

**Analyse des Einflusses
von abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen
auf die Motivation von planungsrelevanten Akteuren
zur Nutzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung**

Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät
der Universität Leipzig

eingereichte

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften
Dr.-Ing.

vorgelegt

von Dipl.-Wirtsch.-Ing. (FH) Stefan Minar, M. Sc.
geboren am 31. Dezember 1985 in Dresden, Deutschland

Gutachter Prof. Dr.-Ing. Robert Holländer
Prof. Dipl.-Ing. Architekt Johannes Ringel

Tag der Verleihung: 11. Dezember 2019

Meinen Eltern, Brüdern, Oskar und Hugo gewidmet.

Angaben zu den bibliographischen Daten

Stefan Minar

Analyse des Einflusses von abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen auf die Motivation von planungsrelevanten Akteuren zur Nutzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

Universität Leipzig, Dissertation

312/XLVII S., 369 Lit., 117 Abb., 13 Glch., 29 Tab., 34 Datenblätter und 4 Anlagen

Referat

Die Abwasserbeseitigung der Großstädte in der Bundesrepublik Deutschland steht vor großen Herausforderungen durch demografische, wirtschaftliche und soziale wie auch durch klimatische Veränderungen bei sich wandelnden technischen, rechtlichen und planerischen Anforderungen. Vor diesem Hintergrund zeichnet sich ein Paradigmenwechsel beim Umgang mit Niederschlagswasser im urbanen Raum ab. Während Niederschlagswasser zumeist vollständig und so schnell wie möglich über ein zentrales Entwässerungssystem beseitigt wird, erlaubt die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung einen natürlicheren Umgang mit Niederschlagswasser. Sie zielt darauf ab, Niederschlagswasser möglichst ortsnahe zu speichern, zu behandeln bzw. zu reinigen und/oder gedrosselt abzuleiten. Für die planungsrelevanten Akteure der Stadt- und Infrastrukturentwicklung (Stakeholder) ergeben sich unterschiedliche Ansätze zur Dezentralisierung, die im Siedlungsbestand einen aufwändigen Transformationsprozess nach sich ziehen.

Die vorliegende Forschungsarbeit beschäftigt sich mit den Einflussfaktoren auf die Entwässerungssysteme und damit, wie sich diese Einflüsse auf die Motivation der Stakeholder zum Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem deutscher Großstädte auswirken. Ziel ist es, motivationsgetriebene Entscheidungs- und Verhaltensmuster zu identifizieren und Zusammenhänge mit den räumlichen Gegebenheiten, aber auch mit den Handlungsorientierungen der Stakeholder detailliert aufzuzeigen. Hierfür werden einerseits die großstädtischen Rahmenbedingungen untersucht und andererseits die Vertreter der fünf Fachbereiche Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung, Amt für Stadt- und Landschaftsplanung, Amt für Umweltplanung, Amt für Wasserwirtschaft und Fachausschuss/-gremium als Schlüsselakteure des gesamtstädtischen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozesses befragt. Für die Erfassung und Strukturierung des Untersuchungsgegenstandes wird auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus ein Analyseschema hergeleitet, welches die Analyse und Bewertung der räumlichen Gegebenheiten und Handlungsorientierungen der Stakeholder unterstützt. Mithilfe des Analytischen-Hierarchie-Prozesses wird eine multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungsmethode implementiert, anhand derer die Stakeholder den Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung bewerten.

Durch eine bundesweite Befragung wird aufgezeigt, dass die Stakeholder drei vergleichbare Entscheidungs- und Verhaltensmuster aufweisen, die aber nicht eindeutig mit den abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen der jeweiligen Großstadt oder mit den kommunalen Aufgaben der Stakeholder zusammenhängen. Daraufhin lässt sich kein auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster ausgerichtetes Maßnahmenprogramm oder Werkzeug für den künftigen Umgang mit Niederschlagswasser im Sinne einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung aufzeigen und anwenden. Als Herausforderung stellt sich insbesondere die transparente Typisierung der stakeholderbezogenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster basierend auf einer geringen Datengüte dar, woraufhin auch die Merkmalsausprägungen der großstädtischen Einflussfaktoren auf einer höheren Ebene zu generalisieren sind. Angesichts einer angestrebten nachhaltigen städtischen und infrastrukturellen Entwicklung unter Berücksichtigung der zunehmenden und komplexer werdenden abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse wird schließlich eine verallgemeinerbare hierarchische Handlungsempfehlung abgeleitet, die Stakeholder in der Entscheidungsfindung zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung unterstützen kann.

Information Regarding the Bibliographic Data

Stefan Minar

Analysis of factors influencing decision making behaviour of planning-relevant actors regarding the utilisation of semi-natural rainwater management

University Leipzig, dissertation

312/XLVII p., 369 ref., 117 fig., 13 equ., 29 tab., 34 data sheets und 4 annex

Paper

In view of the changing needs regarding residential water management – informed by demographic, economic, social as well as climatic shifts, added to technical, legal and planning requirements – a paradigm shift in the usage of rainwater in urban areas is becoming apparent. Whereas rainwater is currently drained as quickly and thoroughly as possible via a centrally managed infrastructure, a near to nature rainwater management permits a more natural handling of rainwater. This approach aims at the most local storage, treatment or respectively purification and/or restricted discharge. For the responsible urban and infrastructure development planners this leads to varying approaches to decentralisation, involving extensive transformational processes in existing settlements.

Therefore this research paper deals with the factors influencing the decision making behaviour of planning-relevant actors regarding the utilisation of semi-natural rainwater management in the mixed-water-system of major cities in Germany.

The objective is to identify motivational and behavioural patterns and illustrate the correlations to regional conditions as well as the stakeholders' activity orientation in detail. To this end the surrounding metropolitan conditions as well as the five departments for wastewater disposal, Office for Urban and Landscape Planning, Office for Environmental Planning, Office for Water Usage and expert committee/panel as key actors in the comprehensive urban planning process regarding rainwater, are to be examined. To enable determination and structuring of the subject relevant to the study, a framework for analysis is derived on the basis of actor-centric institutionalism, which supports the analysis and assessment of the local conditions and activity-orientation of the stakeholders. Using an analytic hierarchical method, a multi-criteria procedure for evaluation and decision-making is implemented, whereby the stakeholder's contribution to the near to nature rainwater usage can be established and determined.

It is pointed out that the nationwide interviewed stakeholders demonstrate three comparable action and behaviour patterns, which are not explicitly linked to the urban water management of a metropolis or the communal responsibilities of the stakeholders. This does not allow for the demonstration of differentiated or future application of measures and tools, aimed at action and behavioural patterns, for future handling of rainwater in the sense of a sustainable urban and infrastructure development. A particular challenge is the transparent typification of the stakeholders' action and behavioural patterns owing to poor data quality, whereupon the characteristic values of the study-relevant influences are to be generalised on higher levels. In view of the target sustainable urban and infrastructural development, while taking into account the growing and increasingly complex residential water management needs, the conclusion is a generalisable five-stage recommended action plan for the relevant planning actors, which supports the decision-making process regarding the optimal utilisation of semi-natural rainwater management.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	XI
Tabellenverzeichnis.....	XIX
Datenblattverzeichnis	XXI
Abkürzungsverzeichnis.....	XXIII
1 Einleitung.....	1
1.1 Gegenwärtiger Umgang mit Niederschlagswasser im urbanen Raum	1
1.2 Ziel der Arbeit	5
1.3 Aufbau der Arbeit	7
2 Einflussfaktoren und deren Auswirkungen auf die urbane Abwasserbeseitigung	9
2.1 Abwasserwirtschaft im urbanen Raum.....	9
2.1.1 Entwicklung und Ziele der kommunalen Infrastruktur.....	9
2.1.2 Rechtliche Anforderungen.....	12
2.1.3 Technische Normen	17
2.1.4 Kosten- und Finanzierungsstruktur.....	19
2.1.5 Bedeutung von Stadtplanung und -entwicklung	21
2.2 Demografischer, sozialer und wirtschaftlicher Wandel	24
2.2.1 Charakteristik des demografischen Wandels	24
2.2.2 Wasserrelevante Veränderungen in den Haushalten und in der Wirtschaft	25
2.2.3 Unterauslastungen des Entwässerungssystems aufgrund demografischer, sozialer und wirtschaftlicher Veränderungen	27
2.3 Klimawandel	28
2.3.1 Räumliche Disparität und Prognoseunsicherheit des Klimas	28
2.3.2 Globale Trends und regionale Besonderheiten des Klimas	30
2.3.3 Unter- und Überauslastung von Entwässerungssystemen aufgrund von Klimaveränderungen.....	31
2.4 Paradigmenwechsel – der Wandel zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	33
2.4.1 Erweiterte Anforderungen beim Umgang mit Niederschlagswasser	33
2.4.2 Maßnahmen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	36

2.4.3	Bewirtschaftungsziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung	40
2.4.4	Herausforderungen bei der Integration von Maßnahmen für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in bestehende Infrastruktur	43
3	Methodisches Vorgehen zur Beschreibung der Entscheidungs- und Verhaltensmuster	49
3.1	Ansätze zur Erfassung, Ordnung und Analyse niederschlagswasserbezogener Planungen	49
3.1.1	Akteurzentrierte Untersuchungen in der Stadt- und Infrastrukturentwicklung.....	49
3.1.2	Analytischer Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus	51
3.1.3	Identifikation des institutionellen Kontextes für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess.....	53
3.1.4	Identifikation der Akteure für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess	55
3.1.5	Identifikation der akteursbezogenen Konstellationen und Interaktionsformen für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess.....	58
3.1.6	Herleitung eines Analyseschemas für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess.....	59
3.2	Ansätze zur Erfassung, Ordnung und Analyse stakeholderbezogener Präferenzen.....	61
3.2.1	Grundlagen der Entscheidungstheorie	61
3.2.2	Dimensionen von Entscheidungsproblemen und ihre Ausprägungen	64
3.2.3	Klassische Verfahren multikriterieller Bewertungs- und Entscheidungsmethoden	65
3.2.4	Verfahren zur Unterstützung von multikriteriellen niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsfindungen.....	67
3.2.5	Analytischer-Hierarchie-Prozess als Ansatz für multikriterielle niederschlagswasserbezogene Entscheidungsfindungen.....	71
3.2.5.1	Grundlagen.....	71
3.2.5.2	Ablauf und Vorgehensweise	72
3.2.5.3	Herleitung einer hierarchischen Struktur für die Bewertung von Zielen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	79
3.3	Ansätze zur Erhebung stakeholderbezogener Präferenzen	86
3.3.1	Quantitative und qualitative Verfahren.....	86
3.3.2	Methodische Vorüberlegung	88
3.3.3	Empirische Datenerhebung mittels onlinebasierter Befragung	91
3.3.3.1	Aufbau des Fragebogens.....	91
3.3.3.2	Pretest der onlinebasierten Befragung.....	93

3.3.3.3	Ablauf der onlinebasierten Befragung.....	95
3.3.4	Auswertung der empirischen Datenerhebung	96
3.4	Ansätze zur Typenbildung von Entscheidungs- und Verhaltensmustern	96
3.4.1	Typenbildung zur Vereinfachung komplexer raumbezogener Untersuchungsbereiche.....	96
3.4.2	GIS-basierte Typenbildung für niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse.....	98
3.4.3	Typenbildung durch datenreduzierende Verfahren	100
4	Charakterisierung der deutschen Großstädte	103
4.1	Wahl qualifizier- und quantifizierbarer großstädtischer Merkmale und deren räumliche wie auch zeitliche Auflösung.....	103
4.2	Extraktion der Merkmale für die Untersuchung.....	104
4.3	Räumliche Muster der großstädtischen Merkmale	108
5	Ergebnisse	113
5.1	Qualität der onlinebasierten Befragung	113
5.1.1	Güte der empirischen Datenerhebung.....	113
5.1.2	Repräsentativität der empirischen Datenerhebung	114
5.1.3	Konsequenzen für die Aufarbeitung der Ergebnisse	114
5.2	Bildung von Motivations-Typen	115
5.2.1	Erwartungshaltung in Bezug auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus.....	115
5.2.2	Berechnung der globalen Prioritäten auf Grundlage der Bewertungskriterien	117
5.2.3	Reduktion der Komplexität auf Grundlage der globalen Prioritäten.....	121
5.2.4	Herleitung und Charakterisierung synthetischer Vertreter von Motivations-Typen	130
5.3	Prüfung der Hypothesen.....	137
5.3.1	Zusammenführung des Erklärungsansatzes auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus und der multivariaten Untersuchung und deren Konsequenzen	137
5.3.2	Demografische, soziale und wirtschaftliche Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte	140
5.3.3	Klimatische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte	141
5.3.4	Niederschlagswasserspezifische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte.....	145
5.3.5	Handlungsorientierung und soziodemografische Merkmale der Stakeholder.....	147
5.3.6	Unberücksichtigte Informationen.....	151

5.4	Prüfung der niederschlagswasserbezogenen Wahrnehmungen der Stakeholder	154
5.4.1	Stellenwert der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für die Stadt- und Infrastrukturentwicklung	154
5.4.2	Analytischer-Hierarchie-Prozess zur Unterstützung von niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozessen	160
6	Diskussion und Schlussfolgerung	167
6.1	Herausforderungen bei der Behandlung von Niederschlagswasser deutscher Großstädte im Mischwassersystem	167
6.2	Methoden zur Erfassung, Ordnung und Analyse motivationsgetriebener Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder	169
6.2.1	Erfassung und Strukturierung des Untersuchungsgegenstandes mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus	169
6.2.2	Analytischer-Hierarchie-Prozess zur multikriteriellen Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung	170
6.2.3	Onlinebasierte Befragung zur Erhebung von niederschlagswasserbezogenen Wahrnehmungen	174
6.2.4	Extraktion von digitalen Themenkarten zur Erfassung und Strukturierung der räumlichen Gegebenheiten.....	176
6.3	Zusammenhänge zwischen den motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder und den sich wandelnden großstädtischen Rahmenbedingungen	177
6.3.1	Essenz der Motivations-Typen für die Ergründung des motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmusters der Stakeholder beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser	177
6.3.2	Essenz der identifizierten motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser	180
6.4	Empfehlungen zum Einsatz der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im großstädtischen Siedlungsbestand	187
6.5	Ziele und Rahmenbedingungen einer flächendeckenden naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand und deren Konsequenzen für die Stakeholder	188
7	Ausblick	197
8	Thesenbasierte Zusammenfassung	201

Anhang A	207
Anhang A Maßnahmen für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung und deren Eigenschaften.....	207
Anhang B	217
Anhang B.1 Verzeichnis der Stakeholder für die empirische Datenerhebung	217
Anhang B.2 Fragebogen der empirischen Datenerhebung.....	223
Anhang B.3 Einschätzungen der Bewertungskriterien durch die Stakeholder	241
Anhang B.4 Globale Prioritäten der Bewertungskriterien	245
Anhang C	247
Anhang C.1 Merkmalausprägungen der deutschen Großstädte als Tabelle.....	247
Anhang C.2 Merkmalausprägungen der deutschen Großstädte als Themenkarte	251
Anhang D	277
Anhang D Multivariate nichtparametrische Tests.....	277
Danksagung	XXV
Quellenverzeichnis.....	XXVII
Selbstständigkeitserklärung	XLVII

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Wasserhaushalt im natürlichen und urbanen System.....	1
Abb. 1.2: Aufbau der Infrastruktur der urbanen Abwasserbeseitigung	2
Abb. 1.3: Funktionsschwellen bei Entwässerungssystemen.....	3
Abb. 2.1: Abwasserbezogene Kostenstruktur (links) und Investitionsverteilung (rechts) 2012.....	19
Abb. 2.2: Entwicklung des personenbezogenen Wassergebrauchs 1990 bis 2016	26
Abb. 2.3: Einflussfaktoren des globalen Wandels auf die Abwasserbeseitigung.....	34
Abb. 2.4 Schema einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	34
Abb. 2.5: RWB-Maßnahmen und deren Einsatzmöglichkeiten in Abhängigkeit von der Versickerungsfähigkeit des Bodens und der Verfügbarkeit von Freiflächen	38
Abb. 2.6: Aufbau der Infrastruktur der urbanen Abwasserbeseitigung unter Hinzuziehen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	39
Abb. 2.7: Zusammenführung der in Wissenschaft und Praxis validierten RWB-Ziele	41
Abb. 2.8: Grundkonstellation für eine systembezogene Transformation	45
Abb. 2.9: Grundvarianten des Rückbaus beim Stadtumbau: (a) flächiger Rückbau, (b) disperser Rückbau.....	46
Abb. 2.10: Kostenvergleich zwischen dispersem und flächigem Rückbau.....	46
Abb. 3.1: Analytisches Modell des akteurzentrierten Institutionalismus.....	52
Abb. 3.2: Kategorisierung der Akteure und deren Eigenschaften	55
Abb. 3.3: Schema zur empirischen Untersuchung auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus.....	60
Abb. 3.4 Grundmodell der präskriptiven Entscheidungstheorie	63
Abb. 3.5: Überblick klassischer multikriterieller Bewertungs- und Entscheidungsmethoden.....	66
Abb. 3.6: Flussdiagramm des AHP.....	73
Abb. 3.7: Herleitung der zu bewertenden RWB-Ziele und deren hierarchische Anordnung.....	80
Abb. 3.8: Auswahl der für die Bewertung relevanten RWB-Ziele entsprechend Kapitel 2.4.3.....	81
Abb. 3.9: Schema der quantitativen und der qualitativen Forschungsstrategie	87
Abb. 3.10: Typologische Ansätze innerhalb der Raumwissenschaften.....	97
Abb. 3.11: Ausschnitt einer Bewirtschaftungsartenkarte (links) und einer Abkopplungspotenzialkarte (rechts) des BIS/RW	99

Abb. 4.1: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil A	106
Abb. 4.2: Erläuterung zur Herleitung großstädtischer Merkmalausprägungen mithilfe eines GIS – Teil B	106
Abb. 4.3: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil C	107
Abb. 4.4: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil D	107
Abb. 4.5: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil E	107
Abb. 4.6: Großstädte der Bundesrepublik Deutschland 2014	109
Abb. 5.1: Präferenz der Stakeholder gegenüber den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie	120
Abb. 5.2: Dendrogramm basierend auf den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie	124
Abb. 5.3: Elbow-Kriterium basierend auf den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie	124
Abb. 5.4: Clusterlösungen und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen basierend auf Datensätzen mit konsistenten Bewertungen (links) und mit inkonsistenten Bewertungen (rechts) auf der zweiten Ebene der Hierarchie	126
Abb. 5.5: 3er-Clusterlösung und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen basierend auf der vollständigen Erhebung (oben), den Datensätzen mit konsistenten Bewertungen (unten links) und mit inkonsistenten Bewertungen (unten rechts) auf der zweiten Ebene der Hierarchie	127
Abb. 5.6: M-Typen und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen auf der zweiten Ebene der Hierarchie	132
Abb. 5.7: M-Typen und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen auf der dritten Ebene der Hierarchie	133
Abb. 5.8: M-Typen und deren charakteristische Ausprägungen basierend auf den mittleren globalen Prioritäten der Bewertungskriterien wie auch deren Häufigkeitsverteilung	135
Abb. 5.9: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 1981 bis 2010 (oben), jährlichen mittleren Temperatur 2021 bis 2050 (mittig) und jährlicher mittlerer Trockenperiode 2021 bis 2050 (unten)	144
Abb. 5.10: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Naturraum 1. Ordnung	146
Abb. 5.11: Häufigkeitsverteilung der M-Typen nach kommunaler Stellung der Stakeholder ungewichtet (oben) und gewichtet (mittig) sowie Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Alter der Stakeholder (unten)	150
Abb. 5.12: Allgemeiner Stellenwert der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)	155

Abb. 5.13: Raumbezogene Besonderheiten beim Umgang mit urbanem Niederschlagswasser gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten).....	157
Abb. 5.14: Abstimmungsprozess beim Umgang mit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten).....	159
Abb. 5.15: Allgemeine Einschätzung des AHP durch die Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)	161
Abb. 5.16: Hierarchische Strukturierung des Entscheidungsproblems gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)	163
Abb. 5.17: Paarvergleich der Kriterien gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)	165
Abb. 5.18: Abstimmungsaufwand und Entscheidungsfindung gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)	166
Abb. 6.1: Aufbau der hierarchischen Handlungsempfehlung zur Sicherstellung eines optimalen Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	192
Abb. 6.2: Anwendungsbeispiel für die hierarchische fünfstufige Handlungsempfehlung.....	193
Abb. 7.1: Erweiterung des Analyseschemas für Forschungen im Bereich der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.....	198
Abb. A.1: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Entsiegelung der Fläche und einen wasserdurchlässigen Belag	207
Abb. A.2: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Versickerung der Niederschlagswasserabflüsse	208
Abb. A.3: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Retention und Verdunstung der Niederschlagswasserabflüsse	211
Abb. A.4: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Nutzung der Niederschlagswasserabflüsse	213
Abb. A.5: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Vorreinigung der Niederschlagswasserabflüsse	214
Abb. C.1: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß West- und Ostdeutschland..	251
Abb. C.2: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Bundesländer	252
Abb. C.3: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Einwohneranzahl 2013..	253

Abb. C.4: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013	254
Abb. C.5: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Bruttoinlandproduktes 2008 bis 2013	255
Abb. C.6: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlichen mittleren Temperatur 1981 bis 2010	256
Abb. C.7: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Niederschlages 1981 bis 2010.....	257
Abb. C.8: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Starkniederschlages 1981 bis 2010	258
Abb. C.9: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlich mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode 1981 bis 2010.....	259
Abb. C.10: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlichen mittleren Temperatur 2021 bis 2050	260
Abb. C.11: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Niederschlages 2021 bis 2050.....	261
Abb. C.12: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Starkniederschlages 2021 bis 2050	262
Abb. C.13: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlich mittleren Trockenperiode 2021 bis 2050.....	263
Abb. C.14: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlich längsten Trockenperiode 2021 bis 2050.....	264
Abb. C.15: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des gesamtstädtischen Leitbildes 2017	265
Abb. C.16: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Art des Entwässerungssystems 2016.....	266
Abb. C.17: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Naturraumes 1. Ordnung	267
Abb. C.18: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des ökologischen Zustandes/Potenziales von oberirdischen Gewässern 2015	268
Abb. C.19: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des chemischen Zustandes/Potenziales von oberirdischen Gewässern 2015	269
Abb. C.20: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des chemischen Zustandes von unterirdischen Gewässern 2015	270
Abb. C.21: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des mengenmäßigen Zustandes von unterirdischen Gewässern 2015	271

Abb. C.22: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Niederschlagswassergebühr 2015	272
Abb. C.23: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Schmutzwassergebühr 2015	273
Abb. C.24: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Anteiles des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem 2015	274
Abb. C.25: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Anteiles der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung am Mischwassersystem 2015.....	275
Abb. C.26: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Anteiles des Regenwasser-Abkopplungspotenziales im Mischwassersystem 2015.....	276
Abb. D.1: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach West- und Ostdeutschland.....	277
Abb. D.2: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Bundesland.....	278
Abb. D.3: 4-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer Einwohneranzahl 2013.....	279
Abb. D.4: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer Einwohneranzahl 2013.....	280
Abb. D.5: 5-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen entsprechend der großstädtischen Herkunft der Stakeholder differenziert nach gesamtstädtischer Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013	281
Abb. D.6: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach gesamtstädtischer Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013	282
Abb. D.7: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem BIP 2008 bis 2013	283
Abb. D.8: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 1981 bis 2010.....	284
Abb. D.9: 4-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen entsprechend großstädtischer Herkunft der Stakeholder differenziert nach jährlichem mittlerem Niederschlag 1981 bis 2010.....	285
Abb. D.10: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen entsprechend großstädtischer Herkunft der Stakeholder differenziert nach jährlichem mittlerem Niederschlag 1981 bis 2010.....	286
Abb. D.11: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem jährlichen mittleren Starkniederschlag 1981 bis 2010	287
Abb. D.12: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer ungewöhnlicher Trockenperiode 1981 bis 2010	288
Abb. D.13: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 2021 bis 2050.....	289

Abb. D.14: 5-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 2021 bis 2050	290
Abb. D.15: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 2021 bis 2050	291
Abb. D.16: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Trockenperiode 2021 bis 2050	292
Abb. D.17: 4-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher längster Trockenperiode 2021 bis 2050	293
Abb. D.18: 2-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher längster Trockenperiode 2021 bis 2050	294
Abb. D.19: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung 2017	295
Abb. D.20: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung 2017.....	296
Abb. D.21: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Art des Entwässerungssystems 2016.....	297
Abb. D.22: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Naturraum 1. Ordnung	298
Abb. D.23: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach ökologischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015	299
Abb. D.24: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach chemischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015	300
Abb. D.25: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach chemischem Zustand unterirdischer Gewässer 2015	301
Abb. D.26: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach mengenmäßigem Zustand unterirdischer Gewässer 2015	302
Abb. D.27: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Niederschlagswassergebühr 2015	303
Abb. D.28: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Schmutzwassergebühr 2015 .	304
Abb. D.29: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem 2015	305
Abb. D.30: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem 2015.....	306
Abb. D.31: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales 2015	307
Abb. D.32: Häufigkeitsverteilung der M-Typen (ungewichtet) nach kommunaler Stellung der Stakeholder	308

Abb. D.33: Häufigkeitsverteilung der M-Typen (gewichtet) differenziert nach kommunaler Stellung der Stakeholder.....	309
Abb. D.34: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Geschlecht der Stakeholder ..	310
Abb. D.35: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Alter der Stakeholder	311

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Ziele und Funktionalanforderungen der Abwasserbeseitigung	11
Tab. 2.2: Rechtsgebiete innerhalb und außerhalb des Wasserrechts, welche die Abwasserbeseitigung betreffen	15
Tab. 2.3: Technische Norm der Abwasserwirtschaft	18
Tab. 2.4: Unterschiedliche Anforderungen an den Überflutungsschutz zwischen Neuplanung/Sanierung bestehender Systeme und Bestand	32
Tab. 3.1: Dimensionen von Entscheidungsproblemen und ihre Ausprägungen	64
Tab. 3.2: Eigenschaften der Nutzwertanalyse und des AHP	69
Tab. 3.3: Saaty-Skala für den Paarvergleich im AHP	74
Tab. 3.4: Berechnung der Gewichte nach dem Eigenvektorverfahren	76
Tab. 3.5: Berechnung der Durchschnittsmatrix und der Eigenwerte λ_i	78
Tab. 3.6: Übersicht möglicher Werte für den Random Index RI	78
Tab. 3.7: Ziele und Merkmale des qualitativen und des quantitativen Ansatzes der empirischen Datenerhebung	86
Tab. 5.1: Datengüte in Abhängigkeit von der Konsistenzrate (CR) auf der zweiten Ebene der Hierarchie des zugrundeliegenden Entscheidungsproblems	119
Tab. 5.2: Bivariate Korrelation der Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie nach Pearson	122
Tab. 5.3: Heterogenitätsmaß basierend auf den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie	125
Tab. 5.4: 3er-Clusterlösung und die Verteilung der Datensätze in Abhängigkeit von der Konsistenz	128
Tab. 5.5: Clusterlösungen und Verteilung der Datensätze auf die jeweiligen Cluster	128
Tab. 5.6: Kontingenz zwischen den M-Typen und den demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Merkmalsausprägungen deutscher Großstädte	140
Tab. 5.7: Kontingenz zwischen den M-Typen und den klimatische Merkmalsausprägungen deutscher Großstädte	143
Tab. 5.8: Kontingenz zwischen den M-Typen und niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte	146
Tab. 5.9: Kontingenz zwischen den M-Typen und Handlungsorientierung wie auch soziodemografischen Merkmalen der Stakeholder	149
Tab. 5.10: Ergänzende Informationen zur Bestimmung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf der Teileinzugsgebietsebene	151

Tab. 5.11: Ergänzende Informationen zu den Methoden, welche die Stakeholder zur Entscheidungsfindung einsetzen.....	152
Tab. B.1: Verzeichnis der Stakeholder (anonymisiert)	217
Tab. B.2: Einschätzungen der über- und untergeordneten Bewertungskriterien und deren Attribute durch die Stakeholder inklusiv der zugehörigen CR-Werte	241
Tab. B.3: Einschätzungen der über- und untergeordneten Bewertungskriterien und deren Attribute durch die Stakeholder	245
Tab. C.1: Demografische, soziale und wirtschaftliche Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte	247
Tab. C.2: Klimatische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte.....	248
Tab. C.3: Niederschlagswasserspezifische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte ..	249
Tab. D.1: Korrelationen zwischen den sechs im bundesweiten Trend gemessenen Entwicklungsindikatoren und den gesamtstädtischen Siedlungsstrukturtypen nach Spearman-Rho	312

Datenblattverzeichnis

Datenblatt B.1: Fragebogen – Anschreiben und Einleitung.....	223
Datenblatt B.2: Fragebogen – Teil 1: Regionaler Umgang mit dem Regenwasser im Siedlungsbestand	224
Datenblatt B.3: Fragebogen – Teil 2: Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung.....	226
Datenblatt B.4: Fragebogen – Teil 3: Bewertung der Bewertungs- und Entscheidungsmethode .	238
Datenblatt B.5: Fragebogen – Teil 4: Soziodemografische Daten des Interviewpartners	240
Datenblatt D.1: Kontingenz zwischen den M-Typen und West- und Ostdeutschland	277
Datenblatt D.2: Kontingenz zwischen den M-Typen und Bundesland.....	278
Datenblatt D.3: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer Einwohneranzahl 2013	279
Datenblatt D.4: Kontingenz zwischen den M-Typen und der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013	281
Datenblatt D.5: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem BIP 2008 bis 2013	283
Datenblatt D.6: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 1981 bis 2010.....	284
Datenblatt D.7: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem jährlichem mittlerem Niederschlag 1981 bis 2010	285
Datenblatt D.8: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 1981 bis 2010	287
Datenblatt D.9: Kontingenz zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode 1981 bis 2010.....	288
Datenblatt D.10: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 2021 bis 2050.....	289
Datenblatt D.11: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 2021 bis 2050	290
Datenblatt D.12: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Trockenperiode 2021 bis 2050.....	292
Datenblatt D.13: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher längster Trockenperiode 2021 bis 2050.....	293
Datenblatt D.14: Kontingenz zwischen den M-Typen und Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung 2017	295
Datenblatt D.15: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung 2017	296

Datenblatt D.16: Kontingenz zwischen den M-Typen und der Art des Entwässerungssystems 2016	297
Datenblatt D.17: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung.....	298
Datenblatt D.18: Kontingenz zwischen M-Typen und ökologischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015	299
Datenblatt D.19: Kontingenz zwischen den M-Typen und chemischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015	300
Datenblatt D.20: Kontingenz zwischen den M-Typen und chemischem Zustand unterirdischer Gewässer 2015	301
Datenblatt D.21: Kontingenz zwischen den M-Typen und mengenmäßigem Zustand unterirdischer Gewässer 2015	302
Datenblatt D.22: Kontingenz zwischen den M-Typen und der Niederschlagswassergebühr 2015	303
Datenblatt D.23: Kontingenz zwischen den M-Typen und der Schmutzwassergebühr 2015.....	304
Datenblatt D.24: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem 2015	305
Datenblatt D.25: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem 2015.....	306
Datenblatt D.26: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales 2015	307
Datenblatt D.27: Kontingenz zwischen den M-Typen und der kommunalen der Stellung der Stakeholder	308
Datenblatt D.28: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Geschlecht der Stakeholder	310
Datenblatt D.29: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Alter der Stakeholder	311

Abkürzungsverzeichnis

€	Euro	IPCC	Intergovernmental Panel On Climate Change
°C	Grad Celsius	IVU	Integrierte Verwendung und Verminderung der Umweltverschmutzung (Richtlinie 2008/1/EG)
%	Prozent	K	Kelvin
a	Jahr	LWG	Landeswassergesetz
AHP	Analytischer-Hierarchie-Prozess (Analytic Hierarchy Process)	MADM	Multi-Attribut-Entscheidungen (engl.: Multi Attribute Decision Making)
ang.	angelehnt	MAUT	Multiattributive-Nutzentheorie (engl.: Multi-Attribute Utility Theory)
ANP	Analytischer-Netzwerk-Prozess (Analytic Network Process)	MCDM	multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungsmethode [engl.: Multiple-Criteria Decision Making or Multiple-Criteria Decision Analysis (MCDA)]
Art.	Artikel	MODM	Multi-Objective-Entscheidungen (engl.: Multi Objective Decision Making)
BDB	Bundesverband Deutscher Baustoff-Fachhandel	RWB-Maßnahme	Maßnahmen für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung
Bd.	Band	RWB-Ziele	Bewirtschaftungsziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung
BIP	Bruttoinlandprodukt	SZ	Sanierungsbedarfszahl
CEN	europäische Normgebungsinstanzen	S.	Seite
ca.	circa	TrinkwV	Trinkwasserverordnung
d	Tag	UST	Siedlungsstrukturtyp (engl.: Urban Structure Type)
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.	u.	und
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie/2000/60/EG)	vgl.	vergleiche
erw.	erweitert	WaStrG	Wasserstraßengesetz
ESF	Europäischer Sozialfond	WHG	Wasserhaushaltsgesetz
EW	Einwohner	ZFH	Zweifamilienhaus
engl.	englisch	ZK	Zustandsklasse
erw.	erweitert		
etc.	et cetera		
Gleich.	Gleichung		
EG-GWRL	Europäische Grundwasserrahmenrichtlinie (Richtlinie/2006/118/EG)		
GrwV	Grundwasserverordnung		
IED	Richtlinie über Industrieemissionen (Richtlinie 2010/75/EU)		

1 Einleitung

1.1 Gegenwärtiger Umgang mit Niederschlagswasser im urbanen Raum

Urbane Räume sind stark durch anthropogene Einflüsse geprägt, da der natürliche Raum auf die Bedürfnisse der ansässigen Bevölkerung angepasst wird. Dies zeigt sich am natürlichen Wasserhaushalt, der im Wesentlichen von der Charakteristik des Niederschlages¹, den vorherrschenden Bodenverhältnissen und der Vegetation abhängt (vgl. DEISTER L. *et al.* 2016: 14f). Die Versiegelung von natürlichen Bodenoberflächen führt zur Reduzierung der Infiltration von Niederschlagswasser. Während bei unbefestigten und mit Vegetation bedeckten Flächen das Niederschlagswasser überhaupt nicht oder nur verzögert zum Abfluss kommt, ist der Niederschlagswasserabfluss bei versiegelten Flächen infolge der geringeren Verdunstung und kleineren Speicherkapazität spürbar größer und schneller (vgl. GEIGER W. F. *et al.* 2009: 24f). Ergo kommt es zu einer erheblichen Beeinträchtigung des natürlichen Wasserhaushaltes (Abb. 1.1). Unabhängig davon ist die Abwasserbeseitigung bestrebt, die Beeinträchtigung des lokalen Wasserhaushaltes möglichst gering zu halten (vgl. DWA 2006: 9).

In der Bundesrepublik Deutschland wurde in der Vergangenheit Niederschlagswasser im urbanen Raum meist vollständig und so schnell wie möglich über zentrale Entwässerungssysteme beseitigt (Abb. 1.2). Kommunale Entwässerungssysteme bestehen aus Kanalisation und Abwasserbehandlungsanlagen und sammeln sowie leiten Abwasser und Niederschlagswasser überwiegend gemeinsam ab (vgl. DIN EN 752). Typisch für solche Systeme sind hohe Investitionskosten (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2010: 189, LUX A. 2009: 195) und eine Kostenstruktur mit einem Fixkostenanteil von 80 % und 20 % variablen Kosten (vgl. NOWACK M. *et al.* 2010: 1078). Die Betriebsdauer beträgt zum Teil 80 Jahre und mehr (vgl. TRÄNCKNER J. *et al.* 2012: 1).

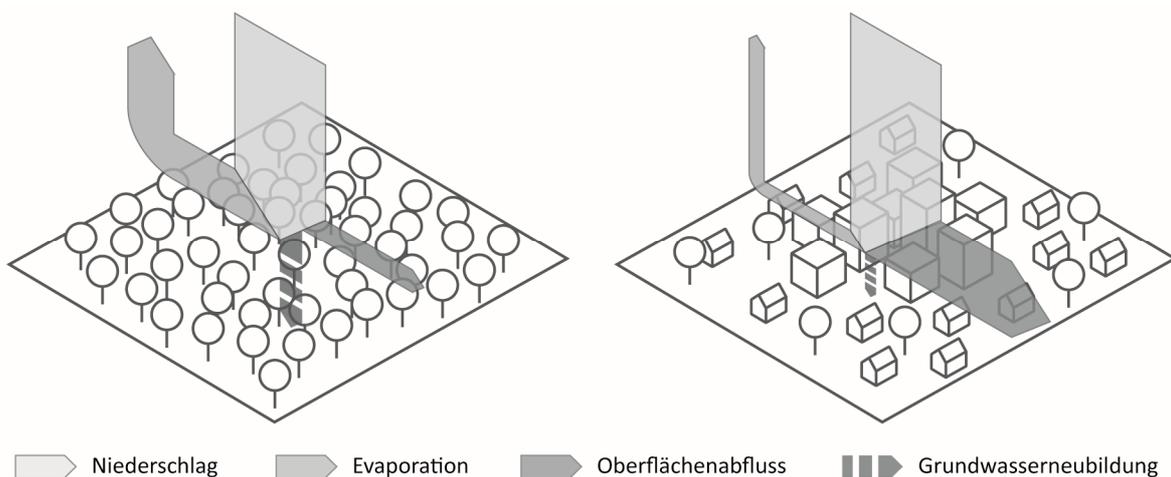


Abb. 1.1: Wasserhaushalt im natürlichen und urbanen System (ang. an DEISTER L. *et al.* 2016: 14)

¹ Niederschlag beschreibt das durch die Schwerkraft auf die Erde in flüssiger (Regen) oder fester Form (Schnee, Hagel, Graupel) fallende bzw. durch Kondensation (Tau) oder Resublimation (Reif) sich an Objekten absetzende Wasser (vgl. FOHRER N. 2016: 47).

Seit einigen Jahren ändern sich die Anforderungen an die Siedlungswasserwirtschaft und im Speziellen an die Abwasserbeseitigung. Grund hierfür ist die städtische und infrastrukturelle Entwicklung. So werden in der Bundesrepublik Deutschland derzeit täglich etwa 66 Hektar als

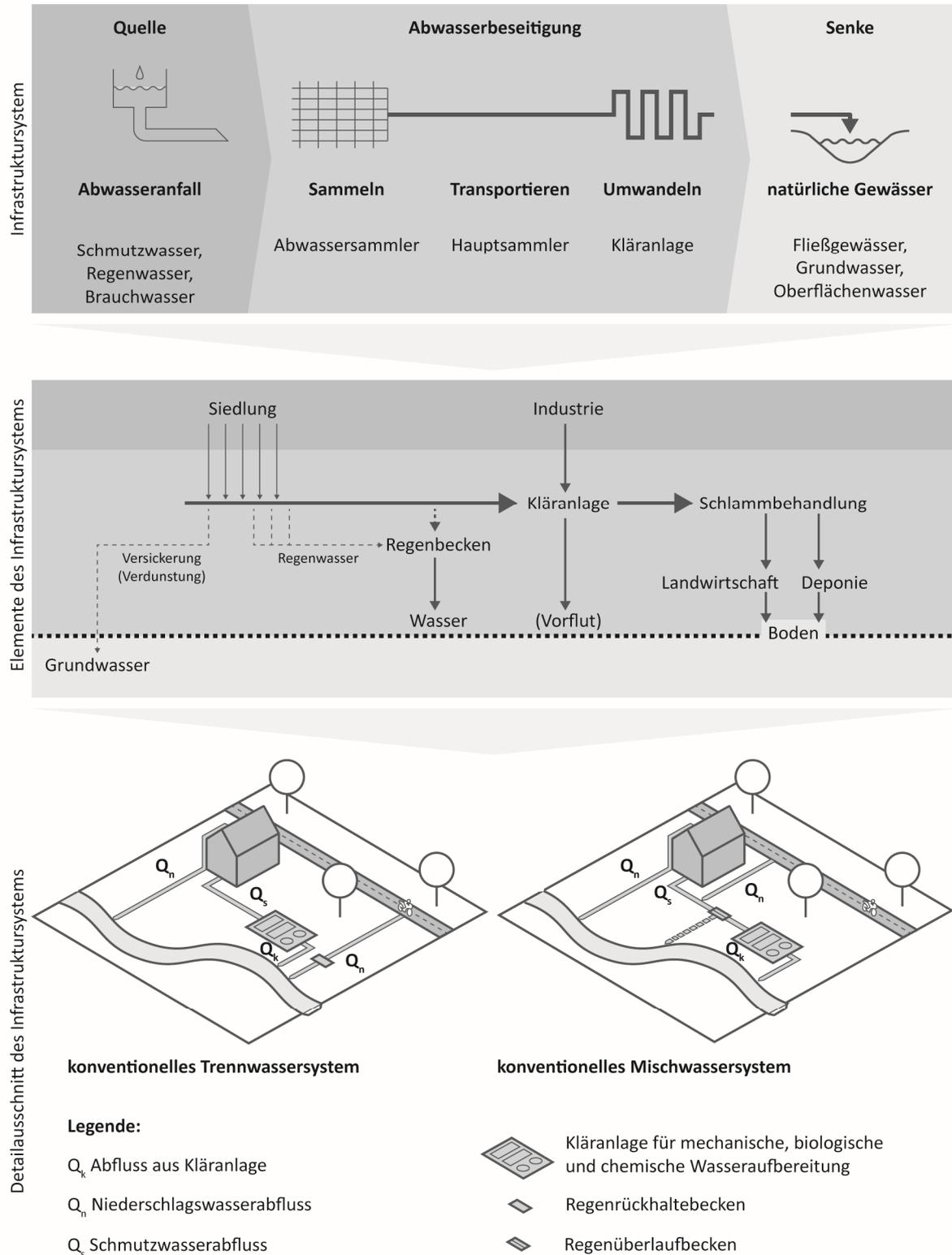


Abb. 1.2: Aufbau der Infrastruktur der urbanen Abwasserbeseitigung (ang. an Tietz H.-P. 2007: 227f, Geiger W. F. & Dreiseitl H. 2001: 11)

Siedlungs- und Verkehrsfläche neu ausgewiesen, was einem Flächenverbrauch von 94 Fußballfeldern entspricht (vgl. BMU 2017). Um den Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung gerecht zu werden, ist es Ziel der BUNDESREGIERUNG (2016: 159), „die Inanspruchnahme zusätzlicher Fläche für Siedlungs- und Verkehrszwecke [...] bis zum Jahr 2030 auf unter 30 Hektar pro Tag“ zu begrenzen. Dadurch würde die Inanspruchnahme der natürlichen Bodenoberfläche zwar verlangsamt, jedoch nicht gestoppt oder gar umgekehrt werden. Des Weiteren ist aufgrund demografischer, sozialer, wirtschaftlicher wie auch technischer Veränderungen deutschlandweit ein stetiger Rückgang des Wasserbedarfs zu verzeichnen. Durch die damit verbundene Abnahme des Trockenwetterabflusses nimmt die Spüleistung der Kanalisation ab. Fällt die Spüleistung der Kanalisation unter die Funktionsschwelle, kommt es zur erhöhten Ablagerung von Schmutz und Schlamm (PECHER K. H. & HOPPE H. 2011: 122, KOZIOL M. *et al.* 2006: 50ff). Andererseits ist aufgrund der zunehmenden Häufigkeit und Intensität von Starkniederschlagsereignissen mit einer Zunahme von Überflutungsereignissen zu rechnen, da das Niederschlagswasservolumen nicht vollständig und schnellstmöglich über die Kanalisation abgeleitet werden kann (vgl. RICHWIEN M. & SPEIL K. 2012: 31, DWA 2010: 18; Abb. 1.3). Darüber hinaus sind die technischen wie auch rechtlichen Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) und deren Umweltziele einzuhalten (vgl. HENNEBERG S. C. 2006: 142ff). Erschwerend kommt hinzu, dass die genannten Faktoren synergetisch, supplementär und konträr auf die technische Infrastruktur einwirken. Die abwasserbezogenen Anforderungen sind mitunter je nach Region und sogar innerhalb einer Region sehr unterschiedlich, da sich die Herausforderungen aber auch räumliche Gegebenheiten häufig stark unterscheiden (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2010: 7, SCHILLER G. *et al.* 2009: 70, SMUL 2005: 9, STEININGER K. W. *et al.* 2005: 215). Selbst innerhalb einer Kommune können einzelne Abschnitte der Abwasserbeseitigung unterschiedlich stark betroffen sein (vgl. KOZIOL M. 2006: 355f). Dies stellt insbesondere die Betreiber von Entwässerungssystemen vor große Herausforderungen, da solche Systeme nur in bestimmten Grenzen flexibel sind.

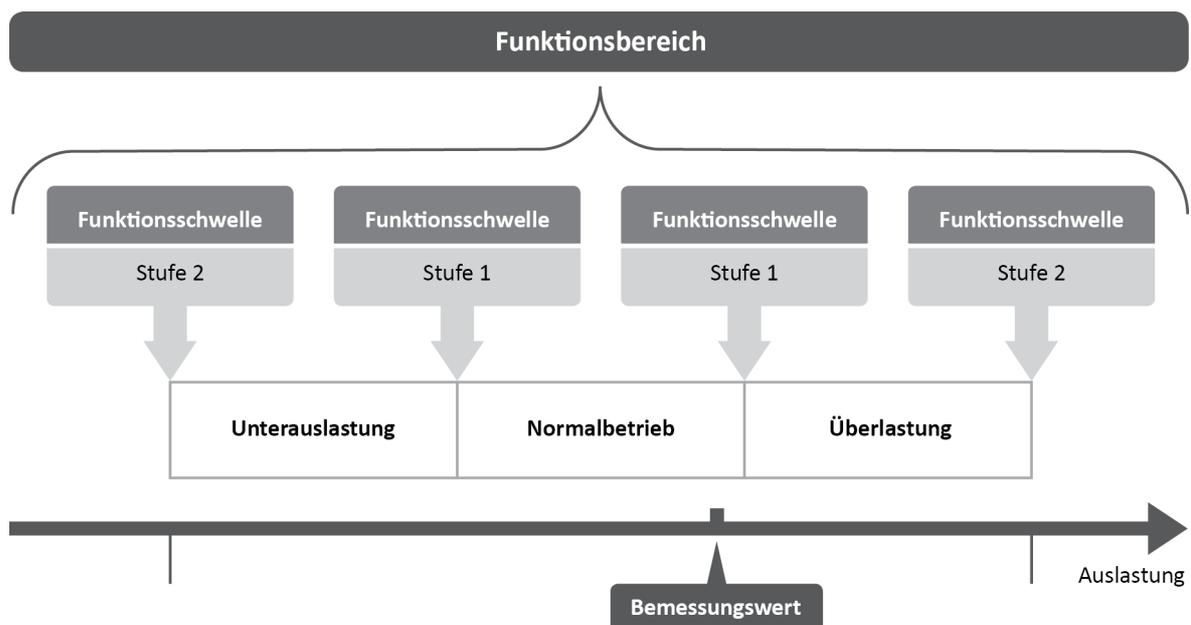


Abb. 1.3: Funktionsschwellen bei Entwässerungssystemen (ang. an Koziol M. 2006: 357)

Infolgedessen hat ein Umdenken beim Umgang mit Niederschlagswasser eingesetzt. Es werden verstärkt die Potenziale einer sogenannten naturnahen Bewirtschaftung von Niederschlagswasser analysiert (vgl. LINDENBERG M. 2009: 4), um den Entwässerungskomfort unter sich verändernden Rahmenbedingungen beizubehalten und gleichzeitig die Qualität gegenüber der Umwelt zu verbessern. Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zielt darauf ab, Niederschlagswasser möglichst ortsnah zu speichern, zu behandeln bzw. zu reinigen und/oder gedrosselt abzuleiten (vgl. SIEKER F. *et al.* 2004: 876).

Für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung ergeben sich somit unterschiedliche Ansätze zur Dezentralisierung. Die Abkehr von der zentralen Beseitigung hin zur dezentralen Bewirtschaftung des Niederschlagswassers wirkt sich auf die Funktionsfähigkeit des bestehenden Entwässerungssystems aus. Grundsätzlich können Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (RWB-Maßnahmen) bei der Siedlungserweiterung und Neuerschließung in der Planung berücksichtigt werden. Demgegenüber stellt der Umbau eines bestehenden zentralen Entwässerungssystems durch Abkopplung von abflusswirksamen Flächen für die städtischen und infrastrukturellen Planungsprozesse eine besondere Herausforderung dar. Bei einer Substitution des Niederschlagswassers (Umwandlung in Abwasser durch Gebrauch des Niederschlagswassers) bleibt das zentrale System weiterhin erforderlich, wird aber in der Auslastung erheblich reduziert. Im Falle einer Teilentkopplung besteht eine mäßige Auslastungsminderung des zentralen Systems bei einer veränderten Abwasserzusammensetzung. Durch eine vollständige Entkopplung erfolgt die Umstellung auf ein dezentrales oder semizentrales System (vgl. KOZIOL M. 2006: 358ff). Eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in den Siedlungsbestand zu integrieren erfordert daher eine strategische Vorgehensweise, um die Funktionsfähigkeit des bestehenden Entwässerungssystems aufrechtzuerhalten.

