDES

Diese **Smart-Umweltbildungs-Lösung** bietet folgende Vorteile:

- Der Herstellungs- und Wartungsaufwand und damit die Kosten für entsprechende Aufsteller werden auf ein Minimum reduziert. Bereits eine DIN-A4-Größe des Hinweisschildes sollte ausreichen.
- Bei entsprechender Anbringung und Aufstellung kann die Gefahr des mutwilligen Zerstörens, einem häufigen Phänomen, verhindert oder zumindest deutlich verringert werden, da die Hinweistafel nicht mehr die eigentlichen Informationen enthält, sondern nur die Kerninformationen und vor allem die Internetzugänge offenbart.
- Die Schilder müssen an gut zugänglichen Stellen platziert werden. Sie sollten leicht erkennbar und damit auffällig sein. Vorzugsweise wäre das an Wegen, Plätzen oder auffälligen Objekten gegeben. Grundsätzlich kann ein Thema auch durch Hinweisschilder an verschiedenen Orten/Objekten adressiert werden.
- Alle Informationen und Daten können zentral und vergleichsweise einfach erzeugt, verwaltet und aktualisiert werden. Das Internet bietet darüber hinaus vielfältige Möglichkeiten Informationen vorzuhalten (Texte, Bilder, Filme, Karten, Verlinkungen auf weitere Seiten usw.), was die Informationstiefe deutlich erhöht. Außerdem können durch Weiterleitung bzw. thematische Verbindung vielfältige Querverbindungen erzeugt werden. Der Informationssuchende kann insofern nicht nur Informationen zu einem Objekt oder zu einer Thematik, sondern je nach Wunsch auch größeren Einblick erhalten. Limitiert wird das Ganze nur durch das Informationsangebot und die Tiefe der Verlinkung.
- Da die Informationen im Netz vorgehalten werden, können sie auch unabhängig von der Örtlichkeit eines Objektes gefunden werden und sind damit unabhängig vom Aufenthaltsort eines Nutzers.

Voraussetzung für das Informationssystem sind das Erstellen entsprechender Fachinhalte und das Einstellen der Inhalte auf einer Homepage (separat oder unter Nutzung etablierter Seiten, z. B. www.rostock.de). Das System ist jederzeit erweiterbar und könnte auch bestehende Schautafelstandorte mit einbeziehen (Beispiel in Bild 102).

Amphibienleiteinrichtung Parkplatz „Wilhelmshöhe“

Amphibien - Zwischen Wasser und Land

Zu den einheimischen Amphibien oder Lurchen zählen Salamander, Molche, Unken, Kröten und Frösche. Insgesamt leben in Deutschland 21 Amphibienarten. In Mecklenburg-Vorpommern kommen 14 davon vor.

Das Leben der Amphibien ist eng an den Lebensraum Wasser gebunden. Zum Ablegen ihrer Eier (Laich) müssen sie in jedem Frühjahr ihre Vermehrungsgewässer aufsuchen. Die erste Lebensphase verbringen die Amphibien dann als Larven oder Kaulquappen im Wasser. Kaulquappen sind reine Wasserbewohner und atmen über Kiemen.



Nach einer Umgestaltung des Körpers (Metamorphose) beginnen sie ihr Landleben und kehren meist nur zur Fortpflanzungszeit ins Wasser zurück. Lediglich die Wasserfrösche bleiben das ganze Jahr über mehr oder weniger am Wasser. Die umgewandelten Frösche und Molche atmen nun über ihre Lungen, die sich während der Metamorphose entwickelt haben. Amphibien können mehrere Kilometer bis zu ihrem Sommerlebensraum/ Winterquartier wandern.



Kammmolch - Zielart des FFH-Gebietes „Stoltera bei Rostock“

Im Bereich des Küstenwaldes des Naturschutzgebietes „Stoltera“ konnte das bisher größte zusammenhängende Vorkommen des Kammmolches innerhalb der Hansestadt Rostock nachgewiesen werden. Aus diesem Grund wurde dieser Lebensraum als Flora-Fauna-Habitat-Gebiet (FFH-Gebiet) „Stoltera bei Rostock“ ausgewiesen. Weiterhin kommen hier Teichmolch, Erd- und Knoblauchkröte, Laub- und Grasfrosch vor.



Alle vorkommenden Arten nutzen den Stolteraaer Küstenwald als Sommer- und Winterlebensraum und suchen im Frühjahr zur Fortpflanzung die Laichgewässer der Sandgrube Wilhelmshöhe auf, welche eine überregionale Bedeutung für den Kammmolch haben.

Leiteinrichtungen - „Grüne Ampel“ für Amphibien

Durch die weitgehende Zerstörung und Verkleinerung ihrer Lebensräume sind die Bestände unserer Amphibien stark zurückgegangen. Ursachen dafür sind insbesondere das Verschwinden von Kleingewässern aufgrund von Vermüllung oder Überbauung sowie der stark zugenommenen Fahrzeugverkehr. Die hohe Dichte des deutschen Straßennetzes führt dazu, dass Amphibien bei ihrer Frühjahrswanderung oftmals Straßen überqueren müssen.



Auch das Gebiet „Wilhelmshöhe“ ist touristisch stark frequentiert. Zwischen Küstenwald und Laichgewässern befinden sich Zufahrtsstraßen und Parkplatzflächen. Für die wandernden Amphibien stellte diese Situation eine große Bedrohung dar. Zur Problemlösung wurde im Jahr 2009 durch die Hansestadt Rostock der Parkplatz Wilhelmshöhe im Rahmen einer Baumaßnahme mit einer Amphibienleiteinrichtung und -tunneln ausgerüstet.

Liebe Besucher!

Bitte helfen Sie mit, diesen besonderen Ort seiner bedeutenden Flora und Fauna zu schützen und zu erhalten. Führen Sie ihre Hunde an der Leine! Werfen Sie ihre Abfälle nicht in die Natur! Das Zelten, das Entfachen von Feuer sowie die Entnahme von Holz sind untersagt!

Wir bedanken uns für Ihr Verständnis!

Für weitergehende Informationen:
 Hansestadt Rostock
 Amt für Stadtgrün, Naturschutz und Landschaftspflege
 www.rostock.de



BILD 102: SCHAUTAFEL FÜR DEN AMPHIBIENLEITEINRICHTUNG PARKPLATZ „WILHELMSHÖHE“ HANSESTADT ROSTOCK (BIOTA 2017)

Mit Hilfe der Daten und Erfahrungen des KOGGE-Vorhabens wird hier ein konkreter Vorschlag für erste Schautafeln und Inhalte der Smart-Umweltbildungs-Lösung unterbreitet. Während in Tabelle 69 eine Darstellung nach Themenbereichen, zugehörigen Themenfeldern und jeweils Vorschlägen zu Örtlichkeiten für die Tafelaufstellung erfolgt, werden in Bild 103 die Vorschläge kartographisch verortet.

TABELLE 69: VORSCHLÄGE IN BEZUG AUF POTENZIELLE THEMEN BZW. THEMENVORSCHLÄGE UND KONKRETE ÖRTLICHKEITEN ZUM AUFSTELLEN VON HINWEISTAFELN DER ROSTOCKER SMART-UMWELTBILDUNGS-LÖSUNG (VERORTUNG IN BILD 103)

Themenbereich	Themenfeld/Inhalt	Nr.	Örtlichkeit
Natur- und Gewässer-schutz	Naturnahes Standgewässer (See): Ökologie und Naturschutz	NG 1	Standgewässer am Parkplatz "Wilhelmshöhe" in Diedrichshagen
		NG 2	Griebensoll und weitere Standgewässer westlich des Schutower Kreuzes
	Naturnaher Fließgewässerabschnitt: Ökologie und Naturschutz	NG 3	Rönngaben Brinckmannsdorf, Weg im Wald
		NG 4	Windelbringsgraben bei Jürgeshof, Waldweg zwischen L22 und Schnattermann
	Naturschutzgebiete an Gewässern oder Geschützte Landschaftsbestandteile	NG 5	Sandfurtsbach im NSG "Heiligensee und Hütelmoor", Waldweg in der Rostocker Heide
		NG 6	Radelbach im NSG "Radelsee", am Fesselbrandesweg zwischen Stuthof und Markgrafenheide
	Vorkommen besonderer Arten der Flora und/oder Fauna	NG 7	Klostergraben in Schmarl, Weg östlich der Autobahn
		NG 8	Liepengraben in Krummendorf, Oldendorfer Straße
		NG 9	Rönngaben Brinckmannsdorf, Weg im Wald
Renaturierung	Renaturiertes Feuchtgebiet (Niedermoor)	R 1	Laakniederung / Diedrichshäger Moor, Weg an der Stadtautobahn
	Renaturiertes Fließgewässer	R 2	Graben1/1/4/1 Diedrichshagen, Neubaugebiet am Kantenweg

Themenbereich	Themenfeld/Inhalt	Nr.	Örtlichkeit
Technische Entwässerung	Regenwassereinleitung	TE 1	Kringelgraben, östlich der Nobelstraße
	Mischwassereinleitung	TE 2	Kayenmühlengraben im Werftdreieck, Straße "Am Kayenmühlengraben"
	Zentrale Kläranlage Bramow	TE 3	Kläranlage Bramow, Carl-Hopp-Straße
	Dezentrales Regenwassermanagement	TE 4	Versickerungsanlagen in den neuen Wohngebieten Biestower Höhe (in Planung, keine Verortung in Bild 103)
Hochwasserschutz	Analysen und Lösungen	H 1	Regenrückhaltebecken Brigitte-Reimann-Ring, Evershagen Dorf
	Schöpfwerksbetrieb	H 2	Schöpfwerk Schmarler Bach, Straße „Kleiner Warnowdamm“
		H 3	Schöpfwerk am Laakkanal, Straße "Zum Laakkanal"
Gewässerunterhaltung	Grabensystem	G 1	Hechtgraben, Gehlsheimer Straße / Dierkower Dam
	Fließstrecke mit reduzierter Gewässerunterhaltung	G 2	Graben 2/4/1, im Park am Fischerdorf
Ökosystemleistungen	Landschaftsästhetik und Erlebbarkeit an Standgewässern	Ö 1	Schwanenteich in Reutershagen
		Ö 2	Teich im Park am Fischerdorf, Kranichweg
	Landschaftsästhetik und Erlebbarkeit an Fließgewässern	Ö 3	Wallgraben an den Wallanlagen in der Stadtmitte
		Ö 4	Unterwarnow am Fuß- und Radweg am Fischerbruch
	Kühlwirkung von Gewässern und Feuchtgebieten	Ö 5	Schmaler Bach zwischen Messegelände und Wohngebiet Schmarl
		Ö 6	Dragungraben, westlich der Schleswiger Straße, Höhe Alexander Schmorell Schule
	Treibhausgassequestrierung in Mooren bzw. -freisetzung aus degradierten Mooren	Ö 7	Hütelmoor in der Rostocker Heide, Weg nördlich Markgrafenheide
		Ö 8	Diedrichshäger Moor in der Laakniederung, Weg an der Stadtautobahn
	Biodiversität/Hotspot der Artendiversität	Ö 9	Kayenmühlengraben sowie Standgewässer im Botanischen Garten
		Ö 10	am Kringelgraben, unterhalb des Zuflusses Bullengraben, Weg östlich Biestower Damm
	Hochwasserschutz durch Erhaltung von Senken und Retentionsräumen	Ö 11	Hechtgraben, südöstlich des Klinikums in Gehlsdorf