Die in der Praxis zur Anwendung kommenden RWB-Maßnahmen unterscheiden sich in ihrer Funktionsweise. Niederschlag kann über entsiegelte Flächen oder wasserdurchlässigen Belag wieder versickern. Ebenfalls kann die Versickerung über natürliche Flächen (Infiltration) oder mittels technischer Anlagen (Versickerung ohne/mit Rückhalt) erfolgen. Es gibt Anlagen, die Niederschlagswasser speichern und zurückhalten (Retention). Niederschlagswasser kann auch als Brauchwasser für Zwecke mit geringeren Anforderungen an die Wasserqualität (Bewässerung von Grünflächen, Betriebswasser, Reinigungszwecke, Waschmaschine, Toilettenspülung etc.) verwendet werden. Zu guter Letzt gibt es RWB-Maßnahmen, die Niederschlagswasser für ausgewählte Anwendungsfälle (Schutz einer unterirdischen Anlage zur Versickerung vor Kolmation durch mitgeführte Schwebstoffe etc.) im Vorfeld reinigen (GEIGER W. F. *et al.* 2009: 59ff, SIEKER F. *et al.* 2006a: 40ff, HUHN V. & STECKER A. 1996: 33ff).

Die Entscheidungsträger einer Kommune, die RWB-Maßnahmen initiieren oder genehmigen (im Folgenden als planungsrelevante Akteure bzw. Stakeholder bezeichnet), haben deren Konsequenzen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung zu bewerten. Für die Umsetzung von RWB-Maßnahmen steht den Kommunen jedoch nur ein begrenztes Budget zur Verfügung. Um mithilfe der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung einen kohärenten Beitrag zur Bewältigung von abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen zu leisten, bedarf es im Grunde einer problemorientierten strategischen Ausrichtung der gesamten Kommune. Dabei gilt es abzuwägen, welcher der unterschiedlichen Herausforderungen ein besonders hoher Stellenwert im Zusammenhang mit der

naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zukommt. Außerdem verfolgen die Stakeholder je nach Aufgabengebiet unterschiedliche Interessen (vgl. GWECHENBERGER M. 2006: 11ff), die sich beim Umgang mit Niederschlagswasser widerspiegeln und gleichermaßen zu berücksichtigen sind. Die Motivation hinter der Dezentralisierungsstrategie ist von Interesse, da sich der Umgang mit RWB-Maßnahmen mittel- und langfristig auf die Entwicklung des Entwässerungssystems und gleichzeitig auf die Umwelt einer Kommune auswirkt.

Bisherige Studien haben sich darauf fokussiert, RWB-Maßnahmen zu realisieren und zu bewerten (Best-Practice-Beispiele; vgl. SIEKER F. & SIEKER H. 2016, DYNACLIM 2015, HAMBURG WASSER 2017). Zudem wurden Werkzeuge entwickelt und evaluiert, die das Abkopplungspotenzial von Flächen und/oder die Bewirtschaftungsart in Abhängigkeit von den geogenen und siedlungsstrukturellen Rahmenbedingungen eines Einzugsgebietes bestimmen (vgl. MOOSMANN L. *et al.* 2014: 12, GEIGER W. F. *et al.* 2009: 48ff). An dieser Stelle wird deutlich, dass die Erarbeitung von Ansätzen zu Entscheidungs- und Verhaltensmustern von Stakeholdern einen entscheidenden Beitrag zur optimalen Integration einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand leisten kann. Die zur Verfügung stehenden RWB-Maßnahmen sind hinsichtlich ihrer jeweiligen Vorzüge sowie der Möglichkeit zur Anpassung an regionale wie lokale Anforderungen zu bewerten. Zudem gilt es, mögliche Konflikte zu anderen Anforderungen abzuwägen. Ob sich Stakeholder verschiedener Kommunen mit vergleichbaren Rahmenbedingungen auch vergleichbar verhalten, ist offen und verlangt umfangreiche Untersuchungen, inwieweit die Motivation der Stakeholder rational erklärbar und systematisierbar ist. Das Verstehen solcher motivationsgetriebener Entscheidungs- und Verhaltensmuster (vgl. MAIER G. W. & KIRCHGEORG M. 2016) ist von besonderer Bedeutung, da sie mittel- und langfristig auf die städtische und infrastrukturelle Entwicklung wirken. Erst durch die Eruiierung von stakeholderbezogenen Motivationen lassen sich Handlungsempfehlungen oder gar ein Maßnahmenprogramm erarbeiten, um die niederschlagswasserbezogenen Herausforderungen in der Bundesrepublik Deutschland problemorientiert zu managen.

1.2 Ziel der Arbeit

Ziel dieser Forschungsarbeit ist zu eruieren, welche Rahmenbedingungen für einen kohärenten und transparenten Entscheidungsprozess zum Einsatz von RWB-Maßnahmen ausschlaggebend sind. Hierfür soll mittels einer empirischen Analyse ein vertieftes Wissen erlangt werden, welche Einflussfaktoren die Entscheidungen der Stakeholder beeinflussen. Aus diesem Grund gilt es aufzuarbeiten, inwieweit sich unterschiedliche räumliche Gegebenheiten wie auch Fähigkeiten, Konstellationen und Interaktionen der Akteure, aber auch institutionelle Rahmenbedingungen auf solch einen Entscheidungsprozess auswirken. **Das zentrale Ziel der vorliegenden Forschungsarbeit ist eine detaillierte Analyse der Einflussfaktoren auf die Motivation der Stakeholder zur Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung.** Diesem Ziel folgend lassen sich fünf Forschungsfragen formulieren, die schrittweise den Weg zum formulierten Ziel ebnen.

- 1) Welche Herausforderungen, induziert durch demografische, soziale, wirtschaftliche und klimatische Veränderungen, lassen sich hinsichtlich der Behandlung von Niederschlagswasser identifizieren?

- 2) Lässt sich eine Methode herleiten, um den Beitrag einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zu einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung zu bewerten? Kann eine solche Methode niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse unterstützen?**
- 3) Wirken sich die oben genannten Veränderungen auf die motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder aus?**
- 4) Welche Empfehlungen hinsichtlich der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung lassen sich ableiten? Ist es möglich ein allgemein nutzbares Maßnahmenprogramm oder ein Werkzeug für den Umgang mit Niederschlagswasser für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung zu entwickeln?**
- 5) Lassen sich aus dem Ergebnis einzelne Ziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung priorisieren und günstige Rahmenbedingungen zu ihrer Umsetzung ableiten? Welche Konsequenzen hat das für die Stakeholder?**

Zur Beantwortung der Forschungsfragen sollen auf Basis der Jahre 2014/2015 die abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren wie auch die Haltung und Erfahrungen der entscheidungsrelevanten Akteure der Stadt- und Infrastrukturentwicklung deutscher Großstädte bei niederschlagswasserbezogenen Planungsprozessen erfasst, analysiert und bewertet werden. In diesem Fall zählen zur Gruppe der Stakeholder Experten aus Politik und Verwaltung sowie Aufgabenträger. Grundsätzlich zielt die Untersuchung darauf ab, weiterführendes und gleichzeitig praxisrelevantes Wissen über die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand zu generieren. Darauf aufbauend soll sie dazu beitragen, den Ausbau von RWB-Maßnahmen im Sinne einer nachhaltigen städtischen und infrastrukturellen Entwicklung über einen mittel- und langfristigen Planungszeitraum zu befördern.

Räumlich wird die Untersuchung auf deutsche Großstädte beschränkt. Eine national ausgerichtete Forschungsarbeit bietet sich an, da für eine international ausgerichtete Untersuchung das Vorhandensein vertiefter nationaler Untersuchungen vorteilhaft wäre. Des Weiteren wird in Kapitel 2 deutlich, dass insbesondere die Großstädte vor neuen schmutz- und niederschlagswasserspezifischen Herausforderungen stehen und Anpassungs- und Transformationsprozesse weiträumiger Entwässerungssysteme einen besonderen Stellenwert haben. In diesem Zusammenhang ist dem Autor keine Untersuchung bekannt, welche regionale Besonderheiten beim Umgang mit Niederschlagswasser durch einen bundesweiten Vergleich aufzeigt. Außerdem zeichnen sich Großstädte durch eine komplexe Organisationsstruktur aus, welche die Koordination bei der Entscheidungsfindung städtischer und infrastruktureller Planungsvorhaben erschwert. Den Stakeholder als Experten in der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung kommt bei einem solchen bundesweiten Forschungsansatz eine hohe Bedeutung zu. Die Analyse und Bewertung der Situation in deutschen Großstädten stellt eine Grundlage sowohl für weiterführende Forschungsarbeiten zu regionalen Besonderheiten als auch für differenzierte internationale Vergleiche dar.

Die Bundesrepublik Deutschland kann nach Art des vorhandenen Entwässerungssystems in mehrere Regionen unterteilt werden. Laut BROMBACH H. & DETTMAR J. (2016: 179f) überwiegt in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland und Thüringen das Mischwassersystem, während in den restlichen Bundesländern das Trennwassersystem dominiert; Sachsen weist als einziges Bundesland noch eine ausgeglichene Verteilung auf (Anhang C.2). Seit 1992 „ [hat] ausnahmslos in allen Bundesländer die Trennkanalisation

an Boden gewonnen [...]. 1989/90 lag das Bundesmittel bei 71,2% Mischwasserkanalisation. Im gegenwärtigen Berichtsjahr 2013 liegt der Anteil der an Mischwasserkanalisation angeschlossenen Einwohner bei nur noch 54,1 %“ (ebd. 2016: 180). Demnach werden bei einer Siedlungserweiterung bzw. Neuerschließung vorzugsweise Trennwassersysteme installiert, wogegen im Siedlungsbestand weiterhin die bestehenden Mischwassersysteme dominieren dürften. Untersuchungsrelevant ist das Mischwassersystem. Zum einen weist solch ein Entwässerungssystem eine besondere Charakteristik auf, bei der Schmutz- und Niederschlagswasser über eine gemeinsame Kanalisation abgeführt werden. Zum anderen ist davon auszugehen, dass der großstädtische Siedlungsbestand historisch bedingt vorwiegend oder zumindest teilweise im Mischwassersystem entwässert wird.

Zudem überprüft die Forschungsarbeit die Eignung eines analytischen Modelles (Kapitel 3.1), das auf dem akteurzentrierten Institutionalismus basiert und als theoretischer Untersuchungsrahmen bzw. Analyseschema die wissenschaftliche Korrektheit und Differenziertheit dieser Forschungsarbeit sicherstellen soll. Parallel dazu soll der Analytische-Hierarchie-Prozess (AHP), der als Lösungsansatz für die Erfassung, Ordnung und Analyse der stakeholderbezogenen Präferenzen hinzugezogen wird (Kapitel 3.2.5), überprüft werden. Letzten Endes gilt es, die angewandten Methoden für künftige Forschungsarbeiten zu modifizieren.

1.3 Aufbau der Arbeit

Die Forschungsarbeit gliedert sich in acht Kapitel. In **Kapitel 1** wird der derzeitige Umgang mit Niederschlagswasser im urbanen Raum beschrieben. Aus diesen einführenden Betrachtungen werden die Forschungsfragen abgeleitet, an denen sich der Aufbau der vorliegenden Arbeit orientiert.

Kapitel 2 stellt die grundlegenden Einflussfaktoren der kommunalen Stadt- und Infrastrukturentwicklung der Abwasserbeseitigung der Bundesrepublik Deutschland vor. Darauf aufbauend werden die relevanten Veränderungen und ihre Auswirkungen auf die Abwasserbeseitigung im urbanen Raum wiedergegeben. In diesem Zusammenhang wird auf den sich abzeichnenden Paradigmenwechsel, von der zentralen Beseitigung des Niederschlagswassers hin zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung, eingegangen.

Kapitel 3 erläutert die angewandte Theorie und das methodische Vorgehen. Basierend auf dem akteurzentrierten Institutionalismus wird der aktuelle Wissensstand zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand strukturiert, um elementare Ursachen für den Umgang mit Niederschlagswasser zu identifizieren. Zudem werden gängige multikriterielle Methoden und Verfahren zur Erfassung, Ordnung und Analyse von stakeholderbezogenen Präferenzen vorgestellt und der zur Anwendung kommende AHP wird näher erklärt. Die onlinebasierte Befragung zur Erfassung der niederschlagswasserspezifischen Erfahrungen von Stakeholder wird vorgestellt. Das Kapitel schließt mit Erläuterungen zur Typenbildung anhand einer Clusteranalyse, mit der die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder hinsichtlich der Nutzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung vereinfacht werden.

In **Kapitel 4** wird der Untersuchungsraum beschrieben, der die Großstädte der Bundesrepublik Deutschlands umfasst. Räumliche Lage, großstädtische Merkmalsausprägungen und räumliche

Muster werden dargelegt. In diesem Zusammenhang wird ein Verfahren zur Extraktion von thematischen Karten vorgestellt, das die Daten zur Beschreibung der großstädtischen Merkmalsausprägungen in eine geeignete Form bringt.

Kapitel 5 befasst sich mit der Auswertung der Ergebnisse aus der onlinebasierten Befragung unter Berücksichtigung der Güte der empirischen Daten. Den Schwerpunkt stellt die Bildung sogenannter nutzerorientierter Motivations-Typen (M-Typen) dar, die auf den stakeholderspezifischen Einschätzungen zum Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zu einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung basieren. Auf dieser Grundlage werden mögliche Zusammenhänge zwischen den M-Typen und den sich ändernden großstädtischen Rahmenbedingungen untersucht. Des Weiteren erfolgt eine Darlegung, welche grundlegende Wahrnehmung zur derzeitigen naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in urbanen Räumen besteht und wie der AHP als Entscheidungsmethode für Stakeholder eingeschätzt wird.

In **Kapitel 6** werden die Ergebnisse allgemein wie auch hinsichtlich ihrer Qualität und Sensitivität kritisch diskutiert sowie Optimierungsmöglichkeiten aufgezeigt. Es wird die Frage beantwortet, welche Faktoren auf die Motivation der Stakeholder zur Nutzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung einwirken. Darauf aufbauend werden Strategien einer niederschlagswasserbezogenen Dezentralisierung unter Einbindung der M-Typen erörtert. Zudem wird eine Handlungsempfehlung für den künftigen Umgang mit Niederschlagswasser aufgezeigt.

Kapitel 7 gibt einen Ausblick auf Einsatzmöglichkeiten des entwickelten methodischen Vorgehens in niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozessen. Außerdem werden potenzielle Anwendungen der neu gewonnenen Erkenntnisse über die Entscheidungs- und Verhaltensmuster von Stakeholdern bei Fragen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand aufgezeigt. Schließlich werden Forschungslücken diskutiert und darauf aufbauend Ansätze für künftige Forschungs- und Entwicklungsschritte aufgezeigt.

Im letzten Abschnitt, **Kapitel 8**, erfolgt eine zusammenfassende Darstellung der vorliegenden Forschungsarbeit und aus der Beantwortung der Forschungsfragen resultierende Thesen werden vorgestellt, die als Ausgangspunkt für weitere wissenschaftliche Argumentationen dienen können.

2 Einflussfaktoren und deren Auswirkungen auf die urbane Abwasserbeseitigung

2.1 Abwasserwirtschaft im urbanen Raum

2.1.1 Entwicklung und Ziele der kommunalen Infrastruktur

Um die Rahmenbedingungen, Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen eines neuen Ansatzes beim Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand analysieren und beurteilen zu können, gilt es zunächst die Entwicklung und Ziele der kommunalen Infrastruktur zu verstehen. Noch bevor öffentliche Systeme zur Daseinsvorsorge in Siedlungen initiiert wurden, haben insbesondere Städte mit günstigen naturräumlichen Voraussetzungen die Versorgung mit Trinkwasser und Energie bzw. die Beseitigung von Abwasser und Abfall sukzessive weiterentwickelt. Dagegen war die Entwicklung abseits solcher Standorte „durch die Kapazität der vorhandenen dezentralen Versorgungspotenziale oder aber bei der Beseitigung durch die Selbstreinigungskraft der Böden oder der Fließgewässer begrenzt“ (TIETZ H.-P. 2011: 8). Der Wassergebrauch war relativ gering, die Wasserentnahme erfolgte vorwiegend dezentral aus Zieh- und Schöpfbrunnen wie auch aus Oberflächengewässern. Die Beseitigung von flüssigen und festen Abfällen blieb lange Zeit eine Privatangelegenheit. Über die Qualität des Wasserzuganges entschieden sowohl der Gebrauchszweck als Trink- und Brauchwasser als auch der soziale Status der Nutzer. Die anwachsenden Städte und der Rückgang der Viehwirtschaft veranlassten die Bevölkerung, Abfallgruben auf ihren Grundstücken zu bauen. Die Entleerung verlief jedoch unkoordiniert und war nicht mit den nach und nach entstehenden Abtritts- und Senkgruben sowie Kanalisationen aufeinander abgestimmt. Zu den Folgen gehörten Geruchs- und Feuchtigkeitsbildung wie auch hygienische Probleme in den Städten, bis hin zur Verunreinigung von Brunnenwasser (vgl. KLUGE T. 2000: 38ff, WESSEL H. 1995: 51ff, MÜNCH P. 1993: 23ff). Als Trinkwasser wurde nach Möglichkeit Quell-, aber auch Niederschlagswasser und Wasser aus oberirdischen Gewässern verwendet. Die Nutzung von Niederschlagswasser als Trink- und Brauchwasser ist auch aus der Antike und dem Römischen Reich bekannt (vgl. KÖNIG K. W. 2008a: 10ff).

Ende des 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts – zur Zeit der Industrialisierung und der sanitären Revolution – wuchsen die Städte im Gebiet der heutigen Bundesrepublik Deutschland wegen hoher Geburtenrate und einer anhaltenden vom Land zur Stadt gerichteten Wanderungsbewegung. Die Städte wuchsen über die Stadtmauern in das unmittelbare Umland hinein (vgl. KLUGE T. & SCHEELE U. 2008: 149f). Daraufhin nahm die Bedeutung der Versorgungssicherheit von Trink- und Brauchwasser für die Bevölkerung und die Wirtschaft weiter zu, auch musste ausreichend Feuerlöschwasser zur Verfügung stehen (vgl. LUX A. 2009: 41, TAUCHMANN H. 2006: 14). Die natürlichen Versorgungs- und Beseitigungssysteme waren immer öfter überlastet, sodass „die Einleitungen von Abwasser die Selbstreinigungskraft der Flüsse [überstiegen], und flussabwärts [...] das Wasser des Flusses nur noch bedingt für die Trinkwassergewinnung geeignet [war]“ (TIETZ H.-P. 2011: 8).

Mit dem Bewusstsein der Notwendigkeit hygienischer Standards kam es zur interdisziplinären Verzahnung von Stadtentwicklung, Infrastrukturausbau und sozialpolitischen Ideen (vgl. RODENSTEIN M. 1988: 200ff). Die Steuereinnahmen der Städte stiegen und konnten für die Finanzierung neuer technischer Entwicklungen im Bereich der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung eingesetzt werden (vgl. TIETZ H.-P. 2011: 8). So wurde im Jahr 1848 in Hamburg die erste

deutsche zentrale Abwasserbeseitigung in Betrieb genommen. Auf den Erfahrungen des englischen Systems nach Chadwick (vgl. EVANS R. J. 1991: 194ff) aufbauend, wurde neben einer Trinkwasserversorgung aus Flusswasser eine einheitliche Schwemmkanalisation installiert. Über eine solche Kanalisation werden häusliches, gewerbliches bzw. industrielles Abwasser und zumeist auch Niederschlagswasser gesammelt und in die Peripherie abgeführt. Mit der damit einhergehenden stofflichen Mischung verloren die ursprünglichen Verwertungswege von häuslichen und landwirtschaftlichen Abfällen (vgl. KLUGE T. 2000: 73f, MÜNCH P. 1993: 45ff) sowie der Gebrauch von Niederschlagswasser als Trink- und Brauchwasser an Bedeutung, während die Infrastruktur nun die Aufgabe der funktionalen Grenzbildung zwischen Stadt und Land einnahm (vgl. KLUGE T. & SCHEELE U. 2008: 151ff). Bereits einige Jahre später folgten weitere Städte dem Vorbild Hamburgs (vgl. TIETZ H.-P. 2007: 238f), im Jahr 1910 verfügten fast alle größeren Städte über ein zentrales System zur Abwassersammlung und -beseitigung (vgl. BROWN J. 2000: 237f). Üblicherweise wurden zuerst die Versorgungs- und zu einem späteren Zeitpunkt die Beseitigungsstrukturen errichtet (vgl. ebd. 2000: 238, VÖGELE J. 1993: 355f). In diesem Zusammenhang gab es bereits Forderungen, Niederschlagswasser aus der Kanalisation fernzuhalten. Zwei wesentliche Argumente wurden gegen ein Trennwassersystem angebracht: Die Befürchtung einer übermäßigen Gewässerverschmutzung und mögliche Konflikte zwischen einer oberirdischen Führung von Niederschlagswasser und Verkehrswegen (vgl. LÖBER T. 2001: 41f). Letztlich führte der Auf- und Ausbau der Infrastruktur zu einem höheren allgemeinen Komfort für die Bevölkerung und schuf die Voraussetzung für technische Errungenschaften wie das Spülklosett (vgl. MÖLLRING B. 2003: 89). Darüber hinaus verloren Brunnen ihre ursprüngliche Bedeutung, die abwasser- sowie abfallbezogenen Geruchsbelästigungen nahmen sukzessiv ab (vgl. HEIDENREICH E. 2004: 174ff, MÜNCH P. 1993: 26ff) und die allgemeine Wasserqualität konnte erhöht werden (vgl. LUX A. 2009: 43). In Folge der infrastrukturellen Weiterentwicklungen traten immer weniger wasserbedingte Krankheiten auf, was mit zur Senkung der urbanen Mortalität und somit zum natürlichen Wachstum der Stadtbevölkerung beitrug (vgl. KLUGE T. 2000: 51f, MÜNCH P. 1993: 31f, VÖGELE J. 1993: 364f). Für die Aufrechterhaltung und Bewirtschaftung der Infrastruktursysteme wurde es für die Gemeinden jedoch erforderlich, neue bürokratische bzw. kommunale Strukturen zu schaffen (vgl. LUX A. 2009: 45).

Insgesamt können die Rahmenbedingungen für die deutsche Wasserwirtschaft bis zur Wiedervereinigung der Bundesrepublik Deutschlands vergleichsweise stabil genannt werden. Daher entspricht die technische Konzeption des heutigen Infrastruktursystems dem Stand von vor über 150 Jahren, da essenzielle Weiterentwicklungen auf einzelne Elemente beschränkt waren (vgl. TAUCHMANN H. 2006: 15). Zur Erhöhung des Anschlussgrades und zur Einhaltung immer umfangreicher Umweltvorschriften wurde das Entwässerungssystem unabhängig von der Bevölkerungsentwicklung sukzessive ausgebaut und modernisiert (vgl. MOSS T. & NAUMANN M. 2007a: 43), wovon nach 1989 insbesondere die neuen Bundesländern betroffen waren (vgl. MOSS T. & NAUMANN M. 2007b: 139). Die Entwicklung der eher monostrukturierten Infrastruktursysteme zur Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung ergab sich letztlich aus den etablierten Strukturen, Verfahren und Handlungslogiken des Infrastrukturmanagements, die sich über Jahrzehnte bewährt hatten (vgl. ebd. 2007b: 139).

Die infrastrukturelle Grundkonzeption der Abwasserbeseitigung kann laut HIESSL H. *et al.* (2003: 1f) als zentralorganisiert bezeichnet werden, da die Abwasserbehandlung in großen, zentral angeordneten Anlagen erfolgt und die Abwassersammlung ein weit verzweigtes Kanalisationsnetz erfordert. Hierbei wird das genutzte Trinkwasser als Schmutzwasser abgeleitet. Ein erheblicher Anteil des Trinkwassers wird dabei als Transportmedium für Abfallstoffe und Fäkalien eingesetzt – eine innerbetriebliche Mehrfachnutzung gibt es im gewerblich-industriellen Bereich, aber nicht auf kommunaler Ebene oder in privaten Haushalten. Ebenfalls gelangt die Stickstoff- und Phosphorfracht – abgesehen von der Verwertung von landwirtschaftlichen Klärschlämmen – über Fäkalien und Urin in das Abwasser und wird somit über die Abwasserbehandlungsanlagen geklärt. Das beschriebene System der Abwasserbeseitigung kann als vermischendes System verstanden werden, da es

Tab. 2.1: Ziele und Funktionalanforderungen der Abwasserbeseitigung (ang. an DIN EN 752)

Abschnitt	öffentliche Gesundheit und Sicherheit	Gesundheit und Sicherheit des Betriebspersonals	Umweltschutz	nachhaltige Entwicklung
Schutz vor Überflutung	xxx	xx	xxx	---
Unterhaltbarkeit	xx	xxx	xx	xx
Schutz des Oberflächenvorfluters	xxx	x	xxx	xx
Grundwasserschutz	xxx	---	xxx	xxx
Vermeidung von Gerüchen sowie giftigen, explosiven oder korrosiven Gasen	xxx	xxx	xxx	xxx
Vermeidung von Lärm und Erschütterungen	xx	xxx	x	x
nachhaltige Verwendung von Produkten und Werkstoffen	---	---	xx	xxx
nachhaltige Verwendung von Energie	---	---	xx	xxx
baulicher Zustand und Nutzungsdauer	xxx	xxx	xxx	xxx
Aufrechterhaltung des Abflusses	xxx	---	xxx	x
Wasserdichtheit	xxx	x	xxx	xx
angrenzende Bauten sowie Ver- und Entsorgungseinrichtungen nicht gefährden	xxx	xxx	x	xx
Beschaffenheit der Abwassereinleitungen in das System	xx	xxx	xxx	xx

x/xx/xxx niedriger/mittlerer/hohes Zusammenhänge

--- kein Zusammenhang

einerseits häusliche und gewerbliche Abwasserströme vermischt und andererseits Schmutzwasser durch Niederschlagswasser von Dach- und Straßenflächen sowie auch über Leckagen oder Dränaugen in die Kanalisation eindringendes Grundwasser verdünnt werden.

Angesichts der sich ändernden Rahmenbedingungen der Abwasserbeseitigung (Kapitel 2.1 bis 2.3) erscheint jedoch eine Fortsetzung der bisherigen Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung sinnvoll. Seit dem im Jahr 1971 verabschiedeten Umweltprogramm des Bundes ist das Ziel der Wasserwirtschaft, „den Wasserhaushalt so zu ordnen, dass das ökologische Gleichgewicht der Gewässer gewahrt oder wieder hergestellt wird, die einwandfreie Wasserversorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft gesichert ist, gleichzeitig aber auch alle anderen Wassernutzungen, die dem Gemeinwohl dienen, auf lange Frist möglich bleiben. [...] Bei der Abwassereinleitung besteht die Wassernutzung auch in der Inanspruchnahme der Selbstreinigung der Gewässer zum Abbau des nach der Abwasserbehandlung verbleibenden Restschmutzes“ (TAUCHMANN H. 2006: 38). Zudem ist die DIN EN 752 (letzte Aktualisierung 2008) erlassen worden, deren derzeitiger Fokus auf der Entwicklung und Umsetzung einer integralen Entwässerungsplanung liegt. Es handelt sich dabei um einen iterativen und dauerhaften Prozess, der die Entwässerungssysteme und den Gewässerschutz ganzheitlich betrachtet und neben der eigentlichen Planung auch den Bau und Betrieb von Anlagen der Abwasserbeseitigung umfasst. Letztlich sollen Strategien entwickelt werden, um die bauliche, hydraulische, betriebliche und umweltrelevante Leistungsfähigkeit des Entwässerungssystems den gesetzlich festgelegten Leistungsanforderungen entsprechend sicherzustellen, unter Beachtung der künftigen Rahmenbedingungen und der wirtschaftlichen Effizienz (vgl. PECHER K. H. & HOPPE H. 2011: 122). Gemäß der DIN EN 752 sind über Entwässerungssysteme in erster Linie die öffentliche Gesundheit und Sicherheit, die Gesundheit und Sicherheit des Betriebspersonals und der Umweltschutz sicherzustellen wie auch eine nachhaltige Entwicklung anzustreben (vgl. auch DWA 2006: 9ff). Zur planerischen Umsetzung werden diese vier allgemein gehaltenen Zielstellungen durch sogenannte Funktionalanforderungen konkretisiert (Tab. 2.1), die für das gesamte Entwässerungssystem – einschließlich Niederschlagswasserüberläufe, Pumpanlagen und weiterer Komponenten – und für die Auswirkungen ihrer Einleitungen auf die Gewässer und die Kläranlage gelten. Dabei kann jede Funktionalanforderung mehr als einem Ziel zugeordnet werden.

Eine ausführliche Aufarbeitung der Entwicklung der städtischen Infrastruktur zur Abwasserbeseitigung unter der Berücksichtigung technologischer Errungenschaften und räumlich-technischer Ordnung kann unter anderem LUX A. (2009: 39ff), KLUGE T. & SCHEELE U. (2008: 149ff) und KLUGE T. (2000: 27ff) entnommen werden. Die derzeitigen abwasserwirtschaftlichen Ziele und Funktionalanforderungen für Entwässerungssysteme sind in der DIN EN 752 aufgeführt.

2.1.2 Rechtliche Anforderungen

Für die Bewirtschaftung von Niederschlagswasser ist ein abgestuftes planungs- und wasserrechtliches Regelwerk bindend. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) und die Grundwasserrahmenrichtlinie (EG-GWRL) regeln den rechtlichen Rahmen auf europäischer Ebene. Auf der Ebene des Bundes enthält das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) Bestimmungen über den Schutz und die Nutzung der ober- und unterirdischen Gewässer. Dagegen konkretisieren die Landeswassergesetze die wasserrechtlichen Vorschriften des Bundes. Falls auf der Ebene des Landes keine überge-

ordneten Regelungen getroffen sind, sind für die Bewirtschaftung von Niederschlagswasser die Vorgaben des jeweiligen kommunalen Satzungsrechts maßgebend. So sind zur Versickerung von Niederschlagswasser in den Bundesländern Bayern, Hamburg, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Thüringen bereits Ausführungsverordnungen oder Richtlinien erlassen worden. Weiterhin haben einige Kommunen Leitlinien zum naturnahen Umgang mit Niederschlagswasser erarbeitet (vgl. BMI 2018: 320ff).

In der Europäischen Union soll die Wasserpolitik mittels der **EG-WRRL** vereinheitlicht werden, mit dem Ziel der „Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers“ (Art. 1 EG-WRRL). Auch abwasserwirtschaftliche Fragestellungen werden nicht mehr sektoral, sondern durch einen flussgebietsweiten „integrativen, nachhaltigen und umfassenden Bewirtschaftungsansatz“ (HENNEBERG S. C. 2006: 140) betrachtet. Der bisher übliche punktbezogene analytische Ansatz weicht einem konsequent flächenhaften und einzugsgebietsweiten Ansatz (vgl. FUHRMANN P. 2001: S40). In der Bundesrepublik Deutschland zählen zu den am stärksten diskutierten überregionalen Umweltzielen die Durchgängigkeit der Gewässer und die Unterhaltung von Bundeswasserstraßen sowie der Eintrag von Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Umgang mit wassergefährdenden Stoffen. Neben den überregionalen bleiben auch weiterhin regionale Umweltziele – wie die Verbesserung der Gewässerstruktur – erforderlich (vgl. HENNEBERG S. C. 2006: 142ff). Für das Erreichen der Ziele wurden Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme aufgestellt, deren konkrete Inhalte stets technisch durchführbar und finanzierbar zu sein und darüber hinaus sich an den rechtlich Zulässigen zu orientieren haben (vgl. VÖLKER J. *et al.* 2016: 78). Die Bestandsaufnahme des Umweltbundesministerium ergab, dass seit dem Inkrafttreten der EG-WRRL im Jahr 2000 die Ziele gegenüber den Anforderungen an die ober- und unterirdischen Gewässer vor allem aufgrund der anhaltenden hohen stofflichen Belastungen immer noch nicht erreicht sind (vgl. ebd. 2016: 126).

Die wichtigsten gesetzlichen Regelungen in der Bundesrepublik Deutschland sind das **WHG**, die **Landeswassergesetze** der Bundesländer (**LWG**), die **Grundwasser- (GrwV)** und die **Trinkwasserverordnung (TrinkwV)** sowie das **Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG)**. Nach Verabschiedung der EG-WRRL wurden die Novellierungen des WHG an den europäischen Kriterien ausgerichtet, wodurch die Anforderungen an einen nachhaltigen, schonenden Umgang mit Natur und Wasserkreislauf stärker berücksichtigt werden (vgl. KÖNIG K. W. 2008b: 22). Es ist Ziel des WHG, „durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen“ (§ 1 WHG). Dabei gilt dieses Gesetz für oberirdische Gewässer, Küstengewässer und das Grundwasser (§ 2 WHG). Im Zusammenhang mit Niederschlagswasser fordert der Gesetzgeber gemäß § 55 (2) WHG, dass das Niederschlagswasser „ortsnah versickert, verrieselt oder direkt oder über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden [soll], soweit dem weder wasserrechtliche noch sonstige öffentlich-rechtliche Vorschriften noch abwasserwirtschaftliche Belange entgegenstehen“. Dabei wird gemäß § 57 (1) WHG vorausgesetzt, dass „die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich [... und dass]

die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist.“ Die LWG ergänzen die wasserrechtlichen Vorschriften des Bundes und konkretisieren diese für die jeweiligen Bundesländer. Da der Gewässer- und Naturschutz der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz des Bundes unterliegen, sind länderspezifische Abweichungen nur erlaubt, wenn „es sich im Bereich des Gewässerschutzes nicht um stoffliche oder anlagebezogene Regelungen handelt“ (SCHENDEL F. A. 2010: 262). Aufgrund der länderspezifischen LWG und Bauordnungen unterscheiden sich jedoch die Vorgaben der einzelnen Bundesländer, ob und in welcher Weise Niederschlagswasser abgeleitet werden kann oder wie mit genehmigungspflichtigen Bauwerken umzugehen ist (vgl. KÖNIG K. W. 2008b: 23). Die GrwV setzt die EU-Grundwassertochterrichtlinie (Richtlinie 2006/118/EG) in nationales Recht um und dient „zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung“ (§ 5 GrwV). In Tab. 2.2 sind neben den genannten Rechtsvorschriften weitere Rechtsgebiete innerhalb und außerhalb des Wasserrechts aufgeführt, die verschiedene planungs- und wasserrechtliche Regelungen und Verfahren aufgreifen. Hierbei sind insbesondere die Begriffe Abwasser, Gewässerbenutzung, Schutz des Bodens und des Grundwassers wie auch das Wohl der Allgemeinheit maßgeblich.

Zu den Kernpunkten der EG-WRRL zählt der Schutz aller Gewässer, das heißt der ober- und unterirdischen Gewässer einschließlich der Küstengewässer (vgl. MANHELLER W. 2006: 125, WEYAND M. 2002: 1653ff, FUHRMANN P. 2001: S39). Dabei zählen als Nutzung eines Gewässers nach § 9 (1) Nr. 4 WHG das Einbringen und Einleiten von Stoffen in einen Wasserkörper sowie nach § 9 (2) Nr. 2 WHG Maßnahmen, die eine Veränderung der Wasserbeschaffenheit herbeiführen. Davon ist unmittelbar die Abwasserbeseitigung betroffen, da behandeltes Wasser bei der Rückführung in die aquatische Umwelt Veränderungen der stofflichen Qualität, Hydraulik und Temperatur verursachen kann (vgl. SCHWARZENBACH R. P. 2006: 1072ff, DWA 2004: 1381). Zu den derzeitigen Bestrebungen zählen insbesondere das Erreichen einer höheren Reinigungsleistung bei Klärwerken (vgl. MERTEN O. *et al.* 2012: 551ff, BUNDSCHUH M. *et al.* 2012: 320ff) bis hin zur vierten Reinigungsstufe (vgl. DWA 2013b: 8), die Entwicklung weitergehender Methoden und Modelle der Schmutzfrachtsimulation (vgl. DWA 2012: 628ff) und die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung (vgl. SIEKER F. 2013: 474ff, STEMPLEWSKI J. *et al.* 2010: 1011ff).

Der § 23 WHG regelt, welche Regelung zur Gewässerbewirtschaftung und zum Gewässerschutz der Bund erlassen darf und bildet laut SCHENDEL F. A. (2010: 266) die Grundlage für die Weiterentwicklung der Abwasserverordnung (AbwV). Nach § 27 WHG sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass ein guter ökologischer und chemischer Zustand/ein gutes ökologisches und chemisches Potenzial erhalten bleiben oder erreicht werden bzw. eine Verschlechterung vermieden wird. Im Sinne der EG-WRRL ist unter einer Verschlechterung zu verstehen, dass eine Änderung der Einstufung des Zustands/Potenziales auftritt, während das bloße Erreichen eines Grenzwertes hingenommen wird. Zurückzuführen ist dies auf den ganzheitlichen Ansatz der EG-WRRL (vgl. ELGETI T. *et al.* 2006: 134f). Einleitungen, Emissionen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe sollen eliminiert werden, sodass sie mit der Zeit aus der Umwelt verschwinden – auch *Phasing Out* genannt (vgl. MANHELLER W. 2006: 125, FUHRMANN P. 2001: S39). Während bei oberirdischen Gewässern, die nicht nach § 28 WHG als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, von ökologischem und chemischem Zustand gesprochen wird, wird bei allen weiteren oberirdischen Gewässern das ökologische und chemische Potenzial betrachtet. In diesem Zusammenhang kritisiert ROSE U. (2007:

892ff) den Begriff des guten ökologischen Zustandes, da die naturwissenschaftliche Disziplin eine Wertung der Ökologie nicht ermögliche und es sich dabei um ein gesellschaftlich-politisches Ziel und nicht um ein naturwissenschaftliches Erfordernis handle. Es erscheine sinnvoller, den Bewertungsmaßstab auf das Potenzial unter Berücksichtigung der Siedlungsnähe zu fokussieren.

Nach § 47 WHG ist für unterirdische Gewässer eine Verschlechterung des mengenmäßigen und chemischen Zustandes zu vermeiden sowie ein guter mengenmäßiger und chemischer Zustand zu

Tab. 2.2: Rechtsgebiete innerhalb und außerhalb des Wasserrechts, welche die Abwasserbeseitigung betreffen (ang. und erw. an BMUB 2016, Köck W. 2005: 558)

Art	Abkürzung	Kurztitel	Rechtsmaterie
europaweit gültige Richtlinien	EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie	Wasser-/Umweltrecht
	EG-Richtlinie 2006/11/EG	Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft	Wasser-/Umweltrecht
	EG-Richtlinie 90/68	Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe	Wasser-/Umweltrecht
bundesweit gültige Gesetze/Verordnungen	BauGB/LOB	Baugesetzbuch/Landesbauordnung	Baurecht
	BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz und Altlastenverordnung	Bodenschutz-/ bes. Verwaltungsrecht
	BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz	Umwelt-/bes. Verwaltungsrecht
	BnatSchG	Bundesnaturschutzgesetz	Umwelt-/bes. Verwaltungsrecht
	KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschaftsgesetz	Umwelt-/bes. Verwaltungsrecht
	PflSchG	Pflanzenschutzgesetz	Umwelt-/Wirtschafts- verwaltungsrecht
	ROG	Raumordnungsgesetz	Verwaltungsrecht
	TrinkwV	Trinkwasserverordnung	bes. Verwaltungsrecht
	WaStrG	Bundeswasserstraßengesetz	bes. Verwaltungsrecht
	WHG	Wasserhaushaltsgesetz	Wasser-/bes. Verwaltungsrecht
landesweit gültige Gesetze/Verordnungen	BauO	Bauordnung	Baurecht
	GemO	Gemeindeordnungen und Kommunalverfassung	bes. Verwaltungsrecht
	GrwV	Grundwasserverordnung	Wasser-/Abfallrecht
	LWG	Landeswassergesetze	Verwaltungsrecht
	WasSchGebV	Wasserschutzgebietsverordnungen	Wasserrecht
	-	Heilquellenschutzgebietsverordnungen	Wasserrecht
-	Trinkwasserschutzzonenbeschlüsse	Wasserrecht	
umwelt- politische Instrumente	SUP	Strategische Umweltprüfung	-
	UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung	-

erhalten oder zu erreichen. Überdies ist der anthropogen verursachte Anstieg von Schadstoffkonzentrationen umzukehren. Die urbane Abwasserbeseitigung kann hierbei auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zurückgreifen, um auf den chemischen (vgl. PANNING F. *et al.* 2006: 47ff) und mengenmäßigen Zustand des Grundwassers unter Berücksichtigung siedlungsstruktureller Vulnerabilitäten einzuwirken (vgl. GANTNER K. 2003: 241). Die Betrachtung der gegenseitigen Einflüsse von oberirdischem und unterirdischem Gewässer (vgl. FUHRMANN P. 2001: S40) und des Wechselverhaltens zwischen Kanalisation und Oberfläche (vgl. ANGERMAIR G. *et al.* 2012: 414ff, OBERMAYER A. 2012: 158ff) gewinnt daher an Bedeutung.

Ein weiterer Kernpunkt der EG-WRRL ist der kombinierte Ansatz von Emissionsgrenzwerten und Umweltqualitätsnormen (auch Immissionswerte genannt). Grundsätzlich sind weiterhin festgelegte Emissionsstandards einzuhalten. Ist zu erkennen, dass für ober- oder unterirdische Gewässer die festgelegten Qualitätsziele nicht erreicht werden, sind gegebenenfalls weitergehende Umweltqualitätsnormen anzuwenden (vgl. Art. 11 (5) EG-WRRL). Laut WEYAND M. (2002: 1653ff) soll damit verhindert werden, dass bei hoher „Selbstreinigungskapazität des Gewässers eine Einleitung von unbehandeltem oder nur teilweise gereinigtem Abwasser möglich wäre“ (vgl. auch BLENIGER T. *et al.* 2004: 246). Demgegenüber könnte eine ausschließliche Emissionsgrenzwertbetrachtung dazu führen, dass eine oder mehrere große Punktquellen unter Einhaltung der jeweiligen Emissionsgrenzwerte kumulativ einen Wasserkörper über die Grenzwerte hinaus belasten (vgl. ebd. 2004: 246). Laut HOPPE H. & GRÜNING H. (2007: 548) werden in der Bundesrepublik Deutschland immissionsorientierte Nachweiskonzepte „in der täglichen Planungspraxis [...] erst seit der Veröffentlichung (vereinfachter) praxistauglicher Nachweisverfahren und Modelle“ berücksichtigt, zu denen beispielsweise das BWK-Merkblatt 3 (BWK-M 3 2008) zählt. Zuvor wurde der Großteil der baulichen Anlagen für Misch- und Niederschlagsbehandlung „auf der Grundlage emissionsorientierter Anforderungen geplant, ohne dass eine Berücksichtigung der Wechselwirkungen von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer im Sinne einer integrierten Betrachtungsweise erfolgte“ (HOPPE H. & GRÜNING H. 2007: 548).

Letztlich sind mit dem ganzheitlichen Betrachtungsansatz der EG-WRRL für Flusseinzugsgebiete überregionale und damit über administrative Grenzen hinausgehende Absprachen zu treffen. Bei solch einer Anpassung der Gesetze und Verordnungen von Bund und den Ländern können angesichts der föderalen Struktur der Bundesrepublik Deutschland landesspezifische Besonderheiten (Naturraum, Gewässernutzung, vorhandene Datenlage etc.) besser berücksichtigt werden. Das führt jedoch auch dazu, dass unterschiedliche Methoden zur Bestandsaufnahme angewandt und Auswirkungen auf die Gewässer unterschiedlich beurteilt werden (vgl. MANHELLER W. 2006: 126ff, MAIER M. 2005: 37). Laut TAUCHMANN H. (2006: 29f) besteht zudem das Risiko, dass bundesweit agierende Unternehmen trotz identischer Sachverhalte mit unterschiedlichen landesrechtlichen Anforderungen und behördlichen Handhabungen konfrontiert sind und in Folge dessen in ihrem Investitionsverhalten gebremst werden. Die Aufteilung der Befugnisse zwischen Bund und Ländern führt auch dazu, dass an historischen Kompetenzen festgehalten wird und unproduktive Gesetzgebungsverfahren sowie Rechtsunsicherheiten bei den Normadressaten die Folge sind. Des Weiteren erfordern neue Betroffenheitskonstellationen und die angestrebte Einbeziehung der Öffentlichkeit nach Art. 14 EG-WRRL eine intensivere Informations- und Öffentlichkeitsarbeit (vgl. FUHRMANN P.

2001: S40f). BECKER M. (2013) machte in einem Vortrag zum Niederschlagswassermanagement darauf aufmerksam, dass transparente Informationen zu den Treibern in der flächendeckenden Implementierung neuer infrastruktureller Systeme zählen und Bürger und Unternehmen davon profitieren.

2.1.3 Technische Normen

Grundsätzlich lassen sich technische Anforderungen für die Abwasserbeseitigung nicht gesetzlich verankern, da sich die tatsächlichen Rahmenbedingungen und die eingesetzten technischen Lösungen stetig wandeln. Diesem dynamischen und komplexen Wandel kann die Gesetzgebung weder zeitlich noch inhaltlich folgen, sodass im deutschen Recht mithilfe von offenen und ausfüllungsbedürftigen Formulierungen der Rechtsbegriffe zum einen der Gesetzesvollzug ermöglicht und zum anderen eine gerichtliche Kontrolle zugelassen werden. Die Ausarbeitung solcher Rechtsbegriffe sowie der technischen Regeln zur Erfüllung gesetzlicher Anforderungen übernehmen in der Regel Fachleute aus dem jeweiligen technischen Bereich. Durch diese sogenannte technische Normung entstehen Anleitungen, Arbeits- und Merkblätter, Normen, private Richtlinien, Regeln und Vorschriften. Für die Abwasserbeseitigung sind für die Praxis insbesondere die **Arbeits- und Merkblätter** sowie **Arbeitsberichte** der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (ATV-DVWK bzw. DWA) und die Normen des **Deutsches Institutes für Normung e. V. (DIN)** wie auch der **europäischen Normgebungsinstanzen (CEN)** anerkannt (vgl. TAUCHMANN H. 2006: 43f). Letztlich gelten diese technischen Normen als Hilfestellungen zur Einhaltung der rechtlich bindenden Vorschriften (vgl. KÖNIG K. W. 2008b: 42ff). Tab. 2.3 gibt einen Überblick über die Normen, mit denen die gesetzlichen Vorgaben zur Abwasserbeseitigung und insbesondere zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung erfüllt werden können.

Sofern zwischen Auftragnehmer und Bauherr keine andere Vereinbarung besteht, ist eine Werkleistung nach solchen allgemein anerkannten Regeln zu erbringen. So wird sichergestellt, dass die eingesetzten Verfahren zum Erreichen eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt (§ 3 Nr. 11 WHG) beitragen bzw. die Schädlichkeit von Abwasser beim Einleiten ins Gewässer (§ 57 (1) WHG) möglichst gering gehalten wird. Laut SIEKER F. *et al.* (2004: 875) findet zunehmend der Begriff der **besten verfügbaren Technik** Anwendung. Nach Art 3 Nr. 10 IED (Richtlinie der integrierten Verwendung und Verminderung der Umweltverschmutzung) ist er wie folgt definiert:

- *Techniken* – sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, betrieben und stillgelegt wird;
- *beste* – die Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind und
- *verfügbar* – die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffende industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind.

Neben dem anzustrebenden Einsatz der besten verfügbaren Technik für Neuanlagen sind die bestehenden abwasserwirtschaftlichen Infrastrukturen in ihrer Funktionsfähigkeit zu erhalten. Im

Falle des Entwässerungssystems erfolgt gemäß DWA-M 149-3 die Bewertung des Kanalisationszustandes (*baulicher Zustand*) durch die Zustandsklasse und/oder durch die Sanierungsbedarfszahl, welche die grundlegenden Anforderungen an ein Entwässerungssystem (Dichtheit, Standsicherheit und Betriebssicherheit) widerspiegeln. Der *hydraulische Zustand* anhand der Indikatoren *Überstau*² und *Ablagerung* erfasst und beeinflusst den Entwässerungskomfort. Bei der Neuplanung oder Modernisierung sind die Anforderungen der europäischen Norm DIN EN 752 des Arbeitsblattes DWA-A 118 und bei vorhandenen Netzen der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6 einzuhalten (Tab. 2.4, Kapitel 2.3.3). Zur Aufrechterhaltung der technischen Funktionalität des Entwässerungssystems gilt es außerdem, Ablagerungen von Feststoffen zu vermeiden. Um das Entwässerungssystem leistungsfähig zu halten, stellen die Aufgabenträger eine Sanierungsstrategie auf (vgl. DWA-M 143-14), die auf den ermittelten Kennzahlen und den Betriebserfahrungen basiert. Aus der Sanierungsstrategie ergibt sich eine Rangfolge für die Art der Sanierung (Reparatur, Renovierung oder Neubau) (vgl. DIN EN 752).

Tab. 2.3: Technische Norm der Abwasserwirtschaft (ang. und erw. an KÖNIG K. W. 2008b: 42)

Art	technische Norm	Regelung
bundesweit gültige Verordnungen	AVBWasserV § 3 (2) und TrinkwV § 13 (3) und 17 (2)	Mitteilungspflicht und Sicherheit öffentliches Trinkwassernetz
	AVBWasserV § 12	wesentliche Änderungen Trinkwassernetz
	TrinkwV § 17 (2)	Kennzeichnung Rohrleitungen und Entnahmestellen
Technische Regeln	DIN 1989	Regenwassernutzungsanlagen generell
	DIN 1989 und DIN 1988 Teil 4 (4.2.1)/DIN EN 1717	freier Auslauf und Trinkwassernachspeisung
	DIN 1989 und DIN 2403	Kennzeichnung Rohrleitungen
	DIN 1989 und DIN 1988 Teil 2 (3.3.2)	Kennzeichnung Entnahmestellen
	DIN 1989 und DIN 1986 - 100	Überlauf zum Kanal
	DIN 1989 und DIN 1997	Rückstausicherung
	DWA-A 100	Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung
	DWA-A 138	Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser
DWA-A 153	Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser	
örtliche Vorschriften	Wasserrechtsbehörde, Landratsamt und Wasserwirtschaftsamt	Überlauf zur Versickerung und Überlauf zum Kanal
	Örtliche Satzung	Ablauf und Gebühren
	Landesbauordnung	Größe der Anlagen und Baugenehmigung

² Nach DWA-A 118 beschreibt ein Überstau den „Belastungszustand der Kanalisation, bei dem der Wasserstand ein definiertes Bezugsniveau überschreitet.“ Von einem Überflutungsereignis wird gesprochen, wenn das übertretende Wasser zu Schäden an der urbanen Infrastruktur führt. Da hydraulische Berechnungen lediglich den Überstau und keine Überflutungsereignisse bestimmen können, wird für den AHP auf die Daten des Überstaus zurückgegriffen.

2.1.4 Kosten- und Finanzierungsstruktur

In den Großstädten der Bundesrepublik Deutschland ist die **wasserwirtschaftliche Infrastruktur** (Trinkwassergewinnung, -aufbereitung, -verteilung sowie Abwassersammlung und -reinigung) zentralorganisiert geprägt (Kapitel 2.1.1). Typisch für solche Systeme sind hohe Investitionskosten (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2010: 189, LUX A. 2009: 195ff), Betriebsdauern von 80 Jahren und mehr (vgl. TRÄNCKNER J. *et al.* 2012: 1) wie auch eine Kostenstruktur mit einem Fixkostenanteil von ca. 80 % zu 20 % variablen Kosten. Die Fixkosten setzen sich im Wesentlichen aus Kosten für Betrieb, Instandsetzung, Erneuerung und Erweiterung der technischen Infrastruktur zusammen, variable Kosten fallen für die Behandlung, Aufbereitung und Gewinnung von Ab- bzw. Trinkwasser an (vgl. NOWACK M. *et al.* 2010: 1078, TAUCHMANN H. 2006: 15).

Für die **Abwasserbeseitigung** bedeutet dies im Speziellen, dass der größte Teil der Kosten unabhängig von der anfallenden Abwassermenge anfällt (vgl. NOWACK M. *et al.* 2010: 1078, TAUCHMANN H. 2006: 15). Für das Jahr 2012 betrug die gesamte Investition für die Bundesrepublik Deutschland 4,6 Milliarden Euro (vgl. DWA 2014: 5). Obwohl der Anschluss beim Abwasser 97 % erreicht (vgl. BMUB 2013: 85) wurden 37 % der Ausgaben für den infrastrukturellen Neubau bzw. dessen Erweiterung eingesetzt. Für die Aufrechterhaltung des Bestandes wurden 33 % der Mittel verwendet (Abb. 2.1). Erklären lässt sich das mit dem Ausbau des Trennwassersystems, qualitativen Verbesserungen wie auch dem Anschluss von Neubaugebieten und bisher dezentral entwässerten Gebieten (vgl. DWA 2014: 5f). Zudem wurde in der Vergangenheit davon ausgegangen, dass es durch feste Abwasserinhaltsstoffe zu einem selbstständigen Abdichten bzw. Verstopfen beschädigter Abschnitte der Kanalisation kommt und Reparaturen, Sanierungs- und Modernisierungsleistungen kaum nötig sind. Dagegen wurde in den letzten Jahren eine exaktere systematische Zustandserfassung möglich – dank technischer Weiterentwicklungen im Bereich ferngesteuerter Überwachungsmethoden – die auch bisher unzugängliche Bereiche der Kanalisation erreichbar machen (vgl. TAUCHMANN H. 2006: 16). In diesem Zusammenhang ergab eine Umfrage der DWA (vgl. HENNEF C. B. & FALK C. 2009: 14f), dass

- das durchschnittliche Alter der Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland bei 41 Jahren liegt, die durchschnittliche technische Restnutzungsdauer bei 47 Jahren;
- im öffentlichen Bereich ca. 17 % der Kanalhaltungen Schäden aufweisen, die kurz- bzw. mittelfristig sanierungsbedürftig sind (Untersuchung von ca. 80 % der 540.000 km langen Kanalisation);

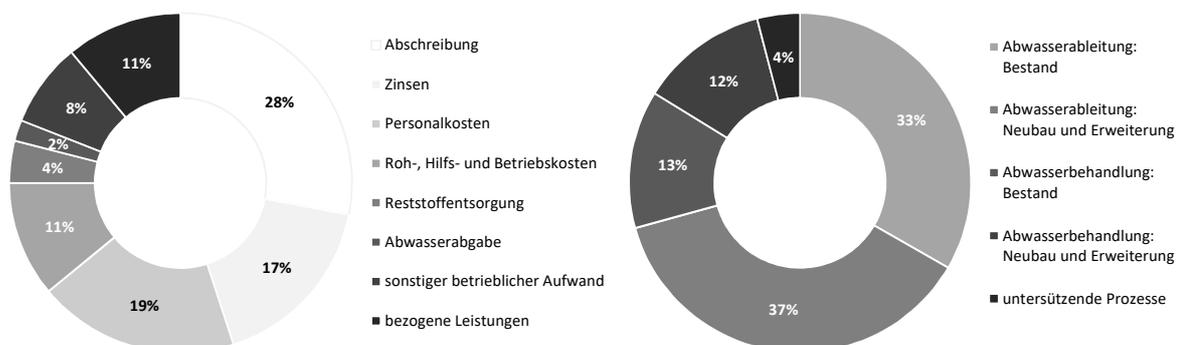


Abb. 2.1: Abwasserbezogene Kostenstruktur (links) und Investitionsverteilung (rechts) 2012 (ang. an DWA 2014: 5)

- ein maßgeblicher Anteil von Kanalnetzbetreibern bereits ausreichende Investitionen zur Umsetzung der kurz- und mittelfristig erforderlichen Kanalsanierungen tätigt;
- die Kosten für Maßnahmen zur Kanalsanierung im Vergleich zur Umfrage im Jahr 2004 signifikant angestiegen sind;
- der Anteil der Erneuerungs- und Renovierungsverfahren bei Sanierungsmaßnahmen abnimmt, während der Anteil der Reparaturverfahren zunimmt;
- die angesetzte Nutzungsdauer von sanierten Kanälen mit durchschnittlich 23, 47 und 82 Jahren für die Verfahrensgruppen Reparatur, Renovierung und Erneuerung beträgt und
- der allgemeine Kenntnisstand zum Zustand der Netze zur Grundstücksentwässerung gering ist.

Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass die Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit bestehender Infrastruktursysteme künftig eine immer wichtigere Rolle einnehmen wird. HÖLKER M., Hauptgeschäftsführer des BDB e. V. geht davon aus, dass – bei einer potenziellen Lebensdauer des Entwässerungssystems von 100 Jahren – jährlich fast sieben Milliarden Euro für den Zustandserhalt der Kanalisation ausgegeben werden müssen. In der Praxis werden aber nur etwas mehr als vier Milliarden Euro jährlich investiert (vgl. OEBBEKE A. 2014).

Im Zusammenhang mit der Kosten- und Finanzierungsstruktur ist auf Art. 9 EG-WRRRL zu verweisen, der die **Deckung der Kosten für die Wasserdienstleistungen** fordert. Diese ausdrücklich ökonomische Funktion zielt auf das Erreichen der ökologischen Ziele ab. Bei der Gestaltung der Wasserpreise sind neben den betriebswirtschaftlichen Kosten zur Deckung der jeweiligen Wasserdienstleistungen auch die Umwelt- und Ressourcenkosten zu berücksichtigen (vgl. DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 2013: 103ff). Auf Grundlage solch eines monetären Gegenwertes ist es laut WEYAND M. (2002: 1653ff) möglich, Maßnahmen hinsichtlich ihrer tatsächlichen Wirkungen auf die Gewässer zu bewerten. Kosten für die Vermeidung, die Beseitigung und für den Ausgleich von Umweltbelastungen wie auch die materiellrechtliche Verantwortlichkeit können dem Verursacher auferlegt werden (Verursacherprinzip; vgl. HIMMELMANN S. *et al.* 1995: 24). Einerseits sollte der Aufwand zur Ermittlung der Verursacher und zur Aufteilung der Kosten zwischen Haushalten, Industrie und Landwirtschaft unter Beachtung möglicher sozialer Konflikte möglichst gering gehalten werden. Andererseits darf die verursachergerechte Zuordnung der Beiträge die maximale Tragfähigkeit der Wassernutzer nicht überschreiten (vgl. DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 2013: 104f). Denn laut STEMPLEWSKI J. *et al.* (2008: 266) beeinflusst eine Überschreitung der Tragfähigkeit „oder eine als ungerecht empfundene Kostenbelastung aufgrund einer unzureichenden Berücksichtigung des Verursacherprinzips“ die Akzeptanz gegenüber den Maßnahmen und damit die erfolgreiche Zielumsetzung der EG-WRRRL.

In der Bundesrepublik Deutschland ist das Kostendeckungsprinzip gesetzlich verankert (vgl. ELGETI T. & MASKOW B. 2009: 281). In diesem Zusammenhang verweist die DWA-ARBEITSGRUPPE WI-1.4 darauf, dass ein Teil der Umwelt- und Ressourcenkosten bereits in den Abwassergebühren gemäß dem Abwasserabgabegesetz (AbwAG), aber auch in den Trinkwasserpreisen gemäß der TrinkwV und im Wasserentnahmeentgelt gemäß dem Wasserentnahmeentgeltgesetz (WasEG) enthalten seien. Beispielsweise werden die notwendigen Maßnahmen zur Aufrechterhaltung des erreichten Gewässerzustandes mittels ordnungsrechtlich festgelegter Auflagen und Bedingungen finanziert. Zur Erreichung der Umweltziele der EG-WRRRL werden weitere Kosten für Maßnahmen erwartet,

die in den Wasserpreisen noch nicht enthalten sind (vgl. DWA 2011: 363ff). Hierbei legen GAWEL E. & FÄLSCH M. (2012: 46) eigenständige Abgaben für die Umwelt- und Ressourcenkosten nahe, die nicht „in betriebswirtschaftlich kalkulierten Gebühren und Entgelten [...] enthalten sein können.“ Die DWA-ARBEITSGRUPPE WI-1.4 macht aber deutlich, dass die begriffliche und methodische Konkretisierung zur Ermittlung der Umwelt- und Ressourcenkosten bisher ausstehe (vgl. DWA 2011: 363ff).

Ergänzend halten FRIES S. & NAFO I. I. (2006: 154f) fest, dass hinsichtlich einer verursachergerechten Deckung der Wasserdienstleistungskosten neben der Finanzierungs- und Anreiz- bzw. Lenkungs-funktion auch eine Informationsfunktion bestehe. Die transparente Darstellung der Kosten fördere die Wertschätzung für die Ressource Wasser und dadurch den sorgsameren Umgang (vgl. auch WEYAND M. 2002: 1653ff).

2.1.5 Bedeutung von Stadtplanung und -entwicklung

Die Entwicklung einer Gemeinde bzw. Großstadt zeichnet sich dadurch aus, dass sie sowohl von öffentlichen Stellen als auch von Wirtschaftsunternehmen und Privatpersonen geplant und mitgestaltet wird (vgl. ALBERS G. 1983b: 342). Während sich die Stadtplanung auf die baulich-räumliche Entwicklung beschränkt (vgl. ALBERS G. 2005: 1085ff), beschreibt die Stadtentwicklung laut ALBERS G. (1983a: 2f) eine systematische Einflussnahme des Gemeinwesens auf die räumliche Verteilung der menschlichen Tätigkeit in Gemeinden bzw. Großstädten. Diese Einflussnahme ergibt sich durch Festsetzungen, Bestimmungen und Entscheidungen. FRIEDRICHS J. (2005: 1059ff) ergänzt, dass die Stadtentwicklung gleichermaßen die strukturellen Veränderungen abbildet, wobei sich die räumlichen und strukturellen Veränderungen auf die ganze Stadt oder auf einzelne Teilgebiete beziehen können. Entsprechend dem Aufgabenkatalog der Kommunalen Gemeinschaftsstelle für Verwaltungsvereinfachung (KGSt) lassen sich die konkreten **Aufgaben** wie folgt zusammenfassen (vgl. HEIDER K. 2002: 19):

- informelle räumliche Planung (räumliche Konzepte für das Gemeindegebiet, Abstimmung der räumlichen Entwicklungsplanung mit fachlichen Entwicklungsplanungen etc.);
- Bauleitplanung und andere Planungen gemäß Kapitel 1 des Baugesetzbuches (BauGB; Flächennutzungsplan, Bebauungsplan, Vorhaben- und Erschließungsplan etc.);
- Stadterneuerungs- und Entwicklungsmaßnahmen gemäß Kapitel 2 des BauGB (vorbereitende Untersuchungen, Stadterneuerungsmaßnahmen etc.) und
- kommunale Planung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung (Konzept zur Sicherstellung der Versorgung und Beseitigung, infrastrukturelle Erschließungen etc.).

Unter Berücksichtigung von § 1 (5) BauGB steht die Stadtentwicklung für eine nachhaltige städtebauliche Entwicklung ein, „die die sozialen, wirtschaftlichen und umweltschützenden Anforderungen auch in Verantwortung gegenüber künftigen Generationen miteinander in Einklang bringt, und eine dem Wohl der Allgemeinheit dienende sozialgerechte Bodennutzung unter Berücksichtigung der Wohnbedürfnisse der Bevölkerung gewährleiste[t]. Sie [soll] dazu beitragen, eine menschenwürdige Umwelt zu sichern, die natürlichen Lebensgrundlagen zu schützen und zu entwickeln sowie den Klimaschutz und die Klimaanpassung [...] zu fördern, sowie die städtebauliche Gestalt und das Orts- und Landschaftsbild baukulturell zu erhalten und zu entwickeln.“ Demnach sind die Interessen

sowohl der Gemeinde für das Gesamtgebiet (Allgemeinwohl) als auch der Privatinvestoren (Investitions-, Nutzungs- und Gestaltungsabsichten) hinreichend zu berücksichtigen (vgl. ALBERS G. 1983a: 2f).

Für die Stadtentwicklung sind **Leitbilder** städtebauliche Projektionen in die Zukunft, mit denen Zielvorstellungen und Handlungsprinzipien formuliert werden, ohne dabei Endzustände vorzugeben. Als informelles Instrument übernehmen sie Orientierungs-, Koordinierungs- und Motivierungsfunktionen (vgl. ARL 2017). SCHÄFERS B. & KÖHLER G. (1989: 2) machen deutlich, dass Leitbilder nicht nur als architektonische oder städtebauliche Bilder fungieren, sondern auch gesellschaftliche, wirtschaftliche und politische Belange einschließen. Demnach legen räumliche Leitbilder die Aufgaben und Absichten der Stadt- und Infrastrukturplanung dar, wobei neben dem materiellen Inhalt auch organisatorische und verfahrensmäßige Regelungen enthalten sein sollten (vgl. BRAUN W. 1997: 15). Laut SIEVERTS T. (1998: 40) sei die künftige kommunale Politik ohne ein gemeinsames (städtebauliches) Leitbild nicht mehr tragbar. So werden gegenwärtig auf allen Ebenen der räumlichen Planung vom Stadtteil über die Gesamtstadt bis hin zur Region Leitbilder als Programme, Manifeste, Grundsätze, Leitpläne, Qualitätsstandards oder Verfahrenskonzepte generiert oder neu aufgelegt. Auf diese Weise geben Städte ihre grundlegenden Entwicklungsperspektiven und ihre Positionierung im europäischen Städtenetz wieder (vgl. ARL 2017).

Das Leitbild gibt der Stadtentwicklung einen Rahmen vor, innerhalb dessen ein kooperativer Planungs- bzw. Entscheidungsprozess stattfindet. Die erfolgreiche Umsetzung eines Leitbildes setzt voraus, dass es hierzu einen grundlegenden Konsens zwischen den planungsrelevanten Akteuren aus der Politik, Verwaltung, Wirtschaft und der Gesellschaft gibt. Innerhalb solch eines Entscheidungsprozesses sind daher auch die Diskrepanzen zwischen dem Wünschbaren und Machbaren zu erarbeiten und zu überwinden (vgl. SPIEGEL E. 2000: 66). POßER C. (2012: 35) betont, dass – nach derzeitigem Planungsverständnis – ein Leitbild als reine Idee und ohne partizipativen Entwicklungsprozess als informelles Instrument in der kommunalen Praxis nicht tragfähig sei. Städtische und infrastrukturelle Entscheidungsprozesse sollten gegenüber den planungsrelevanten Akteuren, der Bevölkerung und innerhalb der Verwaltung nachvollziehbar gestaltet werden.

Für eine detailliertere Darlegung über die Entstehung des städtebaulichen Leitbildes der Moderne wird auf die Arbeit von ZHU M. (2008: 18ff) verwiesen, KUDER T. (2001: 27ff) zeigt die Funktion und Entwicklung städtebaulicher Leitbilder unter heutigen Rahmenbedingungen ausführlich auf.

Für die Stadtentwicklung und die Umsetzung von Leitbildern können Akteure auf verschiedene **Planungsstrategien** zurückgreifen, die von wissenschaftlichen bis hin zu betriebswirtschaftlichen Ansätzen reichen. Für die Wahl der Planungsstrategie sind zumeist die strategische Ausrichtung und somit die Ziele und Inhalte der Stadtentwicklung ausschlaggebend. Hier gibt es nicht nur inter- und intraregional, sondern auch innerstädtisch große Unterschiede. SCHNEIDER H. (1997: 46ff) unterscheidet vier übergeordnete Planungsstrategien: die *integrative bzw. synoptische Strategie*, den *Inkrementalismus*, die *betriebswirtschaftlich orientierte Marketingstrategie* und die *Lokale Agenda 21*. Alle vier Planungsstrategien verfolgen einen kommunikativen bzw. partizipativen Ansatz, indem sie die unterschiedlichen Akteure und Interessen aus Verwaltung, Wirtschaft, Politik und Bürgerschaft während des Planungsprozesses berücksichtigen. Während die planungsrelevante Kommunikation bis in die 80er/90er Jahre des 20. Jahrhunderts zwischen Experten, Vertretern von Wirtschaft bzw. Handel und leitenden Politikern verlief (vgl. SELLE K. 2000: 69f), werden

seitdem auch die Betroffenheit der Bürger und Ressourcen unterschiedlicher Akteure stärker berücksichtigt und öffentlich diskutiert (engl.: Communicative Turn) (vgl. STEIN U. 2016: 224f). Das kommunikative bzw. partizipative Planungsverständnis greift auch die *Leipzig Charta zur nachhaltigen europäischen Stadt* auf (vgl. BMVBS 2007: 3), eine Richtlinie der für Stadtentwicklung zuständigen Minister der EU-Mitgliedstaaten. Um die gewachsene europäische und somit auch deutsche Stadt als „ein wertvolles und unersetzbares Wirtschafts-, Sozial- und Kulturgut“ (ebd. 2007: 1) zu schützen, wurden strategische und koordinierte Lösungsansätze für eine nachhaltige Stadtentwicklung erarbeitet. Der durch die integrierte Stadtentwicklungspolitik angestrebte Interessenausgleich soll „eine tragfähige Konsensbasis zwischen Staat, Region, Städten, Bürgern und wirtschaftlichen Akteuren [bilden]“ (vgl. ebd. 2007: 1ff).

In der Stadtentwicklung stehen sich mit der öffentlichen Hand, Wirtschaft und Bürgern drei zentrale **Akteursgruppen** gegenüber, die sich wiederum aus einer Reihe von Einzelakteuren zusammensetzen. Entscheidungsprozesse für städtische und infrastrukturelle Planungsvorhaben werden demnach von der jeweiligen Motivation, dem Entscheidungs- und Verhaltensmuster zwischen den Akteursgruppen, aber auch innerhalb der Akteursgruppen beeinflusst (vgl. JAKUBOWSKI P. & HERZ S. 2005: 2), deren Handeln im Sinne von Logiken geprägt ist (vgl. ebd. 2005: 20).

Die Akteursgruppe öffentliche Hand unterteilt sich in Politik und Verwaltung. Kommunalpolitiker sind auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen (Ortsteil, Bezirk, Gesamtstadt) tätig. Neben den gewählten Vertretern der politischen Gremien (Orts-, Bezirks- und Stadtrat wie auch Fachausschüsse) sind auch die Fraktionen von Bedeutung. Die kommunale Verwaltung ist durch eine breit gefächerte Aufgaben- und Zuständigkeitsverteilung charakterisiert und umfasst zahlreiche Ressorts und Fachämter. Je nach Planungsaufgabe können auch Verwaltungen der überlokalen Ebenen, Kreis, Land oder Bund involviert sein (vgl. ebd. 2005: 19). GWECHENBERGER M. (2006: 11) weist darauf hin, dass die Aufgabe der Akteure in der lokalen Gemeinwohlsicherung liegt und von der Logik politisch-administrativen Handelns bestimmt wird, dass die Akteure aber gleichzeitig ihre ressort- bzw. parteispezifischen Interessen vertreten. Dabei verfügen Politiker über direkte Weisungsbefugnis und haben demnach Einfluss auf das Handeln der Verwaltung. Dagegen liegt es bei der Verwaltung, auf Grundlage ihrer fachlichen Kompetenz wesentliche Entscheidungsgrundlagen bereitzustellen.

Bei der Akteursgruppe Wirtschaft handelt es sich in erster Linie um klassische Investoren (Finanz-, Immobilien-, Bauwirtschaft etc.), lokale und regionale Betriebe und Interessenvertreter (Kammern und Verbände). Die Akteure selbst können öffentlich (ausgegliederte öffentliche Unternehmen wie Grundstücksgesellschaften, Betriebsgesellschaften etc.) oder privat (private oder juristische Personen) bestimmt sein. Bei städtischen und infrastrukturellen Entscheidungsprozessen setzt sich die Akteursgruppe Wirtschaft je nach Planungsaufgabe unterschiedlich zusammen. Die Wirtschaft kann durch einen Investor allein oder durch eine Gruppe von Grundstückseigentümern, Firmeninhabern, Geschäftsleuten, Einzelhändlern, Investoren gemeinsam dargestellt werden (vgl. JAKUBOWSKI P. & HERZ S. 2005: 19). GWECHENBERGER M. (2006: 11f) ergänzt, dass die Wirtschaft angesichts ihrer Investitionskraft für städtische und infrastrukturelle Aufgaben höchst bedeutsam ist. Zudem ist die Wirtschaft nicht nur bestrebt Unternehmensgewinne durch effiziente, betriebswirtschaftlich orientierte Projektentwicklungen zu erwirtschaften. Vielmehr werden das Handeln und Entscheidungen der lokalen Wirtschaft zunehmend vom sogenannten *Place Making* bestimmt. Während bisher vor-

zugsweise räumlich isolierte Standorte beeinflusst wurden, steht derzeit das gesamte unternehmerische Umfeld im Mittelpunkt des Interesses.

Bei der Akteursgruppe Bürger handelt es sich um Einzelpersonen, Initiativen, Organisationen, Vereine, Verbände etc. Entsprechend der konkreten Situation sind im Rahmen von Entscheidungsprozessen nicht in jedem Fall alle oben aufgeführten Akteure vertreten. Laut GWECHENBERGER M. (2006: 12) zählen zu den Motiven der Bürger einerseits das Bestreben einer Verbesserung des eigenen direkten Lebensumfeldes bzw. Quartiers und andererseits die Verfolgung sozialer, umweltbezogener oder gesamtstädtischer Zielstellungen (Beteiligung bei Fachplanungen, wie bei der Erarbeitung von Wasserversorgungs- und Abwasserbeseitigungsplänen).

Innerhalb eines Planungs- bzw. Entscheidungsprozesses sind der Handlungsdruck und die Handlungsbereitschaft der Akteure zumeist ungleich verteilt. Es besteht das Risiko, dass sich nicht erwünschte oder vorherzusehende Hierarchien herausbilden, welche die angestrebte Gleichwertigkeit und Gleichberechtigung aller Akteure gefährden (vgl. JAKUBOWSKI P. & HERZ S. 2005: 19f). FUCHS O. *et al.* (2002: 54f) verweisen darauf, dass Kooperationsprojekte „dabei nicht zwingend eine ‚Gleichheit‘ aller Akteursgruppen anstreben [müssen], da auch der finanzielle Einsatz und die Verantwortung der Ergebnisse nur selten gleich verteilt sind. Vielmehr kommt es darauf an, die unterschiedlichen Potenziale der drei Gruppen so konstruktiv und sinnvoll wie möglich zu nutzen sowie miteinander zu kombinieren.“

Erschwerend kommt hinzu, dass in der Praxis einzelne Akteure nicht immer eindeutig einer Akteursgruppe zugeordnet werden können bzw. die akteursbezogenen Rollen nicht stets eindeutig zu definieren sind. Somit können Akteure gleichzeitig mehreren Akteursgruppen zugehörig sein, die Abkürzungen zwischen den Akteursgruppen können verschwimmen (vgl. JAKUBOWSKI P. & HERZ S. 2005: 20).

2.2 Demografischer, sozialer und wirtschaftlicher Wandel

2.2.1 Charakteristik des demografischen Wandels

Aufgrund seiner heterogenen Ausprägung in der Bundesrepublik Deutschland wirkt sich der demografische Wandel je nach Region sehr verschieden auf die urbane Abwasserbeseitigung aus. In dieser Forschungsarbeit schließt der Begriff *demografische Wandel* lediglich die Bevölkerungsentwicklung in ihrer Größe und Struktur ein. Die Verteilung der Geschlechter sowie der Anteil von Inländern, Ausländern und Eingebürgerten an der Bevölkerung und deren Veränderungen werden dagegen nicht betrachtet, da durch sie keine Beeinflussung auf das Entwässerungssystem bekannt ist.

Aus den statistischen Daten des DESTATIS (2015: 27ff) ist zu entnehmen, dass seit Anfang der 1970er Jahre eine negative natürliche **Bevölkerungsbilanz** besteht, da die Geburtenrate unter der Sterberate liegt. Um die Bevölkerungszahl konstant zu halten (ohne Berücksichtigung von Migration), ist in den Industrieländern eine Fertilitätsrate von 2,10 notwendig. Der Tiefstwert wurde in den neuen Bundesländern unmittelbar nach der Wende mit einer Fertilitätsrate von 0,80 Kindern pro Frau erreicht, was auf die Unsicherheiten des Umbruchs zurückzuführen ist. Seit 2008 liegt die Fertilitätsrate der neuen Bundesländer mit 1,56 leicht über der der alten Bundesländer mit 1,50 (Stand 2015)

und beträgt bundesweit 1,40 (vgl. ebd. 2015: 27). Während bis 2003 die niedrige Fertilitätsrate durch einen Überschuss an Zuwanderungen kompensiert wurde, nimmt die deutsche Bevölkerung seit 2004 trotz anhaltender Zuwanderung ab. Nach derzeitigen Prognosen (Stand 2015) hält dieser Trend über die nächsten Jahrzehnte an, sodass im Jahr 2030 zwischen 79,2 und 80,9 Millionen und im Jahr 2050 nur noch ca. 67,6 bis 73,3 Millionen Menschen in der Bundesrepublik Deutschland leben werden. Nach derzeitigen Einschätzungen kann der Rückgang der Bevölkerung – unabhängig von Annahmen zur Bevölkerungsvorausberechnung – weder durch Zuwanderungsüberschüsse aus dem Ausland noch durch eine leicht höhere Fertilitätsrate nennenswert kompensiert werden (vgl. ebd. 2015: 13ff), sodass trotz der derzeitigen Entwicklung in Bezug auf die Zuwanderung die Prognosen höchstwahrscheinlich lediglich verzögert eintreten werden.

Der rückläufigen Fertilitätsrate steht die rückläufige Säuglingssterblichkeit gegenüber, die in Deutschland seit ca. 160 Jahren stetig gesunken ist. Zu den Gründen zählen unter anderem die Verbesserung der Hygiene, die Weiterentwicklung der medizinischen Versorgung und die sich immer wieder verändernden Lebensumstände (Verbot der Kinderarbeit, Erhöhung des Lebensstandards etc.), wobei insbesondere die Überlebenswahrscheinlichkeit von Säuglingen und Kleinkindern stieg (vgl. ebd. 2015: 34ff). Dennoch bedingt die geringe Fertilität eine Verschiebung der deutschen **Bevölkerungsstruktur**, die Anteile der Altersgruppen zueinander verändern sich. Für das Jahr 2050 wird erwartet (Stand 2015), dass 100 erwerbsfähigen Personen (zwischen 20 und 65 Jahren) etwa 57 bis 63 Menschen im Alter von 65 Jahren und mehr gegenüber stehen werden. Im Jahr 2013 war das Verhältnis 34 zu 100 (vgl. ebd. 2015: 45ff). Der Anteil der jüngeren Bevölkerung gegenüber der älteren nimmt deutlich ab.

Die demografische Entwicklung verläuft jedoch bundesweit nicht einheitlich. Neben der unterschiedlichen Fertilitätsrate ist seit der Wende eine starke Binnenwanderung von Ost- nach Westdeutschland zu verzeichnen, sodass lange Zeit die neuen Bundesländer vom Bevölkerungsrückgang stärker betroffen waren als die alten Bundesländer. Dieser Trend gleicht sich allmählich an (vgl. BiB 2017). Nichtsdestotrotz stehen sowohl in den neuen wie auch in den alten Bundesländern prosperierende Regionen den schrumpfenden Regionen gegenüber, deren Entwicklungen sowohl inter- als auch intraregional heterogen verlaufen (vgl. MOSS T. & NAUMANN M. 2007b: 143, 153, HILLENBRAND T. *et al.* 2011: 1132, LONDONG J. *et al.* 2011: 152, BELLEFONTAINE K. & BREITENBACH H. 2008: 996).

2.2.2 Wasserrelevante Veränderungen in den Haushalten und in der Wirtschaft

Bisherige Studien ergaben, dass der Wassergebrauch privater Haushalte grundsätzlich von gesellschaftlichen, technischen und gebäudespezifischen Veränderungsprozessen abhängig ist (vgl. MINAR S. 2012: 9ff). In der Bundesrepublik Deutschland stieg der **häusliche Wasserbedarf** bis zur Wiedervereinigung stetig an, in den 1970er und 1980er Jahren wurde ein künftiger Wasserbedarf von bis zu 219 l/(EW*d) prognostiziert (vgl. BPB 2009). Jedoch ist der Wasserbedarf seit 1990 durch wassersparende Haushaltsgeräte und Armaturen sowie steigendes Umweltbewusstsein rückläufig (vgl. RICHTERS L. & WAGNER C. 2011: 265). Er sank von 147 l/(EW*d) auf seit 2007 nahezu konstante 121 bis 123 l/(EW*d) (vgl. BDEW 2017: 3; Abb. 2.2). Dabei unterscheidet sich der Wasserbedarf lokal sehr stark. Insbesondere in den neuen Bundesländern ist er teilweise bis auf 84 l/(EW*d) (Stand 2010) gesunken (vgl. Destatis 2012: 2). Als Gründe werden der Ausbau der Wasserinfrastruktur

tur nach der Wende, die Einführung wassersparender Technologien im Haushalt und die Neuordnung der Gebühren in den neuen Bundesländern – darunter der Wegfall von staatlichen Subventionen aus Zeiten der Deutschen Demokratischen Republik – genannt (vgl. BIRKHOLZ T. & PFEIFFER W. 2006: 579, DWA 2004: 1381f).

Industrie und **Gewerbe** sowie **Landwirtschaft** unterliegen ebenfalls Veränderungsprozessen, welche sich auf die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung auswirken (vgl. ebd. 2004: 1381). So ist ein Bedeutungsverlust des produzierenden Gewerbes (oft wasser- und abwasserintensive Branchen) durch den Wechsel zur Dienstleistungs- und Informationsgesellschaft festzustellen (vgl. HOFFMEISTER J. *et al.* 2008: 10, MERKEL W. *et al.* 2008: 998, RICHTERS L. & WAGNER C. 2011: 265f). Auch kam es zu einem Wandel von der intensiven hin zur extensiven Landwirtschaft sowie zu einer ansteigenden Eigenversorgung in der Landwirtschaft (vgl. MOSS T. & NAUMANN M. 2007a: 43). Die Auslagerung von wasserintensiven Grundstoffprozessen hält an (vgl. HOFFMEISTER J. *et al.* 2008: 12).

Durch den sinkenden Bedarf an Trink- und Brauchwasser fällt auch weniger Schmutzwasser an. Zudem kommt es zur Einsparung erheblicher Abwassermengen durch Wasserrecycling und Mehrfachnutzung in der industriellen Produktion (vgl. BDEW 2017: 3). Laut HOFFMEISTER J. *et al.* (2008: 12) ist zu erwarten, dass der **Gesamtwasserbedarf** der drei Sektoren Haushalten, Gewerbe, Handel und Dienstleistungen wie auch Industrie bis 2030 um durchschnittlich 16 % zurück geht (Stand 2008). Dabei kann laut TRÄNCKNER J. *et al.* (2013: 116) der Rückgang zwischen und innerhalb der Branchen stark variieren. Da das Wassereinsparpotenzial zwischen den Branchen sehr unterschiedlich ist, ändert sich auch die Zusammensetzung des Schmutzwassers (vgl. FREYMUTH J. *et al.* 2011: 161). So prognostiziert die PROGNOSE AG (2007) mengenmäßig beim Anfall von Schmutzwasser **regionale Schwankungsbreiten** von + 5 % bis - 40 % (zitiert nach HOFFMEISTER J. *et al.* 2008: 12).

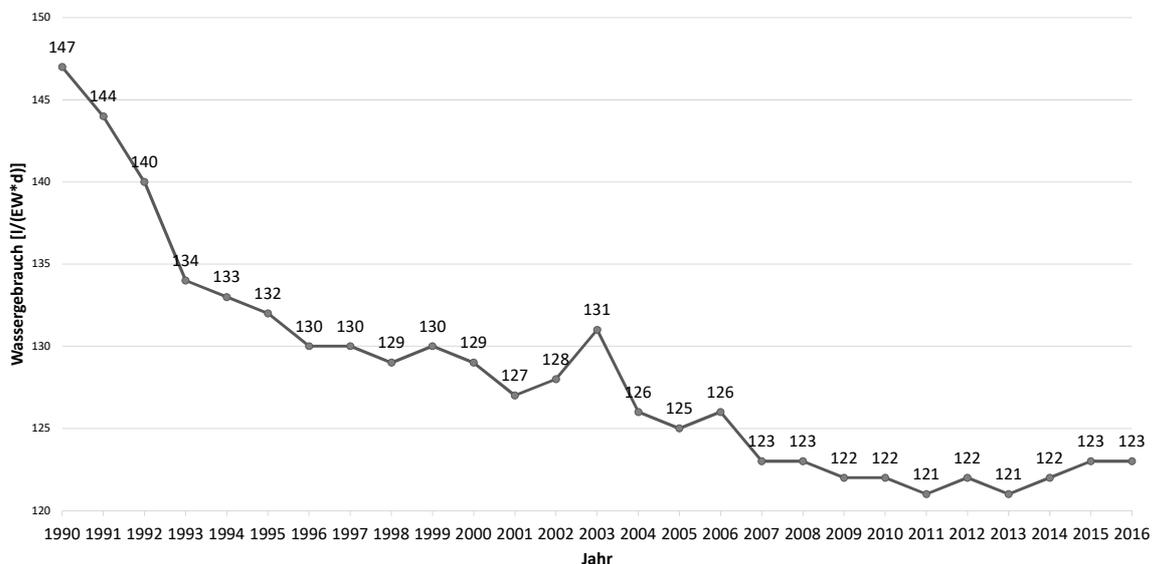


Abb. 2.2: Entwicklung des personenbezogenen Wassergebrauchs 1990 bis 2016 (ang. an BDEW 2017: 3)

2.2.3 Unterauslastungen des Entwässerungssystems aufgrund demografischer, sozialer und wirtschaftlicher Veränderungen

Der sinkende Gesamtwasserbedarf führt zur Abnahme der **Abwassermenge** und somit zu analogen Auswirkungen wie den im Kapitel 2.3.3 detaillierter beschriebenen Auswirkungen durch die Zunahme der Trockenheit im Sommer. Im Wesentlichen nimmt die Spülleistung der Kanalisation ab. Durch Unterschreitung einer Mindestfließgeschwindigkeit bis hin zur Stagnation des Abwasserabflusses nimmt die Schlepp- und Schubspannung ab und das Risiko von Ablagerungen steigt. Mit längerer Aufenthaltszeit im Kanal wird die Abwasserqualität durch biochemische Prozesse stark vermindert, es kommt zu Fäulnisprozessen und starken Gerüchen. Zudem werden durch biogene Schwefelkorrosion und Sulfide die zementgebundenen Werkstoffe der Kanalisation beschädigt (vgl. PECHER K. H. & HOPPE H. 2011: 122, LONDONG J. *et al.* 2011: 153, KOZIOL M. *et al.* 2006: 50ff, HERZ R. *et al.* 2005: 11, DWA 2004: 1382f). Laut PECHER K. H. & HOPPE H. (2011: 122) bestehe durch den durch anaerobe Abbauprozesse freigesetzten Schwefelwasserstoff auch eine erhöhte Gefährdung von Betriebspersonal und Öffentlichkeit. Ablagerungen in der Kanalisation stellen auch für den Überflutungsschutz ein Risiko dar, da die Wahrscheinlichkeit eines Wasseraustritts durch ablagerungsbedingte Hindernisse steigt.

Bei der Beseitigung von industriellem und gewerblichem Abwasser ist zwischen Direkt- und Indirekteinleitern zu unterscheiden. Direkteinleiter reinigen ihr Abwasser selbst und leiten es über eine eigene Kanalisation direkt ins Gewässer ein. Sie beeinflussen somit nicht die technische Infrastruktur des kommunalen Entwässerungssystems. Das Abwasser von Indirekteinleitern wird über das kommunale Entwässerungssystem hin zur Kläranlage geführt und anschließend behandelt in ein Gewässer geleitet. Es handelt sich dabei in der Regel um disperse Einleitungen, Einschränkungen sind somit nur auf wenige Nebenbereiche der Kanalisation zu erwarten. Eine erhöhte Bildung von Ablagerungen erscheint daher im Zusammenhang mit rückläufigen industriellen/gewerblichen Abwassermengen unwahrscheinlich (vgl. TRÄNCKNER J. *et al.* 2013: 116).

Der mit der Alterung der Gesellschaft zu erwartende steigende Medikamentenkonsum wird durch den zunehmenden Erhalt rezeptfreier Pharmaka für jedermann verstärkt. Daraus ergeben sich höhere **Schadstoffkonzentrationen** im Abwasser, die stoffliche Belastung der Gewässer und der Aufwand der Wasseraufbereitung steigen (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2010: 68, HILLENBRAND T. & HIESSL H. 2006: 1269). Laut dem BUND- UND LÄNDERAUSSCHUSS FÜR CHEMIKALIENSICHERHEIT seien Pharmaka die bedeutendste stoffliche Emission in die aquatische Umwelt (zitiert nach ebd. 2006: 1270). Eine ausführliche Darstellung der abwasserbürtigen Emissionen von Arzneistoffen bietet die Arbeit von TRÄNCKNER J. & KOEGST T. (2011: 128ff).

Letztendlich haben die rückläufige Abwassermenge und die Erhöhung des stofflichen Eintrags Auswirkungen auf die **Abwasserbehandlung**, wo technische und/oder betriebliche Adaptationen nötig werden (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2011: 1134, LONDONG J. *et al.* 2011: 152). Positive **Skaleneffekte** schwinden (vgl. NIEDERSTE-HOLLENBERG J. & HILLENBRAND T. 2011: 34, SCHILLER G. 2012: 38), vielmehr führen laut KOZIOL M. *et al.* (2006: 43f), ROSCHER H. (2006: 44) und (2005: 918) eine Verminderung der Belegungsdichte, die Leerstandsentwicklung und die Zersiedlung bei nahezu gleichbleibender Aufrechterhaltung der Abwasserinfrastruktur zu

- einem Rückgang der einwohnerbezogenen Abwassermenge;
- einer Reduzierung der kilometerbezogenen Abwassermenge und
- einer Erhöhung der einwohnerbezogenen Länge des Kanalisationsnetzes.

Vor dem Hintergrund der hohen Fixkosten in der Abwasserbeseitigung werden demzufolge die spezifischen und einwohnerbezogenen **Kosten** weiterhin ansteigen (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2011: 1134, LONDONG J. *et al.* 2011: 152). Eine Kostenbetrachtung vom BBR (2006: 224) ergab, dass ein Rückgang der Siedlungsdichte um ein Prozent die Abwasserbeseitigungskosten um ein Prozent ansteigen lässt. Hierbei liegt die spezifische Kostensteigerung pro angeschlossenem Einwohner bei Einfamilienhäusern im Vergleich zu Mehrfamilienhäusern um ein Vielfaches höher (vgl. KOZIOL M. 2006: 395). Bei den derzeitigen Tarifstrukturen bedeutet eine rückläufige Kundenanzahl auch rückläufige Einnahmen. Demgegenüber stehen nur geringe Einsparungen bei den Fixkosten, mitunter entstehen sogar zusätzliche Aufwendungen zur Aufrechterhaltung des Gesamtsystems. Als Ergebnis müssen Versorgungsunternehmen zumeist die spezifischen Wasserpreise bzw. Abwassergebühren erhöhen, da sie oftmals nur einen geringen Spielraum für Effizienzverbesserung und Adaptationen haben (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2011: 1135).

Zusätzlich steigt die finanzielle Belastung für Haushalte aufgrund des rückläufigen Industrie- und Gewerbewasserbedarfs. Trotz Einsparungen bei den Energiekosten steigen die einwohnerspezifischen Kosten um ca. 14 % in den nächsten 30 Jahre (vgl. TRÄNCKNER J. *et al.* 2013: 116). Zu ähnlichen Ergebnissen kommt die Studie von NOWACK M. *et al.* (2010: 1076ff), in der prognostizierte Wassereinsparungen nach Demografie-, Spar-, Industrie-, Betriebskosten- und Kapitalkosteneffekt aufgeschlüsselt und jeweils separat beschrieben werden.

Jedoch sind nicht nur derzeit **schrumpfende Regionen** von wasserrelevanten Auswirkungen des demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Wandels betroffen. KOZIOL M. *et al.* (2006: 92) analysieren die drei Wachstumsprozesse Mengen-, Flächen- und Dichtewachstum und legen auf Grundlage der Ergebnisse auch derzeit **stabilen und wachsenden Regionen** nahe, sich auf künftige Schrumpfungsprozesse vorzubereiten. Denn der spezifische Wasserbedarf und somit auch die mengenmäßige Auslastung der Kanalisation sinken weitestgehend unabhängig von der Bevölkerungsentwicklung und dem wirtschaftlichen Wandel. Folglich besteht die Herausforderung, derzeitigen Anforderungen gerecht zu werden und gegebenenfalls zeitnahe Überlastungen sowie zukünftige Unterauslastungen der Kanalkapazität zu vermeiden bzw. zu minimieren (vgl. BELLEFONTAINE K. & BREITENBACH H. 2008: 998).

2.3 Klimawandel

2.3.1 Räumliche Disparität und Prognoseunsicherheit des Klimas

Der klimatische Wandel der letzten Jahrzehnte wirkt sich differenziert auf die urbane Abwasserbeseitigung aus, da die Großstädte klimatisch unterschiedlich eingeordnet werden. Die Bundesrepublik Deutschland liegt in der gemäßigten Klimazone Mitteleuropas im Bereich der Westwindzone, im Übergangsbereich zwischen dem maritimen Klima in Westeuropa und dem kontinentalen Klima in

Osteuropa. Folglich stehen die einzelnen Regionen und somit auch die Großstädte vor differenzierten klimaspezifischen Herausforderungen.

Der **Klimawandel** beschreibt die Veränderung des Klimas – also der Wetterereignisse über einen Zeitraum von 25 bis 30 Jahren – auf der Erde (vgl. HÄCKEL H. 2016: 315f). Dessen räumliche Ausprägung und Folgen sind in Abhängigkeit der Betrachtungsebene (Makro-, Meso- und Mikroklima) und der Vorhersagegenauigkeit von Klimamodellierungen zu beschreiben.

Seit Beginn der CO₂-Messungen in den 1950er Jahren durch Charles David Keeling und dem Einsatz erster Computerprogramme zur **Modellierung** des Weltklimas Ende der 1960er Jahre (vgl. KEELING R. 2017) ist der anthropogene Einfluss auf das Klima der Erde nachweisbar. Seit dem fünften und gegenwärtigen Sachstandbericht des Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC) wird der anthropogene Einfluss als Hauptursache für die beobachtete globale Erwärmung genannt (vgl. IPCC 2014: WGI-15).

Bei der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Klimawandel und extremen Wetterereignissen ergibt sich eine wesentlich größere Modellunsicherheit als bei der mittleren Lufttemperatur. Ein häufigeres Auftreten von extremen Wetterereignissen kann auch bei Vorliegen von langjährigen Datenreihen statistisch nicht sicher als ungewöhnlich, also durch den Klimawandel ausgelöst, eingeordnet werden. Insbesondere bei lokalen Trendaussagen zur räumlichen Niederschlagsverteilung besteht eine große Unsicherheit. Demnach lässt sich die Klimaveränderung nicht aus einzelnen extremen Wetterereignissen per se ableiten (vgl. ZEBISCH M. *et al.* 2005: 40, SMUL 2005: 37f). Zudem ist eine Analyse des gleichzeitigen Auftretens von extremen Niederschlags- und Hochwasserereignissen aufgrund fehlender langjähriger und hoch aufgelöster Messdaten zumeist nicht durchführbar (vgl. LINDENBERG M. & MÄNNIG F. 2006: 784f). Das zeitliche Zusammentreffen dieser zwei statistisch unabhängigen Ereignisse ist als Ausnahmefall einzustufen (vgl. SARTOR J. 2008: 861) und für diese Forschungsarbeit nicht weiter relevant.

Im Unterschied zur Lufttemperatur treten Niederschläge – charakterisiert durch Summe und Intensität – sehr kleinräumig auf. Die Entwicklung von Niederschlägen kurzer Dauer kann ganz anders verlaufen als die von Niederschlägen längerer Dauer (vgl. FREHMANN T. *et al.* 2011: 139). Klimaprognosen für Sachsen beispielsweise gehen von einem ganzjährigen Temperaturanstieg aus. Die Veränderung des Niederschlages zwischen Sommer- und Winterhalbjahr unterscheiden sich im Vorzeichen. Die mittlere Niederschlagsmenge im Winter nimmt zu, doch ist nicht von einer signifikanten Veränderung extremer Niederschlagsereignisse auszugehen. Dagegen ist in den immer trockener werdenden Sommermonaten eine Zunahme von Starkniederschlägen zu erwarten (vgl. GWF 2011: 226, HILLENBRAND T. & HIESSL H. 2006: 1266, SMUL 2005: 33).

Heterogene Klimaklassifikationen, aber auch die spezifischen topografischen Charakteristika einzelner Regionen führen dazu, dass der langfristige globale Klimatrend nicht auf jede Region zutreffen muss. Klimaveränderungen können stattdessen gegenläufig verlaufen bzw. sich überregional ausgleichen (vgl. ZEBISCH M. *et al.* 2005: 35ff).

Neben der räumlichen Disparität zählen zu den wesentlichen Gründen der Modellunsicherheiten auch die unvollständigen Kenntnisse der Prozesse des Klimasystems und ihrer Vernetzung innerhalb der Ökosysteme (vgl. KIRSTEIN W. 2009: 58ff, GÖTTLE A. & JONECK M. 2009: 10, SMUL 2005: 95), nicht eindeutig vorhersehbare gesellschaftliche Entwicklungen (vgl. DASCHKEIT A. 2011: 61), klimatische

Rückkopplungen (vgl. IPCC 2014: WGI-14) sowie technische Grenzen in der Klimamodellierung (vgl. SCHMITT T. G. 2011: 40). Zudem werden Vorhersageunsicherheiten umso größer, je kleiner die räumliche und zeitliche Skalierung ist, sodass kleinräumige Entwicklungen nicht sicher prognostiziert werden können (vgl. GÖTTLE A. & JONECK M. 2009: 10, ZEBISCH M. *et al.* 2005: 37, SMUL 2005: 28). Aufgrund der heterogenen Flächennutzung und Bebauung im urbanen Raum sind selbst kleinräumige differenzierte Auswirkungen von Wetterereignissen innerhalb einer Siedlung nicht ungewöhnlich (vgl. AFU LEIPZIG 2010: 42ff, AFGFL SAARBRÜCKEN 2012: 15f). In diesem Zusammenhang weist SCHMITT T. G. (2006: 757) darauf hin, dass für die Erfassung von Niederschlagsereignissen eine räumliche Skalierung von kleiner 20 km² und eine zeitliche Skalierung von kleiner sechs Stunden notwendig sind, um zeitliche Abfolgen von Niederschlagsereignissen und ihre Folgen für die Kanalisation prognostizieren zu können. Angesichts des hohen Aufwandes für die Datenerfassung, -aufarbeitung und -modellierung ist in absehbarer Zeit nicht von einer deutschlandweiten kleinräumigen Klimamodellierung auszugehen. Aus diesem Grund wird für gezielte regionale Analysen in der Regel ein dynamisches oder empirisches Downscaling globaler Modelle erwogen, wobei letztere weniger Rechenleistung und Personeneinsatz erfordert (vgl. DASCHKEIT A. 2011: 62f, SMUL 2005: 28).

2.3.2 Globale Trends und regionale Besonderheiten des Klimas

Der **globale Klimawandel**, seine Ursachen und seine Auswirkungen auf natürliche und anthropogene Systeme werden in einer Vielzahl von Fachliteratur ausführlich erläutert. Das im Jahre 1988 gegründete IPCC gilt derzeit als führende internationale Organisation für die Beurteilung des Klimawandels. Es prüft und bewertet die neuesten wissenschaftlichen, technischen und sozioökonomischen Informationen weltweit und fasst in Abständen von etwa fünf bis sieben Jahren den aktuellen Wissensstand zum Klimawandel und dessen Auswirkungen in Sachstandsberichten zusammen (vgl. IPCC 2017). Dabei stellen die fünf bisher veröffentlichten Sachstandsberichte die Grundlage für politische und wissenschaftliche Diskussionen zum Klimawandel dar.