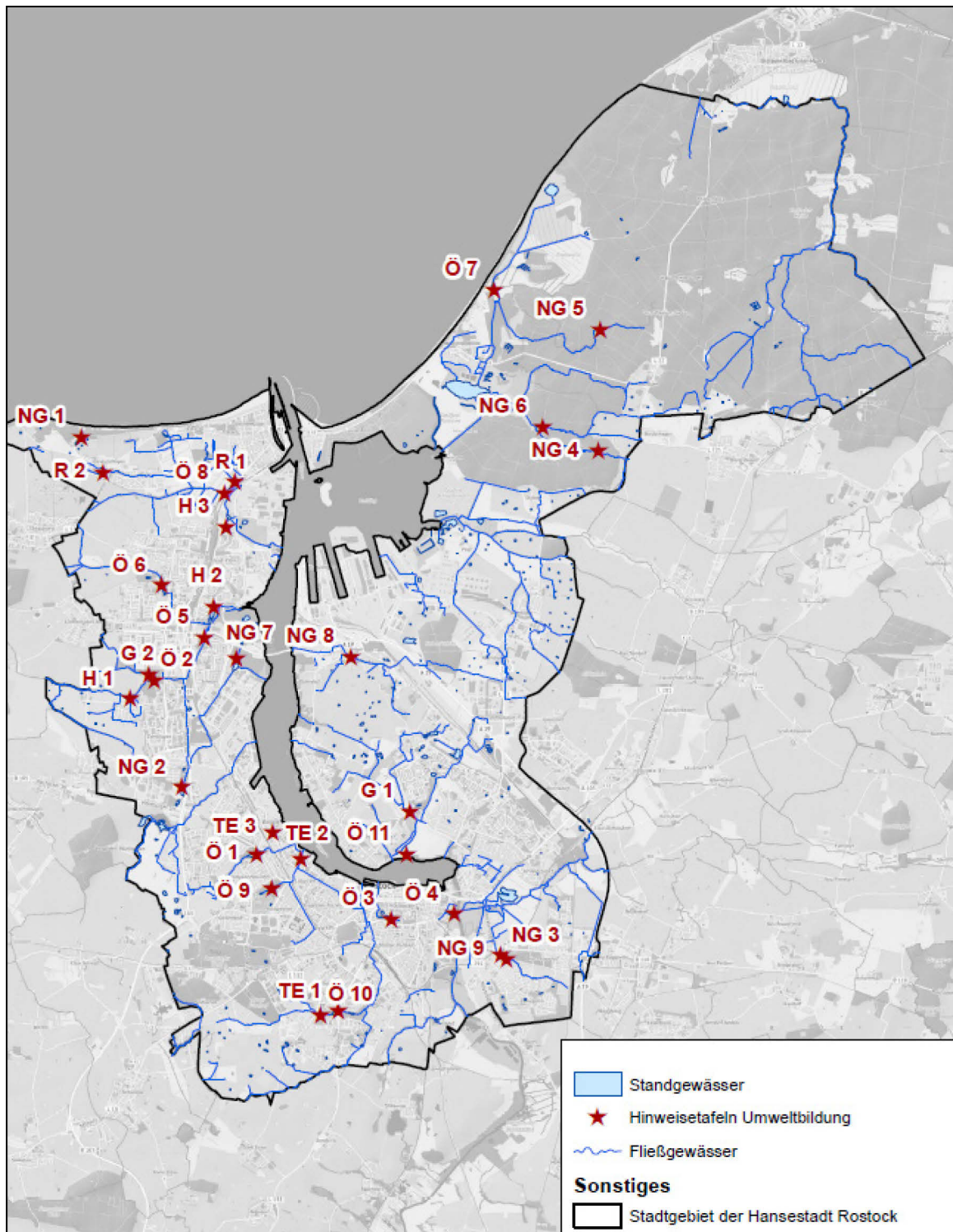


BILD 103: VORSCHLAG FÜR KONKRETE ÖRTLICHKEITEN ZUM AUFSTELLEN VON HINWEISAFELN DER ROSTOCKER SMART-UMWELTBILDUNGS-LÖSUNG, VGL. TABELLE 69

8.2 NUTZUNG DER ERGEBNISSE AUF SEKTORALER EBENE

8.2.1 SIEDLUNGSENTWÄSSERUNG

Die Ergebnisse aus der Kanalnetzmodellierung werden in verschiedener Weise verwendet. Dabei ist die Nutzung der Modellierungsergebnisse zum Auffinden von Problemstellen im Kanalnetz der klassische Anwendungsfall. Darüber hinaus werden die Modellierungen als Grundlage für Planungen verwendet. Im Rahmen von Planungen soll nach Möglichkeit mindestens die Vorzugsvariante im Modell auf ihre Wirksamkeit geprüft werden.

Die Hansestadt Rostock und ihr näheres Umland wachsen seit einigen Jahren wieder deutlich. Durch die steigende Versiegelung und erhebliche Nachverdichtung rücken auch die Auswirkungen von Starkregen deutlich in den Fokus. Im Nachgang zu entsprechenden Ereignissen erfolgt eine Nachrechnung mit den aufgezeichneten Niederschlagsdaten. Im Einzelfall können die Ergebnisse mit den Einsatzdaten der Feuerwehren abgeglichen werden.

ERWARTUNG UND ZIELE

Die Modellierung liefert neben den klassischen Ergebnissen zum Überstauverhalten weitere Daten in erheblichem Umfang. Ein wesentliches Ziel im Rahmen des KOGGE-Projekts ist es, ein vertieftes Verständnis über das Zusammenwirken von Kanalnetz und Vorflutern zu erlangen. Diese Ergebnisse sollen Eingang in die strategische Planung finden, um Gefährdungen der Bevölkerung auf effiziente Weise zu mindern.

Darüber hinaus gibt es einen ganzen Katalog an Vorschlägen, wo die Ergebnisse der Modellierungen deutlich stärker berücksichtigt werden sollten:

- Berücksichtigung der Ergebnisse in der langfristigen Planung
 - Aufnahme des hydraulischen Aspekts in die Sanierungsstrategie als Erweiterung der bisherigen Ansätze des Asset Managements
 - Nutzung als Grundlage für Kosten-Nutzen-Abwägungen bei Sanierungsentscheidungen → Gefährdungspotenzial
 - Nutzung in der kurzfristigen Planung zur Dimensionierung von Abwasseranlagen → Prüfung von Planungsvarianten
- Grundlage für Abstimmung zur Bauleitplanung
 - Eignung von neu zur Bebauung vorgesehenen Standorten in F-Plänen
 - ggf. frühzeitige Begrenzung möglicher Versiegelungsgrade
- Unterstützung von Maßnahmen zur Flächenentsiegelung
- Berücksichtigung in der Kanalnetzbewirtschaftung
 - Kanalreinigung, Beräumung Staukanäle & RRB
 - Erarbeitung von Strategien zur Steuerung von Anlagen
 - Kanalnetzsteuerung
 - langfristig ggf. Berücksichtigung von Wetterprognosen
- Abstimmung mit UWB zu möglichen Einleitmengen
- Abgleich zwischen geplantem und gemessenem Abflussgeschehen
- Korrektur von Bemessungsansätzen
- Nutzung der Ergebnisse aus der 2D-Modellierung
 - Ermittlung von Überflutungspotenzial → Schadenspotenzial
 - Abstimmung mit Stadtplanung, Verkehrsbehörde, Verantwortliche für Katastrophenschutz zu flutungsgefährdeten Bereichen und Schutzmöglichkeiten

Die Standardisierung der Bearbeitung sowie die Verwendung effizienter Werkzeuge bei der Erstellung bieten dabei auch Potenzial zum Ausbau der Kanalnetzmodellierung. So ist vorgesehen, für weitere Ortslagen die Modellierung zu erarbeiten.

8.2.2 GEWÄSSERUNTERHALTUNG, GEWÄSSERENTWICKLUNG

Die Unterhaltungsverbände sind in den letzten Jahren immer mehr angehalten, ihre Arbeit auf die Bedürfnisse des Natur- und Umweltschutzes auszurichten. Dies betrifft die Umsetzung von Renaturierungsprojekten, die nachhaltige Gestaltung wassertechnischer Anlagen wie Rohrleitungsnetze oder Schöpfwerke sowie die Anpassung der Gewässerunterhaltung in Art und Umfang. Jedoch lassen sich die Ziele der WRRL im urbanen Raum häufig schwer mit den Unterhaltungsstrategien vereinbaren. Diese streben den schadlosen Abfluss teils künstlicher Systeme in stark manipulierten Einzugsgebieten an. Die gleichzeitige Förderung der naturnahen Entwicklung eines Gewässers stellt daher eine große Herausforderung dar. Verstärkt wird dieser Konflikt durch den steigenden Nutzungsdruck mit den in diesem Zusammenhang auftretenden Phänomenen, wie zunehmende Versiegelung, Verlust von Retentionsflächen sowie drohende hydraulische Überlastung der bestehenden Gewässersysteme.

Im Rahmen des Projektes KOGGE hat sich der Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow-Küste“ intensiv mit dem beschriebenen Spannungsfeld zwischen der Sicherung des schadlosen Wasserabflusses und der Förderung einer naturnahen Eigenentwicklung der Gewässer auseinandergesetzt. Im Vordergrund standen dabei auch der Aufbau eines Hydraulik-, Ersatzinvestitions- und Gewässerunterhaltungs –Katasters (s.u.) sowie die Neuauflage der Gewässer-Datenbank.

Der WBV hat im Rahmen des Projektes KOGGE hinsichtlich der Umsetzung einer WRRL-konformen Gewässerunterhaltung verschiedene Konflikte, aber auch vielfältige Potenziale identifiziert. Es gibt viele Vorschläge und Ansätze, um den Ansprüchen einer modernen ökologisch ausgerichteten Gewässerunterhaltung gerecht zu werden. Dabei steht jedoch auch die Frage nach der Wirtschaftlichkeit einer Maßnahme oder einer Methode für die Unterhaltungsverbände im Fokus. Häufig entstehen durch zusätzlichen technischen und personellen Aufwand untragbare Mehrkosten.

Es ergeben sich für den WBV folgende Ziele und Erwartungen:

- GWU-Intensität als normierte Größe
- Schnittgut aus der Gewässerunterhaltung
- Handlungsempfehlung zur Gewässerunterhaltung an renaturierten Gewässern
- Konzept zur Mehrkosten-Umlage der durchgeführten Unterhaltungsmaßnahmen für die Sicherung des Hochwasserabflusses sowie die Unterstützung der Eigenentwicklung nach einer Sanierungsmaßnahme
- Konzept zur energetischen Verwertung von Schnittgut aus der Gewässerunterhaltung als Ansatz für eine verbesserte Gewässertrophie
- Im Austausch mit anderen Verbänden im Deutschen Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e.V. (DBVW) sollen insbesondere Erfahrungen bei der entwickelnden Gewässerunterhaltung zusammengestellt und im Hinblick auf Ihre Umsetzbarkeit an den Rostocker Gewässern bewertet werden.
- Ergänzt durch eine wirtschaftliche Analyse soll das Bewirtschaftungskonzept für die Rostocker Fließgewässer überarbeitet und mit den Planungen in den Bereichen Gewässerausbau und Siedlungsentwässerung abgeglichen werden.
- Die Umsetzung von Ausbau- oder Renaturierungsprojekten verursachen Veränderungen im Abflussverhalten, die man richtig einzuschätzen wissen muss. Auch Veränderungen in der Unterhaltung spielen dabei eine Rolle. Zum einen betrifft dies Konzepte zur schonenderen Bewirtschaftung.
- Automatisierter Export der Messdaten vom WBV-Server

HYDRAULIK-KATASTER

Durch die Erarbeitung eines Hydraulik-Katasters wurde eine funktionale Übersicht für die Verbandsingenieure des WBV hinsichtlich der hydraulischen Rahmenbedingungen geschaffen, in der alle relevanten Informationen über die Entwässerungsstrukturen innerhalb des Projektgebietes enthalten sind. Grundlagen hierfür waren die in KOGGE digitalisierten analogen Datenbestände, sowie die Georeferenzierung und Auswertung von Lage- und Bestandsplänen zur Ermittlung von Dränflächen, Sammlerstrukturen und Einleitpunkten. Zudem flossen diese Informationen teilweise in die hydraulische Modellierung im Rahmen des Projektes KOGGE mit ein. In Zukunft wird eine 2018 neu aufgelegte Gewässer-Datenbank die effiziente Einbindung und Nutzung dieser Daten ermöglichen.