Neben den natürlichen Schwankungen des Klimas beeinflussen natürliche wie auch anthropogene Stoffe und Prozesse die Energiebilanz der Erde (vgl. IPCC 2014: WGI-11). Seit der vorindustriellen Zeit wirkt der Mensch durch seine Aktivitäten wie auch die Landnutzung verstärkt auf die Zusammensetzung der Atmosphäre ein (vgl. ebd. 2014: WGI-9). Es ist davon auszugehen, dass der Klimawandel weder durch anpassende (Adaptation) noch durch mildernde Maßnahmen (Mitigation) verhindert werden kann (vgl. ebd. 2014: WGI-27).

Trotz der aufgezeigten Unsicherheiten bei Klimaprognosen (Kapitel 2.3.1) gilt die globale Erwärmung inzwischen als unstrittig. Weltweite Studien ergaben, dass seit Anfang der 1950er Jahren nicht nur die mittlere globale Lufttemperatur um ca. 0,7 K anstieg, sondern sich auch weitere klimarelevante Parameter auffällig verändern. Hierzu zählen in erster Linie eine ansteigende mittlere globale Meerestemperatur und ein Anstieg des Meeresspiegels sowie eine rückläufige Schnee- und Eisbedeckung. Weiterhin ist über terrestrischen Gebieten die Anzahl von kalten Tagen, Nächten und Frost rückläufig, die Anzahl heißer Tage und Nächte zunehmend. Ebenfalls werden Hitzewellen, Dürreperioden und Starkniederschlagsereignisse häufiger. Zudem wurden Änderungen der Windmuster, die außertropische Zugbahnen der Stürme und Temperaturmuster beeinflussen, nachgewiesen. Die erwarteten Auswirkungen und Folgen werden in den Forschungsberichten unter Vorbehalt benannt, da der Einfluss nicht-klimatischer Faktoren – natürliche und regionale Variabilität,

die zu kurz betrachteten Zeitskalen, unvollständige räumliche Erfassung etc. – keinesfalls ausgeschlossen werden kann. Dennoch ist davon auszugehen, dass mit dem Klimawandel auch eine Verschiebung der geografischen Verbreitungsgebiete von Flora und Fauna eintritt. Innerhalb des hydrologischen Ökosystems ergaben Messungen eine Beeinflussung des Abflussverhaltens, der thermischen Strukturen und der Wasserqualität der Gewässer, was sich wiederum auf die Artenzusammensetzung innerhalb der Systeme auswirkt. Meeres- und Süßwassersysteme weisen analoge Veränderungen auf (vgl. ebd. 2014: WGI-2ff).

Es wird davon ausgegangen, dass bei der derzeitigen Klimaschutzpolitik die globalen Treibhausgasemissionen in den nächsten Jahrzehnten weiter steigen. Da selbst eine konstante Fortführung der derzeitigen Emission von Treibhausgasen die globale Erwärmung weiter verschärft, ist von einer Zunahme klimaverursachter Veränderungen auszugehen (vgl. IPCC 2007: 44f). Die internationale Klimapolitik strebt an, den Anstieg der globalen mittleren Lufttemperatur auf maximal zwei Grad Celsius über dem vorindustriellen Wert zu begrenzen (Zwei-Grad-Ziel; vgl. SCHELLNHUBER H. J. *et al.* 2008: 1). In diesem Zusammenhang betonen RICHARDSON K. *et al.* (2009: 16), dass bei einem Temperaturanstieg um zwei Grad Celsius weitreichende Auswirkungen sowohl auf das natürliche als auch auf das anthropogene System zu erwarten sind. Das heißt, auch wenn der angestrebte globale Emissionsrückgang erreicht werden sollte, können durch eine weitere Temperaturzunahme und den Anstieg extremer Wetterereignisse noch weitreichendere Auswirkungen und Folgen für Mensch und Natur nicht ausgeschlossen werden.

Aufgrund **regionaler Besonderheiten des Klimas** und der regional unterschiedlichen Vulnerabilität ergibt sich die Notwendigkeit einer regionalen Betrachtung (vgl. ZEBISCH M. *et al.* 2005: 18). So weisen SMUL (2005: 49ff) wie auch STEININGER K. W. *et al.* (2005: 178ff) darauf hin, dass die Auswirkungen und Folgen des Klimawandels allein im Freistaat Sachsen vielfältig sind. Die umweltrelevanten Merkmale der Großstädte der Bundesrepublik Deutschland sind für diese Forschungsarbeit detailliert in Kapitel 4 zusammengetragen.

2.3.3 Unter- und Überauslastung von Entwässerungssystemen aufgrund von Klimaveränderungen

Für die Abwasserbeseitigung urbaner Räume werden in der Fachliteratur insbesondere der Temperaturanstieg, die Zunahme der Trockenperioden im Sommer und des mittleren Niederschlages im Winter sowie die Zunahme von extremen Wetterereignissen als schwerwiegende Einflussfaktoren diskutiert. Das damit einhergehende große Schadenspotenzial betrifft Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung gleichermaßen (vgl. DWD 2011b: 60, STEININGER K. W. *et al.* 2005: 179). In der Öffentlichkeit stehen vor allem extreme Wetterereignisse im Mittelpunkt des Interesses, zumal diese auch medial aufgearbeitet werden, insbesondere bei Schadensfällen mit hohen Personen- und/oder Sachschäden. Die auch dadurch mitbestimmte öffentliche Diskussion verstärkt den Eindruck, dass in der Bundesrepublik Deutschland Großschadenereignisse durch extreme Wetterereignisse immer häufiger auftreten (vgl. PECHER K. H. & HOPPE H. 2011: 121, SCHMITT T. G. 2006: 210).

Laut FREHMANN T. *et al.* (2011: 141) beeinflussen die zu erwartende **Temperaturerhöhung** und die **Zunahme der Trockenheit im Sommer** das Wasserdargebot sowie die Grund- und Rohwasserqualität entscheidend. Daher wird nicht nur bei der Trinkwasseraufbereitung, sondern auch bei der Abwasserbehandlung eine Anpassung bzw. Optimierung der Aufbereitungsprozesse notwendig. Bei der Abwassersammlung ist die Effektivität der Schwemmkanalisation im Mischwassersystem besonders von Niederschlagsausfällen betroffen: Die Spülleistung sinkt und Einleitungen werden ungenügend verdünnt. Fällt die Spülleistung der Kanalisation unter die Funktionsschwelle, kommt es zur erhöhten Ablagerung von Schmutz und Schlamm. Durch die Temperaturerhöhung werden leicht abbaubare Stoffe schneller umgesetzt, das Risiko von Korrosion und intensiver Geruchsbildung erhöht sich (vgl. ebd. 2011: 141). Infolgedessen wird die Bausubstanz der Kanalisation beschädigt. Mit einsetzendem Starkniederschlag tritt hochkonzentriertes Abwasser wiederum aus Überflutungsbauwerken aus und wird ungeklärt ins Gewässer gespült (vgl. RICHWIEN M. & SPEIL K. 2012: 31). Im Vergleich dazu sind im Trennwassersystem aufgrund der getrennten Ableitung von Schmutz- und Niederschlagswasser ähnliche Auswirkungen von Temperaturerhöhung und Trockenheit im Sommer nicht zu erwarten. Unabhängig von der Entwässerungstechnik müssen aber Abwasserreinigungsanlagen immer höhere Reinigungsanforderungen einhalten, um den höheren Stoffkonzentrationen im Mischwassersystemzugeführten Abwasser und der höheren Empfindlichkeit der Gewässer bei steigenden Wassertemperaturen Rechnung zu tragen (vgl. DWA 2010: 18).

Die dem Autor zur Verfügung stehende Fachliteratur gab keine Hinweise, dass sich die zu erwartende Änderung des Abflussregimes durch **Zunahme des mittleren Niederschlages im Winterhalbjahr** bedeutend auf die Auslastung der Kanalisation niederschlägt. Dagegen ist von einer Erhöhung der hydraulischen Belastung der Kläranlagen, insbesondere bei Mischwassersystemen, auszugehen. Im Falle der zu erwartenden Temperaturerhöhung ist außerdem mit einer Veränderung der biologischen Abbauleistungen zu rechnen (vgl. ebd. 2010: 18).

Aufgrund der Zunahme an extremen Niederschlägen wie **Starkniederschlag** kommt es häufiger und stärker zu hydraulischen Belastungen des gesamten Entwässerungssystems (vgl. ebd. 2010: 18). In diesem Zusammenhang sind Leistungseinbußen bei Schmutz- und Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (vgl. SARTOR J. 1994: 1) und weitere infrastrukturelle Ausfälle nicht auszuschließen (vgl. LINDENBERG M. 2009: 9). Zudem treten häufiger Rückstau-, Überstau- und Überflutungserscheinungen auf, die zu erheblichen Schäden in Siedlungsgebieten führen können (vgl.

Tab. 2.4: Unterschiedliche Anforderungen an den Überflutungsschutz zwischen Neuplanung/Sanierung bestehender Systeme und Bestand (ang. an ENGEL N. *et al.* 2004: 70)

ÖRTLICHKEIT (Nutzungskategorie)	ATV-A 118	ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6
	NEUPLANUNG/NACH SANIERUNGEN (Überstauhäufigkeit 1 mal in n/a)	VORHANDENE NETZE (Überstauhäufigkeit 1 mal in n/a)
ländliche Gebiete	1 in 2	-
Wohngebiete	1 in 3	1 in 2
Stadtzentren, Industrie- und Gewerbegebiete	< 1 in 5	1 in 3
Unterführungen	< 1 in 10	1 in 5

RICHWIEN M. & SPEIL K. 2012: 31, DWA 2010: 18). Laut den Deutschen Versicherungsgesellschaften „resultiert inzwischen etwa die Hälfte der regulierten Überflutungsschäden aus derartigen lokal begrenzten Extremereignissen“ (ILLGEN M. 2013: 10). Beim Überflutungsschutz ergeben sich mittlerweile unterschiedliche Anforderungen für die bestehende Kanalisation und für die Neuplanung/Sanierung von Systemen (Tab. 2.4), wobei die Anforderungen bei den letztgenannten höher sind (vgl. ENGEL N. *et al.* 2004: 70).

Starkniederschläge führen zur Erhöhung des hydraulischen Stresses in Fließgewässern und zur Überlastung kleinerer Gewässer, unabhängig davon, ob Niederschlagswasser über ein Misch- oder Trennwassersystem abgeleitet wird. Häufigere Überlaufereignisse in Mischwassersystemen erhöhen zudem das Risiko, dass die Güte von Fließgewässern beeinträchtigt wird (vgl. DWA 2010: 18, SARTOR J. 1994: 1f). Des Weiteren haben Gewässerorganismen bei plötzlich auftretenden Mischwasserwellen weniger Zeit als bei natürlichem Hochwasser, sich in Refugialräume zurückzuziehen (vgl. ebd. 1994: 1). Laut KÖSTER S. (2008: 202) werden die Auswirkungen von Starkniederschlägen und Trockenheitsphasen nochmals verstärkt, wenn beide Ereignisse unmittelbar aufeinander oder im regelmäßigen Wechsel folgen.

Letztlich seien noch die ebenfalls häufiger auftretenden Hochwasserereignisse zu nennen, die aus steigenden Grundwasserständen, Gewässerüberlastungen etc. resultieren. Diese führen zu Rückstau in der Kanalisation und fluten dadurch rückwärtige Tiefpunkte, Keller oder Tiefgaragen (vgl. LINDENBERG M. 2009: 4ff, DWA 2010: 18). Werden auch Kläranlagen überflutet, ist die Abwasserbehandlung unmittelbar beeinflusst.

2.4 Paradigmenwechsel – der Wandel zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

2.4.1 Erweiterte Anforderungen beim Umgang mit Niederschlagswasser

Angesichts der abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen (Abb. 2.3) – induziert durch demografische, soziale, wirtschaftliche (Kapitel 2.2) und klimatische Veränderungen (Kapitel 2.3) sowie technische, rechtliche und planerische Anforderungen (Kapitel 2.1) – erweisen sich die konventionellen zentralen Entwässerungssysteme zunehmend als überfordert und unflexibel (vgl. GEYLER S. *et al.* 2014: 96). Grund ist, dass die Abwassersammlung eine weit verzweigte Kanalisation erfordert. Der Erhalt der Infrastruktur, die Sicherstellung ihrer technischen Leistungsfähigkeit und die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben belasten die begrenzten Budgets von Gemeinden und Großstädten der Bundesrepublik Deutschland. Vor diesem Hintergrund zeichnet sich in der Abwasserbeseitigung ein Paradigmenwechsel ab. Um auf inter- und intraregional unterschiedliche Anforderungen bestmöglich reagieren zu können, erscheint ein Aufbrechen der zentralen Systeme zugunsten flexiblerer dezentraler Strukturen erstrebenswert. Mit den derzeitigen rechtlichen Bestimmungen und technischen Normen sind mittlerweile die notwendigen planerischen Voraussetzungen geschaffen. Zudem ist zu erwarten, dass aufgrund des hohen Alters bestehender Entwässerungssysteme ohnehin ein kurz- und mittelfristiger Bedarf an flächendeckenden Sanierungsmaßnahmen besteht. Dadurch würden ergänzende bauliche Eingriffe begünstigt werden.

In Fachkreisen wird seit ca. 25 Jahren über die negativen Auswirkungen der vollständigen und schnellen Beseitigung von Niederschlagswasser im Misch- und Trennwassersystem diskutiert (vgl.

SCHMITT T. G. 2009: 124). Aufgrund der wachsenden Bedeutung des Themas wurden im Jahr 2001 bei der ersten internationalen Regenwasserkonferenz in Mannheim Ansätze zur Bewirtschaftung von Niederschlagswasser besprochen (vgl. GANTNER K. 2002: 71f). Die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zielt darauf ab, Niederschlagswasser möglichst ortsnah zu speichern, zu behandeln bzw. zu reinigen und/oder gedrosselt abzuleiten (vgl. SIEKER F. *et al.* 2004: 876, Abb. 2.4). Dies würde einem natürlicheren Umgang mit Niederschlagswasser entsprechen und soll die negativen Auswirkungen auf das Entwässerungssystem verringern, indem der Niederschlagswasserabfluss nicht mehr vollständig über das Trenn- oder Mischwassersystem beseitigt wird (vgl. GRAU A. 2003: 21).



Abb. 2.3: Einflussfaktoren des globalen Wandels auf die Abwasserbeseitigung (ang. an TRÄNCKNER J. *et al.* 2013: 111ff, FREYMUTH J. *et al.* 2011: 159ff)

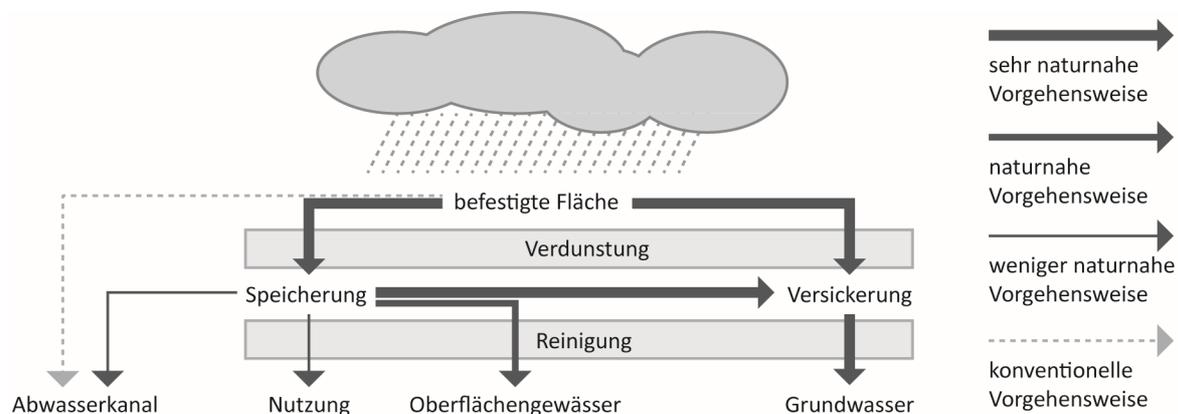


Abb. 2.4 Schema einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (ang. an LONDONG D. 1997: 43)

SIEKER F. *et al.* (2008a: 566) bewerten die bisherige Beseitigung des Niederschlagswassers als nicht mehr zeitgemäß und fordern den Ausbau einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung entsprechend den neuen technischen und planerischen Ansätzen. Dabei seien in der amtlichen Sprachregelung die Begriffe *Versickern* bzw. *Verrieseln* durch *dezentrale Bewirtschaftung* zu ersetzen, um neben dem Verfahren Versickerung auch die bauliche Speicherung und den gedrosselten Abfluss mit einzubeziehen. Außerdem sei auf die Begriffe *Entsorgung* und *Beseitigung* zu verzichten, mit denen negative und inhaltlich nicht korrekte Assoziationen einhergehen. Darüber hinaus wird auch eine begriffliche Trennung zwischen *Schmutz-* und *Niederschlagswasser* vorgeschlagen, statt diese beiden Begriffe gemäß § 54 (1) Nr. 2 WHG einheitlich als *Abwasser* zu bezeichnen (vgl. SIEKER F. & SIEKER H. 2009b: 920, SIEKER F. *et al.* 2006a: 32ff). Der Abschlussbericht der AFGFL SAARBRÜCKEN (2012: 95) unterlegt nochmals die Notwendigkeit solch einer begrifflichen Abgrenzung. So soll gemäß § 54 (2) WHG das Schmutz- und Niederschlagswasser eher schnellstmöglich abgeleitet und beseitigt, statt einer nachhaltigen Bewirtschaftung zugeführt werden. Darüber hinaus gibt der § 55 (2) WHG die ortsnahe Versickerung, die Verrieselung oder das Ableiten in ein Gewässer als Grundsätze für die Bewirtschaftung von Niederschlagswasser vor, nicht jedoch die Rückhaltung und Drosselung des Niederschlagabflusses und die Behandlung von Niederschlagswasser. Eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung – die solche Ansätze verfolgt – steht unter Umständen der gesetzlich geforderten Sorgfaltspflicht entgegen. Demnach zeichnen sich im Unterschied zu den kommunalen, gewerblichen und industriellen Abwasserkomponenten gemäß AbwV Niederschlagswasserabflüsse besonders aus, da (vgl. SIEKER F. *et al.* 2006b: 659)

- Niederschlagswasserabflüsse – unter Beachtung der notwendigen Unterscheidung zwischen behandlungsbedürftigem und behandlungsfreiem Anteil – nicht zwingend in ihrer Gesamtheit behandelt werden müssen;
- bei der Entsorgungseinrichtung in oberirdische Gewässer sich die Zielgrößen und Anforderungen in Bezug auf die Schmutzfrachten und -konzentrationen für Niederschlagswasserabflüsse und den anderen Komponenten der AbwV gleichen, jedoch für Niederschlagswasserabflüsse ebenfalls quantitative Vorgaben zur Wassermenge erforderlich sind
- bei der Entsorgungseinrichtung in unterirdische Gewässer die Vorgaben – abgesehen von der Versickerung der Abläufe von Kleinkläranlagen – allein den Niederschlagswasserabflüssen vorbehalten sind und
- die Anforderungen an die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung sowohl auf die Grenzwerte bei der Einleitung in Gewässer als auch die den Boden- und Grundwasserhaushalt betreffen.

Um den Vorgaben von § 57 (1) WHG gerecht zu werden, haben SIEKER F. *et al.* (2006a: 35ff) bzw. SIEKER F. *et al.* (2004: 876f) für die Bewirtschaftung von Niederschlagswasser vier gesonderte Anforderungsebenen formuliert. Die Anforderungsebenen sollten bei der Erlaubniserteilung neuer Einleitungen und bei Erneuerungen der Erlaubnis vorhandener Einleitungen betrachtet werden:

- 1) örtliche Gegebenheiten (Beachtung des eingesetzten Flächenbelages; Vermeidung versiegelter Flächen; Kategorisierung nach Verkehrsbelastung; Vermeidung der Vermischung mit anderen Abwasserarten etc.)

- 2) Einzugsgebiet der Erlaubniserteilung³ (Beibehaltung eines nachhaltig ausgeglichenen natürlichen Gebietswasserhaushaltes⁴ etc.)
- 3) Einleitung in oberirdische Gewässer (emissions- oder immissionsbezogene Anforderungen unter Zuhilfenahme von Leitparametern; Begrenzungen der hydraulischen Gewässerbelastung hinsichtlich der Abflussbeschleunigung, Maximalabfluss und Abflussüberschreitungsdauer; Begrenzung des Feststoffeintrags etc.)
- 4) Einleitung in Boden und Grundwasser (Einhaltung des Gütezustandes für das versickerte Niederschlagswasser; Vermeidung von Grundwasserstandshebungen und Vernässungen; Ausschluss von Grundwassereinleitungen bei Wasserschutzzone I und II; gesonderte Behandlung bei belasteter Herkunftsflächen bis hin zum Ausschluss von Einleitungen ins Grundwasser etc.)

Da die Literaturrecherche keine Hinweise auf eine abweichende Darstellung gab, gelten diese begrifflichen Modifizierungen und erweiterten Anforderungen an die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung im Folgenden als bestimmend.

2.4.2 Maßnahmen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

Basierend auf einer Vielzahl von (Pilot-) Projekten kann die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung auf über 25 Jahre Praxiserfahrung zurückschauen, deren Erkenntnisse in zahlreichen fachlichen Diskussionen und Veröffentlichungen offengelegt wurden. Daraus ist zu entnehmen, dass verschiedene RWB-Maßnahmen nicht nur funktionstüchtig sind, sondern auch dem Stand der Technik entsprechen (vgl. SIEKER F. & SIEKER H. 2016, DYNACLIM 2015, HAMBURG WASSER 2017, SIEKER F. *et al.* 2009: 56f, SIEKER F. *et al.* 2008a: 566, SIEKER F. *et al.* 2006a: 119ff PANNING F. *et al.* 2006: 47ff).

Mittlerweile stehen RWB-Maßnahmen zur Verfügung, die sich in ihrem Prinzip wie auch in ihrer Reinigungsleistung und im Anwendungsbereich unterscheiden (Anhang A). Detaillierte Angaben zu einzelnen RWB-Maßnahmen bis hin zu deren Vor- und Nachteilen, Dimensionierungsansätzen und Kombinations- und Variationsmöglichkeiten kann beispielsweise der Fachliteratur von GEIGER W. F. *et al.* (2009: 59ff), LANDESHAUPTSTADT DRESDEN (2004: 12ff) und HUHN V. & STECKER A. (1996: 33ff) entnommen werden. NADLER A. & MEIßNER E. (2009: 769ff) und FACH S. & STUBBE H. (2008: 338ff) präsentieren konzeptionelle Ansätze zur Versickerung von Niederschlagswasser über Verkehrsflächen, die im urbanen Raum einen besonderen Stellenwert inne haben. Grundsätzlich lassen sich RWB-Maßnahmen entsprechend ihrer grundlegenden Funktionsweise in fünf Kategorien untergliedern:

- **Entsiegelung von Flächen und wasserdurchlässiger Belag:** Eine Minimierung der versiegelten Fläche ist die wirksamste Maßnahme, um nachteilige Auswirkungen auf den natürlichen Wasserhaushalt zu reduzieren. Darüber hinaus sinkt der Aufwand für abwassertechnische Baumaßnahmen (vgl. HUHN V. & STECKER A. 1996: 29).

³ Hierbei ist „das auf regenwasserabflussbezogene hydrologische Einzugsgebiet einer Einleitung gemeint, für die eine wasserrechtliche Erlaubnis beantragt wird oder erneuert werden soll“ (SIEKER F. *et al.* 2004: 876f).

⁴ Laut SIEKER F. *et al.* (2006a: 36) ist eine Veränderung des Wasserhaushalts tolerierbar, „wenn die Einzelkomponenten Abfluss und Versickerung der langjährigen mittleren Wasserbilanz des Einzugsgebietes um nicht mehr als 10 Prozentpunkte [... und] der Anteil der Verdunstung [... um] nicht mehr als 20 Prozentpunkte vom natürlichen Zustand abweichen.“

- **Versickerung:** Das Einbringen von Niederschlagswasser über natürliche Flächen (Infiltration) oder mittels technischer Anlagen kann ohne Speicherung des Niederschlagswassers (Versickerung ohne Rückhalt) und mit Speicherung des Niederschlagswassers (Versickerung mit Rückhalt) erfolgen. Wenn das Niederschlagswasser eine belebte Bodenzone durchdringt, wird es gleichzeitig gereinigt (vgl. GEIGER W. F. *et al.* 2009: 60).
- **Retention und Verdunstung:** Niederschlagswasserabflüsse einer angeschlossenen befestigten Fläche werden gespeichert und zurückgehalten (Retention), sodass das Niederschlagswasser für eine zeitversetzte Versickerung, gedrosselte Ableitung oder weitere Verwendung verfügbar ist. Die technische Anlagen halten Niederschlagswasser temporär zurück (Abflussverzögerung), oder stauen das Niederschlagswasser dauerhaft für wasserwirtschaftliche und gestalterische Maßnahmen (vgl. ebd. 2009: 92). Eine oberflächige Retention, aber auch eine oberflächige Versickerung begünstigen wiederum das Verdunsten von Niederschlagswasser.
- **Nutzung:** Speicherung von Niederschlagswasser, das bei entsprechender Qualität ohne Aufbereitung für Zwecke mit geringeren Qualitätsanforderungen (Bewässerung von Grünflächen; Betriebswasser; Reinigungszwecke; Waschmaschine und Toilettenspülung etc.) verwendet wird (vgl. ebd. 2009: 108). An dieser Stelle sei angemerkt, dass trotz fortschreitender Entwicklungen (vgl. SCHRAMM E. & KLUGE T. 2008: 696) der ökologische, ökonomische und infrastrukturelle Nutzen der Brauchwassernutzung im Haushalt insbesondere durch LEIST H.-J. (2007) bzw. LEIST H.-J. (2002: 44ff) in Frage gestellt wird.
- **Vorreinigung:** Eine Vorbehandlung von Niederschlagswasserabflüssen kann in der naturnahen Bewirtschaftung aus den folgenden Gründen notwendig sein: Die Nutzung setzt bestimmte chemische Eigenschaften voraus, einen Maximalgehalt an absetzbaren Stoffen oder ähnlichem; unterirdische Versickerung von behandlungsbedürftigem Niederschlagswasser; Schutz einer unterirdischen Anlage zur Versickerung vor Kolmation durch mitgeführte Schwebstoffe etc. (vgl. GEIGER W. F. *et al.* 2009: 115).

HUHN V. & STECKER A. (1996: 53) erstellen eine Rangfolge für die Wahl von RWB-Maßnahmen: Niederschlagswasserabflüsse sollten erstens vermieden werden, zweitens kommt die dezentrale Versickerung in Betracht, drittens Rückhalt und Nutzung. Erst als letzte Maßnahme sei die Ableitung des Niederschlagswassers über ein zentrales Entwässerungssystem zu wählen. Die Auswahl einer geeigneten RWB-Maßnahme oder einer Kombination aus mehreren RWB-Maßnahmen hängt wiederum von der natürlichen Gegebenheit des Bodens (Geländeneigung, Bodenart, Grundwasserabstand, Standort stromabwärts bzw. -aufwärts etc.), dem Vorhandensein von Altlasten (vgl. FRYD O. *et al.* 2013: 1947f, GEIGER W. F. *et al.* 2009: 23ff) und von der ober- bzw. unterirdischen Bebauung ab (vgl. FACH S. & STUBBE H. 2008: 338ff). Eine hohe Versickerungsfähigkeit des Bodens bei gleichzeitig hoher Freiflächenverfügbarkeit begünstigen RWB-Maßnahmen, die Niederschlagswasser vorzugsweise versickern und/oder speichern. Bei umgekehrten Standortbedingungen sind wiederum RWB-Maßnahmen, die Niederschlagswasser vorrangig speichern oder ableiten, geeigneter (Abb. 2.5).

Voraussetzungen für einen zunehmenden Einsatz von RWB-Maßnahmen sind – analog zu den meisten städtischen und infrastrukturellen Entwicklungen – klare rechtliche Rahmenbedingungen unter Bezugnahme auf anerkannte technische Normen. Auf Grundlage der in der EG-WRRl formulierten

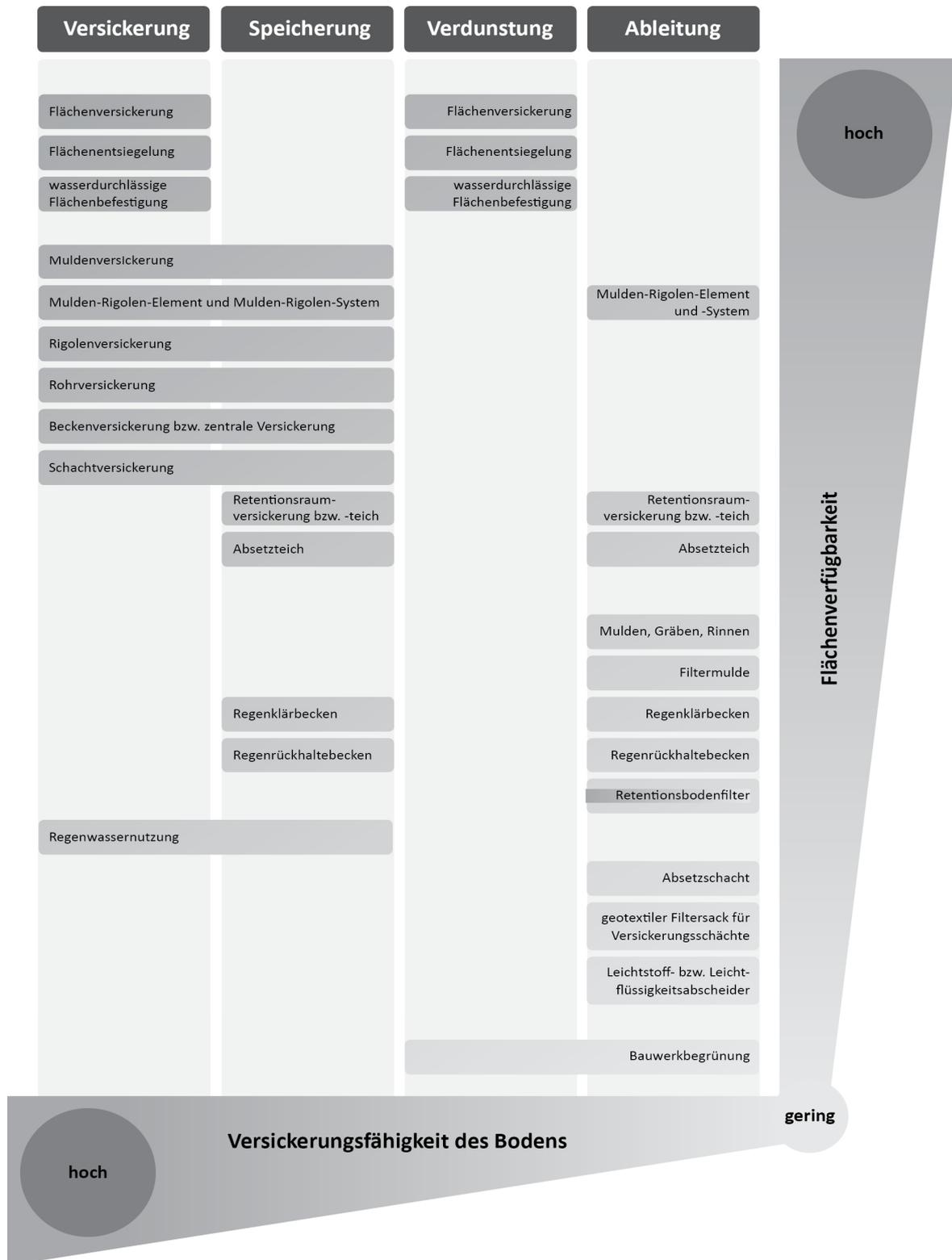


Abb. 2.5: RWB-Maßnahmen und deren Einsatzmöglichkeiten in Abhängigkeit von der Versickerungsfähigkeit des Bodens und der Verfügbarkeit von Freiflächen (ang. und erw. an GEIGER W. F. ET AL. 2009: 53, SIEKER H. 1999: 197)

Umweltziele wird europaweit ein anderer Umgang mit Niederschlagswasser gefordert, weg von der Vorgabe der vollständigen und schnellstmöglichen Ableitung. Mittlerweile wird eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in der Planung von Siedlungserweiterungen und Neuerschließungen berücksichtigt oder gar gefordert. Im Siedlungsbestand können sie nachträglich integriert werden, als Ergänzung zu Misch- und Trennwassersystemen durch das teilweise oder vollständige Abkoppeln von Flächen (Abb. 2.6).

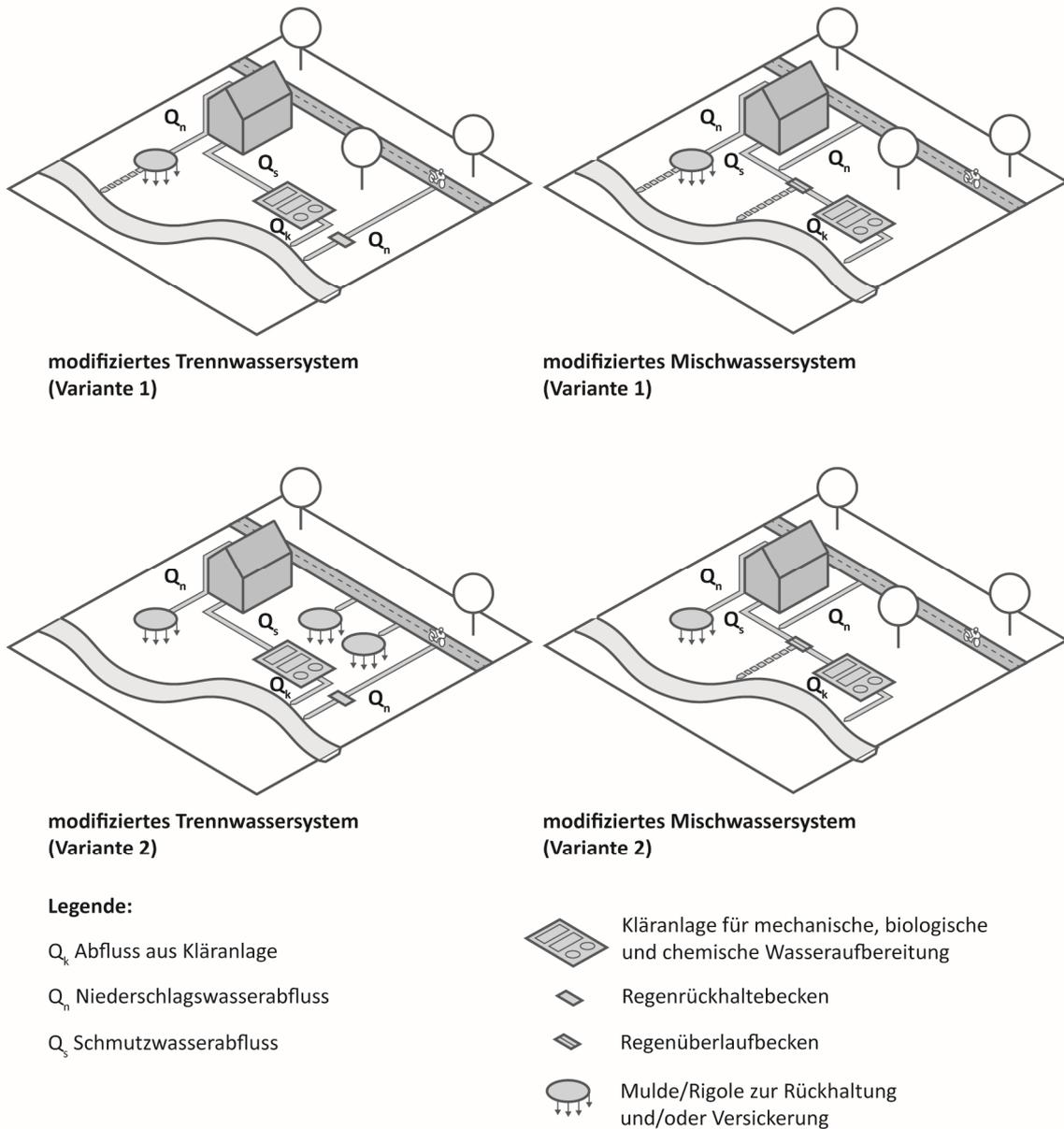


Abb. 2.6: Aufbau der Infrastruktur der urbanen Abwasserbeseitigung unter Hinzuziehen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (ang. an GEIGER W. F. & DREISEITL H. 2001: 11)

2.4.3 Bewirtschaftungsziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

Zielgrößen oder Bewirtschaftungsziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (RWB-Ziele) beschreiben einen oder mehrere erstrebenswerte bzw. angestrebte Zustände, die durch die charakteristischen Eigenschaften der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und im Speziellen der RWB-Maßnahmen zu erreichen sind. Bisherige Studien und (Pilot-) Projekte zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung haben im Wesentlichen die Leistungspotenziale von RWB-Maßnahmen analysieren können (vgl. LINDENBERG M. 2009: 4), wobei die Beibehaltung des Entwässerungskomforts und die Verbesserung des Umweltschutzes auch bei sich ändernden Rahmenbedingungen einen zentralen Stellenwert einnehmen. In Abb. 2.7 sind die wissenschaftlich anerkannten RWB-Ziele nach demografischen, sozialen, wirtschaftlichen und klimatischen Zuständen unter Berücksichtigung der technischen, rechtlichen und planerischen Anforderungen zusammenfassend dargestellt.

Zur **Aufrechterhaltung der Funktionalität** des Entwässerungssystems wird üblicherweise aus dem baulichen und hydraulischen Zustand sowie aus Beurteilungen der Umwelteinwirkungen der Handlungsbedarf abgeleitet (Kapitel 2.1.3). Der **Entwässerungskomfort** wird wesentlich durch den *hydraulischen Zustand* beeinflusst, der anhand der Indikatoren Überstau und Ablagerung bewertet wird. Bei Neuplanung oder bei Modernisierung bestehender Systeme sind für den Überflutungsschutz DIN EN 752 und DWA-A 118 einzuhalten, während bei vorhandenen Netzen die Vorgaben der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6 zu berücksichtigen sind (Tab. 2.4, Kapitel 2.3.3). Ein bestehendes Entwässerungssystem kann durch den Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung entlastet werden, indem Niederschlagswasser ortsnah zurückgehalten und nicht über die Kanalisation beseitigt wird. Wenn die Spülleistung der Kanalisation unter die Funktionsschwelle fällt, kommt es zur Ablagerung von Feststoffen und das Entwässerungssystem muss manuell gespült werden. Dabei können RWB-Maßnahmen mögliche Adaptationen unterstützen, bei denen Kanäle – dimensioniert nach dem Trockenwetterabfluss – verkleinert werden oder das Entwässerungssystem gänzlich zurückgebaut wird (Kapitel 2.4.2). Ein direkter Beitrag zur Aufrechterhaltung des *baulichen Zustandes* durch RWB-Maßnahmen ist nicht bekannt. Jedoch sind bei einer optimalen Dimensionierung des Entwässerungssystems nach dem Trockenwetterabfluss keine negativen Auswirkungen für die Bausubstanz durch Ablagerungen zu erwarten, was sich wiederum positiv auf den baulichen Zustand auswirkt. Niederschlagswasser kann nach der Herkunftsfläche und dem potenziellen Verschmutzungsgrad/Behandlungsaufwand (*Konzentration von Schmutzstoffen*) unterschieden werden (vgl. DWA-M 153). Niederschlagswasser der Kategorie I kann ohne gezielte Behandlung und Niederschlagswasser der Kategorie II mit einer grundsätzlichen Behandlung ortsnah bewirtschaftet werden. Hoch belastete Niederschlagswasserabflüsse der Kategorie III sind dagegen gemeinsam mit Schmutzwasser über die Kanalisation zu den Klärwerken abzuführen oder gleichwertig zu behandeln (vgl. SIEKER H. & SIEKER F. 2009: 886f). Durch RWB-Maßnahmen würde sich auch die Schmutzkonzentration im Zulauf der Abwasserbehandlung erhöhen, was zu einer Effizienzsteigerung der Kläranlagen führt (vgl. DWA 2013b: 8). Unabhängig von der Vorgehensweise ist stets die Einhaltung von immissions- wie auch emissionsorientierenden Anforderungen bzw. Grenzwerte erforderlich (vgl. BWK-M 3, DWA-A 128, DWA-M 153). Eine Reduzierung der Niederschlagswasserabflüsse im Entwässerungssystem ermöglicht unter Beachtung der technischen Regeln eine *kleinere Dimensionierung* oder gar einen vollständigen *Rückbau* einzelner Kanalisationsabschnitte (vgl. MATSUSHITA J. et al. 2001: 299f). Folglich werden langfristige infrastrukturelle Adaptationen – beispielsweise in

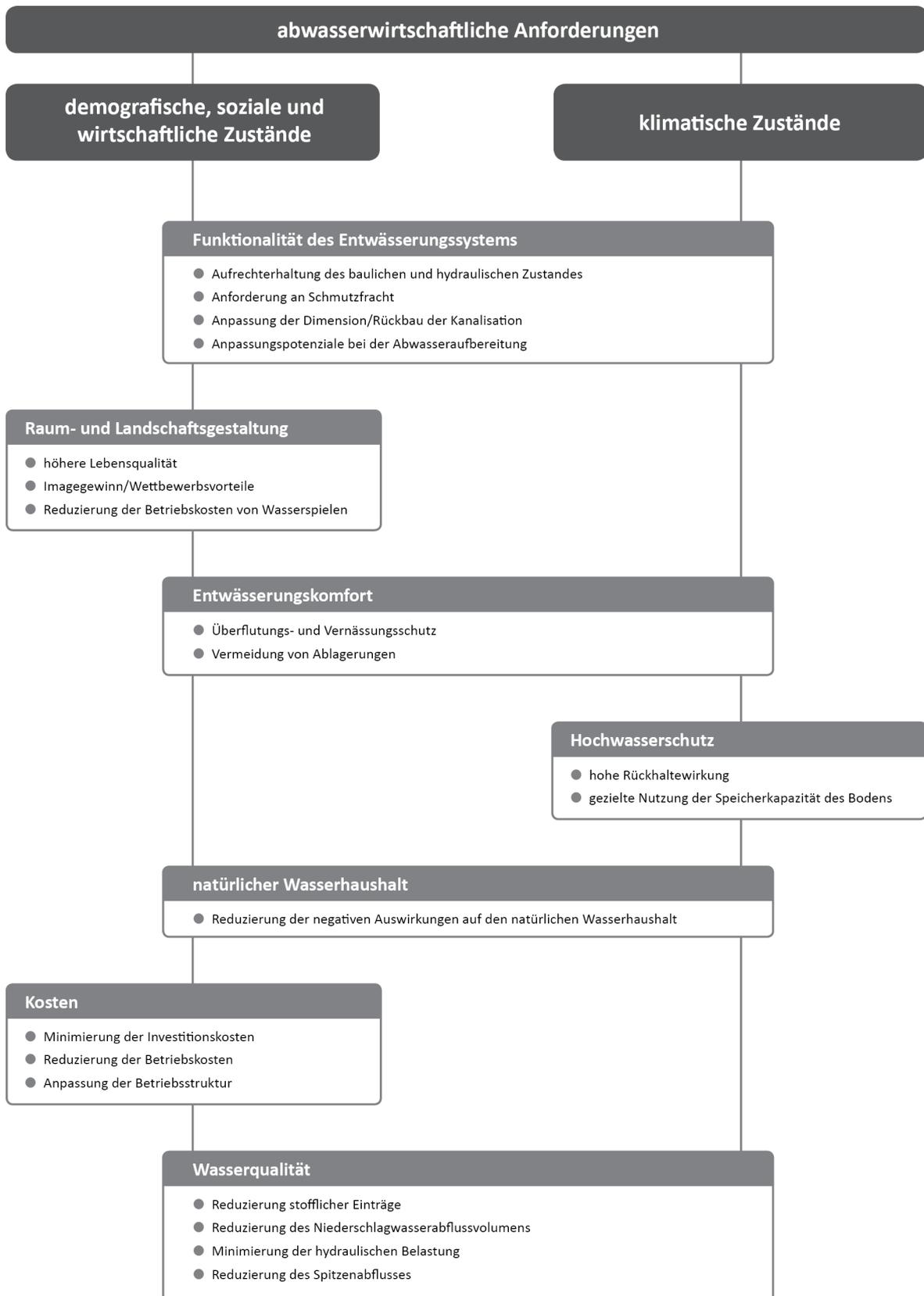


Abb. 2.7: Zusammenführung der in Wissenschaft und Praxis validierten RWB-Ziele (ang. an Kapitel 2.4.3)

Bezug auf den Rückgang des Wasserbedarfs – begünstigt und behandlungsfreie (Kategorie I) und behandlungsarme Niederschlagswasserabflüsse (Kategorie II) nicht mehr unnötigerweise in der Kläranlage aufbereitet (siehe *Funktionsfähigkeit des Entwässerungssystems*). Daraus resultieren weitere verfahrenstechnische *Anpassungspotenziale bei der Abwasseraufbereitung* in Klärwerken (vgl. ZECH T. 2008: 133ff).

Laut SIEKER F. & SIEKER H. (2009a: 796) ist es mithilfe der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung möglich, Niederschlagswasserabflüsse „innerhalb der bebauten Fläche so zu bewirtschaften, dass die verbleibenden jährlichen Abflussmengen dem Zustand vor der Bebauung entsprechen bzw. dem Zustand nahe kommen“. Bei vermindertem negativem Einfluss auf den **natürlichen Wasserhaushalt** kann der **Entwässerungskomfort**, also der Überflutungs- und Vernässungsschutz, gewährleistet werden (vgl. ebd. 2009a: 796). Jedoch ist bei oberflächennahem Grundwasserstand eine Überprüfung notwendig, ob eine Ausbindung des Niederschlagswassers aus Sicht der siedlungs- und infrastrukturellen Vulnerabilität möglich ist (siehe *Funktionsfähigkeit des Entwässerungssystems*).

Durch das Einleiten von Abwasser in die Gewässer wird die **Wasserqualität** von ober- und unterirdischen Gewässern beeinflusst. Auch gereinigtes Abwasser kann teilweise stark belastet sein (siehe *Funktionsfähigkeit des Entwässerungssystems*). Zudem kommt es durch Einleiten großer Mengen zu einer Veränderung des Strömungsverhaltens der Gewässer. Im Vergleich dazu lässt eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung eine Verbesserung der Wasserqualität erwarten (vgl. MOORE S. L. et al. 2012: 275, BECKER M. & RASCH U. 2002: 164). RWB-Maßnahmen ermöglichen eine *Reduzierung stofflicher Einträge* (vgl. MOORE S. L. et al. 2012: 275, SIEKER F. et al. 2008a: 559f). Dieser Effekt kann durch eine differenzierte Betrachtung der Niederschlagswasserabflüsse nach der Herkunftsfläche verstärkt werden (siehe *Funktionsfähigkeit des Entwässerungssystems*). Des Weiteren tragen zur Verbesserung der Wasserqualität die *Reduzierung des Volumens* (vgl. SIEKER F. 2013: 479), die *Minimierung der hydraulischen Belastung* (vgl. SIEKER F. et al. 2008a: 559f) und die *Reduzierung des Spitzenabflusses* bei (vgl. DICKHAUT W. et al. 2011: 44ff, SIEKER F. et al. 2006b: 663). Im Vergleich zu zentralen Rückhaltebecken kann außerdem eine höhere *Rückhaltewirkung* der Niederschlagswasserabflüsse erreicht werden (vgl. SIEKER F. & SIEKER H. 2009a: 801).

Durch gezielte Nutzung der *Speicherkapazität des Bodens* kann eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zum **Hochwasserschutz** beitragen (vgl. SIEKER F. et al. 2008b: 404ff), indem hydraulische Belastungen auf die Gewässer verringert werden (vgl. SIEKER F. 2006: 310ff). Allerdings verweist die Fachliteratur darauf, dass RWB-Maßnahmen lediglich bei Hochwasserereignissen, die durch Niederschlagsereignisse ausgelöst werden, zum Hochwasserschutz beitragen können. Für Hochwasserereignisse, die aus Flutwellen hervorgehen, ist solch ein Effekt nicht bekannt.

Letztlich trägt eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung auch zur **Gestaltung des Raumes** bei, etwa durch offene Ableitungen und Versickerungsmulden. Ziel ist es, eine höhere *Lebensqualität* zu bieten (vgl. BECKER M. & RASCH U. 2002: 164) und durch einen Imagegewinn *Wettbewerbsvorteile* für die jeweilige Großstadt zu generieren. Niederschlagswasser kann zur Bewirtschaftung von öffentlichen Anlagen (Grünflächen; Wasserspiele etc.) und zur Verwendung für Freizeit- und Erholungsanlagen (Freizeitanlagen; Seen etc.) genutzt werden kann. RWB-Maßnahmen im Sinne eines offenen Systems können außerdem die *Umgebungstemperatur* senken und die *Bewässerung des Bodens* unterstützen und somit einen Beitrag zum Stadtklima leisten (vgl. JUCHHEIM K. & SPENGLER B.

2012: 3ff). Zudem können laut BORRMANN M. (2013: 21) durch die Einspeisung von Niederschlagswasser- statt Trinkwasser in Wasserspiele *Betriebskosten* eingespart werden. Insgesamt wird eine solche ingenieur-biologische Struktur als nachhaltiger eingeschätzt als eine reine Ingenieursstruktur (vgl. READ J. & HAUBER G. 2012: 19).

Der zunehmende Einsatz von RWB-Maßnahmen wirkt sich auf die **Kosten** des Entwässerungssystems aus. Inwieweit eine *Senkung der Investition* zu erwarten ist, konnte nicht explizit ermittelt werden. Bei Siedlungserweiterungen und Neuerschließung sind positive Effekte zu erwarten, da RWB-Maßnahmen in der Planung berücksichtigt und demzufolge die Dimensionen des Entwässerungssystems idealerweise auf den Trockenwetterabfluss ausgelegt werden können. Dagegen wären im Siedlungsbestand zusätzliche Investitionen für die Anpassung des bestehenden Entwässerungssystems notwendig (vgl. GEYLER S. *et al.* 2014: 97). *Betriebskosten* für die Beseitigung des Niederschlagswassers über das zentrale Entwässerungssystem korrelieren mit der Menge an Niederschlagswasser und steigen mit zunehmender Entfernung zur Kläranlage stetig an. Ein weiterer Kostenaspekt ist die Anzahl der Pumpanlagen, die das Niederschlagswasser auf dem Weg zur Kläranlage durchläuft, sodass eine Ausbindung von Niederschlagswasser sinkende Betriebskosten erwarten lässt (vgl. SEGGELE K. *et al.* 2013: 665f). Darüber hinaus kann eine zunehmende Dezentralisierung zu einer Anpassung der *Betriebsstruktur* führen, da beispielsweise Kontroll- und Koordinationsaufgaben anders zu verteilen sind. Die Konsequenzen sind wiederum vom strukturellen Aufbau der einzelnen Aufgabenträger abhängig. Wissenschaftliche Ausführungen zu diesem Thema sind nicht bekannt.

2.4.4 Herausforderungen bei der Integration von Maßnahmen für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in bestehende Infrastruktur

Während bei Siedlungserweiterung und Neuerschließung der naturnahe Umgang mit Niederschlagswasser in die Planung einbezogen werden kann, ist im Siedlungsbestand das bestehende Entwässerungssystem zu berücksichtigen. Der Umbau zur dezentralen naturnahen Regenwasserbewirtschaftung hat Folgen für die bestehende Infrastruktur. Solch ein nachträglicher Einsatz von alternativen bzw. ergänzenden Technologien ist gemeinhin als **Transformation** zu verstehen. Für eine wirksame und kosteneffiziente Transformation bestehen zumeist technische wie auch organisatorische Herausforderungen (vgl. KLUGE T. & LIBBE J. 2006: 19ff). Transformationen in der Abwasserbeseitigung berühren eine Vielzahl technischer, wirtschaftlicher, institutioneller und ökologischer Aspekte (vgl. NAUMANN M. 2009: 46), wobei sich die folgende Beschreibung der Transformation ausschließlich auf die technische Infrastruktur bezieht.

Aus technischer Sicht ist bei einer netzgebundenen Transformation problematisch, dass einzelne Projekte keine größere Rückwirkung auf das Entwässerungssystem haben (vgl. KOZIOL M. 2006: 394). Zudem ist das Herauslösen einzelner Netzkomponenten aus dem Entwässerungssystem nur unter bestimmten Voraussetzungen möglich. Komplexe Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Systemen und deren Innovationen erschweren selbst Systemwechsel in urbanen Räumen, in denen ein Großteil des Entwässerungssystems wirtschaftlich abgeschrieben ist. Darum ist die Vorgehensweise bei **abwasserwirtschaftlichen Adaptationen** für den Bereich der Abwasserbeseitigung bisher wie folgt ausgerichtet (ebd. 2006: 394):

- 1) Erhaltung kompakter, dichter Siedlungsstrukturen durch wohnungswirtschaftliche/städtebauliche Anpassungsstrategien, das heißt Rückbau vom Rand und kostengünstiger Weiterbetrieb vorhandener zentraler Netze und Anlagen und
- 2) Vermeidung von Anpassungsinvestitionen in den Phasen der Schrumpfung durch eine auf die Netzstruktur abgestimmte Stadtumbauplanung.

Die beiden Vorgehensweisen sind als idealtypisch zu verstehen, da abwasserwirtschaftliche Adaptationen sowohl in Phasen des Wachstums als auch der Schrumpfung erforderlich sind (Kapitel 2.1 bis 2.3). Erschwerend kommt hinzu, dass nach Angaben des BBSR (2015: 8ff) siedlungsstrukturelle Entwicklungen inter- und intraregional heterogen verlaufen. Großstädte lassen sich anhand von sechs Entwicklungsindikatoren in sogenannte (stark) wachsende, stabile bzw. (stark) schrumpfende **gesamstädtische Siedlungsstrukturtypen** (engl. Urban Structure Type; UST) einteilen (Kapitel 4.3). Die sechs Entwicklungsindikatoren lauten *Bevölkerungsentwicklung*, *Gesamtwanderungssaldo*, *Entwicklung der Erwerbsfähigen in einem Alter von 20 bis 64 Jahre*, *Entwicklung der sozialversicherungspflichtig Beschäftigten*, *Veränderung der Arbeitslosenquote* und *Entwicklung der Gewerbesteuer*. Dabei wird angenommen, dass sich die Indikatoren in einem mehrdimensionalen, zirkulären Prozess in wachsenden Großstädten positiv und in schrumpfenden Großstädten negativ entwickeln. Die Abnahme der Bevölkerung wird auf einen negativen Wanderungssaldo zurückgeführt, der wiederum eine Reaktion auf steigende Arbeitslosigkeit durch eine rückläufige Anzahl an Arbeitsplätzen bzw. Unternehmen ist. Infolgedessen sinken die Gewerbesteuereinnahmen einer Großstadt, sodass die Bereitstellung privater und öffentlicher Mittel abnimmt. Somit sinken auch die Investitionen in privaten Betrieben und in die öffentliche Infrastruktur, was sich letztlich verstärkend auf Schrumpfungsprozesse von Bevölkerung und Arbeitsplätzen auswirkt. Folglich ist eine Großstadt umso eher dem (stark) schrumpfenden gesamstädtischen Siedlungsstrukturtyp zuzuordnen, je ausgeprägter die sechs Entwicklungsindikatoren in eine negative Richtung weisen. Zu den stabilen gesamstädtischen Siedlungsstrukturtypen zählen Großstädte, wenn keine eindeutige Entwicklungsrichtung in Relation zum Bundesmittel erkennbar ist. Damit werden Großstädte in Zeiten einer positiven gesamstädtischen Entwicklung zum schrumpfenden gesamstädtischen Siedlungsstrukturtyp gezählt, die mit dem allgemeinen positiven Trend nicht mithalten können. Großstädte, die in ihrer Entwicklung solch einen Trend übertreffen, zählen wiederum zu den wachsenden gesamstädtischen Siedlungsstrukturtypen. In Abhängigkeit von der räumlichen Auflösung kann eine solche Klassifizierung nicht nur zwischen Großstädten, sondern auch innerhalb einer Großstadt vorgenommen werden. Für das Entwässerungssystem lassen sich am Ende drei **Systemvarianten der Transformation** herleiten (vgl. KOZIOL M. 2006: 396):

- 1) Neubau eines Entwässerungssystems in neuem Systemzusammenhang bei Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in einer Neuerschließung bisheriger Industrieflächen für Wohnbebauung oder bei einer Grunderneuerung und Umgestaltung innerörtlicher Straßen (vgl. SIEKER F. 2013: 478);
- 2) Verzicht auf eine Transformation, Sanierung bzw. Modernisierung des vorhandenen Entwässerungssystems auf vergleichbarem Standard und
- 3) Transformation des vorhandenen Entwässerungssystems in einem neuen Systemzusammenhang bei einer Umstellung auf naturnahe Regenwasserbewirtschaftung durch Abkopplungsprogramme der Kanalnetzbetreiber oder Abkopplungsanträge einzelner Grundstückseigentümer (vgl. ebd. 2013: 478).

Für das Entwässerungssystem sind laut KOZIOL M. (2006: 358ff) drei transformationsgebundene Grundkonstellationen ausschlaggebend. Bei einer **Substitution** – Nutzung des Niederschlagswassers und Einleitung als Schmutzwasser – bleibt das zentrale System weiterhin erforderlich, wobei dessen Auslastung erheblich reduziert wird. Im Falle einer **Teilentkopplung** – partielle Stoffstromtrennung – besteht eine mäßige Auslastungsminderung des zentralen Systems bei veränderter Abwasserzusammensetzung. Durch eine **vollständige Entkopplung** – Stoffstromtrennung – erfolgt die vollständige Umstellung auf ein dezentrales bzw. semizentrales System (Abb. 2.8). Analog zu den Kapiteln 2.1.5 und 2.3 können in der Phase des Überganges vom zentralen Entwässerungssystem hin zum dezentralen Ansatz negativer Auswirkungen nicht ausgeschlossen werden.

Beim Rückbau des Gebäudebestandes hängen die Auswirkungen auf das Entwässerungssystem davon ab, ob der Rückbau flächig oder dispers erfolgt (Abb. 2.9). Im Falle des **flächigen Rückbaues** werden ganze Siedlungseinheiten abgerissen. Für das Entwässerungssystem sind in der Regel keine Probleme zu erwarten, da „das Netz im Zuge des Abrisses von Gebäuden quasi entgegen seiner Entstehung zurückgebaut wird“ (ebd. 2006: 388). Alternativ können Kanalabschnitte stillgelegt werden. Am Rand eines Entsorgungsgebietes ist der Rückbau bzw. die Stilllegung eines Teiles des Entwässerungssystems realisierbar. Beim flächigen Rückbau innerhalb einer Siedlung wird dagegen weiterhin ein Kanal zur Aufrechterhaltung der Abwasserbeseitigung dahinter liegender Siedlungsgebiete bzw. Einzelobjekte benötigt (vgl. ebd. 2006: 388). Unter **dispersem Rückbau** sind der

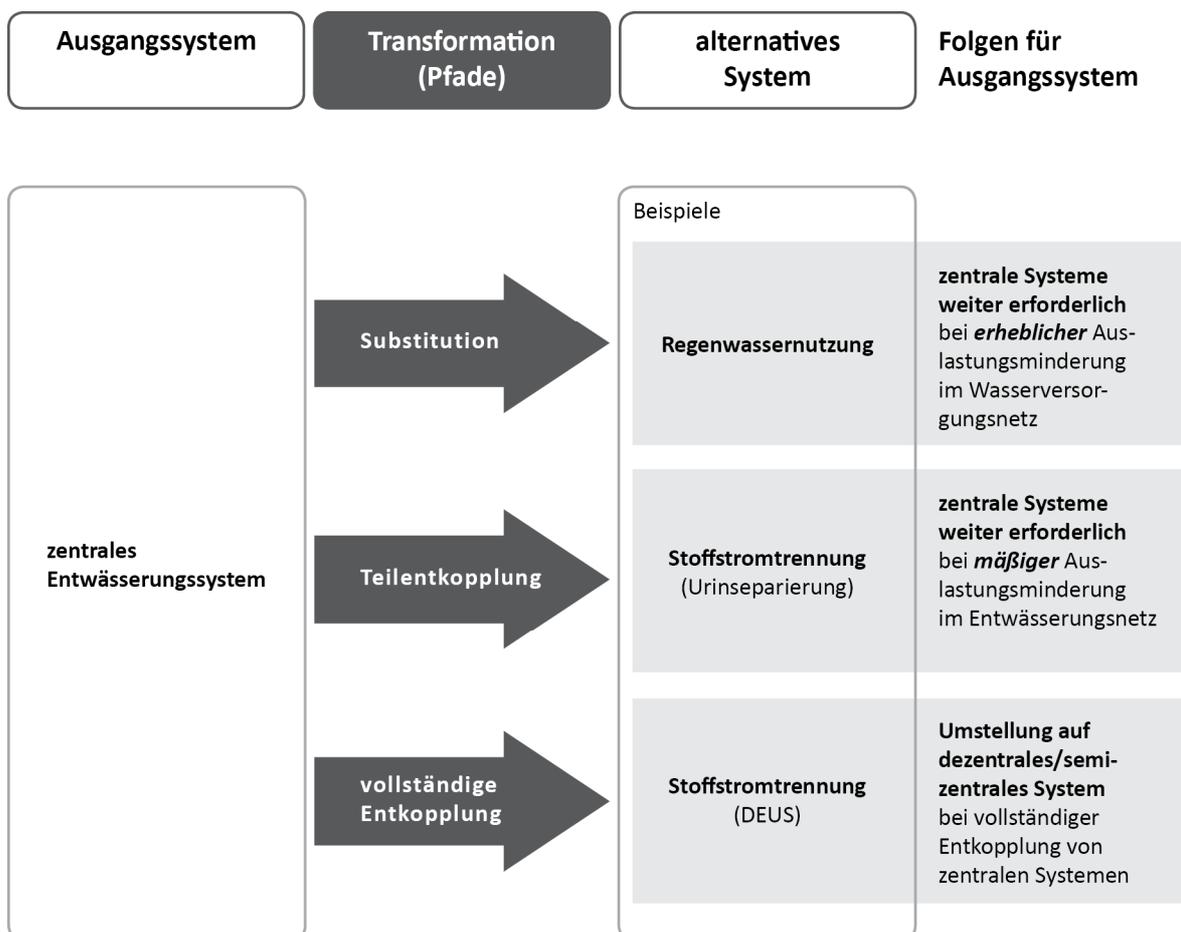


Abb. 2.8: Grundkonstellation für eine systembezogene Transformation (ang. an KOZIOL M. 2006: 359)

geschossweise Rückbau sowie der punktuelle Abriss zu verstehen. Beim geschossweisen Rückbau bleiben die Struktur und Länge des Entwässerungssystems erhalten, er führt aber bei Erneuerung der Kanalisation zu einer höheren Umlage der Fixkosten und Wiederbeschaffungsinvestitionen. Bei einer Unterschreitung der Funktionsschwelle steigen zudem die Betriebskosten an. Außerdem können weitere Investitionen zur Anpassung von Anlagen- und Kanalisationsdimensionen anfallen. Beim punktuellen Abriss werden einzelne Gebäude aus dem Baublock entnommen, wobei die Wirkung vergleichbar mit dem geschossweisen Rückbau ist. (vgl. KOZIOL M. 2008: 1780, KOZIOL M. 2006: 389). Ein Kostenvergleich zwischen den beiden Varianten des Siedlungsrückbaues zeigt (Abb. 2.10), dass die infrastrukturelle Anpassung beim dispersen Rückbau zumeist teurer als beim flächigen Rückbau ist (vgl. KOZIOL M. 2008: 180). KOZIOL M. (2006: 389) weist darauf hin, dass in Entwässerungssystemen „ein Abbau der Anlagen und ein Wiedereinsatz an anderer Stelle [...] technisch oder kostenmäßig kaum möglich bzw. sinnvoll [...] ist, sodass] im Falle der dauerhaften Stilllegung [...] vorhandene Restbuchwerte dieser Anlagen und Netze vorzeitig abzuschreiben sind“ und die Bilanzen der Unternehmen belasten. Weitere Kosten für den Rückbau oder die Sicherung freigesetzter Anlagen bzw. Kanalisationsabschnitte sind nicht auszuschließen (vgl. ebd. 2006: 389).

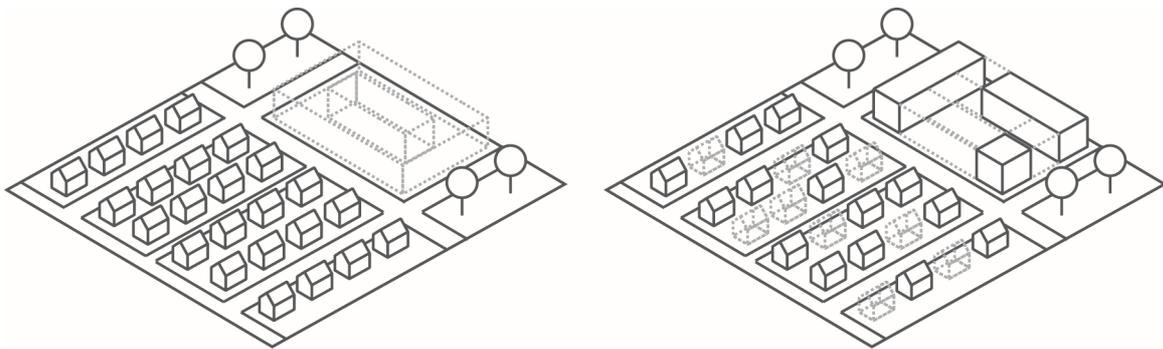


Abb. 2.9: Grundvarianten des Rückbaus beim Stadtumbau: (a) flächiger Rückbau, (b) disperser Rückbau (ang. und erw. an KOZIOL M.: 179)

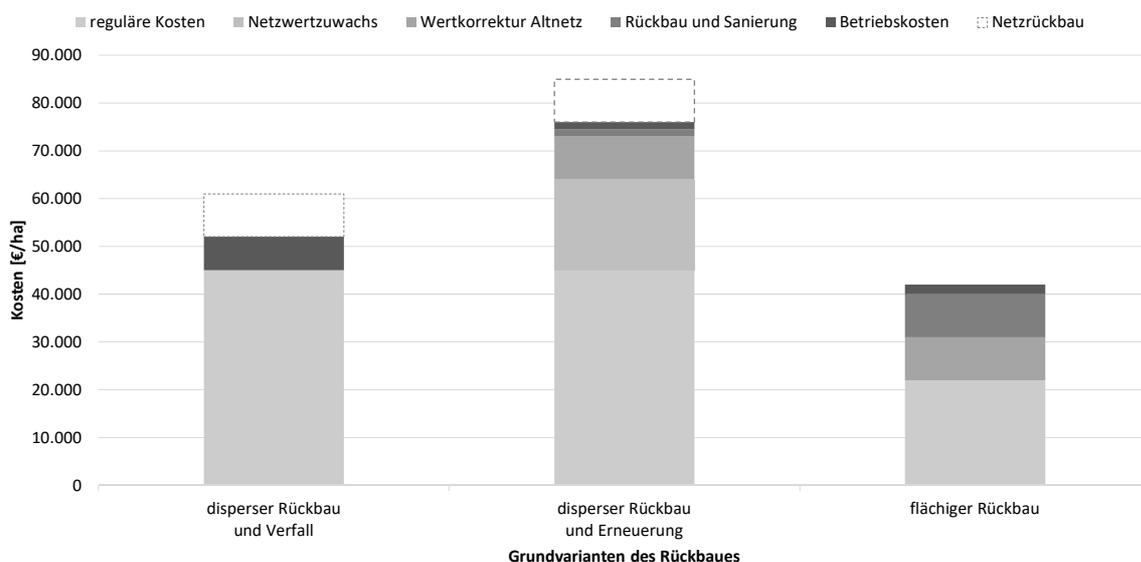


Abb. 2.10: Kostenvergleich zwischen dispersem und flächigem Rückbau (ang. an KOZIOL M. 2008: 180)

In schrumpfenden Regionen erfolgt mithilfe staatlicher Förderungen der Rückbau wie auch die Anpassung der technischen Infrastruktur des Hoch-, Tief- und Ingenieurbauwes. Nicht selten sind, um die Entsorgungssicherheit nachstehender Gebäude zu gewährleisten, teure (Interims-) Lösungen notwendig, deren Kosten zumeist die kommunalen Entsorger tragen. Demgegenüber erfolgt in wachsenden Regionen in der Regel ein Ausbau der Siedlung, aufgrund erhöhter Nachfrage nach Wohnraum, Gewerbe- und Industrieflächen (vgl. HERZ R. *et al.* 2005: 11, MARSCHKE L. *et al.* 2005: 38). Unabhängig davon steigen bei zunehmend dezentraler naturnaher Regenwasserbewirtschaftung in einem zentralen Entwässerungssystem die Fixkosten zum Erhalt der Systemfunktion des Gesamtsystems. Dies gilt analog für Übergangsphasen innerhalb eines Transformationsprozesses. Darum ist die Bereitschaft für einen umfassenden Systemwechsel seitens der Aufgabenträger bzw. Betreiber der kommunalen Abwasserbeseitigung zumeist gering (vgl. SARTORIUS C. M. & HILLENBRAND T. 2008: 1092, KOZIOL M. 2006: 368).

Hinsichtlich der **Wirtschaftlichkeit** sei „ein Systemwechsel [...] im Siedlungsbestand besonders dann möglich und sinnvoll, wenn sich durch Schrumpfungsprozesse das vorhandene System erheblich verteuert (Fixkostenfalle) oder gegebenenfalls wegen funktionaler Probleme vorzeitig erneuert werden muss. [...] Konkret bedeutet dies, dass Transformationsprozesse besonders in dünner besiedelten Siedlungsgebieten mit erheblichen Schrumpfungserscheinungen interessant sind, dort jedoch heute in der Regel mit einer hohen Rate an Kapitalvernichtung und gegebenenfalls mit erheblichen Problemen in den verbleibenden Restnetzen verbunden sind“ (ebd. 2006: 394f). In diesem Zusammenhang lohnt sich ein Systemwechsel in der Regel bei Minderauslastung von ca. 80 % und mehr. Dabei sind Systemwechsel in innerstädtischen Lagen vergleichsweise günstig, allerdings fehlen häufig verfügbare Flächen und bauliche Voraussetzungen (vgl. ebd. 2006: 395). Langfristig geringe Kosten sind wiederum bei einem flächigen Rückbau zu erwarten, wobei dichter gegenüber dünner besiedelten Siedlungsstrukturen begünstigt sind (vgl. ebd. 2006: 392, WESTPHAL C. 2009: 13ff). Grundsätzlich sind durch weitere Lern- und Skaleneffekte künftige Kostensenkungen möglich, was für dezentrale Anlagen und Membrananlagen bereits nachgewiesen wurde (vgl. KNOPP A. 2004 zitiert nach HILLENBRAND T. & HIESSL H. 2007: 48). SCHILLER G. (2012: 38ff) weist auf die Unwirtschaftlichkeit eines kurzfristigen Rückbaues des zentralen Systems hin. Er unterstreicht aber, dass langfristig durch einen Systemwechsel bei Abstimmung zwischen der Abwasserbeseitigung und der Siedlungsplanung Einsparpotenziale zu realisieren seien. Weiterhin können sich durch Einbindung anderer Infrastrukturen weitere positive Effekte ergeben. Beispielsweise kann der Einsatz dezentraler Kläranlagen, die seit 2002 als vollwertiger Ersatz für zentrale Kläranlagen bundesweit anerkannt sind, die Herausforderungen der Abwasserbeseitigung beitragen helfen (vgl. ZECH T. 2008: 133ff). In der Fachliteratur wird außerdem darauf hingewiesen, dass die situationsangepasste Kombinationen traditioneller und zukunftsorientierter Ansätze möglich ist und zwangsläufig eine gänzliche Abkehr vom traditionellen System folgen muss (vgl. STEMPLEWSKI J. *et al.* 2010: 1012ff, SARTORIUS C. M. & HILLENBRAND T. 2008: 1092). Ferner ist zu beachten, dass technische Entwicklungen nicht unabhängig voneinander stattfinden und Innovationen einander durch Synergien fördern, aber auch gegenseitig behindern können (vgl. ebd. 2008: 1092, FREYMUTH J. *et al.* 2011: 161). Die Auswirkungen solcher Rückkopplungen und Synergien werden an den entsprechenden Stellen dieser Forschungsarbeit berücksichtigt, aufgrund der Komplexität des Themas jedoch nicht vertiefend untersucht.

Während allgemein bekannt ist, dass heterogene städtische und infrastrukturelle Entwicklungen zu räumlichen und sozialen Differenzierungen führen, können nach gegenwärtigen Studien auch räumlich differenzierte Infrastrukturentwicklungen räumliche und soziale Ungleichheiten nach sich ziehen. So weisen GRAHAM S. & MARVIN S. (2001) und NAUMANN M. (2009) am Beispiel der Trinkwasserversorgung nach, dass für Aufgabenträger sogenannte **Cold Spots** (strukturschwache Räume) im Vergleich zu **Hot Spots** (strukturstarke bzw. neue entwicklungsdynamische Räume) von untergeordnetem Interesse sind. Umso kritischer erscheint daher, dass bei anhaltendem Bevölkerungsrückgang die Siedlungsfläche zunimmt (vgl. BECKMANN G. *et al.* 2012: 3) und auch die Infrastruktur stetig ausgebaut wird (vgl. HILLENBRAND T. *et al.* 2011: 1232f, LONDONG J. *et al.* 2011: 152f, SCHILLER G. *et al.* 2009: 54ff). Im Unterschied zur Trinkwasserversorgung, in der laut der Theorie von Cold Spots Dienstleistungen selektiv zur Verfügung gestellt werden, erfordert dagegen die abwasserwirtschaftliche Daseinsvorsorge einen normgerechten Umgang mit Niederschlagswasser in der gesamten Großstadt. Durch die lediglich punktuelle Installation von ausgewählten RWB-Maßnahmen, ohne eine übergeordnete Transformationsstrategie, kann es auch in der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zur Herausbildung von Hot Spots und Cold Spots kommen.

3 Methodisches Vorgehen zur Beschreibung der Entscheidungs- und Verhaltensmuster

3.1 Ansätze zur Erfassung, Ordnung und Analyse niederschlagswasserbezogener Planungen

3.1.1 Akteurzentrierte Untersuchungen in der Stadt- und Infrastrukturentwicklung

Aus den bisherigen inhaltlichen Ausführungen ist zu entnehmen, dass auf der einen Seite die Abwasserbeseitigung durch verschiedene Veränderungen geprägt ist (Kapitel 2.1 bis 2.3) und der bisherige Umgang mit Niederschlagswasser in Frage gestellt wird (Kapitel 2.4). Auf der anderen Seite werden im Rahmen von Stadt- und Infrastrukturplanung, welche unter anderem die Fragen zum künftigen Umgang mit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung aufgreifen, verschiedene Akteure bzw. Stakeholder als planungsrelevante Akteure⁵ (Kapitel 2.1.5) eingebunden. Dementsprechend erscheinen für eine nachhaltige städtische und infrastrukturelle Entwicklung vertiefende Erkenntnisse über die Sichtweise und Strategien der Stakeholder gewinnbringend. Darum werden neben den Rahmenbedingungen auch konkrete Personen in die Untersuchung einbezogen. Es erscheint bedeutend, inwieweit die räumlichen Gegebenheiten wie auch die stakeholderbezogenen Fähigkeiten, Konstellationen und Interaktionen sowie die institutionellen Rahmenbedingungen eine Integration der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand beeinflussen. Solch ein stakeholderbasiertes Vorgehen ist auch als akteursbezogen bzw. akteurzentriert zu verstehen (vgl. OHL U. 2009: 100).

Um wissenschaftlich fundiert und angemessen strukturiert vorzugehen, ist ein theoriebasiertes analytisches Modell erforderlich. Das Modell soll grundsätzlich als Orientierungsrahmen für die Herleitung und Analyse der wesentlichen Einflussfaktoren dienen. Die vorliegende Forschungsarbeit orientiert sich insbesondere an den Erfahrungen und Kenntnissen von KREKELER M. & ZIMMERMANN T. (2014), DILLER C. (2013) und OHL U. (2009), die sich mit akteurzentrierten Untersuchungen zu den Handlungsfeldern der Raumplanung und -entwicklung auseinandergesetzt haben. Für die vorliegende Untersuchung erscheint insbesondere der Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus nach MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995b) geeignet.

Mithilfe des in der Politikforschung entwickelten akteurzentrierten Modelles zur Analyse politischer Entscheidungsprozesse können in erster Linie politische Entscheidungen abhängig von den gegebenen politischen Rahmenbedingungen und Problemstellungen aufgezeigt werden (vgl. DILLER C. 2013: 2). Mittlerweile gilt der akteurzentrierte Institutionalismus als umfassender und konsistenter Ansatz der empirischen Forschung nicht nur im Bereich der Politik (vgl. WIESNER A. 2006: 9), sondern auch bei Handlungsfeldern der Raumplanung respektive der Raumentwicklung (vgl. DILLER C. 2015:

⁵ In der Policy-Forschung und im Rahmen von multikriteriellen Bewertungs- und Entscheidungsmethoden ist ein Akteur eine Person oder eine Personengruppe, der/die eine Entscheidung im Rahmen eines Entscheidungsprozesses zu treffen hat. In der einschlägigen Fachliteratur wird auch vereinzelt auf den Begriff Akteur (engl. Actor) zurückgegriffen (vgl. SCHNEIDER V. 2014: 260 GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 7). Während bei den theoretischen Grundlagen weiterhin der Begriff **Akteur** verwendet werden soll, werden bei der empirischen Analyse die entscheidungsrelevanten Akteure zum Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand – also interne und externe Personengruppen, die von den entsprechenden Entscheidungsprozessen gegenwärtig oder in Zukunft direkt oder indirekt betroffen sind (vgl. THOMMEN J.-P. 2016) – als **Stakeholder** bezeichnet.

120). Letztere erstreckt sich angefangen vom Städtebau über die Stadtentwicklungspolitik bis hin zur Regionalplanung bzw. -entwicklung, die allesamt durch den akteurzentrierten Institutionalismus strukturiert oder zumindest inspiriert werden (vgl. DILLER C. 2013: 9). Im Wesentlichen zielt ein akteurzentriertes Modell auf die drei nachfolgenden Funktionen ab, aus denen sich Entwurf der Erhebungsinstrumente sowie die ersten Kategorien für die Datenauswertung herleiten (vgl. OHL U. 2009: 100):

- Strukturierung und transparente Darstellung des Forschungsbereiches;
- Vorgabe von klaren und wissenschaftlich fundierten Begriffen und
- Herleitung von detaillierten Forschungsfragen basierend auf konkreten Untersuchungsaspekten bzw. Analysekatégorien.

Der akteurzentrierte Institutionalismus stellt von vornherein zentrale untersuchungsrelevante Elemente in den Mittelpunkt: Die Stakeholder und ihre jeweiligen Handlungsorientierungen und Fähigkeiten – wobei innerhalb eines Entscheidungsprozesses die Stakeholder mit anderen Stakeholdern interagieren und dabei in spezifischen Konstellationen aufeinander treffen. Hierbei agieren die Stakeholder in einem zu analysierenden Rahmen existenter Regeln, der als institutioneller Rahmen bezeichnet wird (vgl. ebd. 2009: 101). Weiterhin erlaubt die adaptive Fähigkeit des akteurzentrierten Institutionalismus, das Modell um die gleichermaßen untersuchungsrelevanten Einflussfaktoren der Abwasserbeseitigung zu ergänzen. Grund zu dieser Annahme sind die Erkenntnisse aus der vergleichenden Gegenüberstellung von insgesamt 16 empirischen Untersuchungen zur Anwendung des akteurzentrierten Institutionalismus durch DILLER C. (2013: 4ff). Zum einen stellt er fest, dass angesichts des komplexen strukturellen Aufbaues des akteurzentrierten Institutionalismus die Gesamtheit einer empirischen Untersuchung kaum operationalisiert werden kann und daher von vornherein auf einzelne Bausteine einzuschränken sei. Ohne den Anspruch auf Vollständigkeit können die Elemente des akteurzentrierten Institutionalismus selektiv, vollständig oder themenspezifisch angepasst zum Tragen kommen. KREKELER M. & ZIMMERMANN T. (2014: 86) ergänzen hierzu, dass sich durch die Reduktion der Komplexität der akteurzentrierte Institutionalismus insbesondere bei ersten Analysen eines Forschungsbereiches eigne. Zum anderen ist es bezeichnend, dass unabhängig von der thematischen Ausrichtung alle auf dem akteurzentrierten Institutionalismus basierenden Untersuchungen vergleichend angelegt sind und dennoch in ihrer Vorgehensweise variieren, allen voran (vgl. DILLER C. 2013: 13):

- **beim Problemfeld der Raumentwicklung:** partizipative Stadtentwicklung (vgl. DOPFER J. *et al.* 2011), altersgerechte Stadtentwicklung (vgl. KREUZER V. & SCHOLZ T. 2011), regionaler Wissenstransfer (vgl. KRUPA J. 2010), lokale Baukultur (vgl. BRZENCZEK K. & WIEGANDT C.-C. 2009), Erfolgsfaktoren für städtebauliche Großprojekte (vgl. DZIOMBA M. 2009), Regional Governance in Biosphärenreservaten (vgl. LAHNER M. 2009), Koordination in der (deutschen) Regionalplanung (vgl. FÜRST D. *et al.* 2003), kooperative Handlungsformen der Regionalplanung (vgl. KNIELING J. *et al.* 2003) etc.;
- **beim Untersuchungsdesign:** explorativ/leitfragenbasiert, hypothesenprüfend, typisierend oder modellierend;
- **bei der Datengrundlage:** quantitative (Befragung, Analyse von Dokumenten, primärer und sekundärer Fachliteratur, Presseartikel und weiterführender Materialien) oder qualitative Datenanalyse (Expertenbefragung);

- **bei der räumlichen Reichweite:** Fallstudien mit und ohne konkrete Auswahlobjekte auf städtischer Ebene, Ebene des Bundeslandes bzw. der Schweizer Kantone oder Länderebene innerhalb der Europäischen Union;
- **beim Zeithorizont bzw. bei der Fokussierung auf die Entscheidung:** kurz- oder langfristige Analysen (bis zu 20 Jahre);
- **bei den zum Tragen kommenden Elementen des akteurzentrierten Institutionalismus:** unterschiedliche Präferenzen oder gänzliche Selektion einzelner Elemente und
- **bei der Verknüpfung mit anderen Theorieansätzen und Forschungsheuristiken:** keine Verknüpfung, lose Verknüpfungen zur Überprüfung der Tauglichkeit des akteurzentrierten Institutionalismus oder enge Verknüpfungen als Ergänzung für die theoretischen Überlegungen.

Für ein besseres Verständnis der Vorgehensweise werden in Kapitel 3.1.2 die allgemeinen Grundzüge des akteurzentrierten Institutionalismus dargestellt. Daraufhin erfolgt die konkrete Anwendung des Ansatzes (Kapitel 3.1.3 bis 3.1.5). In diesem Zusammenhang beziehen sich die Elemente des Modelles gezielt auf die in Kapitel 2 erarbeiteten Rahmenbedingungen zum Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand. Auf diese Weise wird ein auf diese Forschungsarbeit abgestimmtes Analyseschema entwickelt (Kapitel 3.1.6), das einerseits die aus der Fachliteratur hervorgehenden Einflussfaktoren der Abwasserbeseitigung aufgreift und andererseits für neu zu ermittelndes Wissen offen bleibt. Auf dieser Grundlage soll die methodische Vorgehensweise vertiefend entwickelt werden (Kapitel 3.2 bis 3.4). Im Anschluss der Untersuchung gilt es, das Analyseschema mit den neuen elementbezogenen Erkenntnissen abschließend zu modifizieren bzw. zu ergänzen (Kapitel 6.4). Das daraus hervorgehende erweiterte Analyseschema stellt schließlich eine Grundlage für weiterführende niederschlagswasserbezogene Untersuchungen dar (Kapitel 7).

3.1.2 Analytischer Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus

Der Ursprung des akteurzentrierten Institutionalismus liegt in der interaktionsorientierten Policy-Forschung (vgl. SCHUBERT K. & KLEIN M. 2006: 226ff), deren drei zentrale Begriffe für die Inhalte bzw. die konkrete Bearbeitung politischer Aufgaben (engl.: Policy), für die Ablaufmuster der Politik (engl.: Politics) und für die politischen Rahmenbedingungen (engl.: Polity) stehen (vgl. WEHLING H.-G. 2006: 33). Mit dem akteurzentrierten Institutionalismus entwickelten MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995a: 39) in den 1990er Jahren einen Ansatz, der eine „Untersuchung der Problematik von Steuerung und Selbstorganisation auf der Ebene ganzer gesellschaftlicher Teilbereiche“ ermöglicht. Dabei zeichnet sich der akteurzentrierte Institutionalismus durch eine „Abkehr vom empiriefernen Bau theoretischer Modelle zugunsten eines intensiven Interesses am verstehenden Nachvollzug sozialer (einschließlich politischer und ökonomischer) Entwicklungen und Ereignisse“ (MAYNTZ R. 2009: 83) aus. In diesem Zusammenhang ist unter dem Begriff *Verstehen* kein Sinnverstehen sondern die Einsicht in Verursacherzusammenhänge gemeint (vgl. ebd. 2009: 83). Zu dieser Zeit wurden auch die ersten Anwendungsbeispiele für verschiedene Bereiche der Politikfelder (inter-) national erprobt (vgl. DILLER C. 2013: 2), zu denen auch technische Infrastrukturen im politischen Kontext zählten (vgl. MAYNTZ R. & SCHNEIDER V. 1995: 72ff).

Laut SCHARPF F. W. (2006: 17) sind gesellschaftliche Phänomene als Ergebnis von Interaktionen zwischen intentional handelnden individuellen, kollektiven oder korporativen Akteuren zu verstehen. Während die einzelnen Akteure ihre eigeninteressenbezogenen Ergebnisse verfolgen (vgl. ebd. 2006: 74), definiert der institutionelle Rahmen für sich selbst und für andere ausführbare und zugleich bestimmende Regelungen (vgl. MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. 1995a: 49). Formale wie auch nicht-formale Institutionen (sozial kristallisierte und situativ veränderbare Regelungen, Normen, Konventionen sowie Erwartungen) wirken wiederum auf die Konstellationen zwischen den Akteuren und prägen Handlungsorientierungen und Interaktionsformen (vgl. SCHRAPE J.-F. 2012: 1). Auf diese Weise fließen konkrete bestehende Probleme bzw. Herausforderungen in einem politischen Entscheidungsprozess mit den soeben genannten zentralen Einflussfaktoren zusammen (Abb. 3.1), woraufhin es zu einer politischen Entscheidung kommt. Aus der Entscheidung resultiert eine neue Ist-Situation mit sich ändernden Rahmenbedingungen, was wiederum zu neuen Herausforderungen führen kann (vgl. OHL U. 2009: 103). Auf die vier zentralen Elemente des akteurzentrierten

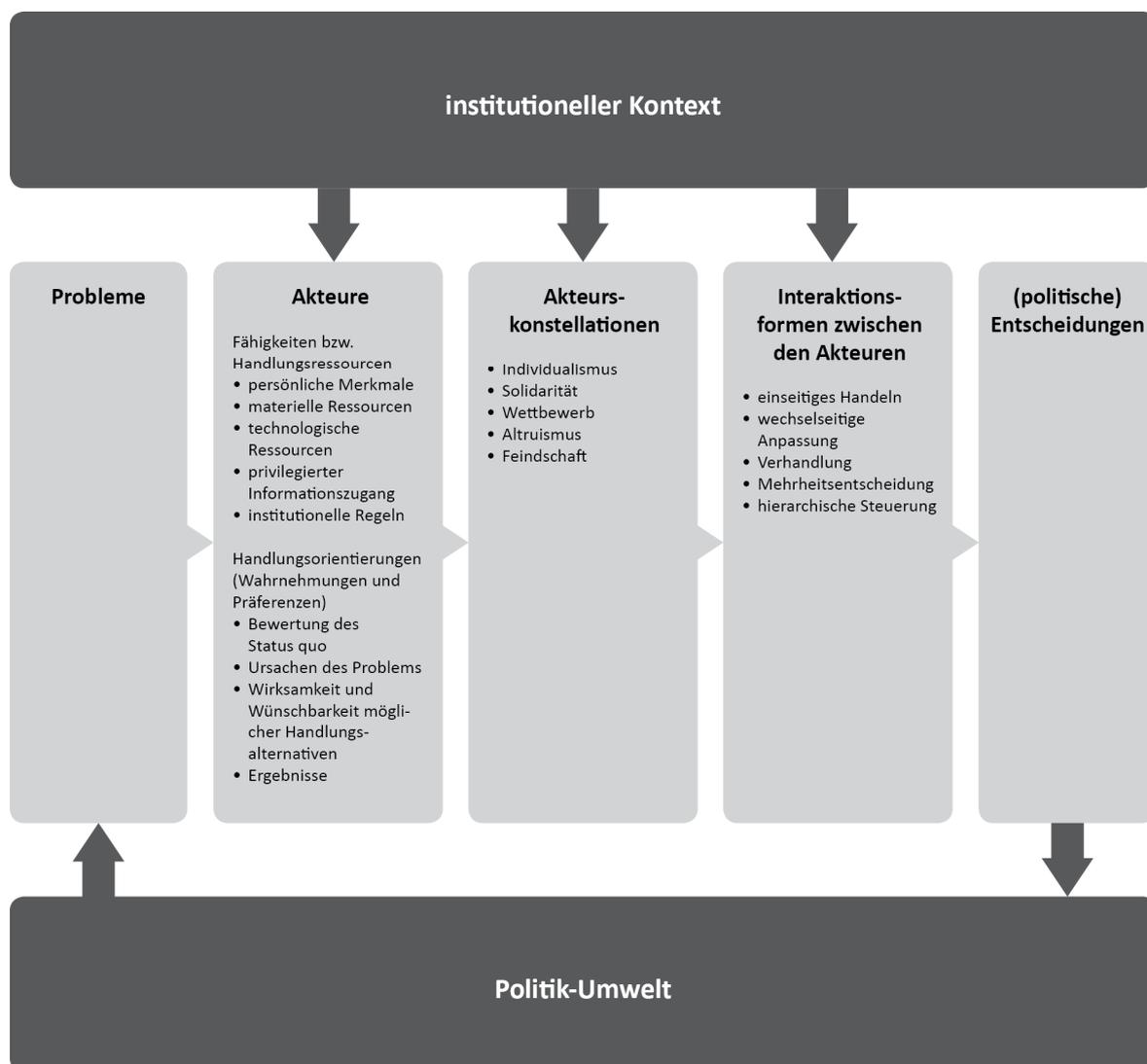


Abb. 3.1: Analytisches Modell des akteurzentrierten Institutionalismus (ang. und erw. an SCHARPF F. W. 2006: 85ff)

Institutionalismus – institutioneller Kontext, Akteure mit ihren Handlungsorientierungen und Fähigkeiten, Konstellationen und Interaktionen von Akteuren – wird in den Kapiteln 3.1.3 bis 3.1.5 detaillierter eingegangen.

Mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus ist es somit möglich, den Wissensstand (vgl. ebd. 2006: 64) zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung prüfend zu strukturieren, um in analysierten Entwicklungsprozessen die Gründe zum Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand und deren kausale Wirkungszusammenhänge zu identifizieren (vgl. KREKELER M. & ZIMMERMANN T. 2014: 77, SCHRAPE J.-F. 2012: 1). Neben der systematischen Herleitung von Wissen über die Einflussfaktoren auf den niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozess lassen sich unter Umständen auch zurückliegende politische Entscheidungen erklären. Darauf aufbauend können realisierbare Problemlösungen entwickelt oder Institutionen entworfen werden, die im Allgemeinen die Formulierung und Implementation einer nachhaltigen städtischen und infrastrukturellen Entwicklung begünstigen. Weiterhin unterstützt der akteurzentrierte Institutionalismus mit seinen vorgegebenen konkreten Analysekatégorien sowohl die Festlegung der methodischen Vorgehensweise als auch die analytische Herangehensweise mit den empirischen Daten. Zudem erlauben die theoriespezifischen Vorgaben gegenstandsbezogene Anpassungen und Ergänzungen (SCHARPF F. W. 2006: 84f). Dies ist bedeutend, da das Forschungsinteresse auch auf Einflussfaktoren ohne institutionellen Kontext abzielt. Ergänzend sei erwähnt, dass der akteurzentrierte Institutionalismus bei Bedarf auch anschlussfähig gegenüber weiteren theoretischen Ansätzen ist, die ebenfalls akteur-spezifische Lernprozesse berücksichtigen (vgl. OHL U. 2009: 109).

3.1.3 Identifikation des institutionellen Kontextes für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess

Als erstes zentrales Element des akteurzentrierten Institutionalismus wird der institutionelle Kontext näher betrachtet. Obwohl dem Begriff in den Sozialwissenschaften und in der politischen Theorie eine bedeutende Rolle zukommt, gibt es für den Ausdruck *Institution* keine einheitliche Verwendung. Die Bandbreite der Verwendungsmöglichkeiten verdeutlicht WALGENBACH P. (2006: 355) mit der Aufzählung von Vertrag, Versicherung, Unternehmung und Ehe, Handschlag, Urlaub wie auch formale Struktur von Organisationen und Managementpraktiken etc. Dabei gilt für alle Institutionen, dass sie durch menschliches Handeln geschaffen, verändert bzw. wieder abgeschafft werden können (vgl. SCHARPF F. W. 2006: 82). Im Zusammenhang mit dem akteurzentrierten Institutionalismus sind Institutionen eng eingegrenzt als (nicht-) politische „Regelsysteme [...], die einer Gruppe von Akteuren offen stehende Handlungsverläufe strukturieren“ (ebd. 2006: 77) zu verstehen. Hierbei bilden die institutionellen Faktoren einen stimulierenden, ermöglichenden oder auch restringierenden Handlungskontext (vgl. MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. 1995a: 43). Demnach umfassen Institutionen (SCHARPF F. W. 2006: 77)

- formale rechtliche Regelungen, die durch das Rechtssystem und den Staatsapparat sanktioniert sind und
- soziale Normen, die von den Akteuren im Allgemeinen beachtet werden und deren Verletzung durch Reputationsverlust, soziale Missbilligung, Entzug von Kooperation und Belohnung oder sogar durch soziale Ächtung sanktioniert werden.

Um eine vollständige Systematisierung vornehmen zu können, sollten weiterhin alle Arten rechtlicher Regelungen (internationales öffentliches Recht, Recht internationaler Organisationen, nationales Verfassungsrecht, Wahlrecht etc.) wie auch sämtliche informelle Regelungen, Normen, Konventionen und Erwartungen beinhaltet sein (vgl. ebd. 2006: 77). MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995a: 47f) sind davon überzeugt, dass eine solche Ausdifferenzierung aus pragmatischen Gründen nicht zielführend ist und grundlegende Mechanismen in den Vordergrund zu stellen sind. Sie geben weiterhin an, dass vor allem institutionell definierte, praktizierte und sanktionierte Regelungen wechselseitige Erwartungssicherheit begründen und dadurch erst soziales Handeln über die Grenzen persönlicher Beziehungen hinaus ermöglichen. Zur Vereinfachung der Komplexität schlagen die beiden Autoren eine Minimalklassifikation der Regelungen vor, die

- für bestimmte Situationen (materielle) Verhaltens- und (formale) Verfahrensnormen festlegen;
- spezifizierten Akteuren die Verfügung über finanzielle, rechtliche, personelle, technische und natürliche Ressourcen gewähren oder untersagen und
- Relationen (insbesondere Dominanz- und Abhängigkeitsbeziehungen) zwischen bestimmten Akteuren festlegen.

Hierbei geht der akteurzentrierte Institutionalismus davon aus, dass einzelne Regelungen und Regelsysteme in der Gesellschaft einerseits das soziale Verhalten organisieren und regulieren und andererseits dieses Verhalten grundsätzlich für alle Akteure, welche die Regelungen kennen, verstehbar und in gewisser Weise vorhersehbar machen. Auf dieser Grundlage stehen die Informationen über die beteiligten Akteure, ihrer Optionen und Wahrnehmungen sowie deren Präferenzen zur Verfügung, sobald der institutionelle Kontext der Interaktionen bekannt ist (vgl. SCHARPF F. W. 2006: 80f).

In diesem Fall bilden allen voran die rechtlichen und technischen Einflussfaktoren zusammen mit den administrativen Regelungen den institutionellen Rahmen von niederschlagswasserbezogenen Planungsprozessen. Demnach liegt es bei der kommunalen Stadt- und Infrastrukturentwicklung, durch abwasserwirtschaftliche und -relevante Konzepte den Umgang mit Niederschlagswasser zu regeln. Hierzu kann mithilfe eines Leitbildes ein Rahmen vorgegeben werden, innerhalb dessen ein kooperativer Planungs- bzw. Entscheidungsprozess stattfindet. Planungsstrategien geben wiederum vor, wie solch ein niederschlagswasserbezogenes Vorhaben umzusetzen ist (Kapitel 2.1.5). Zu beachten sind zudem die (inter-) nationalen rechtlichen Anforderungen (Kapitel 2.1.2). Auf diese Weise sind in erster Linie abwasserwirtschaftliche Maßnahmen zu bevorzugen, welche den Zielen der Abwasserbeseitigung nachkommen (Kapitel 2.1.1). In der Bundesrepublik Deutschland können hauptsächlich die zuständigen Wasserbehörden den Einsatz von RWB-Maßnahmen (Kapitel 2.4.1 und 2.4.2) unter Berücksichtigung der besten verfügbaren Technik erlauben (Kapitel 2.1.3).

Nichtsdestotrotz gilt eine institutionelle Einflussnahme auf Entscheidungen und Ergebnisse nicht grundsätzlich als deterministisch, da Institutionen einzelne Handlungen verbieten und wiederum andere erlauben. Zudem besteht im Vergleich zu den Naturgesetzen eine weitere Handlungsoption: Die Verletzung verbindlicher Regelungen trotz drohender Sanktionen. Demzufolge ergeben sich unzählige mehr oder weniger akzeptable Handlungsalternativen und Handlungsverläufe, was insgesamt eine hohe Bandbreite strategischer und taktischer Entscheidungen nach sich zieht (vgl. ebd. 2006: 82f).

3.1.4 Identifikation der Akteure für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess

Als zweites zentrales Element des akteurzentrierten Institutionalismus gelten die am Entscheidungsprozess beteiligten Akteure mit ihren Fähigkeiten, Handlungsorientierungen und differenzierten Interaktionsformen. SCHNEIDER V. (2014: 260ff) leitet in seinem Artikel *Akteurkonstellationen und Netzwerke in der Politikentwicklung* ausführlich die Definition von Policy-Akteuren her. Daraus geht hervor, dass Akteure in den Sozialwissenschaften als sogenannte Handlungseinheiten bezeichnet werden, die entsprechend ihrer Stellung unterschiedliche Aufgaben verfolgen und gegebenenfalls unterschiedliche Entscheidungsgewalt besitzen. Zu den policyrelevanten Akteuren zählen in erster Linie Individuen und Organisationen, die in die Formulierung sowie Umsetzung der öffentlichen Politik involviert sind oder auf die inhaltliche Gestaltung und Umsetzung der öffentlichen Politik einwirken. Innerhalb des akteurzentrierten Institutionalismus werden außerdem soziale Aggregationen und kollektive Akteure reflektiert (Abb. 3.2). Auf dieser Grundlage werden die Akteure zunächst in Individuen, aggregierte und komplexe Akteure kategorisiert, wobei letztere nochmals kleinteiliger betrachtet werden können (vgl. auch SCHRAPE J.-F. 2012: 3f, SCHARPF F. W. 2006: 96ff).