ERSATZINVESTITIONS-KATASTER

Durch die Auskunft über Vorflutverhältnisse sowie die Erteilung von Auflagen spielt der WBV als Bewirtschafter der offenen und verrohrten Gewässer bei geplanten Bauvorhaben eine wichtige Rolle. Gleichzeitig bietet eine umfassende quantitative und qualitative Analyse des Anlagenbestandes die Möglichkeit, ein Instrument zu schaffen, welches im Zusammenhang mit städtebaulichen Planungen verlässliche Aussagen über bestehende Kapazitäten sowie Spielraum für den Naturschutz liefert. Entscheidend für den Aufbau eines Ersatzinvestitions-Katasters war die Vermessung von Bauwerken, Schächten und Rohrleitungen innerhalb des Projektgebietes, sowie die Überführung aller relevanten Archiv-Daten in die bestehende Gewässerdatenbank des WBV.

GEWÄSSERUNTERHALTUNGS-KATASTER

In KOGGE wurden bestehende analoge und digitale Daten über die durchgeführten Gewässerunterhaltungsmaßnahmen des WBV „Untere Warnow-Küste“ zwischen den Jahren 2008 und 2016 aufbereitet. Hauptaugenmerk lag dabei auf der Intensität der GWU. Die jeweiligen GWU-Maßnahmen wurden dabei den entsprechenden 50 m – Gewässerabschnitten aus dem Gewässer- und Feuchtgebietskataster zugeordnet und in ihrer Quantität dokumentiert. Auf diese Weise wurde die Grundlage für die zukünftige Entwicklung eines Index zur Bewertung der Unterhaltungsintensität geschaffen. Durch den Abgleich mit hydraulischen sowie ökologischen Bestandsdaten soll der Index eine Identifizierung der Gewässerabschnitte, die unverhältnismäßig unterhalten werden, ermöglichen.

Durch den Aufbau eines Gewässerunterhaltungs-Kataster steht dem Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow-Küste“ nun ein Werkzeug zur Verfügung, welches in Zukunft die anforderungsgerechte Planung von Art und Umfang der Gewässerunterhaltung ermöglicht. Die 2018 neu aufgelegte Gewässer-Datenbank gewährleistet dabei die effiziente Einbindung und Nutzung der im Projekt gewonnenen Daten.

8.3 NUTZUNG DER ERGEBNISSE FÜR DIE STADTENTWICKLUNG

Das Projekt KOGGE verfolgte u.a. die Zielsetzung, für die 200 km Fließgewässerstrecke der kleineren Gewässer 2. Ordnung in der Hansestadt Rostock ein strategisches urbanes Gewässerentwicklungskonzept (uGEK) zu entwickeln, jedoch ohne dabei schon konkret gewässerspezifische Maßnahmen zu planen oder gar umzusetzen. Es ist nun das ausdrückliche Ziel der Projektbeteiligten und insbesondere des Amtes für Umweltschutz, den begonnenen Weg gemeinsam fortzusetzen. Dies wird durch die enge Zusammenarbeit mit den wasserwirtschaftlichen Akteuren der Hansestadt Rostock erreicht.

So werden die Maßnahmenempfehlungen aus dem uGEK entsprechend einer Prioritätensetzung in die kommunale Gewässerausbauplanung übernommen und deren Umsetzung durch Ansätze im langfristigen Investitionsrahmen des städtischen Haushalts sichergestellt.

Das Amt für Umweltschutz arbeitet für die raumplanerische Verankerung der Ergebnisse und deren Nutzung für die strategischen Pläne auf sektoraler Ebene eng mit dem Amt für Stadtplanung zusammen. Unterdessen liegen aus den Ergebnissen des Forschungsvorhabens KOGGE und im Ergebnis der Fortschreibung des INTEK zuverlässigen Erkenntnisse für das hydrologische Gesamtsystem insbesondere für die Hauptentwässerungsachsen der HRO vor, die Risikogebiete und Gefährdungssituationen bei (Stark-)Regenereignissen erkennen lassen.

Darauf wird planerisch in drei Maßstabsebenen reagiert:

- der Flächennutzungsplanung,
- im Rahmen der Bebauungsplanverfahren
- und der Quartierentwicklung.

Aktuell wird in der Hansestadt Rostock der Flächennutzungsplan neu aufgestellt. Für die Integration der umwelt- und naturschutzfachlichen Belange ist ein Umwelt- und Freiraumkonzept in Bearbeitung, in das die Ergebnisse des Forschungsvorhabens KOGGE und des Modells der Entwässerungsleitachsen (s.u.) als wesentliche Bestandteile einfließen werden.

Diesem Aufstellungsprozess vorgreifend sind in Rostock größere Neuerschließungen und weitere Nachverdichtungen in Vorbereitung, die einen direkten Einfluss auf das bestehende Kanalnetz und mehrere Fließgewässer haben. Seit einigen Jahren verzeichnet Rostock steigende Bevölkerungszahlen. Um den sich daraus ergebenden Anforderungen gerecht zu werden, sollen bis Ende 2021 zusätzlich 7.500 WE geschaffen werden. Diese anspruchsvolle Zielstellung ist nur mit der Umsetzung der bereits im Verfahren befindlichen Bebauungspläne und zusätzlichen, neu zu entwickelnden Wohnbaustandorten möglich. Die in KOGGE und INTEK entwickelten Werkzeuge und aufgezeigten Zusammenhänge werden hier bereits genutzt und im Rahmen hydrologischer Untersuchungen in verbindliche Festsetzungen für die beabsichtigte Bebauung überführt, z.B. Regenrückhaltung im Gebiet, Entrohrung von Fließgewässerabschnitten, Gewässerrenaturierungsmaßnahmen, Vorgaben zum Regenwassermanagement für den Erschließungsträger. Im Zuge der Bauleitplanung sind daher stets für die jeweiligen Standorte konkrete wasserwirtschaftliche Planungen auf Grundlage vorhandener Kenntnisse und vertiefender Untersuchungen unter Berücksichtigung der Versiegelung durchzuführen und mit den Verbänden WBV und WWAV abzustimmen.

Hinzu kommt, dass neben den o.g. engeren Hochwasserschutzzielen vor allem auch die Umsetzungserfordernisse der WRRL, u.a. mit dem Gebot der Zustandsverbesserung von Gewässern und Feuchtgebieten sowie naturschutzfachlichen Zielstellungen, in die Gewässerentwicklung einzubeziehen sind. Hierauf werden die Kartiererergebnisse und ökologischen Bewertungen des KOGGE-Projektes hinsichtlich der Gewässerlebensräume, zu geschützten Arten und zur Biodiversität in den jeweiligen Fließgewässerabschnitten einen besonderen Einfluss haben. Im Rahmen der Bauleitplanung lassen sich hier Maßnahmen über die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung umsetzen.

Mit Beschluss 2015/BV/1287 wurde der Oberbürgermeister der Hansestadt Rostock beauftragt, einen Integralen Entwässerungsleitplan (IELP) zu erarbeiten. Gegenstand dieses Leitplans ist das gesamte hydrologische Einzugsgebiet der auf dem Stadtgebiet der Hansestadt Rostock befindlichen Gewässer (Grund- und Oberflächenwasser) und der gemeinsam genutzten Regenwassersammler. Der Integrale Entwässerungsleitplan wurde in enger Kooperation mit allen Partnern der Wasserwirtschaft, insbesondere dem WWAV und dem WBV, sowie den planenden Ämtern der Stadtverwaltung der Hansestadt Rostock aufgestellt. Darauf aufbauend wird derzeit eine weitere Beschlussvorlage vorbereitet, die darauf abzielt, entsprechend der in KOGGE und INTEK entwickelten Ansätze und Ergebnisse aus ersten Modellierungen für ausgewählte Fließgewässerabschnitte, die restlichen Hauptentwässerungsachsen des IELP systematisch und konsequent mit Bemessungsansatz bis zu einem Wiederkehrintervall von $T = 100$ Jahren zu prüfen. Diese Prüfung wird sich an den aus der Realnutzungskartierung abgeleiteten nutzungsspezifischen Risikoklassen des IELP orientieren und soll in einem Variantenvergleich das Kosten- Nutzenverhältnis der über das technische Regelwerk hinausgehenden Bemessung von Entwässerungsanlagen bewerten.

Es ist vorgesehen, dass die Bürgerschaft auf dieser Grundlage in jedem Einzelfall beschließt, ob Entwässerungsanlagen und Gewässerausbau im Rahmen der „kommunalen Gemeinschaftsaufgabe Binnenhochwasserschutz“ über die Regelwerke hinaus ausgelegt werden. Die entsprechenden Mehrkosten werden im Investitionshaushalt der Hansestadt Rostock eingestellt.

Bei Neuerschließungen (Baugebiete, Industrie-/Gewerbegebiete) und Verdichtungen und damit verbundener Risikoerhöhung soll zukünftig stets auch geprüft werden, ob ein Anteil der finanziellen Aufwendungen durch den jeweiligen Verursacher zu übernehmen ist (Verursacherprinzip § 6a WHG „Grundsätze für die Kosten“).

Es ist erklärtes Ziel, die Ergebnisse aus KOGGE nachhaltig zu pflegen und konsequent in die konkreten Planungen einzubringen. Dies erfordert neben nachhaltigen Lösungen für die Datenverfügbarkeit und die Schulung der künftigen Anwender auch Personal im Amt für Umweltschutz. Daher wurde durch das Amt bei der Personalstelle der Hansestadt Rostock ein Antrag zur Einrichtung einer Planstelle im Stellenplan 2018 für die Abteilung Wasser und Boden gestellt.

FAZIT UND AUSBLICK

Ziel von KOGGE war die Entwicklung und Anwendung eines konsistenten Methodensatzes für eine ergebnisorientierte Erfassung, Bewertung und Entwicklungsplanung urbaner Gewässer. Der Fokus lag dabei bewusst auf Gewässern und Feuchtgebieten unterhalb der Berichtspflicht der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Dies, in Verbindung mit der besonderen Nutzungsintensität urbaner Gewässer, erforderte die Entwicklung neuer bzw. die Erweiterung bestehender Ansätze für die Erfassung und Bewertung der Gewässer, das Datenmanagement und die Ableitung von Entwicklungsmaßnahmen.

Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass eine ergebnisorientierte Bewertung und Entwicklungsplanung urbaner Gewässer funktionalen Gesichtspunkten folgen muss. Welche Gewässerfunktionen sind erforderlich oder nachgefragt, und welche werden bereitgestellt? Über diesen funktionsorientierten Ansatz lassen sich belastbare Kriterien definieren, Defizite präzise bestimmen und zielgerichtete Entwicklungsmaßnahmen zuordnen. In KOGGE haben wir uns dazu auf hydraulische, ökologische und sozio-kulturelle Funktionen der Gewässer konzentriert.

Für die Bewertung der hydraulischen Funktion wurde in Zusammenarbeit mit der Hansestadt Rostock eine Risikobetrachtung mit differenzierten Schutzniveaus gegen Überflutung auf Basis der Realnutzung entwickelt und modelltechnisch umgesetzt. Eine besondere Herausforderung bestand dabei in der integrierten Modellierung von Fließgewässer und Siedlungsentwässerungssystem. Insbesondere ist dem potenziellen Rückstau der Gewässer in die Systeme der Siedlungsentwässerung besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Die stoffliche und hydraulische Belastung der Fließgewässer durch Niederschlagswassereinleitungen wurde auf Basis des neuen DWA-Arbeitsblatts 102 (Gelbdruck) bewertet. Der Ansatz flächenspezifischer Stoffeinträge (AFS63) erlaubt eine einfache, wenn auch grobe Priorisierung von Belastungsschwerpunkten. Die Berechnung des zulässigen Einleitungsabflusses ($1, \times \text{HQ}_{1p, \text{nat}}$) erfordert hingegen ein kalibriertes Gewässermodell. Die Anwendung geschätzter Abflusspenden ist zumindest für die hier untersuchten kleinen Tieflandgewässer zu unsicher. Auch aus Sicht der Gewässerökologie erscheint eine Bewertung auf Basis der Fließgeschwindigkeit oder der Sohlschubspannung einfacher und sinnvoller.

Für die ökologische Bewertung der nicht berichtspflichtigen Gewässer und Feuchtgebiete wurde der „Gewässerurbanitätsindex“ weiterentwickelt. Hemerobiestufen wurden über ökologische Gildenprofile klassifiziert. Die Methode wurde im Projektgebiet an mehr als hundert Probenahmestellen entwickelt und kalibriert. Im Gegensatz zur Bewertung berichtspflichtiger Gewässer ist das Verfahren auf die ökologische Funktionalität (nicht Grad der Natürlichkeit) ausgerichtet. In Verbindung mit einer Definition standorttypischer Biozönosen lassen sich besonders erhaltenswerte „ökologische Hotspots“ lokalisieren. Diese ließen sich in KOGGE auch immer charakteristischen Verbindungen von Gewässer (Hydraulik, Strukturgüte, physiko-chemische Eigenschaften) und Landnutzung im Umland zuordnen, was im Umkehrschluss auch für eine zielgerichtete Gewässerentwicklungsplanung genutzt werden kann.

Die Bewertung sozio-kultureller Aspekte (Gewässer als Erlebnisraum) ist für urbane Gewässer von besonderer Relevanz und kann sinnvollerweise gemeinsam mit der Erfassung der Gewässerstrukturgüte einhergehen. Die Rostocker Gewässer sind dabei sehr differenziert zu bewerten. Während Standgewässer für die Stadtgesellschaft eine relativ gute Zugänglichkeit und Erlebbarkeit bieten, ist die sozio-kulturelle Funktion der Fließgewässer über weite Strecken unbefriedigend. Eine entscheidende Ursache ist der hohe Anteil an Verrohrungen, mit gleichzeitig nachteiligen Folgen für die ökologische und hydraulische Funktion.

Für die langfristige strukturierte Zusammenführung und Bearbeitung aller gewässerrelevanten Daten durch die Aufgabenträger wurde in KOGGE ein funktionales Geoinformationssystem („Gewässer- und Feuchtgebietskatalog“) entworfen. Durch eine räumlich hochaufgelöste Segmentierung der Gewässer und topologische Zuordnung der Einzugsgebiete ermöglicht es eine effektive und transparente Maßnahmenplanung.

Das hier entwickelte „urbane Gewässerentwicklungskonzept“ (uGEK) unterscheidet sich dabei von den fachplanerisch tieferen, aber thematisch schmalere Gewässerentwicklungskonzepten zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ nach WRRL. Ziel des uGEK ist die möglichst synergistische Zustandsverbesserung für alle bewerteten Gewässerfunktionen. Aufgrund der Größe und Komplexität des Projektgebiets wurde ein GIS-gestützter Algorithmus entwickelt, welcher gewässerabschnittsscharf die funktionsspezifischen Bewertungen klassifiziert und möglichst synergistisch wirksame Maßnahmen zur Zustandsverbesserung aufzeigt. Auf eine gegenseitige Abwägung „wichtigerer“ oder „unwichtigerer“ Funktionen wird im uGEK bewusst verzichtet. Für die konkrete Umsetzung des uGEK ist vielmehr eine konsistente planerische Zusammenführung über den gesamten Fließweg und das gesamte Einzugsgebiet vonnöten. Dieser letzte Schritt fehlt noch in KOGGE.

Der parallel von der Stadt in Auftrag gegebene Integrale Entwässerungsleitplan (IELP) zeigt aber genau in diese Richtung. Hier werden basierend auf hydrologischen Betrachtungen sogenannte „Entwässerungsachsen“ definiert, welche naturgemäß bestehenden oder historischen Bahnen der Fließgewässer folgen. Es ist explizites Ziel der Stadt, wesentliche Hauptentwässerungsachsen langfristig zu erhalten bzw. wieder zu entwickeln, um damit langfristig Hochwasser-/Überflutungsschutz, hohe ökologische Funktionalität und einen hohen Erlebniswert zu gewährleisten.

Es wird nun darauf ankommen, die erzielten Ergebnisse sowohl für die strategische Entwicklung von Stadt und Gewässer als auch für konkrete Umsetzungen zu nutzen. Innerhalb der Hansestadt Rostock sieht sich das Amt für Umweltschutz in der koordinierenden Gesamtverantwortung und hat bereits ein Konzept für die hierfür erforderlichen Prozessabläufe innerhalb der Ämter und mit den wasserwirtschaftlichen Aufgabenträgern entwickelt. Die Umsetzung des in KOGGE erarbeiteten Gewässerentwicklungskonzeptes soll durch eine eigens geschaffene Sachbearbeiterstelle befördert werden. Parallel werden grundlegende kommunalpolitische Entscheidungen zu Verantwortlichkeiten beim Hochwasserrisikomanagement vorangetrieben.

Gleichzeitig ist es notwendig, die gewonnenen Ergebnisse und bereit gestellten Datenstrukturen auch als Planungsinstrument zu nutzen. Dies erfordert Schulung und Weitergabe auch an externe Dienstleister und ggf. übergeordneten Planungsebenen. Letzteres ist insbesondere als Schnittstelle zu den Umlandgemeinden wichtig. Hier sollen mittelfristig gemeinsame GIS-gestützte Planungsinstrumente entwickelt werden.

Viele Methoden und Ergebnisse von KOGGE lassen sich direkt oder angepasst für andere Kommunen nutzen. Stichpunktartig sind dies vor allem:

- Kooperative Arbeitsstrukturen zwischen Stadt, wasserwirtschaftlichen Aufgabenträgern, Forschung und privaten Dienstleistern
- Strukturiertes Datenmanagement über ein einheitliches funktionales GIS
- Konsequente hydraulische Gefährdungsanalyse und Risikobewertung auf Basis der Realnutzung
- Ökologische und sozio-kulturelle Zustandsbewertung für urban geprägte Gewässer (Kartieranleitungen als Download verfügbar)
- Methoden der Fernerkundung zur effektiven Datenerhebung
- Entwicklung synergistischer Entwicklungskonzepte
- Konzepte zur Überführung der Ergebnisse in das Verwaltungshandeln und die sektorale Umsetzung

9 QUELLENVERZEICHNIS

Aarvik, L., Hansen, L. O. & Kononenko, V. (2009): Norges sommerfugler. Håndbok over Norges dagsommerfugler og nattsvermere. - Norsk entomologisk forening og Naturhistorisk museum UiO: 450 S.

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Hannover.

Aigner, D. & Bollrich, G. (2015): Handbuch der Hydraulik, Beuth Verlag GmbH, Berlin

Arnold, M., Schwarzwälder, B., Beer-Tóth, K., Zbinden, M., & Baumgart, K. (2009). Mehrwert naturnaher Wasserläufe: Untersuchung zur Zahlungsbereitschaft mit besonderer Berücksichtigung der Erschließung für den Langsamverkehr. Umwelt-Wissen: 09/12. Bern: Bundesamt für Umwelt.

ATV-DVWK-A 198 (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, früher: Abwassertechnische Vereinigung.

ATV-DVWK-M 504 (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, früher: Abwassertechnische Vereinigung.

Auspurg, K., & Liebe, U. (2011). Choice-Experimente und die Messung von Handlungsentscheidungen in der Soziologie. KZfSS Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, 63(2), 301–314. <https://doi.org/10.1007/s11577-011-0136-3>

Bagrov, N. A. (1953): O srednem mnogoletnem isparenii s poverchnosti susi (Über den vieljährigen Durchschnittswert der Verdunstung von der Oberfläche des Festlandes). – Meteorolog. i Gidrolog.10 (russ.), 1953

Bartless, K. B. & Harriss, R. C. (1993): Review and assessment of methane emissions from wetlands. – Chemosphere 26: 261-320.

BArtSchV: Verordnung zum Schutz wildlebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung) vom 16. Februar 2005 (BGBl. I S. 258, 896), zuletzt geändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95)

Batjes, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. – European Journal of Soil Science 47: 151-163.

Beichler, S. A. (2015): Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services – towards an integrated vulnerability assessment. – International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 11 (3): 250-263.

Berlin, A. & Thiele, V. (2012): Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Ansprüche, Bioindikation, Gefährdung. – Friedland (Steffen-Verlag), 304 S.

Berlin, A. & Thiele, V. (2012): Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) Mecklenburg-Vorpommerns. Verbreitung, Gefährdung, Bioindikation. LUNG M-V, Deutsche Bibliothek, Friedland, 1. Auflage.

BfG (2012): BAGLUVA – Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses, BfG-Bericht 1342, Bundesanstalt für Gewässerkunde, 2003, 103 S.

BfG (2015): ReWaM – Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland. – DOI: 10.5675/ReWaM_2015.

BfN (2012): Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland. BfN-Skripte 315, Bonn, Bad Godesberg.

BGR (2010): Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss (GA) nach dem BAGLUVA-Verfahren, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/Downloads/Methode__4__7,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Methode_4_7.pdf, Abruf am 9.10.2010

Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. [red.] (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3), 716 S.

BIOTA (2011): Institut Biota: Gutachterliche Bewertung der hydrologischen und hydraulischen Verhältnisse am Schmarler Bach als Grundlage für Hochwasserschutzmaßnahmen, 2011

BIOTA (2012b): Integriertes Entwässerungskonzept. Fachkonzept zur Anpassung der Entwässerungssysteme an den Klimawandel und die Urbanisierung. Phase 1: Grundlagenermittlung. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz, 41 S.

BIOTA (2013b): Integriertes Entwässerungskonzept. Fachkonzept zur Anpassung der Entwässerungssysteme an den Klimawandel und die Urbanisierung. Phase 2: Bewertung der hydrologischen Gefährdung. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz, 90 S.

BIOTA (2014a): Integriertes Entwässerungskonzept. Fachkonzept zur Anpassung der Entwässerungssysteme an den Klimawandel und die Urbanisierung. Phase 3: Einzugsgebietsbezogene Analysen der Hochwasserrisiken. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz, 48 S.

BIOTA (2016): Integraler Entwässerungsleitplan für die Hansestadt Rostock. Definition von Hauptentwässerungsachsen (HEA). Fallbeispiel HEA Barnstorfer Anlagen – Parkstraße - Unterwarnow. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz, 72 S.

BIOTA (2016): Schatz an der Küste - nachhaltige Entwicklung zum Schutze der biologischen Vielfalt in der Region Vorpommersche Boddenlandschaft und Rostocker Heide - Erstellung relevanter Inhalte eines naturschutzfachlichen Konzeptes im Hotspot 29.

BIOTA (2017): Inhaltliche und Layout-Erstellung einer Schautafel für den Amphibienleiteinrichtung Parkplatz „Wilhelmshöhe“. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Stadtgrün, Naturschutz und Landschaftspflege.

BMBF (2015): Zukunftsstadt. Strategische Forschungs- und Innovationsagenda. - Bundesministerium für Bildung und Forschung [Hrsg.], 56 S.

BMUB, & BfN. (2016). Naturbewusstsein 2015: Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt.

BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. September 2017 (BGBl. I S. 3434) geändert worden ist

Bridgham, S. D., Pastor, J., Dewey, B., Weltzin, J. F. & Updegraff, F. (2008): Rapid carbon response of peatlands to climate change. - Ecology 89 (11): 3041-3048.

Brock, V., Kiel, E. & Piper, W. (1995): Gewässerfauna des norddeutschen Tieflandes: Bestimmungsschlüssel für aquatische Makroinvertebraten. – Blackwell Wiss.-Verl. Berlin, Wien.