Bei städtischen und infrastrukturellen Planungsvorhaben können Entwicklungen als gesellschaftliches Regelungsfeld betrachtet werden, „in dem sowohl individuelle als auch korporative Akteure die (politischen) Aushandlungs- und Entscheidungsprozesse im Verlauf von Beteiligungsverfahren entscheidend bestimmen“ (OHL U. 2009: 351). Demzufolge erscheint es erst einmal zielführend, bei einer niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsfindung „alle relevanten Akteure in den jeweiligen gesellschaftlichen Regelungsfeldern“ (MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. 1995a: 44) mit einzubeziehen. Im Grunde stehen sich bei städtischen und infrastrukturellen Entwicklungen mit der öffentlichen Hand, Wirtschaft und Bürgern drei zentrale Akteursgruppen gegenüber, die wiederum aus einer Reihe von unterschiedlichen Akteuren zusammengesetzt sind (Kapitel 2.1.5).

In dieser Untersuchung wurden in einer Internetrecherche die Stakeholder, deren kommunale Aufgaben sich auf die städtische und infrastrukturelle Entwicklung unter Berücksichtigung

	Individuen	aggregierte Akteure	komplexe Akteure				korporative Akteure
			kollektive Akteure				
			Koalition	Club	soziale Bewegung	Verband	
Handlung	individuell		gemeinsam	gemeinsam	gemeinsam	gemeinsam	Organisation
Ziel	individuell		individuell	individuell	kollektiv	kollektiv	Organisation
Ressourcen	individuell		individuell	kollektiv	individuell	kollektiv	Organisation
Entscheidungen	individuell		Vereinbarung	Abstimmung	Konsens	Abstimmung	hierarchisch

Abb. 3.2: Kategorisierung der Akteure und deren Eigenschaften (ang. und erw. an SCHARPF F. W. 2006: 105)

niederschlagswasserbezogener Fragestellungen beziehen⁶, anhand institutioneller Kriterien identifiziert. Sie stellen für diese Untersuchung einen Schlüsselakteur dar. Bei den **fünf identifizierten Stakeholdern** handelt es sich ausschließlich um komplexe und im Speziellen um korporative Akteure, die durch die Teilhabe mehrerer individueller Akteure konstituiert werden (vgl. ebd. 2006: 96ff). Diese Konstellationen erzeugen „durch interne Interaktionen eine Fähigkeit zu intentionalem Handeln oberhalb der beteiligten Individuen im Horizont eines gemeinsamen Ziels“ (SCHRAPE J.-F. 2012: 3), wobei sie als handlungsfähige Organisationen verstanden werden können (vgl. MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. 1995a: 43f). Sie treten in der Regel als Top-Down-Organisationen auf, „die sich als Netzwerk aus spezifischen Rollen und Stellen mit formalisierten Entscheidungsstrukturen beschreiben lassen und in ihren Entscheidungen von den Zielen ihrer Mitglieder abgekoppelt sind“ (SCHRAPE J.-F. 2012: 3):

- **Fachausschüsse/-gremien:** In der Bundesrepublik Deutschland fällt die öffentliche Abwasserbeseitigung in die Zuständigkeit der Gemeinden, die ihrerseits die Erfüllung der Aufgaben an kommunale Unternehmen, öffentlich-private Partnerschaften, Zweckverbände oder privatwirtschaftliche Unternehmen delegieren können. Durch deren Verantwortung zur Abwasserbeseitigung werden auch Akteure aus den jeweiligen Fachausschüssen/-gremien des Gemeinderates befragt, die als sachverständige Personen zur Prüfung abwasserspezifischer Fragen bzw. Gutachten angesehen werden.
- **Amt für Stadt- und Landschaftsplanung:** Stadt- und Landschaftsplaner setzen sich in erster Linie mit der städtischen Entwicklung wie auch mit den räumlichen und sozialen Strukturen in der Stadt auseinander. Darauf aufbauend erarbeiten sie Planungskonzepte unter Abwägung aller öffentlichen und privaten Belange hinsichtlich des Bodennutzungsinteresses sowie deren sozialer und ökonomischer Wirkungen, um letztlich das Allgemeinwohl zu fördern. In diesem Zusammenhang steuert das Amt für Stadt- und Landschaftsplanung auch die raumbezogene Infrastrukturentwicklung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in der Stadt.
- **Amt für Umweltplanung:** Umweltplaner sind für den Erhalt bzw. die Verbesserung natürlicher Lebensgrundlagen und des Landschaftsbildes bei gleichzeitigem Schutz der Bevölkerung vor schädlichen Umwelteinflüssen in einer Stadt zuständig. Demnach berührt die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung unmittelbar die Aufgaben des Amtes für Umweltplanung sowohl durch niederschlagswasserbezogene stoffliche Emission in Böden wie auch in ober- und unterirdische Gewässer als auch durch Einwirkungen auf das städtische Klima.
- **Amt für Wasserwirtschaft:** Wasserwirtschaftler sind einerseits für die fachliche Beurteilung von Hochwasserschutz- und Gewässerentwicklungsmaßnahmen und andererseits für Maßnahmen des Grundwasserschutzes, der Wasserversorgung und der Abwasserbeseitigung zuständig. Des Weiteren fällt unter Beachtung des Bodenschutzes auch die Bearbeitung von Altlasten in ihren Fachbereich. Analog zum Amt für Umweltplanung berührt die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung die Aufgaben des Amtes für Wasserwirtschaft unmittelbar, wobei der Schwerpunkt auf den Anforderungen an die ober- bzw. unterirdischen Gewässer nach der EG-WRRL liegt.

⁶ Aufgrund der unterschiedlichen kommunalen Strukturen zwischen den Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland unterscheiden sich gleiche Fachbereiche nicht nur in ihrer Deklaration, sondern auch hinsichtlich ihrer Aufgaben. Demnach können Verantwortlichkeiten gebündelt oder aber feingliedrig den Fachbereichen zugeordnet sein, sodass teilweise einzelne Fachbereiche gar nicht in allen Großstädten vertreten sind. Aus diesem Grund wurden ausschließlich die unmittelbar untersuchungsrelevanten Fachbereiche erfasst und durch übergeordnete Begriffe eindeutig deklariert. Auf diese Weise konnten die unterschiedlichen kommunalen Verortungen inhaltlich plausibel und gleichzeitig vermittelbarer zusammengefasst werden.

- **Aufgabenträger der kommunalen Abwasserbeseitigung:** Als Bestandteil der öffentlichen Daseinsvorsorge stellen sie Güter und Dienstleistungen zur Schmutz- und Niederschlagswasserbeseitigung bzw. naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für die Bevölkerung bereit. Demzufolge steuert der Aufgabenträger den Neubau, Betrieb und die Instandhaltung der technischen Infrastruktur für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung, wobei er nur im Rahmen der gesetzlichen Vorgaben agieren kann.

Die drei Ämter für Stadt- und Landschaftsplanung, Umweltplanung und Wasserwirtschaft bereiten als Verwaltung die vom Fachausschuss/-gremium beschlossenen politischen Entscheidungen vor und setzen diese auch um. Der Aufgabenträger hat wiederum für die Erfüllung der abwasserpolitischen Entscheidungen einzustehen (Kapitel 2.1.1), unabhängig davon, ob dieser über eine staatliche bzw. kommunale Einrichtung geführt oder privatwirtschaftlich organisiert wird. Da solche Betreiber im Auftrag der Kommune handeln, werden sie nicht weiter separiert, sondern auch als Aufgabenträger deklariert. Es wird angenommen, dass insbesondere die kommunale Verwaltung prädestiniert ist, niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse zu initiieren, zu leiten und somit die Rolle eines Impulsgebers einzunehmen (JAKUBOWSKI P. & HERZ S. 2005: 20). Aus diesem Grund konnten für eine detaillierte Analyse keine Bürger identifiziert werden, die beispielsweise als Initiative, Organisation, Verein oder Verband in niederschlagswasserplanerischen Angelegenheiten einbezogen sind und – analog zu den oben genannten Stakeholdern – übergeordnet für jede Großstadt beschrieben werden können. Ergo wäre eine Erhebung von individuellen Akteuren als Privatperson und als Repräsentant eines Unternehmens bzw. einer Firma notwendig gewesen, die einen Einfluss auf den Umgang mit Niederschlagswasser auf ihrem Grundstück haben. Solch eine individuelle und gleichzeitig weitumfassende Datenerhebung je Großstadt steht aber im Widerspruch zum Forschungsvorhaben, das auf eine großstadtübergreifende Analyse abzielt.

Grundsätzlich basiert die Kategorisierung der Akteure auf einer idealen Annahme, wogegen in der realen Umwelt auch mit Mischformen zwischen den Kategorien der komplexen Akteure zu rechnen ist. Beispielsweise bilden soziale Bewegungen unter bestimmten Voraussetzungen zunehmend organisationsartige Strukturen aus (vgl. SCHARPF F. W. 2006: 106f), mehrere korporative Akteure können wiederum einen kollektiven Akteur in Form einer Allianz bilden, oder es entsteht aus der Kombination mehrerer korporativer Akteure ein korporativer Akteur höherer Ordnung in Form eines Dachverbandes bzw. einer Parteikonföderation (vgl. SCHNEIDER V. 2014: 262). Für den Entscheidungsprozess hat das zur Folge, dass sich die Komplexität der Akteurkonstellation je nach gegebenen Rahmenbedingungen unterscheidet (vgl. MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. 1995a: 44). Im Rahmen dieser stakeholderbasierten Untersuchung können die komplexen Akteure somit nicht als Ganzes herangezogen werden, stattdessen ist stellvertretend ein individueller Akteur jedes komplexen Akteurs mit seinen jeweiligen Fähigkeiten und Handlungsorientierungen zu betrachten.

Mit **Fähigkeiten** sind „alle Handlungsressourcen [...], die es einem Akteur ermöglichen, ein Ergebnis in bestimmter Hinsicht und zu einem gewissen Grad zu beeinflussen“ (SCHARPF F. W. 2006: 86) gemeint. Entsprechend den institutionellen Regelungen ergeben sich jeweilige Handlungsressourcen, sodass die Akteure der Stadtverwaltung oder des Betreibers der Abwasserbeseitigung je nach ihrer Zugehörigkeit innerhalb der vorhandenen Hierarchiestufen mit unterschiedlichen Entscheidungskompetenzen, Partizipationsrechten, Vetorechten, Recht zur autonomen Entscheidung etc. ausgestattet sind. Aus der Zusammenführung von DILLER C. (2013: 2ff) und im Speziellen aus OHL U. (2009: 352f), SCHARPF F. W. 2006 (2006: 90f) und MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995a: 60ff) ist zu entnehmen,

dass die akteurspezifischen Fähigkeiten erst bei einer realen Umsetzung von RWB-Maßnahmen zum Tragen kommen, bei der nicht nur die stakeholderbezogenen Motivationen, sondern die Verständigung zwischen den Stakeholdern ausschlaggebend ist, was für diese Forschungsarbeit nicht untersuchungsrelevant ist. Dagegen charakterisieren **Handlungsorientierungen** die akteurspezifischen Wahrnehmungen und Präferenzen, die durch eine Konfrontierung mit einem konkreten Problem bzw. einer Herausforderung aktiviert und spezifiziert werden (SCHARPF F. W. 2006: 86f). Aus diesem Grund wird erwartet, dass die Stakeholder in erster Linie die oben genannten Interessen ihrer Fachbereiche vertreten und/oder sich den abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen ihrer Großstadt stellen (Kapitel 2.1 bis 2.3).

In diesem Zusammenhang weisen MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995a: 46) darauf hin, dass Akteure des akteurzentrierten Institutionalismus nicht habituell handeln und somit Entscheidungsfindungen nicht ausschließlich strukturbestimmend zu erklären sind. Aus ihrer Sicht wird erst durch eine beidseitige Betrachtung des Handelns von Akteure und Institutionen die analytische Zweiteiligkeit einseitiger Analysen überwunden. Zudem können die Handlungsorientierungen durch Lernen oder Argumente verändert werden. Einerseits nehmen Akteure ihre Handlungsalternativen entsprechend ihrer persönlichen Präferenzen ungleich wahr und andererseits werden ihre Wahrnehmungen und Präferenzen grundlegend vom jeweiligen institutionellen Kontext, in dem sie interagieren, beeinflusst (vgl. SCHARPF F. W. 2006: 73ff). Demzufolge definieren diese Regelungen „nicht nur die Mitgliedschaft komplexer Akteure, die zur Verfügung stehenden materiellen und rechtlichen Handlungsressourcen und damit auch die Menge legitimer Handlungsweisen sowie die Kompetenzen der für sie handelnden Akteure, sondern auch die von diesen Akteuren zu verfolgenden Ziele oder die bei ihren Entscheidungen in Betracht zu ziehenden Werte“ (ebd. 2006: 79).

3.1.5 Identifikation der akteursbezogenen Konstellationen und Interaktionsformen für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess

Entsprechend der jeweiligen akteursbezogenen Konstellation ergeben sich neben den Fähigkeiten und Handlungsorientierungen der jeweiligen Stakeholder weitere Handlungsalternativen, die zu meist den Handlungsspielraum erweitern oder verringern. Im Zusammenhang mit dem akteurzentrierten Institutionalismus beschreibt die **Konstellation** als drittes zentrales Element „die beteiligten Spieler, ihre Strategieoptionen, die mit verschiedenen Strategiekombinationen verbundenen Ergebnisse und die Präferenzen der Spieler in Bezug auf diese Ergebnisse“ (ebd. 2006: 87), wobei mit Spieler der am Entscheidungsprozess beteiligte Akteur gemeint ist. Dabei kann die Konstellation selbst als eine statische Bildbeschreibung verstanden werden (vgl. ebd. 2006: 90).

Ergebnisse eines (politischen) Entscheidungsprozesses werden neben den akteursbezogenen Konstellationen auch von den vorherrschenden Interaktionsformen beeinflusst. Hierbei beschreiben die **Interaktionsformen** als viertes und letztes zentrales Element des akteurzentrierten Institutionalismus die Art und Weise der eigentlichen akteursbezogenen Interaktionen, aus denen letztlich die Entscheidungsfindung hervorgeht. Interaktionsformen werden wesentlich durch die vorgegebenen Rahmenbedingungen der Institution (Kapitel 3.1.3) beeinflusst, wobei die unterschiedlichen institutionellen Strukturen wiederum konkrete Interaktionsformen stützen. Im Rahmen des akteurzentrierten Institutionalismus werden mit dem einseitigen Handeln, der Verhandlung, der Mehr-

heitsentscheidung und der hierarchischen Steuerung insgesamt vier Interaktionsformen aufgeführt, wobei je nach gegebenem institutionellen Kontext eine oder mehrere Interaktionsformen auftreten können. Beispielsweise können innerhalb von hierarchischen Organisationen, wie der Verwaltung für die Stadt- und Infrastrukturentwicklung, alle vier Interaktionsformen realisiert werden (vgl. ebd. 2006: 90ff).

Neben der Gegenüberstellung verschiedener Arbeiten zum akteurzentrierten Institutionalismus (vgl. DILLER C. 2013: 13ff) verweist OHL U. (2009: 109) explizit darauf, dass die Konstellationen und Interaktionsformen angesichts ihrer Komplexität nicht generalisierend dargestellt werden können, sondern je nach Aufgabenstellung empirisch zu erheben sind. Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit wird eine bundesweite Untersuchung angestrebt, sodass solch eine individuelle Erfassung nicht erfolgen kann. Analog zu den akteurspezifischen Fähigkeiten ist aus den genannten Arbeiten abzuleiten, dass diese Elemente des akteurzentrierten Institutionalismus erst bei einer tatsächlichen Umsetzung von RWB-Maßnahmen von essenzieller Bedeutung sind. In diesem Zusammenhang betont OHL U. (2009: 120), dass die beiden Elemente Fähigkeiten und Interaktionsformen der Stakeholder sehr eng miteinander in Verbindung stehen. Im Falle eines niederschlagswasserbezogenen Planungsprozesses wird angenommen, dass die Entscheidungsfindung von den Sach-, Kommunikations- und fachlichen Kompetenzen abhängig ist. Diese Kompetenzen werden aber wahrscheinlich nicht nur von Entscheidungsprozess zu Entscheidungsprozess innerhalb einer Großstadt, sondern auch zwischen den Großstädten stark variieren. Aus diesem Grund werden auch diese Elemente des akteurzentrierten Institutionalismus nicht in die Untersuchung einbezogen, sollen aber als Anknüpfungspunkte bei der Auswertung der Ergebnisse und der Diskussion berücksichtigt werden. Unterstützend ergänzt SCHARPF F. W. (2006: 94), dass akteursbezogene Konstellationen und Interaktionsformen nicht als unabhängige, zentrale Elemente des akteurzentrierten Institutionalismus anzusehen sind. Vielmehr kann sich bei einer bestimmten Konstellation das zu erwartende (politische) Ergebnis ändern, wenn die Interaktionsform variiert wird. Ebenfalls kann eine bestimmte Interaktionsform bei einigen akteursbezogenen Konstellationen zu effektiven (politischen) Lösungen führen und bei anderen wiederum nicht.

3.1.6 Herleitung eines Analyseschemas für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess

Auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus lässt sich ein Analyseschema für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess in den deutschen Großstädten herleiten (Abb. 3.3). Ausgehend von den zwei zentralen Elementen des analytischen Modelles mit Bezug zum Untersuchungsgegenstand (Kapitel 3.1.3 bis 3.1.5) wurde das Analyseschema um vier weitere Elemente erweitert. Hierzu zählen die abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren ohne institutionellen Kontext und die daraus resultierenden Herausforderungen (Kapitel 2.1 bis 2.3). Den Schwerpunkt stellt die integrierte Bewertungs- und Entscheidungsmethode dar, um beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand die Handlungsalternativen einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung abbilden zu können. Daraus lassen sich einerseits ein zu erwartendes und andererseits ein nachweisliches Entscheidungs- und Verhaltensmuster der planungsrelevanten Akteure ermitteln, wobei die Ergebnisse und Entscheidungen im Laufe der Forschungsarbeit eruiert werden.

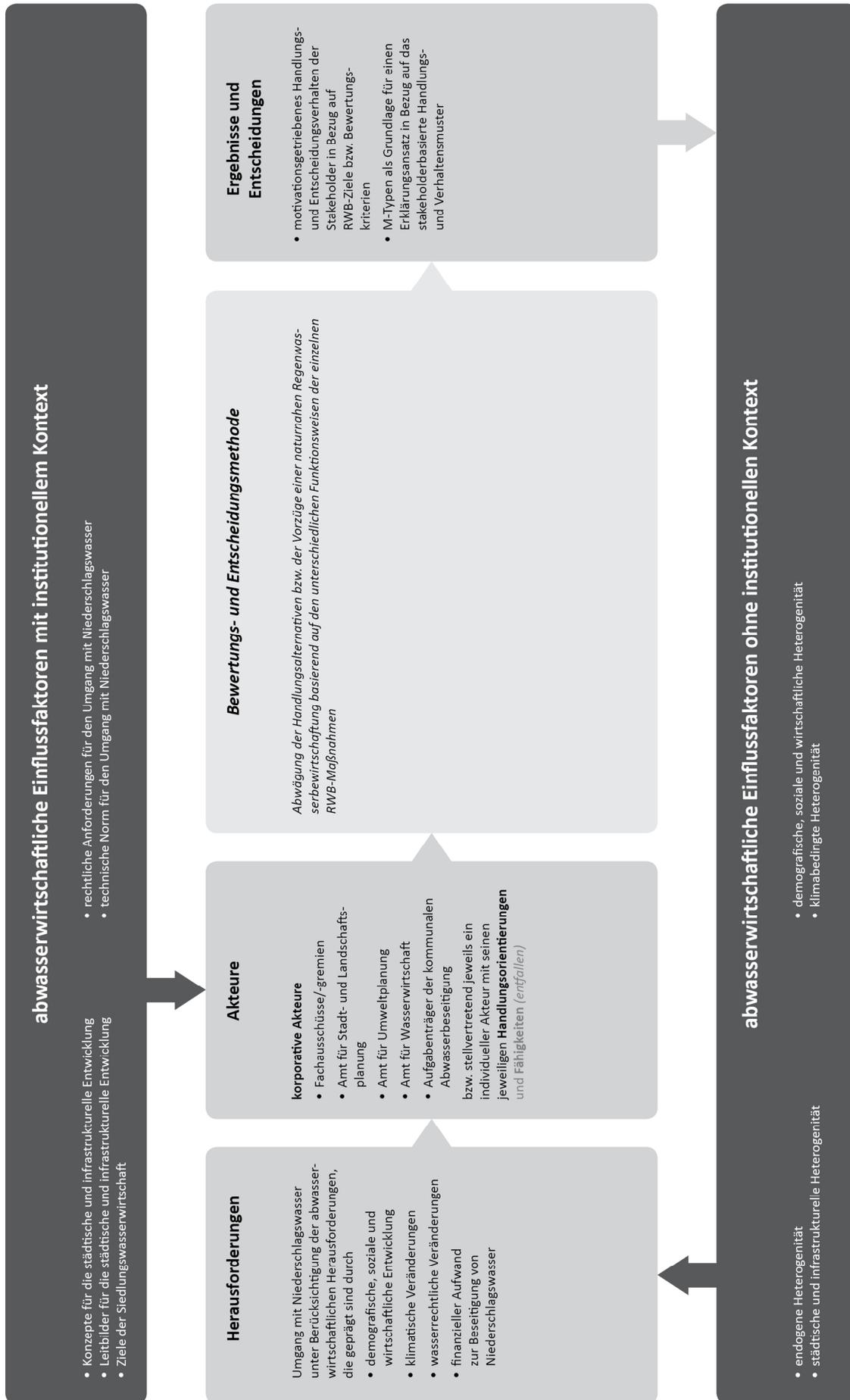


Abb. 3.3: Schema zur empirischen Untersuchung auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus

Aus den Rahmenbedingungen für die Abwasserbeseitigung ergeben sich abwasser- respektive niederschlagswasserwirtschaftliche Herausforderungen, die zu einem Umdenken beim Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand führen. Eine Integration von RWB-Maßnahmen zieht – nicht zuletzt aufgrund vorhandener Entwässerungssysteme, der räumlichen Heterogenität und der kommunalen rechtlichen aber auch finanziellen Restriktionen – eine Abwägung der RWB-Ziele nach sich, um eine gesamtstädtische Integration der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand nachhaltig steuern zu können. Aus der zu untersuchenden Motivation der Stakeholder resultieren schließlich konkrete stakeholderbasierte Präferenzen gegenüber RWB-Zielen und darüber hinaus erste Erklärungsansätze der stakeholderbasierten Entscheidungs- und Verhaltensmuster. Eine Handlung, die auf diesen Entscheidungs- und Verhaltensmustern basiert, würde sich auf die abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren ohne institutionellen Kontext auswirken, deren Veränderungen wiederum zur Bewältigung der Herausforderungen, aber auch zu neuen oder fortbestehenden Herausforderungen führen können.

3.2 Ansätze zur Erfassung, Ordnung und Analyse stakeholderbezogener Präferenzen

3.2.1 Grundlagen der Entscheidungstheorie

Zur Beantwortung der Forschungsfrage (Kapitel 1.2) bedarf es einer Bewertung der RWB-Ziele hinsichtlich ihrer Eignung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung aus Sicht der Stakeholder, woraufhin die Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung nach den jeweiligen Eigenschaften der RWB-Maßnahmen bewertet bzw. gesteuert werden kann. Eine systematische Erfassung und Verarbeitung der Informationen bzw. Daten erfordert ein auf die Problemstellung abgestimmtes Verfahren multikriterieller Entscheidungs- und Bewertungsmethoden. Für das Verfahren werden verschiedene Teilprozesse der Bewertungs- und Entscheidungsfindung herangezogen, welche die Strukturierung des komplexen Entscheidungsproblems erleichtern und gleichzeitig ein hohes Maß an Transparenz und Objektivität zulassen. Diese Strukturierung erfordert einen mehrstufigen Prozess bei gleichzeitiger Berücksichtigung der unterschiedlichen stakeholderbezogenen Präferenzen.

Grundsätzlich entstehen **Entscheidungsprobleme**, wenn ein Akteur „eine bewusste Vorstellung über einen erstrebenswerten Zustand besitzt“ (GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 7). In der Regel besteht eine Differenz zwischen dem gegenwärtigen IST-Zustand und dem zu erreichenden SOLL-Zustand. Ein Entscheidungsproblem liegt aber erst dann vor, wenn zur Bewältigung der identifizierten SOLL/IST-Differenz mindestens zwei Alternativen offenstehen (vgl. ebd. 2013: 7), wobei die Beibehaltung des Status quo als weitere Alternative anzusehen ist (vgl. RIEDL K. 2006: 100, FINK K. & PLODER C. 2006: 100).

Eine **Entscheidungsfindung** lässt sich „als ein im Zeitverlauf sich vollziehender Prozess [auffassen], der aus Vorentscheidungen und der Endentscheidung besteht. Der **Entscheidungsprozess** entspricht [...] einem Problemlösungsprozess, wobei die möglichen Lösungen des (Entscheidungs-) Problems durch die erwogenen Alternativen repräsentiert werden und die tatsächliche Lösung

durch die gewählte Alternative“ (LAUX H. *et al.* 2012: 12). Eine systematische Erfassung von Problemformulierung, Präzisierung des Zielsystems, Erforschung der möglichen Alternativen, Auswahl einer Alternative und Entscheidungen in der Realisationsphase kann dabei zur Wahl der optimalen Alternative beitragen; wobei die einzelnen Schritte zumeist nicht gesondert voneinander betrachtet werden sollten (vgl. ebd. 2012: 12).

Die vergleichende Bewertung der Alternativen wird entsprechend ihrer Konsequenzen auf Grundlage von **Bewertungskriterien** (auch Ziel- oder Entscheidungskriterien genannt) durchgeführt. Welche Konsequenzen entscheidungsrelevant und nach welchen Kriterien sie zu beurteilen sind, ist vom Zielsystem des jeweiligen Entscheidungsträgers abhängig (vgl. DIETRICH J. 2006: 18). Entsprechend der Problemstellung müssen Merkmale bzw. Attribute numerisch oder nominal bewertet werden (vgl. HALLER B. E. 2013: 67). Auf diese Weise kann die Zielerreichung des jeweiligen Bewertungskriteriums beschrieben werden. Alternativ können auch Zielerreichungsgrade für die Bewertungskriterien angegeben werden (engl.: Proxy Attributes) (vgl. DIETRICH J. 2006: 18).

Das aus einem Entscheidungsprozess hervorgehende Gefüge von Zielen bzw. erwünschten Ereignissen und Daseinzuständen, zwischen denen Beziehungen bestehen, wird durch ein individuelles oder kollektives **Zielsystem** beschrieben (vgl. GILLENKIRCH R. M. 2017). EISENFÜHR F. *et al.* (2010: 35) definieren das **Ziel** als Präferenz bzw. Einstellung des Entscheiders zu Handlungsalternativen, in Verbindung mit einer Aussage zur Richtung dieser Präferenz und somit zur angestrebten Eigenschaft der Bewertungskriterien. Dagegen sind **Zielpunkte** Aussagen über eine angestrebte konkrete Merkmals- bzw. Attributausprägung (vgl. DIETRICH J. 2006: 19). Ziele lassen sich in sogenannte Fundamental- und Instrumentalziele kategorisieren. Im ersten Fall handelt es sich um Ziele, die im jeweiligen Kontext um ihrer selbst Willen verfolgt werden und keiner weiteren Begründung bedürfen. Dagegen leisten Instrumentalziele einen positiven Beitrag zur Erfüllung eines grundlegenden Zieles. Analog dazu können Ziele in über- und untergeordnete Ziele untergliedert werden, wobei letztere positiv auf die Zielerreichung des jeweiligen übergeordneten Zieles wirken sollen. Angesichts solcher einer Strukturierung können ganze Zielhierarchien erstellt werden (vgl. EISENFÜHR F. *et al.* 2010: 70ff), wobei die untergeordneten Ziele als Bewertungskriterien fungieren. Für einen transparenten Entscheidungsprozess ist es insgesamt förderlich, wenn das Zielsystem folgende Anforderungen erfüllt (vgl. ebd. 2010: 68f, MAKROPOULOS C. K. & BUTLER D. 2006: 70, KEENEY R. L. & RAIFFA H. 1993: 50ff):

- **Vollständigkeit:** Alle für die Entscheidungsfindung relevanten Bewertungskriterien sind im Zielsystem abzubilden.
- **Einfachheit:** Die Anzahl der Bewertungskriterien sollte bei höchstmöglicher Generalisierung des Entscheidungsproblems minimal sein. Zudem müssen die Bewertungskriterien für die Akteure verständlich sein.
- **Redundanzfreiheit:** Bewertungskriterien überschneiden sich nicht hinsichtlich ihrer Bedeutung, da sonst das durch mehrere untergeordnete Bewertungskriterien abgebildete übergeordnete Bewertungskriterium überbewertet wird.
- **Messbarkeit:** Der Grad der Zielerreichung hat möglichst treffend (Auswahl essenzieller Bewertungskriterien) und eindeutig (Messung mit kleinstmöglicher Unschärfe) zu sein.

- **Präferenzunabhängigkeit:** Formulierung einer Präferenz gegenüber einem Bewertungskriterium ist unabhängig von den Ausprägungen der anderen Bewertungskriterien zu ermöglichen. Das ist insbesondere bei hierarchischen Zielsystemen bedeutend, da der Gesamtnutzen eines übergeordneten Bewertungskriteriums oder einer Alternative aus den Bewertungen der jeweiligen untergeordneten Bewertungskriterien berechnet wird.
- **Teilbarkeit:** Komplexe Sachverhalte können durch eine Trennung in kleinere Analyseschritte vereinfacht werden.

Um Entscheidungen zu treffen, stehen dem Akteur meist mehrere Handlungsmöglichkeiten zur Verfügung. Hierzu zählen in erster Linie das intuitive Wählen einer Lösung, ein routinemäßiger Eingriff auf eine bereits in der Vergangenheit liegende realisierte Lösung, das Hinzuziehen eines Experten, der Rückgriff auf einen Zufallsmechanismus oder Handlungsmöglichkeiten auf Grundlage eines systematischen und somit rationalen Denkprozesses (vgl. GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 15). Diese fünf Handlungsmöglichkeiten gehören zur **deskriptiven Entscheidungstheorie**, die das Verhalten und das Handeln von Akteuren in der Realität beschreibt und erklärt. Das Ziel der deskriptiven Entscheidungstheorie ist es, „empirisch gehaltvolle Hypothesen über das Verhalten von Individuen und Gruppen im Entscheidungsprozess zu finden, mit deren Hilfe bei Kenntnis der jeweiligen konkreten Entscheidungssituation Entscheidungen prognostiziert bzw. gesteuert werden können“ (LAUX H. *et al.* 2012: 4). Die empirische Forschung liefert einerseits die Informationsgrundlage für Entscheidungen selbst und andererseits erleichtert sie auch, „ein Urteil darüber zu fällen, welche Alternativen in einer Entscheidungssituation realisierbar (zulässig) sind und zu welchen Konsequenzen sie führen werden bzw. führen können“ (ebd. 2012: 16).

Dagegen wird bei der **präskriptiven bzw. normativen Entscheidungstheorie** aufgezeigt (Abb. 3.4), welche Entscheidung rational am besten für den Akteur im Falle von alternativen Entscheidungssituationen unter einschränkenden Umweltbedingungen ist (vgl. LUSTI M. 2002: 2). Hierfür werden der Inhalt der Entscheidungssituation abstrahiert und die Grundprobleme der zur Auswahl stehenden RWB-Ziele untersucht. Charakteristisch für die präskriptive Entscheidungstheorie ist, dass Entscheidungen hinsichtlich konkurrierender RWB-Ziele, die quantitativer sowie qualitativer Art sein können, teilweise nur unter Unsicherheit getroffen werden können (LAUX H. *et al.* 2012: 4). Im

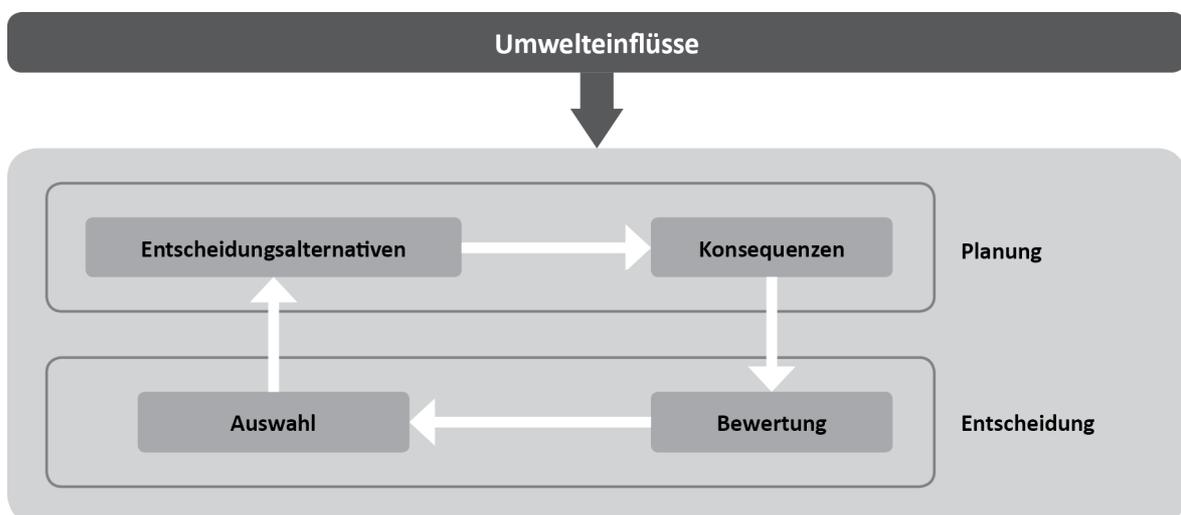


Abb. 3.4 Grundmodell der präskriptiven Entscheidungstheorie (ang. an DIETRICH J. 2006: 17)

Hinblick darauf liefert die deduktive Forschung zum einen eine Orientierungshilfe für die Informationsverarbeitung und entwickelt zum anderen die theoretische Grundlage, „aus der Problemstellungen für die empirische Forschung abgeleitet werden können“ (LAUX H. *et al.* 2012: 16f). Ergo lässt sich die Motivation der Stakeholder gegenüber dem differenzierten Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung unter Berücksichtigung der abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren erklären. Darauf aufbauend soll abgeleitet werden, wie Stakeholder künftig mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand umzugehen haben bzw. wie deren Entscheidungsfindung rational erfolgen kann. Dabei wird vorausgesetzt, dass ein Stakeholder „die ihm zur Verfügung stehenden Informationen korrekt verarbeitet [...], sich seiner Ziele bewusst und in der Lage ist zu beurteilen, inwieweit eine Handlung welche seiner Ziele berührt“ (GILLENKIRCH R. M. 2017). Hierfür sind die eigenen Zielvorstellungen in ein widerspruchsfreies Zielsystem zu übertragen, woraufhin eine Entscheidung getroffen werden kann, die mit diesem Zielsystem konform ist. Mithilfe einer multikriteriellen Bewertungs- und Entscheidungsmethodik ist das Entscheidungsproblem in abstrakter Form und in formalisierter Sprache wiederzugeben, sodass die Lösung des Entscheidungsproblems logisch abgeleitet werden kann (vgl. ebd. 2017).

3.2.2 Dimensionen von Entscheidungsproblemen und ihre Ausprägungen

Die Wahl einer geeigneten Bewertungs- und Entscheidungsmethodik hängt grundsätzlich von zahlreichen Kriterien ab (Tab. 3.1). Erschwerend kommt hinzu, dass sich die Entscheidungsprobleme in ihrer Art und in Abhängigkeit von der individuellen Problemstellung und Datengrundlage unterscheiden (vgl. LAUX H. *et al.* 2012: 19ff, EISENFÜHR F. *et al.* 2010: 19ff, RÜHLI E. 1988: 186ff).

Es wurde bereits dargelegt (Kapitel 3.1), dass ein Ausbau von RWB-Maßnahmen bei bestehendem Entwässerungssystem ein komplexes Entscheidungsproblem darstellt, auch wenn sich das

Tab. 3.1: Dimensionen von Entscheidungsproblemen und ihre Ausprägungen (ang. an GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 9)

Dimension	Ausprägung		
1) Schwierigkeitsgrad	einfach	komplex	
2) Problemstruktur	gut strukturiert	schlecht strukturiert	
3) Problemcharakter I	Wahlproblem	Gestaltungsproblem	
4) Problemcharakter II	Gefahrenproblem	Chancenproblem	
5) Verknüpfung mit späteren Entscheidungsproblemen	unabhängiges Entscheidungsproblem	Entscheidungsproblem in einer Entscheidungssequenz	
6) Problemebene	originäres Entscheidungsproblem	Metaproblem	
7) Art des Akteurs	Entscheidungen von Einzelpersonen	Entscheidungen von Kollektiven	
8) Zahl der verfolgten Ziele	einwertig	mehrwertig bzw. multikriteriell	
9) Prognostizierbarkeit der Konsequenzen	mit Sicherheit prognostizierbare Konsequenzen	mehrere mögliche Konsequenzen mit prognostizierbaren Eintrittswahrscheinlichkeiten	mehrere mögliche Konsequenzen ohne prognostizierbare Eintretenswahrscheinlichkeiten

Zielsystem klar präzisieren lässt und es eine überschaubare Anzahl an zu bewertenden RWB-Zielen gibt. So haben die Stakeholder beispielsweise quantifizierbare und qualifizierbare RWB-Ziele vor dem Hintergrund einer unsicheren Umweltentwicklung zu berücksichtigen. Zudem sind am Entscheidungsprozess mehrere Akteursgruppen beteiligt, wobei die einzelnen Stakeholder unterschiedliche Interessen vertreten können. Außerdem nimmt die Komplexität mit der steigenden räumlichen Dimension zu, da die abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren nicht nur zwischen den Großstädten, sondern auch innerhalb einer Großstadt heterogen sein können. Dennoch lässt sich das zu untersuchende Entscheidungsproblem ausreichend präzise beschreiben und strukturieren.

Um das Potenzial einzelner RWB-Maßnahmen im Siedlungsbestand aufzeigen und diskutieren zu können (Wahlproblem), soll die Bewertung der RWB-Ziele hinsichtlich ihrer Eignung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung aus Sicht der Stakeholder eruiert und diskutiert werden. Die neuen Erkenntnisse dienen wiederum als Grundlage für weiterführende Entscheidungsprozesse beim Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand (Entscheidungssequenz). Dabei zielt die Untersuchung nicht auf einen Vergleich zwischen der derzeitigen zentralen Beseitigung von Niederschlagswasser und einer künftigen naturnahen Regenwasserbewirtschaftung oder zwischen den technischen RWB-Maßnahmen per se ab, sondern auf die Rahmenbedingungen für einen kohärenten und transparenten Entscheidungsprozess zum Einsatz einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung. Auf diese Weise ist zu erwarten, dass Rückschlüsse auf die globalen Herausforderungen (Gefahrenproblem) und auf die räumlich separierten Nutzwerte eines Ausbaues von RWB-Maßnahmen (Chancenproblem) gezogen werden können.

Die Herleitung des Zielsystems basiert auf der Fachliteratur (Kapitel 2). Darauf aufbauend erfolgt die Herleitung einer Bewertungs- und Entscheidungsmethodik zur Bewertung der RWB-Ziele durch die Stakeholder. Während die Bewertung vom jeweiligen Stakeholder einzeln vorgenommen wird und zu verantworten ist (Einzelentscheidung), resultieren die ganzheitlichen Entscheidungs- und Verhaltensmuster auf einer weiterführenden statistischen Analyse. Daher bedarf es weiterer Daten (Metaproblem) zur inhaltlichen sowie zeitlichen Planung des Untersuchungsansatzes, um beispielsweise auch die Stakeholder in den Entscheidungsprozess mit einbeziehen bzw. diese im Anschluss über die Ergebnisse informieren zu können.

Obwohl die Forschungsarbeit auf dem Wissensstand aufbaut und mit den Stakeholdern die gegenwärtigen entscheidungsrelevanten Akteure einbezieht, sind angesichts der methodischen Herausforderungen die Konsequenzen der Entscheidungs- und Verhaltensmuster nicht mit Sicherheit prognostizierbar. Dennoch ist davon auszugehen, dass die Prognostizierbarkeit der Konsequenzen unter Beachtung der Eintrittswahrscheinlichkeit gegebenenfalls abgeleitet werden kann.

3.2.3 Klassische Verfahren multikriterieller Bewertungs- und Entscheidungsmethoden

Zur Lösung eines Entscheidungsproblems bzw. bei der Auswahl der optimalen Handlungsalternative können Entscheidungsmodelle eingesetzt werden (Abb. 3.5), die in erster Linie der Strukturierung, Abgrenzung und Definition von Entscheidungsproblemen dienen. Durch Entscheidungsmodelle werden aber auch die Informationskapazitäten erweitert. Weiterhin unterstützen Entscheidungsmodelle die Informationsverarbeitung innerhalb eines Entscheidungsprozesses, indem komplexe Entscheidungsprobleme abstrahiert dargestellt werden. Außerdem können weitere Anregungen,

die aus dem Entscheidungsprozess hervorgehen, vermittelt werden. Mithilfe von Entscheidungsmodellen werden auch für den Akteur bisher unbekannte bzw. fehlende Informationen offensichtlich, die gegebenenfalls noch zu beschaffen, organisieren und zu benutzen sind. Zudem können mittels solcher Entscheidungsmodelle auch neue bzw. innovative Handlungsmöglichkeiten hergeleitet werden (vgl. HEIDER K. 2002: 75).

Für das vorliegende Entscheidungsproblem erscheint ein Entscheidungsmodell auf Grundlage multikriterieller Bewertungs- und Entscheidungsmethoden – Multiple-Criteria Decision Making (MCDM) bzw. Multiple-Criteria Decision Analysis (MCDA) – zielführend. Basierend auf den vorangehenden Herleitungen (Kapitel 3.2.1 und 3.2.2) lassen sich die Charakteristiken des Entscheidungsproblems unmittelbar auf die vier wesentlichen Charakteristiken der MCDM übertragen (vgl. EISENFÜHR F. *et al.* 2010: 36, HWANG C. L. & YOON K. 1981: 2):

- **mehrere Ziele:** Jedes Problem besitzt mehrere Ziele oder Eigenschaften. Der Akteur muss für die jeweilige Problemstellung die relevanten Ziele deklarieren.
- **Zielkonflikt:** Mehrere Ziele stehen unter Umständen im Widerspruch zueinander, sodass eine Verbesserung eines Zieles zu einer Verschlechterung des Ergebnisses eines anderen Zieles führt.

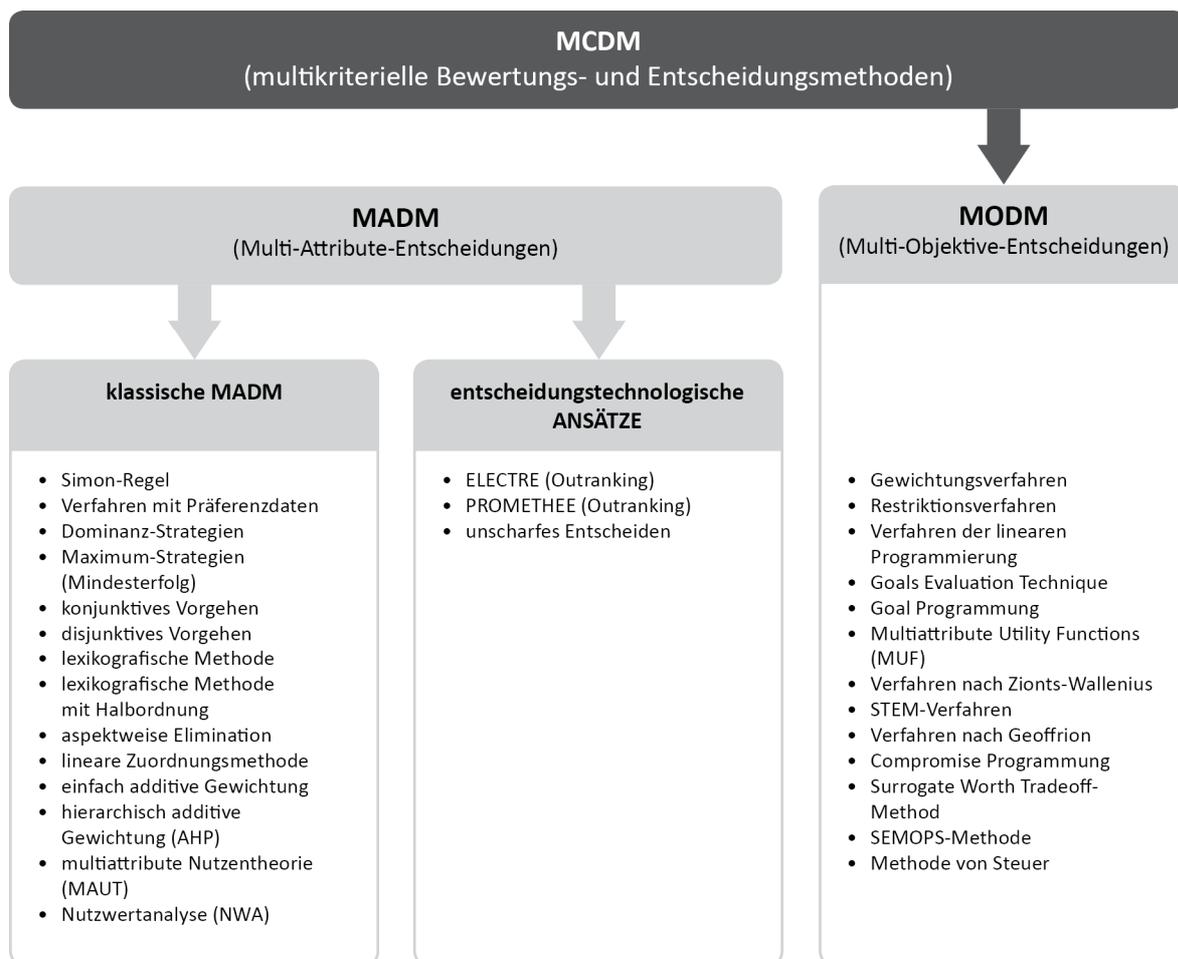


Abb. 3.5: Überblick klassischer multikriterieller Bewertungs- und Entscheidungsmethoden (ang. an GÖTZE U. 2006: 173ff, HWANG C. L. & YOON K. 1981: 9 & 209, DVWK 1989: 65ff)

- **unvergleichbare Einheiten:** Ziele werden oftmals mit unterschiedlichen Maßstäben gemessen, die untereinander nicht vergleichbar sind.
- **Berechnung/Auswahl einer Lösung:** Innerhalb eines Entscheidungsproblems ist die beste Lösung (also die Lösung, die der Akteur im Hinblick auf alle Ziele bevorzugt) unter den vorher festgelegten Alternativen auszuwählen oder im Falle von unendlich vielen Alternativen die beste Lösung zu berechnen.

Des Weiteren hängt das Ergebnis bei einer MCDM von nicht beeinflussbaren Daten bzw. Umweltzuständen ab. Demnach können Entscheidungen unter Sicherheit oder Unsicherheit getroffen werden. Bei einer Entscheidung unter Sicherheit ist dem Akteur bei der Wahl einer Lösung bekannt, welche Ausprägung die entscheidungsrelevanten Daten annehmen werden. Dagegen sind bei Entscheidungen mit Unsicherheit (Unsicherheit im engeren Sinne oder unter Risiko) dem Akteur mindestens zwei Zustände bekannt, von denen aber nur einer eintreten wird. Bei der Unsicherheit im engeren Sinne ist der Akteur nicht in der Lage, ein Wahrscheinlichkeitsurteil über die möglichen Zustände abzugeben. Der Akteur kann demnach nur eine Aussage dazu machen, welche Zustände grundsätzlich eintreten können, aber nicht zu deren Wahrscheinlichkeiten. Eine Angabe der Wahrscheinlichkeit kann nur unter Risiko erfolgen, das heißt der Akteur ordnet den denkbaren Zuständen Eintrittswahrscheinlichkeiten zu (vgl. LAUX H. *et al.* 2012: 32f; LUSTI M. 2002: 4).

Abhängig von der Struktur des zugrundeliegenden MCDM wird ein Entscheidungsproblem nach HWANG C. L. & YOON K. (1981: 3f) entweder durch die Auswahl einer Alternative [Multi-Attribut-Entscheidungen bzw. Multi Attribute Decision Making (MADM)] oder durch die Berechnung einer Alternative [Multi-Objektive-Entscheidungen bzw. Multi Objective Decision Making (MODM)] gelöst. Das MADM-Verfahren kann nochmals zwischen dem klassischen MADM-Verfahren und den entscheidungstechnologischen Ansätzen unterschieden werden. Letztere sind Verfahren und Instrumente zur Informationsverarbeitung, um den Entscheidungsprozess effizienter zu gestalten, so dass das Ausmaß der Zielerreichung unter Berücksichtigung des Ressourceneinsatzes zu steigern ist (vgl. HEIDER K. 2002: 74). Ergänzend sei erwähnt, dass in der Fachliteratur die drei Verfahrensansätze auch auf einer Ebene klassifiziert werden (vgl. ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 25ff).

Die Bewertung der RWB-Ziele im Sinne der Forschungsfrage ist ein mathematischer Ansatz und erfordert somit den Einsatz eines MCDM. Die hierfür erforderlichen Überlegungen und Abwägungen werden im folgenden Kapitel 3.2.4 dargelegt. Weiterführende Informationen zu Entscheidungsmodellen mit Anwendungsbeispielen im Allgemeinen können EISENFÜHR F. *et al.* (2010) entnommen werden. Eine detaillierte Übersicht gängiger Ansätze zu MCDM und Erläuterungen dazu sind in DVWK (1989) und DIETRICH J. (2006) zu finden.

3.2.4 Verfahren zur Unterstützung von multikriteriellen niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsfindungen

Mit dem Ziel, dass sowohl Ergebnisse als auch Lösungsansatz auf eine möglichst breite Akzeptanz stoßen, soll unter Beachtung der Komplexität des Entscheidungsproblems ein für die Umweltwissenschaft übliches MCDM-Verfahren ausgewählt werden. Im Bereich der Umweltwissenschaften haben die Bedeutung und Anwendung von MCDM in den letzten Jahren stetig zugenommen. HUANG I. B. *et al.* (2011: 3579ff) geben einen Überblick über die Einsatzgebiete von MCDM. Ihre

Studie basiert auf Veröffentlichungen der *Web-Of-Science-Datenbank (WOS)*, die weltweit auf über zehntausend Zeitschriften zugreift und auf ausgewählte Ausgaben der Zeitschriften des *Journal Of Multicriteria Decision Analysis* und *Integrated Environmental Assessment And Management* von 1990 bis 2009. Abfragen in nicht-umweltrelevanten Bereichen konnten durch Hinzufügen von Fachbegriffen ebenfalls berücksichtigt werden. Während ältere Artikel ausschließlich für die Trendanalyse verwendet wurden, ergab die Recherche der Jahre 2000 bis 2009 765 Artikel. Diese wurden in einem mehrstufigen Verfahren nach den relevanten Anwendungskriterien selektiert, sodass insgesamt 312 Artikel für die Analyse herangezogen wurden.

Aus der Studie geht hervor, dass die Multiattributive Wert- und Nutzentheorie [Multi-Attribute Value Theory (MAVT)/Attribute Utility Theory (MAUT)], die Verfahren PROMETHEE und ELECTRE als Outrankings und der AHP zu den drei Hauptansätzen von MCDM zählen⁷, die grundsätzlich auf gleichen mathematischen Elementen basieren. Eine Gegenüberstellung auf internationaler Ebene ergab, dass der AHP mit 48 % vor der MAVT/MAUT mit 16,3 % und den Outrankings mit 12,5 % deutlich bevorzugt wird. Dagegen wird im europäischen Raum die MAVT/MAUT mit 26 % gegenüber dem AHP mit 23 % und den Outrankings mit 22 % tendenziell stärker präferiert. Für Entscheidungsfragen im Abfall- und Wassermanagement wird der AHP mit 37 % ebenfalls vor MAVT/MAUT mit 26 % und den Outrankings mit 14 % am häufigsten angewendet. Diese Reihenfolge besteht auch bei stakeholderbasierten Entscheidungsfragen, bei welcher der AHP mit 48 %, die MAVT/MAUT mit 15 % und die Outrankings mit 9 % vertreten sind. Im Kontext raumbezogener bzw. GIS-basierter Entscheidungsfragen weist ebenfalls der AHP mit 80 % noch vor der MAVT/MAUT mit 17 % und den Outrankings mit 0 % die mit Abstand höchste Verbreitung auf (vgl. ebd. 2011: 3581ff). Dies ist insofern interessant, als niederschlagswasserbezogene Entscheidungsfragen einen unmittelbaren Raumbezug haben. In diesem Zusammenhang geben VAIDYA O. S. & KUMAR S. (2006) an, dass Ergebnisse durch die Kombination des AHP mit anderen Techniken, wie GIS, weiter verbessert werden können.

Auf dieser Grundlage werden die Outrankings nicht weiter betrachtet, zu denen unter anderem ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. (1991: 204ff) weiterführende Fachliteratur zur Verfügung stellen. Ein weiterführender Vergleich zwischen der MAVT/MAUT und dem AHP scheint sinnvoll. Da die MAVT/MAUT im engeren Sinn nur bedingt anwendungstauglich ist (vgl. AHN H. 1997: 143ff, NITZSCH R. v. 1993: 113ff), soll fortführend die Nutzwertanalyse – eine degenerierte Form der MAVT (vgl. AHN H. 1997: 144) – dem AHP gegenüber gestellt werden (Tab. 3.2).

In diesem Zusammenhang macht RIEDL K.: 101 (2006: 101) deutlich, „dass der AHP eine Problemkonstellation in all ihren Abhängigkeiten umfassend analysiert“ und dass die Entscheidungsfindung auf mathematischen sowie logischen Schlüssen basiert. Im Unterschied zur Nutzwertanalyse erfolgt beim AHP die Gewichtung der Kriterien nicht holistisch, sondern wird über Paarvergleiche mathematisch über den Eigenvektor der Evaluationsmatrix berechnet. Der AHP stellt daher ein Verfahren dar, das „auf systematische Weise gestattet, auch komplexe Entscheidungssituationen zu strukturieren, und die Handlungsmöglichkeiten (Alternativen) zu bewerten“ (DELLMANN K. & GRÜNIG R.

⁷ Die angegebenen Kennzahlen basieren auf dem Vergleich aller für die Studie von HUANG I. B. *et al.* (2011) herangezogenen MCDM [AHP, MAUT/MAVT, Promethee, Electre, Topsis, Kombination mehrerer Verfahren, MCDA ohne Fallstudie und andere (DEMATEL, NAIAD, DELPHI etc.)], sodass die Addition der genannten Anteile weniger als 100 % ergeben kann.

1999: 34). Zudem können Widersprüche im Verhalten der Akteure aufgezeigt werden (vgl. RIEDL K. 2006: 101). Dadurch werden Manipulationsversuche bei der Gewichtung erschwert. Bei der Nutzwertanalyse, bei der die Priorisierungen bzw. Gewichte durch den Akteur direkt festgelegt werden, besteht das Risiko, dass interessenbezogene RWB-Ziele besonders hoch gewichtet werden. Das Risiko ist beim AHP ebenfalls nicht auszuschließen, aber es ist wahrscheinlich, dass in solchen Fällen die Anforderungen der Konsistenz mit einem Konsistenzratio (CR-Wert) von unter zehn Prozent nicht erreicht werden (vgl. ebd. 2006: 119f; Kapitel 3.2.5). Des Weiteren eignet sich der paarweise Vergleich bei Entscheidungsproblemen mit einer großen Zahl an Kriterien, da eine einfache Zuordnung der Gewichte eine zu große Abstraktionsleistung des Akteurs erfordern und letztlich zu Ungenauigkeiten führt (vgl. LUSTI M. 2002: 20f, OSSADNIK W. 1998: 117).

Während der AHP ein hierarchisches Verfahren ist, welches das Entscheidungsproblem in mehreren Ebenen aufteilt und folglich strukturiert (vgl. ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 65f, OSSADNIK W. 1998: 93), erlaubt die Nutzwertanalyse – obwohl per se nicht vorgesehen (vgl. RIEDL K. 2006: 116) – ebenfalls eine hierarchische Gliederung des Entscheidungsproblems. Daher können mittels beider Verfahren RWB-Ziele nach ihren Charakteristiken selektiv klassifiziert werden. Es ist für beide Verfahren zu erwarten, dass somit das Entscheidungsproblem für Dritte nachvollziehbarer aufgearbeitet werden kann und sich weiterhin (Gruppen-) Diskussionen einfacher leiten lassen.

Jedoch ermöglicht lediglich der AHP quantitative (monetäre) und qualitative Daten direkt miteinander zu vergleichen, sodass beispielsweise Umweltdaten gemeinsam mit Kostenstrukturen der Abwasserbeseitigung in die Hierarchie mit aufgenommen werden können. Dies ist äußerst vorteilhaft, da eine Transformation der qualitativen in quantitative Daten, also „die Herstellung der Vergleichbarkeit verschieden skalierten Kriterien [, ...] zu einem Informationsverlust [führt], weil eine Transformation von einem höheren Skalenniveau auf ein niedrigeres erfolgt“ (ebd. 2006: 117). Werden beispielsweise in einer Hierarchie monetäre wie auch nicht-monetäre übergeordnete Bewertungskriterien aufgeführt, dürfen die untergeordneten Bewertungskriterien der monetären übergeordneten Bewertungskriterien nicht qualitativ bewertet werden. Ebenso darf die Bewertung von

Tab. 3.2: Eigenschaften der Nutzwertanalyse und des AHP (ang. an RIEDL K. 2006: 120)

Vergleichskriterien	Nutzwertanalyse	AHP
Differenzierung des Entscheidungsprozesses	xx	xxx
Berücksichtigung quantitativer und qualitativer Daten	x	xxx
Hinzuziehen von Alternativen im Nachhinein	xxx	x
Entscheidungsprozess als Kollektiv	xxx	xxx
Überprüfung der Konsistenz	---	xxx
Verständlichkeit des Verfahrens	xxx	xx
Aufwand des Verfahrens	xxx	x
Einsatzbereich mit Geoinformationssystemen	x	xxx
Anwendungsbereich national/international	xxx/xx	xx/xxx

x/xx/xxx niedrig/mittel/hoch

--- nicht möglich

untergeordneten Bewertungskriterien der nicht-monetären übergeordneten Bewertungskriterien nicht quantitativ erfolgen.

Im Vergleich zur Nutzwertanalyse erfolgt die Entscheidungsfindung beim AHP durch eine höhere und zugleich aufwändigere systematische Abfolge von Teilschritten (vgl. GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 246), wodurch aber Fehlerquellen schneller erkannt und ausgeschlossen werden können. Darüber hinaus begünstigt der gleichbleibende prozessuale Ablauf des AHP ein routiniertes Arbeiten (vgl. MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 114), wobei diesbezüglich keine gegensätzlichen Aussagen zur Nutzwertanalyse bekannt sind.

Obwohl im Grunde beide Verfahren für die Bewertung der RWB-Ziele durch die Stakeholder in Frage kommen, wird in der nachfolgenden Untersuchung der AHP verwendet. Ausschlaggebend sind hierbei zwei wesentliche Vorzüge des AHP gegenüber der Nutzwertanalyse [näheres zur Nutzwertanalyse unter anderem bei SCHNEEWEIß C. (1990: 13ff) und HWANG C. L. & YOON K. (1981: 208f)]: Zum einen besteht die Möglichkeit, monetäre und qualitative Daten der Umwelt miteinander zu vergleichen, sodass es bei qualitativen Daten zu keinem Informationsverlust kommt und somit nicht erst ein geeignetes Skalenniveau ermittelt werden muss. In diesem Zusammenhang entfällt beim AHP ebenfalls die Abwägung eines geeigneten Skalenniveaus, da dieses mit der validierten Saaty-Skala vorgegeben ist. Zum anderen soll durch die Berücksichtigung der Konsistenz das Risiko interessenbezogener Priorisierungen minimiert werden, da sich diese auf die Auswertung auswirken und die Interpretation der Ergebnisse erschweren. Weiterhin sollte die Anwendung des AHP angesichts seiner dominierenden Rolle auf internationaler Ebene einen internationalen Wissensaustausch begünstigen. Der wesentliche Nachteil, dass der AHP gegenüber der Nutzwertanalyse als das aufwändigere Verfahren gilt, kann mit der in der Forschung üblichen detaillierteren analytischen Vorgehensweise abgefangen werden. Zudem wird die Eintrittswahrscheinlichkeit des Rank-Reversal-Effektes, der die Änderung der ursprünglichen Rangfolge der Alternativen durch das Hinzufügen oder Weglassen eines Bewertungskriteriums oder einer Alternative beschreibt, angesichts der eindeutigen Problemstellung und gegebenen Rahmenbedingungen als minimal eingeschätzt. Siedlungswasserwirtschaftliche Forschungsfragen unter Anwendung des AHP wurden unter anderem bei HEINISCH T. (2010) und STARKL M. *et al.* (2004) erfolgreich beantwortet. In Bezug auf die Verständlichkeit liegt keine Studie vor, wie der AHP im Rahmen von niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsproblemen bzw. (siedlungs-) wasserwirtschaftlichen Fragestellungen insgesamt bewertet wird. Angesichts des breiten und häufigen Einsatzbereiches ist aber anzunehmen, dass das Verfahren allgemein anerkannt, verständlich und nachvollziehbar ist.

Hinsichtlich der praktischen Eignung des AHP sei ergänzt, dass die Arbeit durch Software unterstützt werden kann. Wie bei anderen Entscheidungsmodellen gibt es kostenpflichtige Lizenzsoftware, doch gängige Tabellenkalkulationsprogramme verfügen ebenfalls über alle notwendigen Funktionalitäten zur vollständigen Anwendung des AHP. Eine ausführliche Darlegung des AHP und die Erklärung seiner Begrifflichkeiten folgen im nächsten Kapitel 3.2.5.

3.2.5 Analytischer-Hierarchie-Prozess als Ansatz für multikriterielle niederschlagswasserbezogene Entscheidungsfindungen

3.2.5.1 Grundlagen

Der AHP wurde zur Lösung multikriterieller Entscheidungsprobleme in den 1970er Jahren von Thomas L. Saaty entwickelt (vgl. SAATY T. L. 1977, SAATY T. L. 1994). Ergänzend zu den vorausgehenden Aussagen (Kapitel 3.2.4) verweisen VAIDYA O. S. & KUMAR S. (2006) darauf, dass das Verfahren vorwiegend im Bereich *Auswahl und Bewertung* eingesetzt wird, insbesondere bei komplexen ökonomischen Fragestellungen sowie bei Systemfragen aus unterschiedlichen Perspektiven der Entwicklung. Im Hinblick auf den erarbeiteten Wissensstand zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung (Kapitel 2) und das Forschungsinteresse scheint das zugrundeliegende Entscheidungsproblem auf den AHP übertragbar zu sein.

Um den AHP zur Bewertung der RWB-Ziele durch die Stakeholder einsetzen zu können, sind bei der Anwendung insgesamt vier Axiome einzuhalten. Als Axiom wird ein als absolut richtig anerkannter Grundsatz bzw. eine gültige Wahrheit bezeichnet, die keines Beweises bedarf bzw. eine nicht abgeleitete Aussage eines Wissenschaftsbereiches, aus der andere Aussagen ab- bzw. hergeleitet werden. Die für den AHP geforderten Axiome sind bereits von SAATY T. L. (1986) formuliert und von HARKER P. T. & VARGAS L. G. (1987) weiter beschrieben worden. Basierend auf ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. (1991: 67ff) werden diese in den kommenden Absätzen vereinfacht wiedergegeben:

Axiom 1 – Reziprozität: Ausgangspunkt sind zwei beliebige Alternativen i und j aus einer endlichen Menge A aller Alternativen. Der Akteur bewertet diese beiden Alternativen im Hinblick auf ein Kriterium aus der Menge C aller Kriterien. Die Bewertung selbst erfolgt mittels eines paarweisen Vergleichs ($a_{i,j}$) auf Grundlage einer metrischen Skala; so gilt:

$$a_{i,j} = \frac{1}{a_{j,i}}, \text{ für alle } i, j \in A \quad \text{Gleich. 3.1}$$

Folglich fordert Axiom 1, dass alle Matrizen von Paarvergleichen reziprok sind. Wäre beispielsweise Alternative i doppelt so wichtig wie Alternative j , so wäre Alternative j lediglich halb so wichtig wie Alternative i . Es ergeben sich $\frac{1}{2} * n * (n-1)$ Paarvergleiche bei n Alternativen.

Axiom 2 – Homogenität: Beim Vergleich zweier beliebiger Alternativen $i, j \in A$ hinsichtlich eines Kriteriums aus der Menge C , bewertet der Akteur eine Alternative nie unendlich viel besser als die andere Alternative; es gilt:

$$a_{i,j} \neq \infty, \text{ für alle } i, j \in A \quad \text{Gleich. 3.2}$$

Axiom 2 untersagt unendlich große Präferenzen. Dadurch werden Entscheidungssituationen unterbunden, bei denen alle Alternativen gegenüber der einen Alternative mit unendlich starker Bevorzugung unberücksichtigt bleiben.

Axiom 3 – Hierarchisierung: Das Entscheidungsproblem kann als Hierarchie dargestellt werden.

Der Aufbau einer hierarchischen Struktur erfordert, dass sich die Bewertungskriterien aller Ebenen und gegebenenfalls die Alternativen eindeutig voneinander abgrenzen lassen. Dabei muss zum einen die Bewertung einer Ebene unabhängig von der anderen sein und zum anderen dürfen sich die

Elemente einer Ebene nicht gegenseitig beeinflussen. Lassen sich die Bewertungskriterien und Alternativen nicht eindeutig voneinander abgrenzen, kann auf eine sogenannte Supermatrix-Technik zurückgegriffen werden (vgl. HARKER P. T. 1989: 33f), die an dieser Stelle nicht näher beschrieben wird.

Axiom 4 – Vollständigkeit: Alle Kriterien und Alternativen, die Einfluss auf das Entscheidungsproblem haben, sind in der Hierarchie darzustellen.

Axiom 4 soll ausschließen, dass ein sogenannter Rank-Reversal-Effekt auftritt (vgl. DYER J. S. 1990b: 249ff). Bereits durch Hinzufügen oder Weglassen eines Bewertungskriteriums oder einer Alternative kann sich die ursprüngliche Rangfolge der Alternativen ändern, sodass der Bewertungsprozess neu durchgeführt werden müsste. WEBER K. (1993: 115) weist aber darauf hin, dass durch die Vermeidung von ganz bzw. nahezu gleichartigen Alternativen das Auftreten des Rank-Reversal-Effektes unwahrscheinlich ist, zumal der Nachweis von Rank-Reversal-Effekten zumeist durch wirklichkeitsfremde Beispiele erfolgt (vgl. DYER J. S. 1990a: 274f). Näheres zum Thema Stabilität von Rangfolgen der Alternativen ist bei SCHNEEWEIß C. (1990: 16ff) dargelegt.

3.2.5.2 Ablauf und Vorgehensweise

Die Arbeitsschritte des AHP werden in der Fachliteratur unterschiedlich definiert. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sie nicht gänzlich isoliert voneinander betrachtet werden können. Grundsätzlich zeichnet sich der AHP durch fünf Hauptarbeitsschritte aus, die anhand eines Fließdiagramms veranschaulicht werden können (Abb. 3.6). Da die ersten vier Arbeitsschritte das Wesen des AHP ausmachen, kann unter Berücksichtigung der jeweiligen Fragestellung gegebenenfalls auf den fünften Arbeitsschritt verzichtet werden.

Im **ersten Arbeitsschritt** ist das Entscheidungsproblem hierarchisch zu strukturieren bzw. abzubilden. Auf der obersten Ebene steht stets das definierte Entscheidungsproblem als zu erreichendes Ziel, auch Haupt-, Ober- oder Erfolgsziel genannt. Auf den Zwischenebenen wird das Entscheidungsproblem nach dem Top-Down-Prinzip in Bewertungskriterien zerlegt (vgl. RIEDL K. 2006: 101). Die Bewertungskriterien untergeordneter Ebenen stehen dabei mit den Bewertungskriterien übergeordneter Ebenen in Beziehung (vgl. GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 246f). In der Fachliteratur werden die Bewertungskriterien⁸ in Abhängigkeit von der Ebene zumeist in Haupt- und Subkriterien oder Ober- und Unterkriterien unterschieden (vgl. HEINISCH T. 2010: 80; ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 66) bzw. als Unterziele (vgl. ebd. 1991: 65f; OSSADNIK W. 1998: 93) bezeichnet. Wenn im Rahmen des Entscheidungsprozesses die zur Verfügung stehenden Lösungsansätze bzw. Alternativen bekannt sind, werden diese auf der untersten Ebene aufgeführt und mit den jeweiligen Bewertungskriterien der darüber liegenden Ebene verbunden (vgl. HEINISCH T. 2010: 80, ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 66).

⁸ In der Fachliteratur werden die Bewertungskriterien auch als Attribute oder Merkmale bezeichnet (vgl. MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 124; WEBER K. 1993: 73). Im weiteren Verlauf der Forschungsarbeit wird ausschließlich der Terminus **Bewertungskriterium** verwendet, da dieser ein Merkmal bzw. Attribut beschreibt, das bei der Auswahl der Alternativen relevant für die Entscheidungsfindung ist. Dagegen ist ein Attribut bzw. ein Merkmal eine charakteristische Eigenschaft, die eine Person, Sache oder einen abstrakten Zusammenhang von anderen unterscheidet.

Als **zweiter Arbeitsschritt** folgt die Gewichtung der Bewertungskriterien, um die relative Einflussstärke der Bewertungskriterien in Bezug auf ein übergeordnetes Bewertungskriterium zu ermitteln, die sogenannte Priorität (vgl. GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 246f). Demnach geben die Ergebnisse eines paarweisen Vergleiches zweier Bewertungskriterien an, um wie viel ein Bewertungskriterium im Hinblick auf das Bewertungskriterium der darüber liegenden Ebene bedeutender ist (vgl. SAATY T. L. 1994: 25f). Nach RIEDL K. (2006: 105) muss es dem Akteur möglich sein, „die Alternativen hinsichtlich der ihnen unmittelbar übergeordneten Bewertungskriterien zu vergleichen,“ da durch fehlende Erfahrungswerte seitens des Akteurs die Beurteilbarkeit der Bewertungskriterien nicht immer zu gewährleisten ist und Qualitätsunsicherheiten bzw. asymmetrische Informationen nicht gänzlich auszuschließen sind (vgl. ebd. 2006: 105).

Für die Berechnung der Prioritäten wird eine Bewertungsgrundlage vorgeschlagen, um sowohl quantitative als auch qualitative Informationen verarbeiten zu können (vgl. LUSTI M. 2002: 46). In diesem Zusammenhang entwickelte SAATY T. L. (1977: 244ff) eine intervallskalierte 9-Punkte-Skala

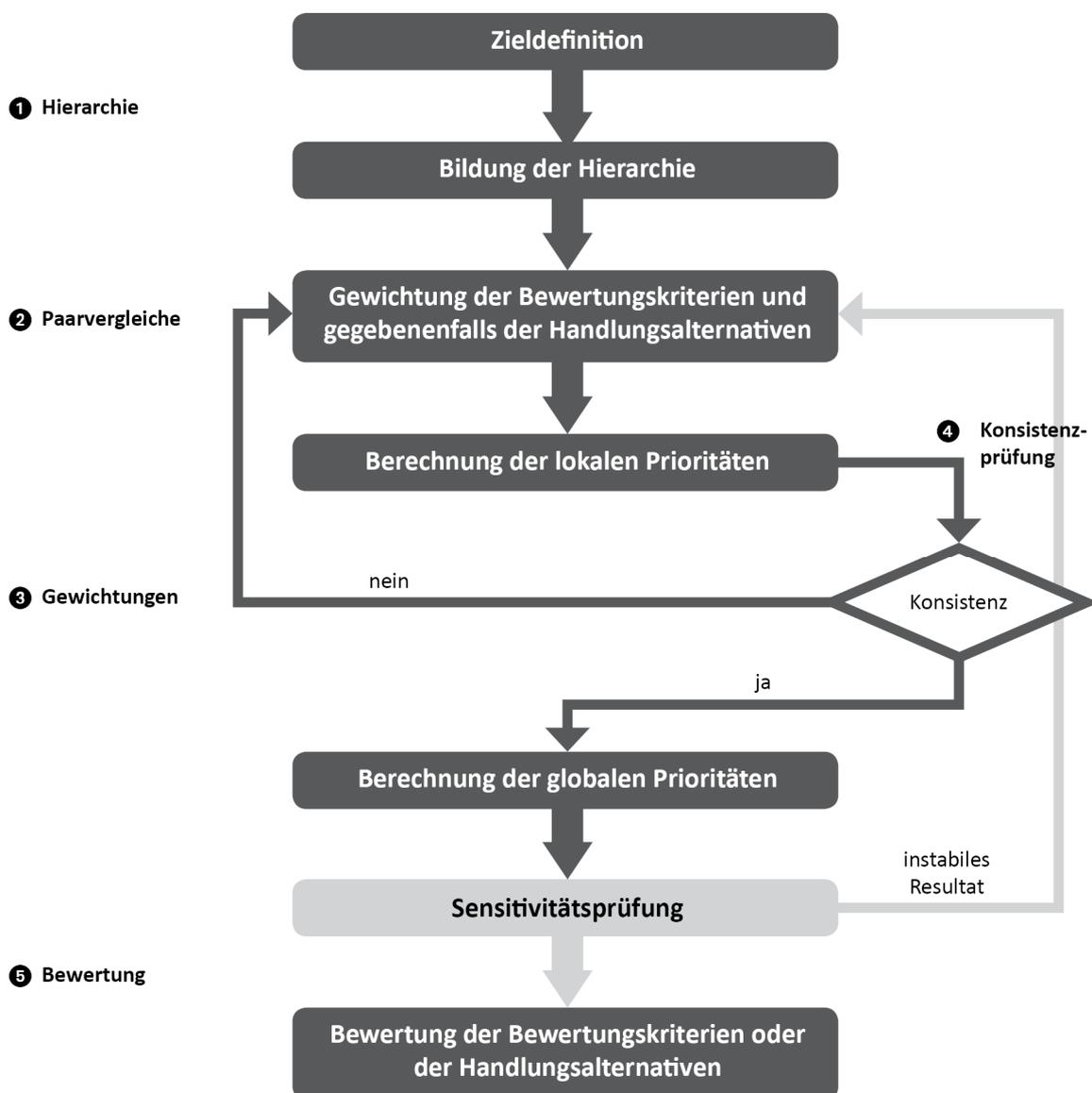


Abb. 3.6: Flussdiagramm des AHP (ang. an MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 134)

(Tab. 3.3), basierend auf der Annahme, dass bei einem Entscheidungsprozess die beteiligten Personen mit der direkten Zuordnung von Gewichten überfordert sind. Praktische Untersuchungen von HARKER P. T. & VARGAS L. G. (1987: 1388ff) ergaben, dass bei Einsatz alternativer Skalen nahezu gleiche Ergebnisse wie bei der Saaty-Skala vorliegen, sodass im Rahmen dieser Forschungsarbeit auf die verfahrensübliche Saaty-Skala zurückgegriffen wird. Eine detailliertere kritische Auseinandersetzungen mit der Saaty-Skala kann bei OSSADNIK W. (1998: 118ff) und ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. (1991: 91) nachgelesen werden.

Die Skalenwerte $a_{i,j}$ der Saaty-Skala sind nach MEIXNER O. & HAAS R. (2002: 138f) Verhältniswerte, bei der die Zahl eins den natürlichen Nullpunkt darstellt. Die Wichtigkeit w des i -ten Elements gegenüber dem j -ten Element wird beschrieben durch:

$$a_{i,j} = \frac{w_i}{w_j}, \text{ mit } a_{i,j} \dots \text{Verhältniswert des } i\text{-ten zum } j\text{-ten Element} \quad \text{Gleich. 3.3}$$

$w_i \dots$ Wichtigkeit des i -ten Elements
 $w_j \dots$ Wichtigkeit des j -ten Elements

Nach der Festlegung der Bewertungsskala werden die jeweiligen Bewertungskriterien einer Hierarchieebene paarweise miteinander verglichen. Nach Axiom 1 ergeben sich aus einer vollständigen Bewertung der Bewertungskriterien bzw. Alternativen $\frac{1}{2} * n * (n-1)$ Paarvergleiche, die in einer Evaluationsmatrix zusammengestellt werden (vgl. HEINISCH T. 2010: 84).

$$E = \begin{bmatrix} 1 & a_{1,2} & a_{1,3} & \dots & a_{1,j} \\ a_{2,1} & 1 & x & x & x \\ a_{3,1} & x & 1 & x & x \\ \vdots & x & x & 1 & x \\ a_{j,i} & x & x & x & 1 \end{bmatrix}, \text{ für alle } i,j \in N \quad \text{Gleich. 3.4}$$

mit $E \dots$ Evaluationsmatrix

Tab. 3.3: Saaty-Skala für den Paarvergleich im AHP (ang. an HAEDRICH G. et al. 1986: 123)

Skalenwerte	Definition	Interpretation
1	gleiche Bedeutung	zwei zu vergleichende Kriterien haben die gleiche Bedeutung für das nächst höhere Kriterium
3	etwas größere Bedeutung	Erfahrung/Einschätzung sprechen für eine etwas größere Bedeutung eines Kriteriums im Vergleich zu einem anderen
5	erheblich größere Bedeutung	Erfahrung/Einschätzung sprechen für eine erheblich größere Bedeutung eines Kriteriums im Vergleich zu einem anderen
7	sehr viel größere Bedeutung	Erfahrung/Einschätzung sprechen für eine sehr viel größere Bedeutung eines Kriteriums im Vergleich zu einem anderen
9	absolut dominierend	größtmöglicher Bedeutungsunterscheid zwischen zwei Kriterien
1/3, 1/5, 1/7 und 1/9	umgekehrte Relation der Skalenwerte 3, 5, 7 und 9	
2, 4, 6, 8, 1/2, 1/4, 1/6 und 1/8	Zwischenstufen	

Nach der paarweisen Bestimmung der Prioritäten ist im vierten Arbeitsschritt deren Konsistenz zu prüfen. Im Falle einer unzureichenden Konsistenz ist die Bewertung zu überdenken und gegebenenfalls zu wiederholen (vgl. GRÜNIG R. & KÜHN R. 2013: 246f).

Im **dritten Arbeitsschritt** werden auf Grundlage der konsistenten Evaluationsmatrizen die Einzelgewichte der Bewertungskriterien berechnet. Neben der Variante des Näherungsverfahrens, das bei vollkommen konsistenten Beurteilungen auch zu exakten Ergebnissen führt (vgl. RIEDL K. 2006: 106), ist eine exakte Berechnung mittels eines iterativen Prozesses möglich, der sogenannten Eigenvektormethode (vgl. ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 57ff). Basierend auf WEBER K. (1993: 89ff) wird in den kommenden Absätzen die Berechnung vereinfacht dargelegt, wobei für den Eigenvektor \vec{w} im Allgemeinen gilt:

$$E\vec{w} = \lambda_i\vec{w}, \text{ mit } \vec{w} \dots \text{ Eigenvektor} \quad \text{Gleich. 3.5}$$

$\lambda_i \dots$ Eigenwerte
 $E \dots$ Evaluationsmatrix

Wie zu erkennen, führt die Multiplikation des Eigenvektors mit der Evaluationsmatrix zum gleichen Ergebnis wie die Multiplikation des Eigenvektors mit den Eigenwerten. Durch Umstellung der Gleichung ergibt sich ein homogenes lineares Gleichungssystem:

$$(E - \lambda_i I)\vec{w} = 0, \text{ mit } I \dots \text{ Einheitsmatrix} \quad \text{Gleich. 3.6}$$

$\vec{w} \dots$ Eigenvektor
 $\lambda_i \dots$ Eigenwerte
 $E \dots$ Evaluationsmatrix

Es wird vorausgesetzt, dass $\vec{w} \neq 0$ ist, und somit ist das System genau dann lösbar, wenn gilt:

$$\det(E - \lambda_i I) = 0, \text{ mit } \det() \dots \text{ Determinante} \quad \text{Gleich. 3.7}$$

$I \dots$ Einheitsmatrix
 $\vec{w} \dots$ Eigenvektor
 $\lambda_i \dots$ Eigenwerte
 $E \dots$ Evaluationsmatrix

Dabei ist die Determinante ein Polynom n-ten Grades vom Typ:

$$\det(E - \lambda_i I) = \begin{bmatrix} a_{11}-\lambda & a_{12} & \dots & a_{1,j} \\ a_{21} & a_{22}-\lambda & \dots & a_{2,j} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{i,1} & a_{i,2} & \dots & a_{i,j}-\lambda \end{bmatrix} = P_n(\lambda), \text{ mit } P_n(\lambda) \dots \text{ Polynom n-ten Grades} \quad \text{Gleich. 3.8}$$

$I \dots$ Einheitsmatrix
 $\vec{w} \dots$ Eigenvektor
 $\lambda_i \dots$ Eigenwerte
 $E \dots$ Evaluationsmatrix

Die gesuchten Eigenwerte entsprechen den Nullstellen der Determinante. Das Polynom $P_n(\lambda)$ wird als charakteristisches Polynom bezeichnet und kann auch wie folgt dargestellt werden:

$$|E - \lambda_i I| = 0, \text{ mit } I \dots \text{ Einheitsmatrix} \quad \text{Gleich. 3.9}$$

$\lambda_i \dots$ Eigenwerte
 $E \dots$ Evaluationsmatrix

Üblicherweise existieren mehrere Eigenwerte λ_i , da ein Polynom n-ten Grades n Lösungen hat. Die Prüfung der Konsistenz erfolgt letztlich mithilfe des mittleren maximalen Eigenwertes der Matrix E λ_{max} (Tab. 3.4), da für die AHP-spezifische Evaluationsmatrix $a_{ij} = \frac{w_i}{w_j}$ und $w_{j,i} = \frac{1}{w_{i,j}}$ bei einer konsistenten Bewertung ($\lambda_i = n$) und bei einer inkonsistenten Bewertung ($\lambda_i \neq n$) gilt. Demzufolge wird das Maß der Inkonsistenz mithilfe des Abweichungsgrades des mittleren maximalen Eigenwertes von n angegeben. Hierbei stellt der Vektor \vec{w} den Eigenvektor der Matrix E dar. Für die Berechnung der Einzelgewichte wird der Eigenvektor \vec{w} normiert, indem die Einzelkomponente wiederum durch die Summe der Komponenten dividiert werden. Die normierten Eigenvektoren w_i werden als Gewichte der Bewertungskriterien interpretiert und als Attributgewichte oder Kriteriengewichte der Evaluationsmatrix bezeichnet. Die Berechnung der Eigenwerte λ_i und normierten Eigenvektoren w_i erfolgt über ein vierstufiges einfaches Standardverfahren (vgl. ebd. 1993: 94):

- 1) Übernahme von $\frac{1}{2} * n * (n-1)$ direkt festgelegten Verhältniswerten $a_{i,j}$ in der Evaluationsmatrix;
- 2) Erweiterung der Evaluationsmatrix mittels der reziproken Vergleichswerte $1/a_{i,j}$;
- 3) spaltenweise Addition c_j aller Vergleichswerte mit anschließender Normierung und
- 4) zeilenweise Addition r_j der aufbereiteten Vergleichsergebnisse mit anschließender Normierung w_i .

Wenn die paarweisen Vergleiche zwischen den Bewertungskriterien konsistent sind, sind durch das Standardverfahren des AHP exakte Ergebnisse zu erwarten. Je inkonsistenter die Paarvergleiche sind, umso ungenauer werden auch die Gewichtungen. Nach LUSTI M. (2002: 36ff) kann das Ergebnis mithilfe der Potenzmethode verbessert werden, bei der noch vor dem Schritt der Normalisierung ein iterativer Prozess durchgeführt wird. Es wird die Evaluationsmatrix solange sukzessive quadriert und normiert, bis der Unterschied zwischen zwei aufeinanderfolgenden Eigenvektoren w_i minimal ausfällt. Erfahrungswerte geben an, dass dies spätestens nach dreimaligem Quadrieren zu erreichen ist. Bleiben die Paarvergleiche inkonsistent, sollte die Bewertung überdacht bzw. wiederholt werden. Eine beispielhafte Ausführung kann bei HEINISCH T. (2010: 85ff) nachgeschlagen werden.

Tab. 3.4: Berechnung der Gewichte nach dem Eigenvektorverfahren (ang. an MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 146)

	Evaluationsmatrix				Evaluationsmatrix (normiert)				Eigenvektor	EV (normiert)
	a_1	a_2	...	a_n	a_1	a_2	...	a_n	r_i	w_i
a_1	$a_{11} = 1$	a_{12}	...	a_{1n}	a_{11}/c_1	a_{12}/c_2	...	a_{1n}/c_n	$r_1 = \sum_{j=1}^n (a_{1j}/c_j)$	$w_1 = r_1/n$
a_2	$a_{21} = 1/a_{12}$	1	...	a_{2n}	a_{21}/c_1	a_{22}/c_2	...	a_{2n}/c_n	$r_2 = \sum_{j=1}^n (a_{2j}/c_j)$	$w_2 = r_2/n$
\vdots	\vdots	\vdots	...	\vdots	\vdots	\vdots	...	\vdots	\vdots	\vdots
a_n	$a_{n1} = 1/a_{1n}$	a_{n2}	...	$a_{nn} = 1$	a_{n1}/c_1	a_{n2}/c_2	...	a_{nn}/c_n	r_n	$w_n = r_n/n$
c_j	$c_1 = \sum_{i=1}^n a_{i1}$	$c_2 = \sum_{i=1}^n a_{i2}$...	c_n	1	1	...	1	n	1

Die Gewichte einer Hierarchieebene werden nach SAATY T. L. (1990: 16f) als lokale Prioritäten (engl.: Local Priorities) bezeichnet. Die lokalen Prioritäten der jeweiligen Bewertungskriterien sind sukzessive mit den lokalen Prioritäten der zugehörigen Bewertungskriterien darüber liegender Ebenen zu multiplizieren. Dabei ist es nicht erforderlich, dass sich die lokalen Prioritäten aus allen Ebenen zusammensetzen. Das Produkt entspricht der globalen Priorität (engl.: Global Priorities), welche die Bedeutung des Gewichtes eines Bewertungskriteriums im Kontext der Gesamthierarchie wiedergibt und als Element der n-ten Hierarchiestufe wie folgt definiert ist:

$$w_n * w_{n-1}, \quad w \dots \text{lokale Priorität} \quad \text{Gleich. 3.10}$$

Im **vierten Arbeitsschritt** wird die Konsistenz der getätigten Priorisierungen überprüft. Eine Entscheidung heißt konsistent, wenn sie frei von Widersprüchen ist. SAATY T. L. (2003: 86) spricht von einer ordinalen Transitivität, wenn das Kriterium $A > B$, $B > C$ und somit $A > C$ ist. Die kardinale Konsistenz ist gegeben, wenn A zwei Mal besser als B , B dreimal besser als C und folglich A sechs Mal besser als C ist. Eine konsistente Bewertung kann aber nur bei Vorliegen einer (2,2)-Matrix (vgl. WEBER K. 1993: 95), bei vollständig rationalem Verhalten des Akteurs (vgl. ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 56) und bei der Verwendung von quantitativen Daten erreicht werden. Bei einer Vielzahl von Paarvergleichen treten dagegen kardinale Inkonsistenzen auf. Außerdem erlaubt die Saaty-Skala keine stetigen konsistenten Ergebnisse; die Paarvergleiche $a_{12} = 6$ und $a_{23} = 2$ müssten zu einem Paarvergleich $a_{13} = 12$ führen, was auf der neunstufigen Saaty-Skala nicht zulässig ist. Jedoch werden geringfügige Abweichungen von der vollständigen Konsistenz als unschädlich für die Güte einer Entscheidung erachtet.

Zur Prüfung der Konsistenz entwickelte SAATY T. L. (1990: 13) den Konsistenzindex CI (engl.: Consistency Index) und die Konsistenzrate CR (Consistency Ratio). Letztere gibt die Wahrscheinlichkeit an, ob die Bewertungsmatrix mit Zufallszahlen erstellt wurde. Beträgt der CR -Wert $\leq 0,1$, so gilt die Bewertung gemeinhin als konsistent, wobei bei komplexeren Entscheidungsproblemen auch ein CR -Wert $\leq 0,2$ akzeptabel ist. Im Falle einer Überschreitung ist der Akteur daran gehalten, die Bewertung der Kriterien zu überdenken oder zu wiederholen (MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 172, ZIMMERMANN H.-J. & GUTSCHE L. 1991: 60, SAATY T. L. 1990: 13). In diesem Zusammenhang weist RIEDL K. (2006: 108) darauf hin, dass eine zunehmende Anzahl von Paarvergleichen das Erreichen der Konsistenz erschwert. Bei der Ermittlung des CI – der für die Bestimmung von CR benötigt wird – ist die Dimension der Evaluationsmatrix mit einzubeziehen. In Tab. 3.5 ist das Berechnungsschema abgebildet, in dem w_i die Gewichte und a_{ij} die Skalenwerte der Evaluationsmatrix für den Paarvergleich darstellen. Darauf aufbauend werden die gewichteten Zeilensummen \bar{r}_i berechnet und durch die Einzelgewichte w_i geteilt. Als Ergebnis erhält der Akteur die Eigenwerte λ_i der Evaluationsmatrix.

Für die Berechnung des λ_{max} der Evaluationsmatrix ist die Summe der Eigenwerte λ_i durch die Anzahl an Kriterien zu dividieren (vgl. MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 170):

$$\lambda_{max} = \frac{\sum_{i=1}^n \lambda_i}{n}, \quad \text{mit } \lambda_{max} \dots \text{maximaler Eigenwert} \quad \text{Gleich. 3.11}$$

$\lambda_i \dots$ Eigenwert i
 $n \dots$ Anzahl der Kriterien

Entspricht der maximale Eigenwert λ_{max} der Anzahl der Elemente n des gesuchten Eigenvektors p , so ist die Evaluationsmatrix konsistent. Das Maß für den Grad der Inkonsistenz ist demnach die Differenz beider Größen, das heißt, dass die vorgenommenen Beurteilungen umso konsistenter

sind, je näher λ_{max} bei n liegt (vgl. RIEDL K. 2006: 108). Der CI wird folgendermaßen berechnet (vgl. MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 171):

$$CI = \frac{(\lambda_{max} - n)}{(n-1)}, \text{ mit } CI \dots \text{ Konsistenzindex} \quad \text{Gleich. 3.12}$$

$\lambda_{max} \dots$ maximaler Eigenwert

$n \dots$ Anzahl der Kriterien

Das Maß der Inkonsistenz wird als Konsistenzratio oder Konsistenzverhältnis CR angegeben, die sich aus dem Verhältnis des CI zum sogenannten Random Index RI ergibt (Tab. 3.6). Der Random Index selbst resultiert aus Erfahrungswerten, „die empirisch in zahlreichen Testreihen nachgewiesen wurden“ (ebd. 2002: 171):

$$CR = \frac{CI}{RI}, \text{ mit } CR \dots \text{ Konsistenzratio} \quad \text{Gleich. 3.13}$$

$CI \dots$ Konsistenzindex

$RI \dots$ Random Index

Mittels Sensitivitätsanalyse kann im optionalen **fünften Arbeitsschritt** untersucht werden, ob das Ergebnis von der Variation einzelner Bewertungskriterien abhängt. So kann bei Entscheidungen trotz unvollständiger Information aufgezeigt werden, wie diese von Wahrscheinlichkeits- und von Nutzerurteilen abhängen (vgl. EISENFÜHR F. *et al.* 2010: 316f). Bei Priorisierungen von Bewertungskriterien ist entscheidend, ob geringfügige Gewichtsverschiebungen die Rangfolge der Alternativen verändern. Jedoch ist unter Einhaltung der Normierungsbedingung (die Summe der lokalen Prioritäten einer Ebene ergibt stets eins) eine beliebige Erhöhung/Absenkung eines Gewichtes i

Tab. 3.5: Berechnung der Durchschnittsmatrix und der Eigenwerte λ_i (ang. an MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 170)

	Evaluationsmatrix				Zeilensummen _{gewichtet} \bar{r}_i	Eigenwert λ_i
	a_1	a_2	...	a_n		
a_1	$w_1 * a_{11}$	$w_2 * a_{12}$...	$w_n * a_{1n}$	$\bar{r}_1 = \sum_{i=1}^n w_i * a_{1i}$	$\lambda_1 = \frac{\bar{r}_1}{w_1}$
a_2	$w_1 * a_{21}$	$w_2 * a_{22}$...	$w_n * a_{2n}$	$\bar{r}_2 = \sum_{i=1}^n w_i * a_{2i}$	$\lambda_2 = \frac{\bar{r}_2}{w_2}$
\vdots	\vdots	\vdots	...	\vdots	\vdots	\vdots
a_n	$w_1 * a_{n1}$	$w_2 * a_{n2}$...	$w_n * a_{nn}$	\bar{r}_n	$\lambda_n = \frac{\bar{r}_n}{w_n}$

Tab. 3.6: Übersicht möglicher Werte für den Random Index RI (ang. an WEBER K. 1993: 96)

Anzahl der Kriterien (n)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI nach Saaty (1980)	0,00	0,00	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49
RI nach Donegen & Dodd (1991)	0,00	0,00	0,49	0,80	1,06	1,18	1,25	1,32	1,37	1,41

nicht durchführbar. Demzufolge ist eine Sensitivitätsanalyse nur unter Annahmen möglich, wie die anderen Gewichte bei einer Veränderung des Gewichtes i variieren (vgl. ebd. 2010: 154f).

3.2.5.3 Herleitung einer hierarchischen Struktur für die Bewertung von Zielen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

Um die Bewertung der RWB-Ziele hinsichtlich ihrer Eignung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung aus Sicht der Stakeholder zu eruieren und zu diskutieren, sind die relevanten Bewertungskriterien systematisch zu erfassen und zu strukturieren. Als zweites wird eine Zielfunktion abgeleitet, welche die nach dem Stand der Forschung validierten und für die Bewertung herangezogenen RWB-Ziele hierarchisch aufgliedert. Auf diese Weise lässt sich die nutzerorientierte Bewertungs- und Entscheidungsfindung transparent darstellen und kann somit besser nachvollzogen werden. In diesem Zusammenhang ergäbe zumindest theoretisch eine Berücksichtigung aller bekannten RWB-Ziele eine allumfassende Ermittlung der differenzierten Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder (Axiom 4). Demgegenüber ist es aus Sicht eines nachvollziehbaren Entscheidungsprozesses vorteilhaft, die Komplexität des Entscheidungsproblems und somit dessen Hierarchie möglichst gering zu halten. Schlussendlich erlaubt eine weniger komplexe Hierarchie eine verständlichere Bewertung der RWB-Ziele und folglich eine Entscheidungsfindung mit weniger Widersprüchen.

In diesem Fall führt die notwendige Zusammenfassung gleichwertiger RWB-Ziele zu einer ersten Reduzierung der Komplexität, da sich gemäß Axiom 3 die Bewertungskriterien aller Ebenen eindeutig voneinander unterscheiden müssen, sich aber in ihrer Bedeutung teilweise synergetisch, supplementär und konträr bedingen. Parallel dazu erfolgt die Selektion der RWB-Ziele, welche für die Entscheidungsfindung nicht bedeutend sind oder bei denen die Homogenität gemäß Axiom 2 nicht gewährleistet werden kann. Gleichzeitig gilt es, die RWB-Ziele so zu deklarieren, dass sie als Bewertungskriterien eine für die Stakeholder erfassbare räumliche abwasserwirtschaftliche Herausforderung darstellen. Ausgehend von den sieben RWB-Zielen und ihren Teilzielen (Kapitel 2.4.3) verbleiben am Ende vier übergeordnete Bewertungskriterien, die in Bezug auf ihre Eignung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung durch die Stakeholder bewertet werden sollen. Diese Bewertungskriterien sind allesamt als Indikatoren zu verstehen, die das komplexe Gesamtgefüge stellvertretend darstellen. Für eine vereinfachte und gleichzeitig homogene Darstellungsform werden für alle Bewertungskriterien dreistufige Skalen aufgestellt (Abb. 3.7). Um die Herleitung der Hierarchie nachzuvollziehen, wird nachfolgend die Zusammenführung der RWB-Ziele zu Bewertungskriterien erklärt und grafisch dargestellt (Abb. 3.8).