Brosch, B., Brunzel, S., Jacobs, G., Keil, P., Kiel, E., Korte, T., Kricke, R., Leese, F., Loos, G. H. & Hering, D. (2013): Urbane Biodiversität – ein Positionspapier, Netzwerk Urbane Biodiversität Ruhrgebiet, http://www.urbane-biodiversitaet.de/downloads/Urbane_Biodiversitaet_Positionspapier.pdf, Abruf am 21.08.2015

Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009) unter Mitarbeit von: Amberge, P., Bonn, R., Döpke, M., Kischka, J., Kurth, A., Langer, S., Linden, J., Lübker, T., Mach, S., Quick, I., Steinhäuser, A., Schott, M., van de Weyer, K. & U. Zellmer (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt [Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz] 87, 141 S. + Anhang und Kartenband.

Bulcock, H. H., & Jewitt, G. P. W. (2010). Spatial mapping of leaf area index using hyperspectral remote sensing for hydrological applications with a particular focus on canopy interception. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(2), 383–392. <https://doi.org/10.5194/hess-14-383-2010>

BWK (2007): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Merkblatt 3. 4. Auflage. BWK - Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.

Chace, J. F. & Walsh, J. J. (2006): Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46-69.

Christ, S., & Bothe, D. (2007). Bestimmung der Zahlungsbereitschaft für erneuerbare Energien: EWI Working Paper. Köln: Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln.

Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., . . . Böhner, J. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8(7), 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>

Daidsen, Steffen; Lowe, Roland; Ravn, Nanna H.; Jensen, Lina N.; Arnbjerg-Nielsen, Karsten (2018): Initial conditions of urban permeable surfaces in rainfall-runoff models using Horton's infiltration. In: *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY* 77 (3), S. 662–669. DOI: 10.2166/wst.2017.580.

Dehnhardt, A., Horbat, A. & Meyerhoff, J. (2016): Der Nutzen des Schutzes von Flussauen aus volkswirtschaftlicher Perspektive. – *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 9 (5): 306-311.

Deletic A., Dotto C.B.S., McCarthy D.T., Kleidorfer M., Freni G., Mannina G., Uhl M., Henrichs M., Fletcher T.D., Rauch W., Bertrand-Krajewski J.L., Tait S. (2012) Assessing uncertainties in urban drainage models, *Physics and Chemistry of the Earth*, Parts A/B/C, 3-10

DHI (2017): MIKE SHE. Volume 2. Reference Guide. DHI WASY GmbH.

DHI (2016): MIKE 11. A Modelling System for Rivers and Channels. Reference Guide. DHI WASY GmbH.

DIN 4049 Teil 1: Hydrologie – Begriffe, quantitativ. – Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

DWA-Arbeitsblatt 100: Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. – DWA [Hrsg.], Dezember 2006

DWA-Arbeitsblatt 102-Entwurf: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. – DWA [Hrsg.], Entwurf- Oktober 2016

DWA-Arbeitsblatt 118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. – DWA [Hrsg.], März 2006

(DWA 2005): Arbeitsblatt DWA-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. – DWA [Hrsg.], April 2005

DWA-Merkblatt 609-1: Entwicklung urbaner Fließgewässer. Teil 1: Grundlagen, Planung und Umsetzung. Merkblatt. – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. – DWA [Hrsg.], Juni 2009

DWD (2016): Langjährige Daten von Niederschlagsstationen und Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD), http://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html, Abruf am 13.10.2016

DWD (2017): Daten zur DWD-Station Rostock-Warnemünde, http://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadaten-deutschland/mittelwerte/sommertage_8110_fest_html.html?view=nasPublication&nn=16102, Abruf am 18.05.2017

Ebrahimian, Ali; Gulliver, John S.; Wilson, B. N. (2015): Determination of effective impervious area in urban watersheds. St. Paul, Minn.: Minnesota Department of Transportation, Research Services & Library (Final report, 2015-41).

Eiseler, B. (2005): Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. – *Lauterbornia* 53: 1-112.

Eiseler, B. (2010): Taxonomie für die Praxis. Bestimmungshilfen Makrozoobenthos (1). – LANUV-Arbeitsblatt 14

ESA Sentinel Online. (2017). Sentinel-2. Retrieved from <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>

Fajcik, J. & Slamka, F. (1996): *Motyle střednej Europy*. - 113 S.; Bratislava (Concordia Trading spol sr.o.).

Förster, M. & Frick, A. (2008): Methoden der Fernerkundung für ein flächendeckendes Biodiversitätsmonitoring. Vortrag zum Themenschwerpunkt „Naturschutz-Monitoring in Deutschland“, Statusseminar auf Vilm 14.4.-18.4.2008.

Freude, H., Harde, K. W., Lohse, G.A. (1971): *Die Käfer Mitteleuropas: Band 3*. – Goecke & Evers, Krefeld.

Friedrich, G. (1998): Integrierte Bewertung der Fließgewässer - Möglichkeiten und Grenzen. - in: *Integrierte ökologische Gewässerbewertung: Inhalte und Möglichkeiten*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft [Hrsg.]. - München, Wien (Oldenbourg), 35-56.

Gao, B.-c. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257–266. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)

GDI-DE. (2015). *Geodatendienste im Internet: Ein Leitfaden* (3rd ed.).

GeoBasis-DE/MV. (2017). GeoPortal.MV DOP40. Retrieved from <https://www.geoportal-mv.de/portal/Geodatenviewer/GAIA-MVlight>

GeoNetwork. (2015). User Guide. Retrieved from <http://geonetwork-opensource.org/manuals/trunk/eng/users/index.html>

Geretshauer, G., Juchheim, K., Patil, S., Raasch, U., Spengler, B. (2015): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als Anpassungsmaßnahme und deren Einfluss auf das Abflussregime der Gewässer, erstellt im Rahmen des Projektes *dynaklim*, abrufbar unter: http://www.dynaklim.de/dynaklim2pub/index/3000_projektergebnisse/3300_veroeffentlichungen/3510_dynaklim_publicationen.html

Glöer, P. (2015): Süßwassermollusken.- 14. Auflage, Hamburg, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, 135 S.

Glugla, G., Müller, E., Jankiewicz, P., Rachimow, C. & Lojek, K. (1999): Entwicklung von Verfahren zur Berechnung langjähriger Mittelwerte der flächendifferenzierten Abflussbildung (DFG-Projekt GI 242/1-2 „Wasserhaushaltsverfahren“). Abschlussbericht. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Abteilung Berlin, 27 S.

Gottelt-Trabandt, C., Renner, M., Mehl, D. & Böx, S. (2018): Anleitung für die Kartierung der Seeuferstruktur kleiner urbaner Standgewässer. – Onlineveröffentlichung, www.institut-biota.de/publikationen/2015_-_2018.html, 45 S.

Grottker, M. (1987): Runoff quality from a street with medium traffic loading erschienen in Science of The Total Environment Volume 59, Seiten 457 – 466

Hansestadt Rostock. (2015). Statistisches Jahrbuch Hansestadt Rostock 2015: Selbstverlegung.

Hansjürgens, B. (2011). Bewertung von Wasser in Landschaften: Konzepte, Ansätze und Empfehlungen. acatech-Materialien. (8).

Heinzmann, B. (1994): Beschaffenheit und Bedeutung städtischer Regenabflüsse im Trennsystem. GWF-Wasser/Abwasser, Jahrg. 135, Heft 7, S. 381-390

Henning, H. & Hilgert, T (2007).: Dränabflüsse – Der Schlüssel zur Wasserbilanzierung im nordostdeutschen Tiefland. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 51 (6): 248–257.

Henriksen, H.J. & Kreuzer, I. (1982): The butterflies of Scandinavia in nature. - 215 S.; Odense (Skandinavisk Bogforlag).

HOAI: Verordnung über die Honorare für Architekten- und Ingenieurleistungen (Honorarverordnung für Architekten und Ingenieure – HOAI) vom 10. Juli 2013, BGBl. I, Nr. 37.

Holzauer, B., Gossen, M., Schipperges, M., Scholl, G. (2015). Online- und Panel-Erhebungen zur sozialwissenschaftlichen Erforschung von Umweltbewusstsein. Schriftenreihe des IÖW: 209/15. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung Berlin.

Höper, H (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. – TELMA 37: 85-116.

Horbat, A., Meyerhoff, J., Dehnhardt, A., & Hartje, V. (2016). Wertschätzung für naturnahe Flusslandschaften an der Deutschen Mittelelbe. In M. Mayer & H. Job (Eds.), Naturtourismus - Chancen und Herausforderungen: Studien zur Freizeit- und Tourismusforschung (SFT) (pp. 221–232).

Hübner, S. (2016). Web-Service-Orchestrierung beim Aufbau einer Geodateninfrastruktur zur Integration, Prozessierung und Dissemination verschiedenster Daten (Masterarbeit). Universität Rostock, Rostock.

Hübner, S., & Vettermann, F. (2016). Erstellung eines Geodatenportals zu den Klein- und Kleinstgewässern in Rostock. In R. Bill, M. Zehner, A. Golnik, T. Lerche, J. Schröder, & S. Seip (Eds.), Geoinformation im Alltag: Nutzen und neue Anforderungen. Berlin: GITO-Verlag.

Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). Remote Sensing of Environment, 25(3), 295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

HWRM-RL (Europäische Hochwasserrichtlinie): Richtlinie 2007/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Amtsblatt der EG Nr. L 288 vom 06.11.2007

Isenburg, M. (2016). LAStools - efficient LiDAR processing software: version 161114, unlicensed. Retrieved from <http://rapidlasso.com/LAStools>

Jungnickl, C., & Bill, R. (2016). Quantitative Fernerkundungsanalyse von Überschwemmungsflächen unter Einbeziehung von Landnutzungsdaten. *AGIT Journal für Angewandte Geoinformatik*. (2), 396–405. <https://doi.org/10.14627/537622054>

Jungnickl, C., & Bill, R. (2017). Verfahren zur Abschätzung des städtischen Versiegelungsgrades. In R. Bill, M. L. Zehner, A. Golnik, T. Lerche, J. Schröder, & S. Seip (Eds.), *GeoForum MV 2017 - Mit Geoinformationen planen!* (pp. 49–54). Berlin: Gito mbH Verlag.

Jungnickl, C. & Bill, R. (2017): Abschätzung des Versiegelungsgrades mit Sentinel-2-Daten durch Anwendung von Bebauungsindizes. – In: Meinel, G., Schumacher, U., Schwarz, S. & Richter, B. (Hrsg.): *Flächennutzungsmonitoring IX. Nachhaltigkeit der Siedlungs- und Verkehrsentwicklung*, Bd. 73. Berlin: Rhombos-Verlag: 21-30.

Kaat, A. & Joosten, H. (2008): *Fact book for UNFCCC policies on peat carbon emissions*. – Wetlands International, Ede, 26 S.

Kaimaris, D., & Patias, P. (2016). Identification and Area Measurement of the Built-up Area with the Built-up Index (BUI). *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS*, 5(1), 1844–1858. <https://doi.org/10.23953/cloud.ijarsg.64>

Kaiser, O. (2005): *Bewertung und Entwicklung von urbanen Fließgewässern*. - Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.: 257 S.

Kastler, M., Molt, C., Kaufmann-Boll, C. & Steinrücke, M. (2015): Kühlleistung von Böden. Leitfaden zur Einbindung in stadtklimatische Konzepte in NRW, LANUV-Arbeitsblatt 29, 2015, 69 S.

Kinzig, A. P., Warren, P., Martin, Ch., Hope, D. & Katti, M. (2006): The effects of Human Socioeconomic Status and Cultural Characteristics on Urban Patterns of Biodiversity. *Ecology and Society* 10, art. 23.

Klausnitzer, B. (1996): *Käfer im und am Wasser*. – Westarp.-Wiss. Magdeburg, Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 567, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg

Koch, M. (1991): *Wir bestimmen Schmetterlinge*. Ausgabe in einem Band, bearbeitet von W. Heinicke. - 792 S.; Leipzig, Radebeul (Neumann Verlag).

Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. In: *Landschaft + Stadt*, 10 (2): 73-85.

Koldrack, N., Vettermann, F., & Bill, R. (2017). Modernes Geodatenmanagement in der Forschung. In R. Bill, M. Zehner, A. Golnik, T. Lerche, J. Schröder, & S. Seip (Eds.), *Mit Geoinformation Planen*. Berlin: GITO-Verlag.

König, F. (2011): *Methode zur hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer*. - Dissertation, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), 252 S.

Korduan, P., & Zehner, M. (2008). *Technologien zur Nutzung raumbezogener Informationen im WWW*. Heidelberg: Wichmann.

Kowarik, I., Bartz, R. & Brenck, M. [Hrsg.] (2016): Naturkapital Deutschland – TEEB DE. Ökosystemleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen, Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig, 300 S., <http://www.naturkapitalteeb.de>.

KURAS (2017) : Matzinger, A., Riechel, M., Remy, C., Schwarzmüller, H., Rouault, P., Schmidt, M., Offermann, M., Strehl, C., Nickel, D., Sieker, H., Pallasch, M., Köhler, M., Kaiser, D., Möller, C., Büter, B., Leßmann, D., von Tils, R., Säumel, I., Pille, L., Winkler, A., Bartel, H., Heise, S., Heinzmann, B., Joswig, K., Rehfeld-Klein, M., Reichmann, B. (2017) Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung - Ergebnisse des Projektes KURAS. Berlin.

Kuttler, W. (1991): Zum klimatischen Potential urbaner Gewässer, in: H. Schumacher, H. & Thiesmeier, B. [Hrsg.]: Urbane Gewässer. - Essen, Westarp Wissenschaftsverlag, 378-394

LaiV. (2014). Bildflugprogramm. Retrieved from <https://www.laiv-mv.de/Geoinformation/Luftbilder/Bildflugprogramm/>

LaiV. (2017). Produktinformation Digitale Geländemodelle. Retrieved from https://www.laiv-mv.de/static/LAIV/Abt3.Geoinformation/Dateien/Produktinformation/Produktinfo_Geobasisdaten_DGM.pdf

Lange & Lecher: Gewässerregelung, Gewässerpflege. Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 2. Auflage (1989)

Langheinrich, U. & Lüderitz, V (2006): Bewertung und Management von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft – Tagungsband der DGL-Jahrestagung, Dresden (Eigenverlag): 439-443.

LAWA (2005): Richtlinie für die Gebietsbezeichnung und die Verschlüsselung von Fließgewässern, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, ausgearbeitet vom LAWA-ad-hoc-Arbeitskreis „Verschlüsselung von Fließgewässern“.

LAWA (2009): Vorgehensweise bei der vorläufigen Bewertung des Hochwasserrisikos nach HWRM-RL. – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, beschlossen auf der 137. LAWA-VV am 17./18. März 2009 in Saarbrücken.

Londo, G. (1975): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods in vegetation science: p. 45-49, W.Junk Publishers, The Hague/Boston, London.

Mandlbürger, G., Höfle, B., Briese, C., Ressler, C., Otepka, J., Hollaus, M., & Pfeifer, N. (2009). Topographische Daten aus Laserscanning als Grundlage für Hydrologie und Wasserwirtschaft. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. (61), 89–97.

Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03. München 2003, 388 S.

McKinney, M. L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bio Science* 52, 883-890.

Mehl, D. & Hoffmann, T. G. (2017): GIS-Grundlagen einer integrierten Bewertung urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. – *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10 (5): 292-299.

Mehl, D., Böx, S., Eberts, J., Plambeck, G., Köhler, A. & Schaumburg, J. (2017): Erstellung einer LAWA-Verfahrensanleitung für eine Klassifizierung der Seeuferstruktur als Übersichtsverfahren. Teil 1: Hintergrund, Zielstellung, Grundlagen. – *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10 (1): 16-21.

- Mehl, D., Böx, S., Eberts, J., Plambeck, G., Köhler, A. & Schaumburg, J. (2017): Erstellung einer LAWA-Verfahrensanleitung für eine Klassifizierung der Seeuferstruktur als Übersichtsverfahren. Teil 2: Methodik, Praxistest. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (1): 22-27.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Lüdecke, K. & Thiele, V. (2018a): 25 Jahre Fließgewässerrenaturierung an der mecklenburgischen Nebel: Auswirkungen auf den ökologischen Zustand und auf regulative Ökosystemleistungen. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 62 (1): 6-24.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Schneider, M., Foy, T. (2018b): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 1: Einleitung, Zielstellung, Grundlagen und Vorgehensweise. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 11 (3): 148-153.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Schneider, M., Iwanowski, J., Ewert, J. & Foy, T. (2018c): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 2: Methoden und Ergebnisse für ausgewählte regulative Ökosystemleistungen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 11 (4): 200-205.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Schneider, M., Lange, A., Neupert, A., Badrow, U. & Wenske, T. (2015): Gemeinschaftliches Handeln im kommunalen Hochwassermanagement: das „Integrierte Entwässerungskonzept“ (INTEK) der Hansestadt Rostock. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 8 (11): 700-709.
- Mehl, D., Miegel, K. & Schumann, A. (2014): Ungewöhnliche Niederschlagsereignisse im Sommer 2011 in Mecklenburg-Vorpommern und ihre hydrologischen Folgen – Teil 2: Hydrologische Folgen. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 58 (1): 29-42
- Mehl, D., Renner, M., Gottelt-Trabandt, C., Böx, S., Hoffmann, T. G. & Iwanowski, J. (2018d): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 3: Methoden und Ergebnisse für ausgewählte regulative und kulturelle Ökosystemleistungen, nutzenbasierte ökonomische Bewertung, Diskussion und Schlussfolgerungen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 11 (5): 257-264.
- Mehl, D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Ehlert, T. (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 6 (9): 493-499.
- Mehl, D., Vettermann, F., Hoffmann, T. G. & Bill, R. (2017): Präferenzen für die Entwicklung kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete: Ergebnisse einer Online-Befragung. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (6): 340-346.
- Meyerhoff, J. (2002). Der Nutzen aus einem verbesserten Schutz biologischer Vielfalt in den Elbeauen: Ergebnisse einer Kontingenten Bewertung. In A. Dehnhardt & J. Meyerhoff (Eds.), Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe: Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungs-auen (pp. 155–184). Kiel: Vauk.
- Meyerhoff, J., Angeli, D., & Hartje, V. (2012). Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity: The case of Germany. *Environmental Science and Policy*. (23), 109–119.
- Meyerhoff, J., Boeri, M., & Hartje, V. (2014). The value of water quality improvements in the region Berlin-Brandenburg as a function of distance and state residency. *Water Resources and Economics*. (5), 49–66.

Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis, World Resources Institute, Island Press, Washington, D.C., 2005

Miller, J. R. & Hobbs, R. J. (2002): Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16, 330-337.

Moosmann, M. Schröder, N. Classen, J. Ziegler, A. Waldhoff (2014): Leitfaden zur Versickerungspotentialkarte Stand: 25. April 2014, erstellt im Rahmen des Projekts RISA – RegenInfraStrukturAnpassung, abrufbar unter: <http://www.hamburg.de/contentblob/4305390/057e02747c2f0446eae94721c5e6ab28/data/leitfaden-versickerungspotentialkarte.pdf>

Moreno-Sanchez, R. (2009). The Geospatial Semantic Web: What are its Implications for Geospatial Information Users. In M. M. Cruz-Cunha, E. F. Oliviera, A. J. V. Tavares, & L. G. Ferreira (Eds.), *Handbook of Research on Social Dimensions of Smeantic Technologies and Web Services* (pp. 588–609). Hershey, New York: Information Science Reference.

Naturkapital Deutschland – TEEB DE: Ökosystemleistungen in der Stadt – Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen, hrsg. von I. Kowarik, R. Bartz & M. Brenck, Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig, 2016, 300 S.

OGewV: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I Nr. 28 S. 1373)

Olden, J. D., Poff, N. L. & McKinney, M. L. (2006): Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation* 127, 261-271.

OpenStreetMap contributors. (2015). OpenStreetMap. Retrieved from www.openstreetmap.org

Ostseezeitung (2016, September 12). Rostock sucht Land für 25000 Bürger. *Ostseezeitung*, p. 9.

Otter, J. & Königer, W. (1986): Bemessungsregen für Kanalnetz, Regenüberläufe und Regenbecken. In: *Gas-Wasser-Abwasser* 66, Heft 3, S. 124-128

Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M. & Stringer, L. (Eds.) (2008): *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report.* – Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen. http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf, 179 S.

Plachter, H. (1991): *Naturschutz* (Korrigierter Nachdruck der 1. Auflage). - UTB für Wissenschaft, Stuttgart (Gustav Fischer Verlag), 464 S.

Planet Labs Germany GmbH. (2017). RESA - RapidEye Science Archive. Retrieved from <https://resa.blackbridge.com/>

Potschin, M. & K. Jax, K. (2016): *Ecosystem services reference book.* <http://www.openness-project.eu/library/reference-book>. Abruf am 19.10.2016

Preißler, G. & Bollrich, G. (1985): *Technische Hydromechanik*, Berlin (Verlag für Bauwesen), 1985, 549 S.

Pröbstl, U. (2010): Definition und Abgrenzung des Biodiversitätsschadens. Universität für Bodenkunde Wien, Fachtagung Biodiversitätsschäden in der Umwelthaftungsrichtlinie (<http://www.skiaudit.info/media/files/landschaftsbildtagung/Biodiversitaetsschaeden.pdf>)

- R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Ramsar-Konvention: Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung vom 02.02.1971, UN Treaty Series No. 14583, Ratifikation in Deutschland am 26.02.1976
- Remy, D. & Langheinrich, U. (2007): Bewertung von Gräben unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung als Ersatzstandorte in der intensiv genutzten Kulturlandschaft. – Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte 8: 161-171.
- Renner, M., Gottelt-Trabandt, C., Krauß, D. & Mehl, D. (2018): Anleitung für die Strukturkartierung kleiner urbaner Fließgewässer. – Onlineveröffentlichung, www.institut-biota.de/publikationen/2015_-_2018.html, 45 S.
- Richards, J. A. (2013). Remote sensing digital image analysis: An introduction (5. ed.). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Richter, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. – Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194, 93 S.
- Richter, M., Deppisch, S. & von Storch, H. (2013): Observed Changes in Long-Term Climatic Conditions and Inner-Regional Differences in Urban Regions of the Baltic Sea Coast. – Atmospheric and Climate Sciences 3: 165-176.
- Röck, S. (2008): Naturqualität und Bewertung künstlicher Gewässer am Beispiel zweier Flutkanäle in der Ober-rheinebene. – Culterra 53: 180S.
- Rostocker Obst GmbH (2016): Mündliche Auskunft zum Thema Entwässerung der Obstplantagen und Wurzeltiefe. Telefongespräch vom 18.09.2016 veranlasst durch F. Kachholz
- Savard, J.-P., Clergeau, P. & Mennechez, G. (2000): Biodiversity concepts and urban ecosystems. Landscape and Urban planning 48, 131-142.
- Schäfer, A. (2009): Moore und Euros - die vergessenen Millionen. – Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43 (4): 156-160.
- Schmitz, C. (2015). LimeSurvey. Hamburg: LimeSurvey Project. Retrieved from <http://www.limesurvey.org>
- Schneider, K.-J. (2008): Bautabellen für Ingenieure: mit Berechnungshinweisen und Beispielen, Köln (Werner Verlag), S. 13.74-13.75.
- Schnell, R. (1993). Die Homogenität sozialer Kategorien als Voraussetzung für „Repräsentativität“ und Gewichtsverfahren. Zeitschrift für Soziologie, 22(1), 16–32.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. – Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 124, 257 S.
- Schwermer, S., Preiss, P. & Müller, W. (2014): Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung. – Umweltbundesamt, 44 S.
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. & Hope, D. (2006): From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. Trends in Ecology and Evolution 21, 186-191.
- Skou, P. (1984): Nordens Målere. Danmarks Dyreliv. - 330 S.; København & Svendborg (Fauna Bøger & Apollo Bøger).

Skou, P. (1991): Nordens Ugler. Danmarks Dyreliv. - 565 S.; Stenstrup (Apollo Books).

Sommerhäuser & Schumacher (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie, Bewertung, Management. Atlas für die limnologische Praxis. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG. ISBN: 3-609-68030-X

Spengler, B. (2005): Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser für die Emscherregion, abrufbar unter: http://emscher-regen.de/fileadmin/web/files/downloads/publikationen/Das_Bewirtschaftungs-Informationssystem_Regenwasser_fuer_die_E.pdf

Steiner, A., Ratzel, U., Top-Jensen, M. & Fibiger, M. (2014): Die Nachtfalter Deutschlands. - Oestermarie (BugBook Publishing): 878 S.

Strauss, G. & Niedringhaus, R. (2014): Die Wasserwanzen Deutschlands. Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha. – WABV Fründ, Scheeßel, 66 S.

STGR (2015): Aktualisierung der Flächennutzungskartierung der Hansestadt Rostock. – Steinbeis Transferzentrum Geoinformatik Rostock Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: Landschaftsökologische Moorkunde. - Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller)), 2. völlig neu bearb. Aufl., 622 S.

Sun, G., Chen, X., Jia, X., Yao, Y., & Wang, Z. (2016). Combinational Build-Up Index (CBI) for Effective Impervious Surface Mapping in Urban Areas. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 9(5), 2081–2092. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2478914>

SWR (2017): Strompreis (Verbrauchspreis) für „Ostsee-Strom 365“ der Stadtwerke Rostock AG im Februar 2017, <https://www.swrag.de/privatkunden/strom/ostsee-strom-365.html>, Abruf am 03.02.2017

TEEB: Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. (TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature), Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese, Münster (Landwirtschaftsverlag), 2010, 48 S.

Thiele, V, Eisenbarth, S. & Kasper, D. (2018): Hotspots der Artendiversität in Großstädten – Fiktion oder Wirklichkeit? Lokalisierung und Beschreibung von besonders artenreichen Gewässerlebensräumen in der Hansestadt Rostock im Rahmen des ReWaM-Projektes „KOGGE“. – Naturschutz und Landschaftsplanung (in Druck).

Thiele, V. & Berlin, A. (2013): Der Standorttypindex – ein bioindikatives Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im nordostdeutschen Tiefland. – *Lauterbornia* **76**: 197-210.

Thiele, V. & Blumrich, B. (2017): Neue Erkenntnisse zur Arealerweiterung der Eulenfalter *Atethmia centrigo* und *Eucarta virgo* (Lepidoptera) in Mecklenburg-Vorpommern. – *Entomologische Nachrichten und Berichte* 61(3-4): 231-233.

Thiele, V. Mehl, D. & Berlin, A (1995): Ansätze für ein Bewertungsverfahren für die Fließgewässer und Niederungen im Einzugsgebiet der Warnow unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)* 101 (Large Rivers 9), 599-614.

Thiele, V., Blumrich, B., Eisenbarth, S., Lipinski, A., Berlin, A., Schuhmacher, S., Deutschmann, U., Tabbert, H., Seemann, R. & Steinhäuser, U (2018): Verbreitungsatlas der Makrolepidopteren Mecklenburg-Vorpommerns. Teil: Bombyces et Sphingides. Steffen Verlag, Berlin (*in Bearbeitung*).

- Thiele, V., Eisenbarth, S., Kasper, D. & Lipinski, A. (2016): Erarbeitung eines bioindikativen Verfahrens zur ökologischen Bewertung urbaner Fließgewässer am Beispiel der Hansestadt Rostock – der Gewässerurbanitätsindex (GUI) wird entwickelt. – Schriftenreihe Umweltingenieurwesen der Universität Rostock 65: 23-42.
- Thiele, V., Eisenbarth, S., Kasper, D., Renner, M. & Tralau, C. (2017): Ökologische und naturschutzfachliche Bewertung von kleinen, urbanen Gewässern in der Hansestadt Rostock innerhalb des ReWaM-Verbundvorhabens „KOGGE“. – WasserWirtschaft 7/8: 39-44.
- Thielsch, M. T., & Weltzin, S. (2012). Online-Umfragen und Online-Mitarbeiterbefragungen. In M. T. Thielsch & T. Brandenburg (Eds.), *Praxis der Wirtschaftspsychologie II: Themen und Fallbeispiele für Studium und Praxis*. Münster: MV Wissenschaft.
- Tränckner, J. and D. Mehl, Überflutungsvorsorge – kommunale Gemeinschaftsaufgabe und verteilte Zuständigkeiten. *Wasser & Abfall*, 2017. 09/217: p. 34-38.
- Umweltbundesamt „Fließgewässer“ unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fließgewässer/oekologischer-zustand-der-fließgewässer%20-%20textpart-2> (abgerufen am 07.08.2017)
- UN (2016): Ziele für nachhaltige Entwicklung. Bericht 2016. – United Nations (Vereinte Nationen), 56 S.
- USGS. (2015). Landsat Missions: Landsat 8. Retrieved from <https://landsat.usgs.gov/landsat-8>
- Vettermann, F., Seip, C., & Bill, R. (2017). Die Hanse Sail 2016 auf Twitter: Nutzung von Geolokalisation in Sozialen Netzwerken im kleinräumigen Maßstab. In R. Bill, M. Zehner, A. Golnik, T. Lerche, J. Schröder, & S. Seip (Eds.), *Mit Geoinformation Planen*. Berlin: GITO-Verlag.
- Voigtländer, U. & Henker, H. (2005): Rote Liste der gefährdeten Höheren Pflanzen Mecklenburg-Vorpommerns. - Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern [Hrsg.], 64 S.
- W3C. (2009). SKOS Simple Knowledge Organization System Reference.
- Wachlin, V., Kallies, A. & Hoppe, H. (1997): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Mecklenburg-Vorpommerns. – Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 32 S.
- Waringer, J. & Graf, W. (2011): Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven. – Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben.
- Warwick, H. (2017): Water vole heaven. How the UK's industrial canals became secret wildlife corridors.- *BBC-Wildlife-Magazine* 35 (7), 20-25.
- WBGU (2016): Der Umzug der Menschheit: Die transformative Kraft der Städte. - Berlin, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU), 544 S.
- Wendling, U., Schellin, H.-G. & Thomä, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. - *Z. Meteorol.* 34: 82-85.
- Wenger, S. J., Roy, A. H., Jackson, C. R., Bernhardt, E. S., Carter, T. L., Filoso, S., Gibson, C. A., Hession, W. C., Kaushal, S. S., Marti, E., Meyer, J. L., Palmer, M. A., Paul, M., Purcell, A. H., Ramirez, A., Rosemond, A. D., Schofield, K. A., Sudduth, E. B. & Walsh, C. J. (2009): Twenty-six research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of science. *Journal of North American Benthological Society* 28, 1080-1098.

Westoby, M. J., Brasington, J., Glasser, N. F., Hambrey, M. J., & Reynolds, J. M. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300–314. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>

WFD CIS Guidance No 12 (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 12. Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive. – European Communities, 61 S.

WHG: Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. November 2014 (BGBl. I S. 1724) geändert worden ist

Wilson, J. P., & Gallant, J. C. (Eds.). (2000). *Terrain analysis: Principles and applications*. New York, Chichester: Wiley.

World Resources Institute. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000

Wüstemann, H., Hartje, V., Bonn, A. Hansjürgens, B., Bertram, C., Dehnhardt, A., Döring, R., Doyle, U., Elsasser, P., Mehl, D., Osterburg, B., Rehdanz, K., Ring, I., Scholz, M. & Vohland, K. (2015): *Natural Capital and Climate Policy. Synergies and Conflicts. Summary for Decision Makers*. – Technische Universität Berlin, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig, 77 S., <http://www.naturkapitalteeb.de>

Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): *Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht zum Niederschlagsbedingte Schmutz-belastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Phase 1, - Teilprojekt 2 - Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe*

10 ANHANG

10.1 MAßNAHMENKATALOG

Entwicklungsziel	Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maß- nahmenbezug	
1	Maßnahmenbereich: Fließgewässer (Hydrologie und Hydraulik)					
1.1	Abflussverbesserung	Hydraulische Leistungsfähigkeit optimieren/erhöhen	- Entfernen von Abflusshindernissen - Profilausbau	Bestehendes Überschwemmungsrisiko		Fließgewässerabschnitt
1.2	Abflussdrosselung	Hydraulische Leistungsfähigkeit erhalten/verringern (Hochwasserdrosselung zur Erschließung von Hochwasserrückhalteraum nach oberhalb)	- Erhöhen der Rauheit - Einengung des Profils - Sohlhebung	Retentionsbedarf bei bestehendem Überschwemmungsrisiko		Fließgewässerabschnitt
1.3	Unterhaltungstreifen	Gewässerunterhaltungsmöglichkeiten durch Anlage von Unterhaltungsfahrtstreifen erhalten/erreichen	- Rechtliche Sicherung eines Unterhaltungstreifens mindestens an einer Uferseite von mindestens 5 m	Erhöhter Unterhaltungsbedarf	Vorhandensein eines mindestens einigermaßen großen (freien) Korridors	Fließgewässerabschnitt
1.4	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem	Hydraulische und stoffliche Belastung aus Regen-/Mischwasserentlastungen reduzieren	- Kanalnetzsteuerung - Regenwasserbehandlung	Vorhandene RW-/MW-Belastung		Siedlungsentwässerungssystem

Entwicklungsziel		Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maßnahmenbezug
1.5	Erhalt/Schaffung von Versickerung	Optimieren, Erhalten oder ggf. (technisches) Kompensieren der Versickerung (Grundwasserneubildung) im Einzugsgebiet	- Bau von Oberflächenversickerungsanlagen - Rechtliche Sicherung von Freiflächen/Feuchtgebieten, verhindern weiterer Versiegelung in sensiblen Bereichen	Kritische Abflussspitzen, eventuelle RW-/MW Belastung	Vorhandensein einer geeigneten Fläche (mit Versickerungspotenzial) im EZG	Einzugsgebiet
1.6	Erhalt/Schaffung von Senken	Erhalten oder ggf. (technisches) Kompensieren des Senkenvolumens im Einzugsgebiet	- Bau von Versickerungsmulden - Bau von Mulden-Rigolen-Systemen - Rechtliche Sicherung/Ausweisung relevanter Senken	Kritische Abflussspitzen, eventuelle RW-/MW Belastung	Vorhandensein einer geeigneten Fläche im EZG	Einzugsgebiet
2	Maßnahmenbereich: Fließgewässer (Ökologie und Hydromorphologie)					
2.1	Renaturierung mit Entwicklungskorridor	Naturnahe Gewässer- und Umlandentwicklung: Entwicklungskorridor etablieren, bedarfsgerechte Renaturierungslösungen (Sohle, Ufer, Land)	- Entwickeln/Anlegen eines Uferstreifens - Entwickeln/Anlegen einer Sekundäraue	Ökologische Aufwertung	Vorhandensein eines mindestens einigermaßen großen (freien) Korridors	Fließgewässerabschnitt, Uferbereich
2.2	Lateral beschränkte Renaturierung	Naturnahe Sohl-/Ufergestaltung	- Maßnahmen zur gezielten Entwicklung der Sohlenstruktur - Einbringen von Totholz/Kies - Entwicklung naturnaher Ufervegetation - Anlage von Flachwasserzonen	Ökologische Aufwertung bei beschränktem Platzangebot		Fließgewässerabschnitt
2.3	Ingenieurbiologische Uferstrukturen	Ingenieurbiologische Ufersicherung (ggf. auch Sohlsicherung)	- Einbau von Faschinen - Einbau von Spreitlagen	Ökologische Aufwertung bei beschränktem Platzangebot und hoher hydraulischer Belastung		Fließgewässerabschnitt

Entwicklungsziel		Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maßnahmenbezug
2.4	Öffnen von Rohrleitungen	Öffnung von Rohrleitung und Wiederherstellung eines offenen Gewässers		Ökologische Aufwertung	Vorhandensein eines mindestens einigermaßen großen (freien) Korridors, Maximaltiefe der Rohrleitung im Verhältnis zur möglichen Sohlhöhe des Fließgewässers	Verrohrter Abschnitt, ggf Uferbereich und EZG
2.5	Ökologische Durchgängigkeit	Wiederherstellen von Wandermöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> - Rückbau von Wehren/Sohlschwellen - Einbringen von Sohlstruktur in Durchlässe - Ersatzneubau von Durchlässen (HAMCO) 	Ökologische Aufwertung	Permanente Wasserführung	Fließgewässerabschnitt
2.6	Leitbildkonforme Ersatzstrukturen	Verringerung der biologischen Wirkung von Restriktionen durch Einsatz von leitbildkonformen Ersatzstrukturen Einbringen ingenieurbioologischer Habitat-Substitute als Rückzugs-/Fluchtraum bei hydraulischer Belastung	- Einbringen von Gabionen, Faschinen, Steinschüttungen, Totholz, Rohbaum, Rankhilfen	Ökologische Aufwertung bei beschränktem Platzangebot, hoher hydraulischer Belastung und relativ weite Entfernung zu ansonsten vorhandenen Rückzugs-/Feuchtlebensräumen ("Wiederbesiedlungsquellen")	keine Flächenverfügbarkeit, keine Möglichkeit des Ausgleichs der Wasserführung	Fließgewässerabschnitt
2.7	Rückzugsräume	Anlage von Aufweitungen/Integrieren von Standgewässern als Rückzugs-/Fluchtraum bei periodischen/episodischen Gewässern	- Anschluss von Altarmen/Altgewässern	Ökologische Aufwertung bei relativ weiter Entfernung zu ansonsten vorhandenen Rückzugs-/Feuchtlebensräumen ("Wiederbesiedlungsquellen")	Flächenverfügbarkeit	Fließgewässerabschnitt
2.8	Reduktion/Modifikation/Unterlassung von Gewässerunterhaltung	Prüfen auf Gewässerunterhaltungsbedarf; Etablieren einer entwickelnden Gewässerunterhaltung		Ökologische Aufwertung	Hohe hydraulische Leistungsfähigkeit des Gewässers in Kombination mit geringem Überschwemmungsrisiko	

Entwicklungsziel		Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maßnahmenbezug
2.9	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem	Hydraulische und stoffliche Belastung aus Regen-/Mischwasserentlastungen reduzieren	- Kanalnetzsteuerung - Regenwasserbehandlung	Vorhandene RW-/MW-Belastung		Siedlungsentwässerungssystem
2.10	Umlandentwicklung	Naturnahe Umlandentwicklung	- Umwandlung intensives Grünland in extensives Grünland - Entwickeln/Anlegen einer Sekundäraue	Ökologische Aufwertung	Vorhandensein eines ausreichend großen (freien) Korridors, gewässergrößenabhängige Breite	Uferbereich/ Einzugsgebiet
2.11	Reduktion Nährstoffbelastung	Identifikation und Reduktion Nährstoffbelastung				Fließgewässer/ Einzugsgebiet
3	Maßnahmenbereich: Fließgewässer und Standgewässer (Sozio-kulturelle Aspekte)					
3.1	Erlebbarkeit	Eigenart und Aufenthaltsqualität steigern	- Sitzbänke, Grillwiese, Bildungsangebote, z.B. Schautafeln - Anlegen eines Wasserspielplatzes - Entfernen störenden/untypischen Bewuchses	Wohnumfeldverbessernde Maßnahmen	Flächenverfügbarkeit	Fließgewässerabschnitt/Uferbereich
3.2	Zugänglichkeit	Zugänglichkeit verbessern	- durch Profilaufweitung (dadurch Abflachung der Böschungseigung) - Treppe zum Wasser, Steg	Wohnumfeldverbessernde Maßnahmen	Flächenverfügbarkeit, Anbindungsmöglichkeiten an vorhandenes Wegenetz	Fließgewässerabschnitt/Uferbereich
3.3	Sichtbarkeit	Sichtbarkeit verbessern	- durch Profilaufweitung - lückenhaftes zurückschneiden der Vegetation - Brücken	Wohnumfeldverbessernde Maßnahmen	Flächenverfügbarkeit	Fließgewässerabschnitt/Uferbereich
3.4	Erreichbarkeit	Erreichbarkeit verbessern	- Anlegen eines Wegenetzes	Wohnumfeldverbessernde Maßnahmen	Flächenverfügbarkeit, Anbindungsmöglichkeiten an vorhandenes Wegenetz	Fließgewässerabschnitt und Einzugsgebiet

Entwicklungsziel		Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maßnahmenbezug
3.5	Umweltbildung	Umweltbildungsmaßnahme: Information und Aufklärung	<ul style="list-style-type: none"> - Informationsveranstaltungen - Internetpräsenz mit Informationen zu den einzelnen Gewässern - Bildungsangebote an Schulen 	Besondere oder charakteristische Verhältnisse: Gewässerstruktur, Artenausstattung, wirtschaftliche Anlage oder dergleichen	Koordination	
4	Maßnahmenbereich: Kanalnetz					
4.1	Flächenabkoppelung	Fläche, die ins Kanalnetz entwässern, reduzieren	<ul style="list-style-type: none"> - Schaffen von Versickerungsmöglichkeiten - Bau von Gründächern - Regeln für Neuerschließungen 	Hohe Abflussspitzen, Überstau	Flächenverfügbarkeit	Kanalnetz
4.2	Lokale Maßnahmen	Lokale Maßnahmen bei Abflusshindernissen im Kanalnetz				Kanalnetz
4.3	Schaffen alternativer Abflusswege	Ausweisung von oberirdischen Abflusswegen zur risikofreien Entlastung bei Hochwasserereignissen				Kanalnetz
5	Maßnahmenbereich: Standgewässer (Hydrologie und Hydraulik)					
5.1	Abflussdrosselung	Hydraulische Leistungsfähigkeit erhalten/verringern (Hochwasserdrosselung zur Erschließung von Hochwasserrückhalteraum)		Retentionsbedarf bei bestehendem Überschwemmungsrisiko		Standgewässer
5.2	Belastungsreduktion aus Siedlungsentwässerungssystem	Hydraulische und stoffliche Belastung aus Regen-/Mischwasserentlastungen reduzieren		Vorhandene RW-/MW-Belastung, aber (natürlich) nicht als Belastung in RRB		Siedlungsentwässerungssystem
5.3	Erhalt von Versickerung	Optimieren, Erhalten oder ggf. (technisches) Kompensieren der Versickerung (Grundwasserneubildung) im Einzugsgebiet			Flächenverfügbarkeit	Standgewässer
6	Maßnahmenbereich: Standgewässer (Ökologie und Hydromorphologie)					

Entwicklungsziel		Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maßnahmenbezug
6.1	Renaturierung mit Entwicklungskorridor	Naturnahe Gewässer- und Umlandentwicklung: Entwicklungskorridor etablieren, bedarfsgerechte Renaturierungslösungen (Sohle, Ufer, Land)		Ökologische Aufwertung	Vorhandensein eines ausreichend großen (freien) Korridors, gewässergrößenabhängige Breite	Standgewässer
6.2	Lateral beschränkte Renaturierung	Naturnahe Sohl-/Ufergestaltung einschließlich Entwicklung naturnaher Ufervegetation	- Anlage von Flachwasserzonen	Ökologische Aufwertung bei beschränktem Platzangebot	Vorhandensein eines mindestens einigermaßen großen (freien) Korridors	Standgewässer
6.3	Ingenieurblogische Uferstrukturen	Ingenieurblogische Ufersicherung	- Einbau von Faschinen - Einbau von Spreitlagen	Ökologische Aufwertung bei beschränktem Platzangebot		Standgewässer
6.4	Umlandentwicklung	Naturnahe Umlandentwicklung	- Umwandlung intensives Grünland in extensives Grünland	Ökologische Aufwertung	Vorhandensein eines ausreichend großen (freien) Korridors, gewässergrößenabhängige Breite	Einzugsgebiet
6.5	Reduktion Nährstoffbelastung	Identifikation und Reduktion Nährstoffbelastung	- Seentherapie (intern/extern) bei identifizierter Nährstoffbelastung	Identifikation Nährstoffbelastung		Standgewässer und Einzugsgebiet
7	Maßnahmenbereich: Feuchtgebiete (Hydrologie und Hydraulik)					
7.1	Hochwasserrückhalteraum	Feuchtgebiet als Hochwasserrückhalteraum erhalten oder ggf. hydrologisch kompensieren		Kritische Abflussspitzen	Flächenverfügbarkeit	Feuchtgebiet
7.2	Abflussdrosselung	Hydraulische Leistungsfähigkeit erhalten/verringern (Hochwasserdrosselung zur Erschließung von Hochwasserrückhalteraum)		Retentionsbedarf bei bestehendem Überschwemmungsrisiko	Flächenverfügbarkeit	Feuchtgebiet
7.3	Wiedervernässung	Wiedervernässen des Feuchtgebiets; Aufheben von künstlicher Entwässerung			Flächenverfügbarkeit	Feuchtgebiet
7.4	Erhalt von Versickerung	Optimieren, Erhalten oder ggf. (technisches) Kompensieren der Versickerung (Grundwasserneubildung) im Einzugsgebiet			Flächenverfügbarkeit	Einzugsgebiet

Entwicklungsziel	Beschreibung	Beispielmaßnahmen	Veranlassung	Voraussetzung	Räumlicher Maßnahmenbezug	
8	Maßnahmenbereich: Feuchtgebiete (Nutzung, Naturschutz)					
8.1	Moor-/Feuchtvegetation	Zulassen von Sukzession (in Abhängigkeit von Naturschutzzielen)	- Ausweisung als Sukzessionsfläche	Ökologische Aufwertung	Erfolgte Wiedervernäsung bzw. ausreichende hydrologische Voraussetzungen	Feuchtgebiet
8.2	Nass-/Feuchtwiesenvegetation	Förderung von Kultur-/Halbkulturformen (in Abhängigkeit von Naturschutzzielen)	- Durchführung von Pflegemaßnahmen (Mahd, Beweidung)			Feuchtgebiet
8.3	Biotopverbund	Biotopverbund herstellen	- Anlegen/Erhalten von Trittsteinbiotopen - Anlegen von linienhaften Strukturen wie Heckenstreifen	Relativ große Entfernung zu anderen Feuchtgebieten	Flächenverfügbarkeit	Feuchtgebiet
9	Maßnahmenbereich: Feuchtgebiete (Sozio-kulturelle Aspekte)					
9.1	Attraktivität	Attraktivität und Erlebbarkeit, Aufenthaltsqualität steigern	- Bildungsangebote, z. Schautafeln - Anlegen eines Wasserspielplatzes - Entfernen störenden Bewuchses		Flächenverfügbarkeit	Feuchtgebiet/Uferbereich
9.2	Erreichbarkeit	Erreichbarkeit verbessern	- Anlegen eines Wegenetzes		Flächenverfügbarkeit, Anbindungsmöglichkeiten an vorhandenes Wegenetz	Feuchtgebiet, Einzugsgebiet
9.3	Umweltbildung	Umweltbildungsmaßnahme: Information und Aufklärung	- Informationsveranstaltungen - Internetpräsenz mit Informationen zu den einzelnen Gewässern - Bildungsangebote an Schulen		Koordination	Feuchtgebiet/Uferbereich