Mit dem ersten übergeordneten Bewertungskriterium **Anpassung an die Siedlungsstrukturentwicklung** soll analysiert werden, wie die Stakeholder den Handlungsbedarf beim Umgang mit Niederschlagswasser in Abhängigkeit von der *siedlungsstrukturellen Entwicklung* einschätzen. Dieses Bewertungskriterium ergibt sich aus Kapitel 2.1.5, wo der aus den demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Veränderungen resultierende sinkende Wasserbedarf und dessen Auswirkungen auf das Entwässerungssystem zusammengetragen wurden. Unter Einbeziehung der rechtlichen und technischen Anforderungen an die Abwasserbeseitigung (Kapitel 2.1.2 und 2.1.3) ist stets die Funktionalität des Entwässerungssystems aufrechtzuerhalten und die Infrastruktur gegebenenfalls an

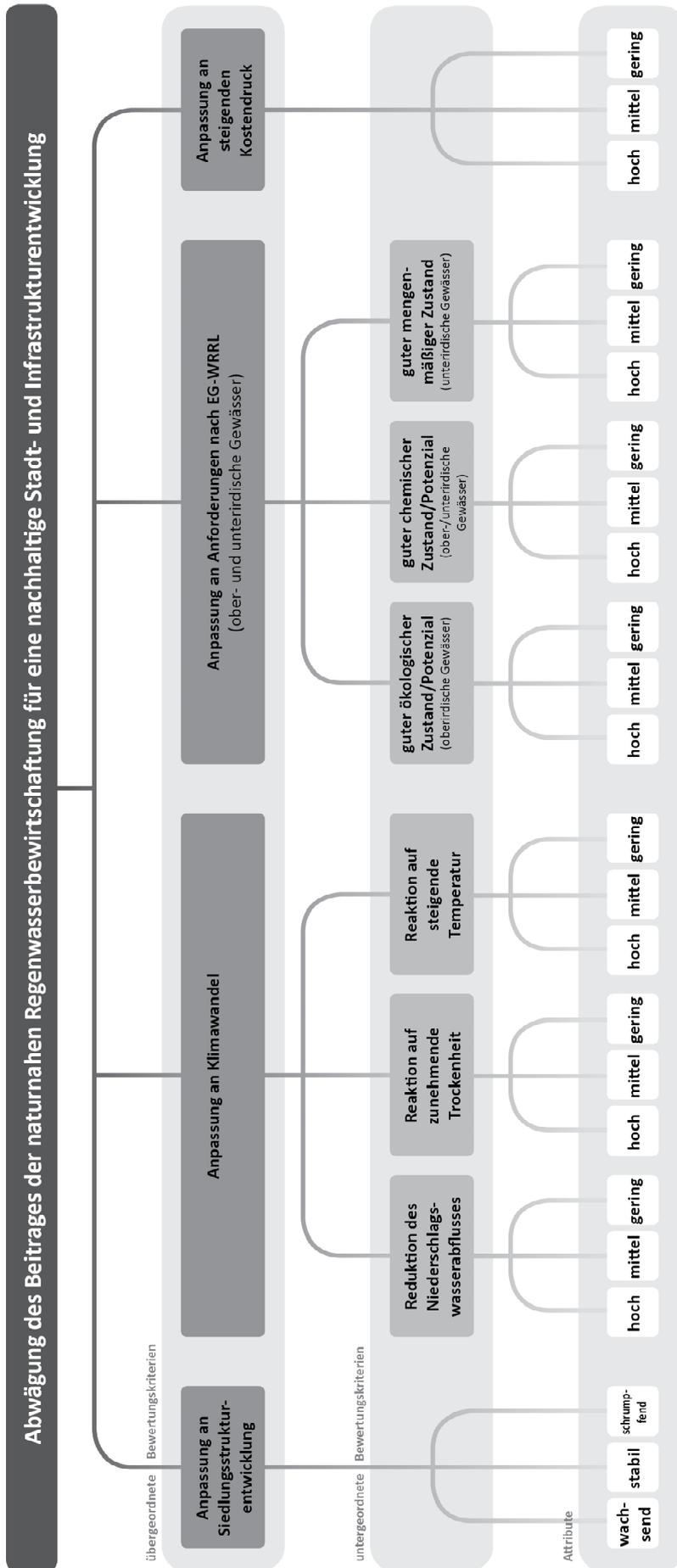


Abb. 3.7: Herleitung der zu bewertenden RWB-Ziele und deren hierarchische Anordnung

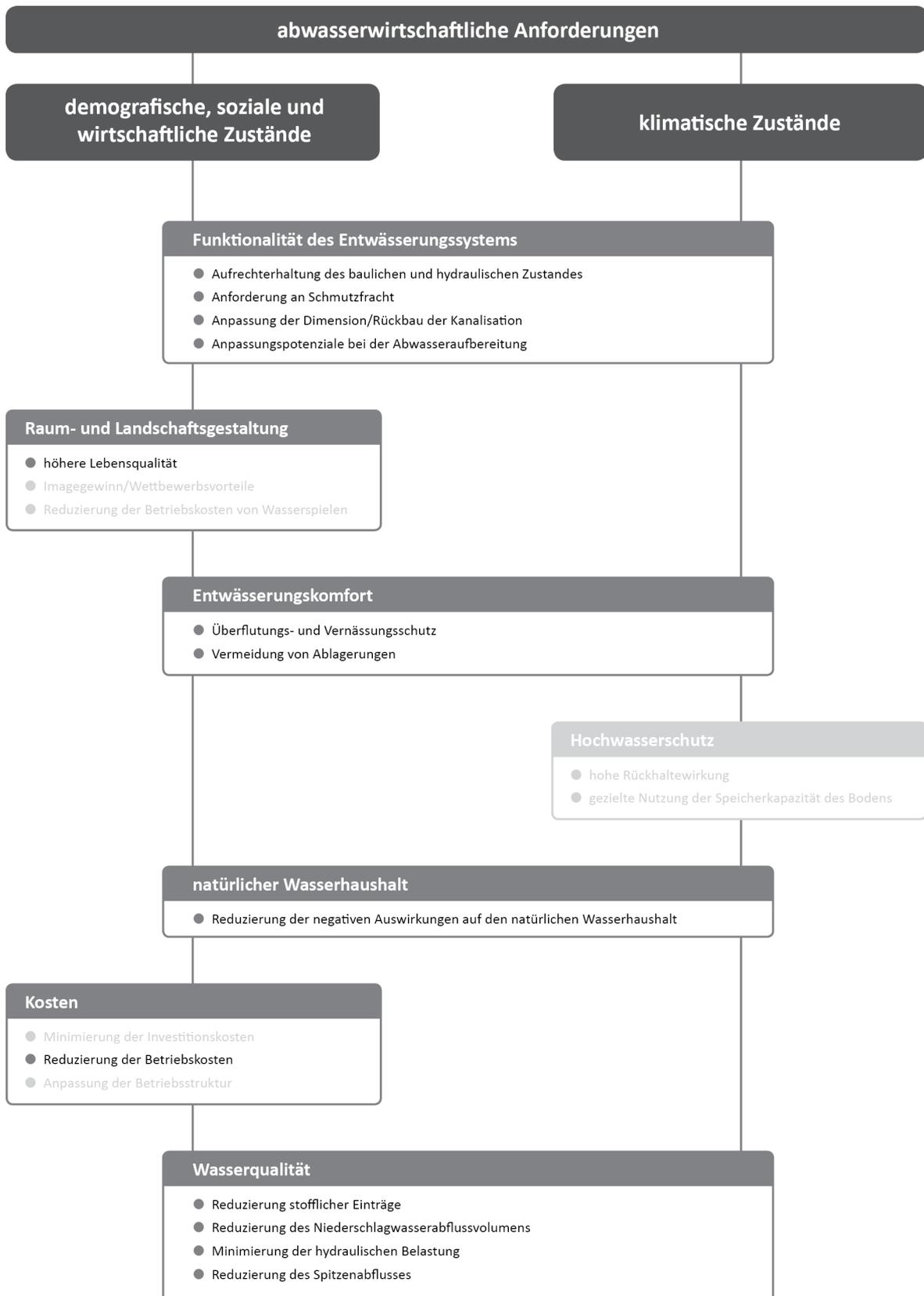


Abb. 3.8: Auswahl der für die Bewertung relevanten RWB-Ziele entsprechend Kapitel 2.4.3

die sich ändernden Rahmenbedingungen anzupassen. Die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung, die vor allem mit einer Ausbindung von Niederschlagswasser aus dem bestehenden zentralen Entwässerungssystem einhergeht, kann einen entsprechenden Beitrag leisten, der zusätzlich den Entwässerungskomfort positiv beeinflusst (Kapitel 2.4.3). Durch die inter- und intraregionale Heterogenität unterliegt das Entwässerungssystem aber differenzierten Anforderungen. Laut BBSR 2015: 12 lässt sich die Siedlungsstrukturentwicklung durch sechs sogenannter Entwicklungsindikatoren (Bevölkerungsentwicklung, Gesamtwanderungssaldo, Entwicklung der Erwerbsfähigen in einem Alter von 20 bis 64 Jahre, Entwicklung der sozialversicherungspflichtig Beschäftigten, Veränderung der Arbeitslosenquote und Entwicklung der Gewerbesteuer) ganzheitlich beschreiben. Während in stabilen Gebieten abwasser- respektive niederschlagswasserrelevante Planungen mit bekannten Kennzahlen durchgeführt werden können, sind den Stakeholdern die siedlungsstrukturellen Auswirkungen in wachsenden oder schrumpfenden Gebieten nicht in vollem Maße bekannt. Dieser Umstand erschwert Anpassungen des Entwässerungssystems und der Abwasserbehandlung.

Jedoch gibt es keine Anhaltspunkte, dass eine Abkopplung von Niederschlagswasser per se zu einer Änderung der Zustandsklasse bzw. Sanierungsbedarfszahl eines Kanalabschnittes führt und somit den *baulichen Zustand* des Entwässerungssystems beeinflusst. Im Zusammenhang mit dem *hydraulischen Zustand* könnte ein Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung das bestehende Entwässerungssystem entlasten, indem Niederschlagswasserabflüsse ortsnah bewirtschaftet werden. Dabei gilt es mögliche Ablagerungen von Feststoffen zu vermeiden, woraufhin beispielsweise die Dimensionierung der Kanalisation anzupassen ist. Aus diesem Grund erscheint es zielführend, die Planungen von RWB-Maßnahmen mit der allgemeinen abwasserbezogenen Sanierungsstrategie abzugleichen, um planerische wie auch bauliche und ökonomische Synergien zu erzielen. Aufgrund der unterschiedlichen Vulnerabilität der Siedlungsstrukturtypen und Infrastrukturen sollte bereits beim Umgang mit Niederschlagswasser zwischen weniger schützenswerten und besonders schützenswerten Infrastrukturen unterschieden werden. Für den Erhalt des hydraulischen Zustandes wird empfohlen, sich an den Vorgaben in DWA (2013a: 19f) zu orientieren oder auf Daten des Katastrophenschutzprogrammes der kommunalen Feuerwehr zurückzugreifen (vgl. HIESSL H. *et al.* 2012: 15, HOPPE H. *et al.* 2012: 26). Nichtsdestotrotz ist davon auszugehen, dass eine dezentrale Bewirtschaftung von Niederschlagswasser keine Sanierungsstrategie per se auslöst, sondern sich an diese anlehnt. Demzufolge sollen RWB-Ziele lediglich indirekt über den Handlungsbedarf zur siedlungsstrukturellen Entwicklung abgebildet werden. Darüber hinaus wird die Herkunftsfläche des Niederschlagswassers und somit dessen potenzieller Verschmutzungsgrad nicht in der Hierarchie abgebildet. Es wird unterstellt, dass die entsprechenden Kosten für die zentrale Niederschlagswasserbeseitigung bei der Sanierungsstrategie berücksichtigt werden.

Weiterhin kann eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung die negativen Auswirkungen auf das Entwässerungssystem vermeiden, vermindern oder kompensieren, die aus den klimatischen Unter- und Überauslastungen des Entwässerungssystems resultieren (Kapitel 2.3). Aufgrund der unterschiedlichen Herausforderungen bietet sich eine dreigliedrige Unterteilung des zweiten übergeordneten Bewertungskriteriums **Anpassung an den Klimawandel** an. Es soll der Handlungsbedarf aus Sicht der Stakeholder erfasst werden, indem die drei untergeordneten Bewertungskriterien anhand eines dreistufigen Vulnerabilitätsniveaus vergleichend bewertet werden. Dabei reflektiert die *Re-*

duktion des Niederschlagswasserabflusses den Umstand, dass RWB-Maßnahmen zur Aufrechterhaltung des bisherigen Entwässerungskomforts oder gar zu dessen Verbesserung beitragen können, indem in potenziellen Gefährdungsgebieten die Überflutungs- und Vernässungsereignisse reduziert werden. Ebenfalls trägt eine *Reduktion des Niederschlagswasserabflusses* zur Verbesserung der Wasserqualität bei. In Bezug auf den hydraulischen Zustand der Kanalisation sind die rechtlichen Anforderungen an den hydraulischen Eintrag in die Gewässer zu berücksichtigen. Dabei gilt es zu unterscheiden, auf welche Art und Weise das Gewässer bewirtschaftet wird. Auf der einen Seite können Gewässer möglichst naturnah bewirtschaftet werden, das heißt, dass die Grenzwerte zu Volumen oder Fließgeschwindigkeit des eingeleiteten Abwassers nach BWK-M 3 nicht überschritten werden. Auf der anderen Seite kann ein Anstreben niedriger Grenzwerte auch nachteilig sein, wenn beispielsweise die Kommune durch das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer dessen Wasserstand auf einem bestimmten Pegel aufrechterhalten möchte. Demnach können sich RWB-Maßnahmen positiv oder negativ auf das Strömungsverhalten der Gewässer auswirken, da deren Umsetzung eine Veränderung des Niederschlagswasserabflusses nach sich zieht. Außerdem können RWB-Maßnahmen durch eine gezielte Gestaltung des Raumes und der Landschaft auch als *Reaktion auf zunehmende Trockenheit* und *Reaktion auf steigende Temperatur* dienlich sein. Beispielsweise kann mithilfe eines offenen Systems für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung das Niederschlagswasser die Umgebungstemperatur senken bzw. die Bewässerung der Böden unterstützen. Auch kann Niederschlagswasser zur Bewirtschaftung von öffentlichen Anlagen (Grünflächen, Wasserspiele etc.) und zur Gestaltung von Freizeit- und Erholungsanlagen (Freizeitanlagen, Seen etc.) genutzt werden. Neben dem Potenzial deren Betriebskosten zu reduzieren, wirkt sich solch eine Aufwertung des Raumes auch allgemein positiv auf die Lebensqualität aus. Obwohl die beiden letztgenannten untergeordneten Bewertungskriterien auf den ersten Blick miteinander korrelieren, soll die separate Untergliederung beibehalten werden, da das städtische Klima und die Bodenfeuchte im Zusammenhang mit der Bebauung auch voneinander losgelöst eine Herausforderung für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung darstellen.

Es ist nicht zu erwarten, dass die gestalterische Komponente von RWB-Maßnahmen einen entscheidungsrelevanten Stellenwert genießt. Obwohl RWB-Maßnahmen zur städtebaulichen Aufwertung beitragen können und daraus unter Umständen ein Imagegewinn bzw. Wettbewerbsvorteil resultiert, stehen dem ein hoher planerischer wie auch baulicher und ökonomischer Aufwand gegenüber. Allein der Bedarf an solchen Gestaltungselementen, die tendenziell Teil einer kleinräumigen innerstädtischen Freiraumentwicklung wären, sollte kein wesentlicher Auslöser für eine Abkoppelung des Niederschlagswassers sein. Vielmehr ist die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als unterstützendes Element beispielsweise für die externe Kommunikation zu verstehen.

In der Bundesrepublik Deutschland hat die Siedlungs- und Flächenentwicklung einen Einfluss auf die Hydrologie im urbanen Raum (Kapitel 1.1). Aus diesem Grund und insbesondere durch die Zielvorgaben der EG-WRRRL stehen seit einigen Jahren wasserrelevante Belange in urbanen Planungsprozessen verstärkt im Mittelpunkt des Interesses. Demzufolge haben auch RWB-Maßnahmen die Belange von Gewässern zu berücksichtigen (Kapitel 2.1), um den **Anforderungen nach EG-WRRRL** gerecht zu werden. Hierzu zählt in erster Linie, dass bei städtischen und infrastrukturellen Planungen der Erhalt bzw. das Erreichen eines guten ökologischen und chemischen Zustandes/Potenziales

von oberirdischen Gewässern bzw. ein guter mengenmäßiger und chemischer Zustand von unterirdischen Gewässern gewährleistet werden kann. Angesichts der drei inhaltlichen Schwerpunkte der EG-WRRL (biochemische, hydraulische und mengenmäßige Anforderungen) erfolgt eine Aufgliederung des dritten übergeordneten Bewertungskriteriums ebenfalls in drei untergeordnete Bewertungskriterien, die gemäß DWA (2006: 9ff) auch den Schutzziele der integralen Siedlungsentwässerung entsprechen. Dem *Erreichen eines guten ökologischen Zustandes/Potenziales oberirdischer Gewässer* und *Erreichen eines guten chemischen Zustandes/Potenziales ober- und unterirdischer Gewässer* sowie *Erreichen eines guten mengenmäßigen Zustandes unterirdischer Gewässer* sind jeweils dreistufige Bewertungsskalen zugeordnet, basierend auf den Bewertungsklassen nach EG-WRRL Anhang V. Während eine zentrale Niederschlagswasserbeseitigung den örtlichen Grundwasserstand möglicherweise unter einen Grenzwert absenkt, kann eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zur Aufrechterhaltung des natürlichen Wasserhaushaltes beitragen. Jedoch ist bei hohem Grundwasserstand eine Überprüfung notwendig, ob eine Abkopplung des Niederschlagswassers aus Sicht der siedlungs- und infrastrukturellen Vulnerabilität sinnvoll ist. Zudem werden durch das Einleiten von teilweise stark belastetem Abwasser ins Gewässer die Wasserqualität und die Strömungsverhältnisse von ober- und unterirdischen Gewässern beeinflusst. Eine Abkopplung des Niederschlagswassers aus dem Entwässerungssystem kann zur Verbesserung der Wasserqualität im Sinne der Reduzierung stofflicher Einträge und zur Minimierung der hydraulischen Belastung sowie des Spitzenabflusses betroffener Gewässer beitragen.

Mit dem vierten und letzten übergeordneten Bewertungskriterium **Anpassung an den steigenden Kostendruck** soll den Stakeholdern die Möglichkeit gegeben werden, den ökonomischen Aufwand bei der Beseitigung von Niederschlagswasser zu bewerten. So kann Niederschlagswasser bei ansteigenden Höhenstufen erst durch den Einsatz von Pumpanlagen gegen das natürliche Gefälle angehoben werden, deren Kosten (Anzahl, Größe und Verschleiß der technischen Anlagen; Strombedarf etc.) wiederum von den räumlichen Gegebenheiten abhängen. Die Bewertung erfolgt analog zu den anderen Kriterien anhand einer dreistufigen Skala mit den Stufen gering, mittel und hoch. Bedingt durch die Kosten und Finanzierungsstruktur des Entwässerungssystems (Kapitel 2.1) können durch eine Abkopplung von Niederschlagswasser die Betriebskosten gesenkt werden, die bei Ableitung des Niederschlagswassers über das Entwässerungssystem mit der Menge des Niederschlagswassers korrelieren. Bei fehlenden Kennzahlen ist eine vereinfachte Quantifizierung möglich durch die Entfernung vom Eintrittsschacht des Niederschlagswassers zur Kläranlage, unter Beachtung der dazwischen liegenden Pumpanlagen.

Trotz des begrenzten Budgets der Kommunen und der Aufgabenträger ist aber nicht zu erwarten, dass der Einfluss auf Investitionskosten und Betriebskostenstruktur relevant ist. Infrastrukturelle Dezentralisierungen erfordern in der Regel hohe Investitionen, die in erster Linie für die Anpassung der technischen Infrastruktur erforderlich sind. Hierzu zählen neben dem Bau von technischen Anlagen für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung auch Anpassungen des bestehenden Entwässerungssystems. Zudem hängt der bauliche Aufwand von der natürlichen und anthropogen geprägten Bodenbeschaffenheit ab, die auch die Höhe der Baukosten bestimmt. Eine hinreichende Quantifizierung, beispielsweise durch ein Informationssystem (Kapitel 3.4.2), steht bis dato den meisten Stakeholdern nicht zur Verfügung. Auch hängt die Wahl der RWB-Maßnahme von einer Vielzahl von

Parametern ab (vgl. SIEKER F. 2013: 479ff), sodass im Rahmen dieser Forschungsarbeit das Investitionsvolumen nicht hinreichend genau bestimmt werden kann. Angesichts der gegebenen Unsicherheiten wird bei der Hierarchiebildung auf die Ausweisung eines potenziellen Investitionsvolumens verzichtet. Eine durch den AHP gewährleistete nachträgliche Kosten-Nutzen-Analyse, beispielsweise nach LAWA (2015: 47ff), erlaubt unter Einbeziehung der abwasserbezogenen Sanierungsstrategie auch eine nachträgliche Einbindung der Investitionskosten. Außerdem stellt eine mögliche Anpassung der Betriebsstruktur keinen Bestandteil der vorliegenden Untersuchung dar. Dies wird damit begründet, dass der heterogene strukturelle Betriebsaufbau eine unternehmensbezogene Untersuchung voraussetzt und somit einen anderen Forschungsschwerpunkt darstellt.

Der Beitrag von RWB-Maßnahmen zum **Hochwasserschutz** wird nicht als Bewertungskriterium herangezogen. Es wird angenommen, dass dieser beim Umgang mit Niederschlagswasser keinen entscheidungsrelevanten Schwerpunkt darstellt. Hochwasser treten überwiegend aufgrund von Flutwellen auf, wenn Flüsse über die Ufer treten (vgl. ARL 2003, IÖR 2002). RWB-Maßnahmen hingegen können die Auswirkungen von Niederschlagsereignissen abmildern, jedoch nicht auf Hochwasserereignisse einwirken, die aus Flutwellen resultieren.

An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Hierarchie mit den vier untersuchten Bewertungskriterien – wovon sich zwei in jeweils drei untergeordnete Bewertungskriterien untergliedern – nicht notwendigerweise alle für den Entscheidungsprozess erforderlichen Bewertungskriterien enthält. Die Auswahl der praxisrelevanten RWB-Ziele bzw. Bewertungskriterien ist je nach ortsspezifischen Anforderungen gegebenenfalls anzupassen. Es ist aber vorgesehen, dass weitere RWB-Ziele im Rahmen der empirischen Datenerhebung ermittelt und infolgedessen in der Auswertung berücksichtigt werden. Da die Auswahl und Herleitung der Bewertungskriterien auf dem Wissenstand basiert, der aus der Fachliteratur zum Thema der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung hervorgeht, ist die dargestellte Hierarchie als wissenschaftliche Grundlage für eine Analyse des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung unter demografischen, sozialen und wirtschaftlichen wie auch klimatischen Veränderungen zu verstehen. Demgegenüber sind die technische Umsetzung von RWB-Maßnahmen, deren Zeitpunkt und Investitionsvolumen nicht untersuchungsrelevant, da sie wesentlich von der abwasserbezogenen Sanierungsstrategie abhängen. Die Investitionskosten können wiederum für eine weiterführende Analyse an anderer Stelle herangezogen werden, ohne dass sie in der Hierarchie nachträglich ergänzt werden müssen. Außerdem werden im Vergleich zu gängigen AHP-Ansätzen keine Alternativen hinzugezogen, da über die Bewertungskriterien die Wahl geeigneter RWB-Maßnahmen entsprechend ihrer Charakteristik erfolgen kann (vgl. MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 196ff). Auch ist ein Vergleich zwischen der derzeitigen zentralen Beseitigung des Niederschlagswassers und einer künftigen naturnahen Regenwasserbewirtschaftung oder zwischen den RWB-Maßnahmen für diese Untersuchung nicht relevant.

3.3 Ansätze zur Erhebung stakeholderbezogener Präferenzen

3.3.1 Quantitative und qualitative Verfahren

Auf Grundlage des forschungsleitenden Analyseschemas (Kapitel 3.1) und unter Einbeziehung des präskriptiven Ansatzes der Entscheidungstheorie (Kapitel 3.2) lassen sich die niederschlagswasserbezogenen Erfahrungen der Stakeholder per empirischer Datenerhebung sammeln, systematisieren und ergänzend auf den Untersuchungsgegenstand anwenden. Die Vorgehensweise wird durch Dokumentation intersubjektiv nachvollziehbar und wiederholbar (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 2f). Grundsätzlich erfolgen empirische Datenerhebungen auf Grundlage quantitativer und/oder qualitativer Verfahren (Tab. 3.7), die beide zur Beantwortung abwasser- respektive niederschlagswasserbezogener Fragestellungen herangezogen werden können.

Durch ein **qualitatives Verfahren** kann ein komplexes Phänomen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in seiner ganzen Breite beschrieben werden, woraufhin ein bislang relativ wenig erforschter Gegenstand in seiner ganzen Komplexität abgebildet würde (vgl. ebd. 2016: 4f). Hierfür werden keine statistischen Methoden herangezogen, sondern es wird mittels validierter Texte oder detaillierter Expertengespräche eine Verbalisierung individueller Erfahrungswirklichkeiten vorgenommen, die wiederum interpretativ auszuwerten sind. Auf diese Weise können detaillierte, subjektive und individuelle Erkenntnisse über Einstellungen und Handlungen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung aufgezeigt werden (vgl. MEYEN M. *et al.* 2011: 9ff; BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 296ff). Gegebenenfalls kann hierbei auch zirkulär vorgegangen werden. Bei einer zirkulären Vorgehensweise werden die empirische Datenerhebung und deren Auswertung nicht strikt voneinander getrennt betrachtet, wodurch auch Rückkopplungsprozesse ermöglicht werden (Abb. 3.9).

Tab. 3.7: Ziele und Merkmale des qualitativen und des quantitativen Ansatzes der empirischen Datenerhebung (ang. an LAMNEK S. 2010: 302f; WITT H. 2001: 1ff; DREIER V. 1997: 74ff)

Kriterium	quantitativer Ansatz	qualitativer Ansatz
Ziel	Messung und numerische Beschreibung der Wirklichkeit bzw. Erkenntnisse auf breiter, repräsentativer Basis	Verbalisierung der Erfahrungswirklichkeit bzw. Erkenntnisse über einzelne Fälle in voller Breite und Tiefe
Grundorientierung	naturwissenschaftlich und partikularistisch	geisteswissenschaftlich und holistisch
Forschungslogik	Deduktion, Hypothese prüfend, objektiv, Replizierbarkeit und Generalisierung	Induktion, Hypothese generierend, subjektiv, Betonung des Singulären und Typisierung
Standardisierung	hoch	keine bis gering
Methodenverständnis	hart bzw. starr	weich bzw. flexibel
Ablauf	linear, starr und geschlossen	zirkulär, flexibel und offen
Datenmaterial	numerisch bzw. abstrakte Daten	Daten, die eine konkrete Bedeutung haben (Texte etc.)
Auswertung	statistisch	interpretativ
Auswahl der Stakeholder	Zufallsstichprobe	Fallauswahl (Theoretical Sampling)

Aufgrund des charakteristischen induktiven Vorgehens erlauben qualitative Verfahren forschungsrelevante Zusammenhänge und Erklärungen aufzuzeigen, woraufhin auf verallgemeinerbare Aussagen geschlossen werden kann (vgl. MEYEN M. *et al.* 2011: 9ff; BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 296ff).

Im Vergleich dazu erscheint für die Beantwortung der Forschungsfrage ein **quantitatives Verfahren** vielversprechender, in dem „empirische Beobachtungen über wenige, ausgesuchte Merkmale systematisch mit Zahlenwerten belegt und auf einer zahlenmäßig breiten Basis gesammelt werden“ (BROSIUS H.-B. 2016: 4). Durch statistische Tests dieser beobachteten Daten werden signifikante (nicht zufällige) Zusammenhänge zwischen sozialen Phänomenen aber auch des Bereiches, in dem diese Zusammenhänge auftreten, identifiziert (vgl. GLÄSER J. & LAUDEL G. 2010: 26). Dies ist bedeutend, da generalisierende Aussagen über merkmalsbezogene Zusammenhänge innerhalb der Bundesrepublik Deutschland getätigt werden können, trotz der heterogenen Merkmalausprägungen. Gleichzeitig ermöglichen quantitative Verfahren, unter Berücksichtigung zeitlicher und finanzieller Restriktionen aller Beteiligten, eine empirische Datenerhebung mit einer größeren Fallzahl. Ergo können sie in abwasser- respektive niederschlagswasserspezifischen Fragestellungen auch auf regionale bzw. lokale Anforderungen angepasst werden. Jedoch liefert solch eine empirische Untersuchung „weder die Richtung des Kausalzusammenhanges (welche der gefundenen Faktoren sind Ursachen, welche Wirkungen) noch den Kausalmechanismus, der zwischen Ursachen und Wirkungen vermittelt“ (GLÄSER J. & LAUDEL G. 2010: 26).

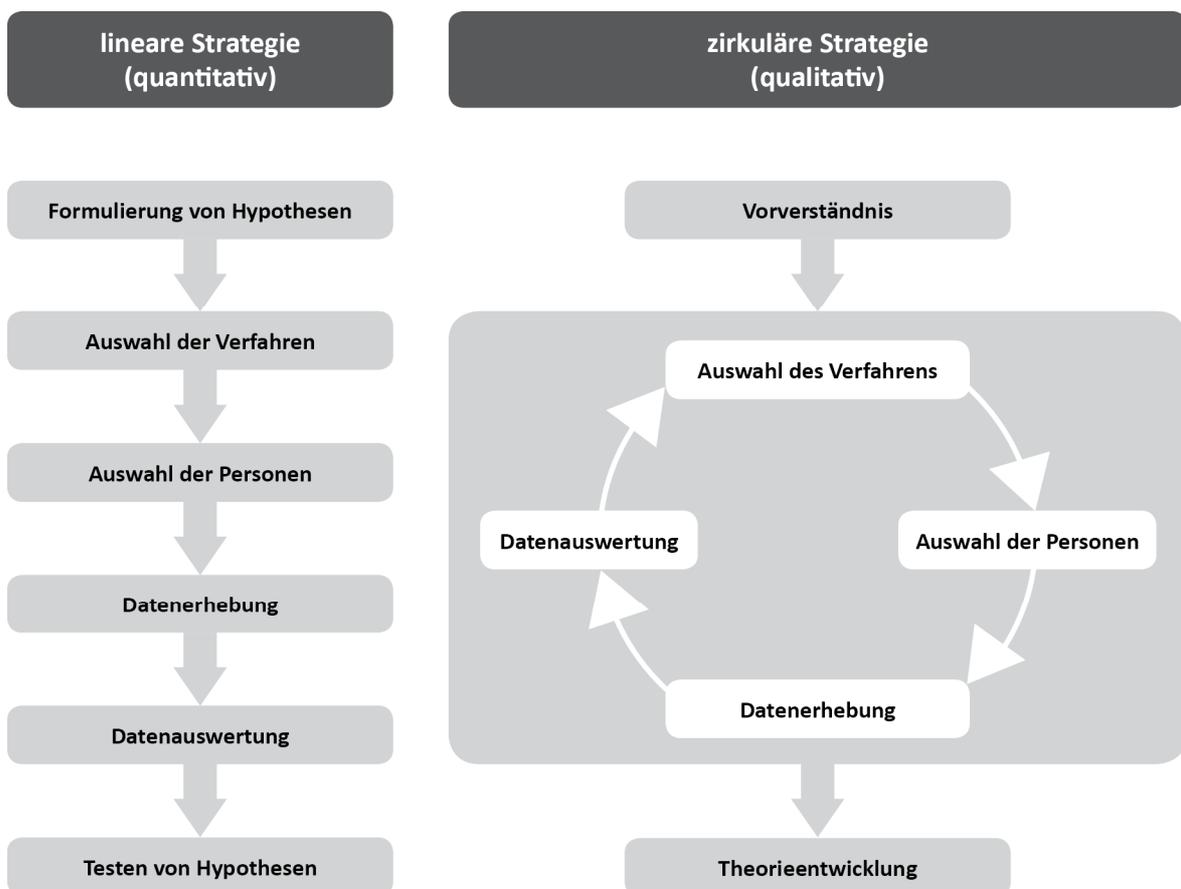


Abb. 3.9: Schema der quantitativen und der qualitativen Forschungsstrategie (ang. an WITT H. 2001: 6)

Um die komplexen Zusammenhänge des Untersuchungsgegenstandes zu reduzieren (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 4), wird das zusammengetragene (Kapitel 2) und systematisch eingeordnete (Kapitel 3.1) Wissen strukturiert. Mithilfe eines geeigneten Analyseschemas (Kapitel 3.1) und multikriterieller Entscheidungs- und Bewertungsmethoden (Kapitel 3.2) soll die Forschungsfrage per statistischer Auswertung verifiziert bzw. falsifiziert werden. Laut BROSIUS H.-B. (2016: 26) kann eine wissenschaftliche Theorie, die einen universellen Gültigkeitsbereich beansprucht, nie vollständig verifiziert sondern lediglich falsifiziert werden. Aus diesem Grund sind aus den allgemeinen Aussagen der Forschungsfragen deduktiv-logische Basissätze abzuleiten, „die in falsifikatorischer Absicht mit empirisch gewonnenen Aussagen über die Realität verglichen werden“ (ebd. 2016: 25). Demzufolge werden keine neuen Erkenntnisse gewonnen, sondern wird das bereits bekannte Wissen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf seinen Erkenntnisgehalt hin untersucht (vgl. POPPER K. R. & KEUTH H. 2005: 14f). Angesichts der standardisierten linearen Vorgehensweise (Abb. 3.9) und durch das Heranziehen statistischer Auswertungsverfahren gelten quantitative Verfahren gemeinhin auch als hart bzw. starr (vgl. LAMNEK S. 2010: 24), wodurch keine Rückkopplungsprozesse im Laufe der Erarbeitung gegeben sind.

3.3.2 Methodische Vorüberlegung

Der Aufwand einer Befragung ist grundsätzlich abhängig von Umfang und Differenzierungsgrad der Bestandsaufnahme, den Funktionalitäten des Anwendungssystems, der Projektlaufzeit bzw. dem Realisierungszeitraum sowie der Personalkapazität. Mithilfe einer methodischen Vorüberlegung sollen die Rahmenbedingungen für eine effiziente Datenerhebung aufgezeigt werden.

Als erstes gilt es, die für die empirische Datenerhebung notwendige Grundgesamtheit zu definieren, um die niederschlagswasserbezogenen Erfahrungen der Stakeholder zu sammeln, zu systematisieren und auszuwerten. Die Grundgesamtheit umfasst alle entscheidungsrelevanten Akteure deutscher Großstädte für niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse anhand ihrer institutionellen Kriterien. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass unterschiedliche kommunale Strukturen zwischen den Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland und auch innerhalb der Bundesländer vorliegen. Aus diesem Grund werden die für die Forschungsfragen fünf relevanten Fachbereiche der Stakeholder eindeutig genannt (Kapitel 3.1.4). Stellvertretend wird jeweils ein individueller Akteur mit seinen jeweiligen Fähigkeiten und Handlungsorientierungen für die Untersuchung hinzugezogen.

Ausgehend von 76 Großstädten der Bundesrepublik Deutschland⁹ und den fünf ausgewählten kommunalen Fachbereichen ergeben sich theoretisch 380 Stakeholder. Jedoch ergab eine onlinebasierte Vorrecherche, dass in sechs Großstädten jeweils ein Fachbereich nicht bestimmbar ist und somit theoretisch 374 Stakeholder verblieben. Weitere 24 Stakeholder sind für insgesamt 51 kommunale Fachbereiche zuständig und agieren großstadtübergreifend innerhalb eines Fachbereiches oder fachbereichsübergreifend innerhalb einer Großstadt, sodass sich die Grundgesamtheit um

⁹ In dieser Forschungsarbeit wird die Großstadt Siegen nicht berücksichtigt, welche erst seit 2014 mehr als 100.000 Einwohner zählt. Die für die empirische Datenerhebung erforderliche Zusammenstellung deutscher Großstädte war bereits zu einem früheren Zeitpunkt erfolgt.

weitere 27 Stakeholder reduziert. Demzufolge umfasst die **Grundgesamtheit** für die empirische Datenerhebung insgesamt 347 Stakeholder (Anhang B.1).

Um die relevanten Informationen vollständig zu erfassen, wird eine **Vollerhebung** (vgl. BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 397ff) angestrebt (vgl. BAUR N. & FLORIAN M. J. 2009: 110f). Begünstigt wird dies dadurch, dass die meisten Stakeholder über einen Internetzugang und eine individuelle E-Mail-Adresse verfügen. Anforderungen an das Auswahlverfahren bei Teilerhebungen bzw. Stichproben (vgl. KAPLITZA G. 1991: 145ff, FRIEDRICHS J. 1990: 130ff) müssen nicht berücksichtigt werden. Allerdings ist angesichts des hinreichenden langen, aber begrenzten Erhebungszeitraumes und der unsicheren Beteiligungsbereitschaft seitens der Stakeholder nicht davon auszugehen, dass alle 347 Stakeholder an der Befragung teilnehmen werden (engl.: Unit-Nonresponse). In solchen Fällen wird als ein Maß für die Güte der erhobenen Daten zumeist die Beteiligungsquote herangezogen. Von einer Reduktion des Erhebungsumfanges wird aber abgesehen, da sich Merkmalsausprägungen systematisch unterscheiden können. Beim systematischen Ausfall einer Merkmalsausprägung kann der Unit-Nonresponse nicht ignoriert werden, da die statistischen Parameter wie Mittelwerte, Anteile oder Intervalle verzerrt würden (vgl. PÖTSCHKE V. M. 2009: 79f; BAUR N. & FLORIAN M. J. 2009: 119ff).

Persönliche **Face-To-Face-Interviews** erscheinen angesichts des hohen zeitlichen Aufwandes für Vorbereitung und Durchführung nicht zweckmäßig (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 108f). Erschwerend kommt hinzu, dass sich Termine mit allen Stakeholdern einer Stadt kaum an einem Tag realisieren lassen. **Telefonische Interviews** werden ebenfalls nicht in Betracht gezogen, da Befragungen am Telefon auf die visuelle Vorstellungskraft des Stakeholders angewiesen sind. Bei telefonischen Interviews ist gegenüber Face-To-Face-Interviews wie auch schriftlichen und onlinebasierten Befragungen allgemein und insbesondere bei der AHP-bezogenen Bewertung mit weniger validen Ergebnissen zu rechnen (vgl. ebd. 2016: 109f). Darüber hinaus wäre bei telefonischen Interviews der zeitliche Aufwand sehr hoch. Zum einen sind alle telefonischen Interviews, analog zu den Face-To-Face-Interviews, einzeln pro Stakeholder durchzuführen. Zum anderen ist zu erwarten, dass angesichts einer begrenzten Erreichbarkeit der Stakeholder die Terminfindung mit einem hohen organisatorischen Aufwand einhergeht.

Letztlich sollen die Erfahrungswirklichkeiten der Stakeholder mithilfe einer **schriftlichen Befragung** erhoben werden. Während aus den zuvor genannten Gründen die Vor-Ort-Anwesenheit einer Betreuerperson nicht zu gewährleisten ist, soll aus praktikablen Gründen die onlinebasierte **schriftlich-postalische Befragung** vorgezogen werden. Laut AMD (2001) werden als **onlinebasierte Befragungen** alle Erhebungen verstanden, „bei denen die Teilnehmer den auf einem Server abgelegten Fragebogen im Internet online ausfüllen, Fragebogen von einem Server herunterladen und per E-Mail zurücksenden [oder] Fragebogen per E-Mail zugeschickt bekommen und zurücksenden.“ Ausschlaggebend ist die direkte digitale Erfassung der Daten über einen Webbrowser, sodass keine aufwändige Übertragung der analogen hin zur digitalen Dokumentation erforderlich ist. Es wird angenommen, dass alle Stakeholder Zugang zu einem PC bzw. Notebook und zum Internet haben und ihr täglicher Arbeitsprozess darauf ausgerichtet ist. Demzufolge können alle 347 Stakeholder in kurzer Zeit und kostengünstig durch einen einzigen Interviewer erreicht werden (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 110ff). Neben den zeitlichen und monetären Vorzügen einer onlinebasierten Befragung führt die direkte digitale Erfassung der Daten auch zu einer deutlichen Fehlerreduktion, da die

Daten mit Eingabe zur Verfügung stehen und Interviewereffekte vermieden werden. Zudem können bei der Programmierung des Fragebogens Plausibilisierungen implementiert werden, sodass fehlerhafte Eingaben durch den Stakeholder in einem geringeren Ausmaß auftreten (vgl. PÖTSCHKE V. M. 2009: 77f). Laut BAUR N. & FLORIAN M. J. (2009: 11ff) sind onlinebasierte Befragungen – insbesondere bei einer Grundgesamtheit mit einem hohen Abdeckungsgrad – geeignet, bei denen nahezu alle Mitglieder einen Internetzugang haben und automatisch eine E-Mail-Adresse erhalten (Fachbereiche der Kommunen, Unternehmen der Abwasserbeseitigung etc.). Nach den Erkenntnissen anderer onlinebasierter Erhebungen kann von einer **zehn- bis zwanzigprozentigen Rücklaufquote** ausgegangen werden (vgl. DIEKMANN A. 2010: 503, MAURER M. & JANDURA O. 2009: 66f, BAUR N. & FLORIAN M. J. 2009: 119ff), was bei einer Grundgesamtheit von 347 Stakeholdern in etwa 35 bis 70 Stakeholdern entspricht.

Der Einsatz einer kommerziellen Befragungsplattform ist aus Kostengründen bereits im Vorfeld ausgeschlossen worden. Dennoch ist es wichtig, selbstständig einen browserbasierten Fragebogen zu erstellen und auszuwerten. Zudem ist der für eine Befragung erforderliche Datenschutz sicherzustellen. Aus diesem Grund wird zur Durchführung der onlinebasierten Befragung auf das Umfrage-Portal der Open-Source-Software **LimeSurvey** zurückgegriffen. Die Software ist im Netzwerk der Universität Leipzig integriert und speichert die gewonnenen Datensätze auf deren Server ab bzw. verwaltet sie von da aus. Da die Stakeholder die onlinebasierte Befragung über eine bestimmte URL direkt auf ihrem Webbrowser aufrufen, sind bei der Programmierung des Fragebogens die funktionalen Anforderungen der gängigen Webbrowser zu berücksichtigen. Außerdem wird geprüft, ob alle Eingabefelder auszufüllen sind, um sogenannte Item-Nonresponse auszuschließen (vgl. PÖTSCHKE V. M. 2009: 80f) Bei Fragestellungen, die eine Zahl als Antwort erfordern, werden lediglich Ziffern als Eingabe akzeptiert. So werden die Stakeholder im Laufe der Befragung auf Fehleingaben hingewiesen und die Qualität der Datensätze erhöht sich. Stakeholdern wird ermöglicht, sich über die Antwortalternative *keine Angaben* Fragen zu entziehen. Somit sind innerhalb der Befragung bei nicht zu beantwortenden Fragen keine bewussten Falscheingaben bzw. kein vollständiger Abbruch zu erwarten (vgl. BAUR N. & FLORIAN M. J. 2009: 125).

Analog zu anderen standardisierten Befragungen gibt es auch bei onlinebasierten Befragungen potenzielle **Fehlerquellen**, die sich auf die Validität der Ergebnisse auswirken können. GIEGRICH J. (1995: 256f) betont, dass in einem Entscheidungsprozess eine Bewertung sowohl durch die zugänglichen Informationen eines Sachverhaltes als auch durch das persönliche Wertesystem geprägt ist, wodurch die Bewertung stets einen subjektiven Einfluss hat. In diesem Zusammenhang ergänzt SCHANZE J. (2010: 28), dass eine Person angesichts spezifischer wissenschaftlicher Perspektiven und Annahmen nicht in der Lage ist, wertfrei, sondern nur wertneutral zu beurteilen. Neben anderen formalen und inhaltlichen Fehlerquellen können somit Antwortverzerrungen auftreten, sodass die Daten nicht zwangsläufig die zutreffenden Einstellungen und Sachverhalte abbilden. Demzufolge ist bei der Frageformulierung darauf zu achten, dass alle Stakeholder – obwohl sie unterschiedlichen Fachbereichen bzw. verschiedenen Großstädten unterschiedlicher Regionen mit differenzierten Anforderungen an die technische Infrastruktur der Abwasserbeseitigung zuzuordnen sind – die Einzelfragen gleichermaßen verstehen und somit adäquat beantworten können. Zudem sollten die Stakeholder durch die Befragung weder beeinflusst noch verunsichert werden. Zu den wesentli-

chen Fehlerquellen einer standardisierten onlinebasierten Befragung, die bereits bei deren Konzipierung des Fragebogens zu reflektieren und zu berücksichtigen sind, zählen (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 90ff, BAUR N. & FLORIAN M. J. 2009: 122ff, FRIEDRICH J. 1990: 222ff, KREUTZ H. & TITSCHER S. 1974: 53ff):

formale Fehlerquellen

- Akquieszenz: Neigung, Fragen unabhängig von deren Inhalt mit *ja*, *stimmt* oder *richtig* zu beantworten;
- Formulierungseffekte: Suggestivwirkungen aufgrund un- bzw. missverständlicher Frageformulierungen;
- interindividuelle Verständlichkeit: unterschiedliche Interpretation von Einzelfragen bzw. Antworten;
- kognitive und affektive Ausstrahlungseffekte: Suggestivwirkungen aufgrund der Positionierung von Einzelfragen;
- Stichprobe statt Vollerhebung: inhomogene Merkmalsausprägungen;
- Tendenz zu extremen Urteilen: Auswahl extremer Antworten bei mehrstufigen Antwortalternativen;
- Tendenz zur Mitte: Auswahl mittlerer Skalenpunkte bei mehrstufigen Skalen

und inhaltliche Fehlerquellen

- Konsistenzeffekt: stimmige Beantwortung ähnlich klingender Aussagen;
- Kontrasteffekte: Suggestivwirkungen bei vergleichenden Fragestellungen;
- Non-Options: Meinungsbildung bei nicht bekannten Themen;
- Retrospektionseffekt: Erlebnisse und Ereignisse werden rückblickend positiver oder negativer bewertet;
- Rezenzeffekt: später eingehende Informationen mit größerem Einfluss auf die Erinnerungsleistung als früher eingehende Informationen;
- Rückschaufehler: unzutreffende Erinnerungen;
- Schweigeverzerrung: teilnehmende Stakeholder haben unter Umständen ein anderes Antwortverhalten als nicht teilnehmende Stakeholder sowie
- soziale Erwünschtheit: Beantwortung von Fragen nach sozialen Normen, die nach Auffassung des Stakeholders erwünscht sind.

Laut SCHÜTZENMEISTER V. F. & BUßMANN M. (2009: 247) können Antwortverzerrungen auch daraus resultieren, dass im Vergleich zu ausgedruckten Fragebögen digital abgebildete Fragen oberflächlicher gelesen oder Mausklicks an der falschen Stelle gesetzt werden. Zudem bestehe das grundlegende Risiko, dass durch Spamfilter eine Kontaktaufnahme mit dem jeweiligen Stakeholder verhindert wird, was die Abgrenzung zwischen Problemen der Erreichbarkeit und der Teilnahmeentscheidung unscharf macht.

3.3.3 Empirische Datenerhebung mittels onlinebasierter Befragung

3.3.3.1 Aufbau des Fragebogens

Der Aufbau des Fragebogens ist vom Untersuchungsgegenstand bestimmt. Entsprechend der inhaltlichen Schwerpunkte unterteilt sich der Fragebogen in vier übergeordnete Fragenkomplexe, um potenziellen inhaltlichen Verknüpfungen zwischen zwei Sachverhalten durch die Stakeholder vorzubeugen. An dieser Stelle folgt eine zusammenfassende Darstellung des Fragebogaufbaues. Der

vollständige Fragebogen inklusive Anschreiben ist im Anhang B.2 beigefügt, wobei die Einzelfragen auch bei der Auswertung in den Kapiteln 5.1 bis 5.3 aufgeführt sind.

Der **erste Fragenkomplex** zielt darauf ab, den regionalen Umgang mit Niederschlagswasser im Mischwassersystem zu ermitteln. Die Einzelfragen haben in erster Linie das Ziel, den allgemeinen städtischen Stellenwert der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und die raumbezogenen Besonderheiten beim Umgang mit Niederschlagswasser aus Sicht der Stakeholder zu erfassen. Im **zweiten Fragenkomplex** wird den Stakeholdern ein Szenario vorgegeben, dass in ihrer Stadt ein Konzept zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung erstellt werden soll, jedoch die niederschlagswasserbezogene Dezentralisierung nur eingeschränkt möglich ist. Die Stakeholder sollen aus ihrer Sicht den Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung auf der Ebene des Teileinzugsgebietes einschätzen. Auf Grundlage dieser Einschätzungen könnten innerstädtische Vorranggebiete ermittelt werden, bei denen eine (Teil-) Abkopplung des Niederschlagswassers einen besonders hohen Nutzen erzielt. Die stakeholderbezogene Priorisierung erfolgt mittels eines paarweisen Vergleiches ausgewählter RWB-Ziele in Form der hergeleiteten Bewertungskriterien (Kapitel 3.2.5). Darüber hinaus ist den Stakeholdern die Möglichkeit gegeben, weitere nicht ausgewählte RWB-Ziele zu ergänzen. Im **dritten Fragenkomplex** haben die Stakeholder die angewandte Bewertungs- und Entscheidungsmethode zu bewerten. Im **vierten** und letzten **Fragenkomplex** werden die nicht inhaltsgebundenen soziodemografischen Merkmale der Stakeholder abgefragt, die ergänzend zur Erklärung der niederschlagswasserbezogenen Einstellungs- und Verhaltensansichten der Stakeholder herangezogen werden.

Der Gegenüberstellung vom quantitativen und qualitativen Verfahren (Kapitel 3.3.1) ist zu entnehmen, dass explizite Kenntnisse zum Forschungsthema vorliegen und die Ergebnisse zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung nicht vollständig exploriert werden müssen. Im Zusammenhang mit der angestrebten Vollerhebung (Kapitel 3.3.2) erscheint eine **vollkommen standardisierte Befragung** am besten geeignet, im Vergleich zu einer unstrukturierten Befragung, zum Leitfadenterview oder zu Gruppeninterviews (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 105ff). Charakteristisch für eine vollkommen standardisierte Befragung ist vor allem, dass jeder Teilnehmer dieselben Fragen vorgesetzt bekommt. Die Standardisierung soll sicherstellen, dass alle Befragungen nach dem gleichen Muster ablaufen und die Befragungssituation nicht die Ergebnisse beeinflusst. Eine Übertragbarkeit von stichprobenbezogenen Ergebnissen auf die Grundgesamtheit ist nicht nur von der Stichprobenziehung abhängig, sondern auch vom „Design der gesamten Untersuchung bis hin zur Fragebogenkonzeption“ (ebd. 2016: 104f).

Um die quantitative Auswertung zu erleichtern, wird bei der Frageformulierung vorwiegend auf **geschlossene Fragen** zurückgegriffen. Diese erlauben eine einfachere Kategorisierung der Fragen, da den Stakeholdern eine eng begrenzte Anzahl von Antwortalternativen vorgegeben ist. Zudem lassen sich die Antworten bei geschlossenen Fragen schnell und einfach in Zahlen überführen, die wiederum unmittelbar zur Berechnung von Häufigkeitsverteilungen, Korrelationen etc. mittels statistischer Software herangezogen werden können. Darüber hinaus erlauben geschlossene Fragen eine inhaltliche Führung. Denn bei offenen Fragen besteht einerseits das Risiko, dass Stakeholder während der Beantwortung bedeutende Sachverhalte vergessen. Andererseits gibt es Stakeholder, denen es leichter als anderen Stakeholder fällt, ein ausführlicheres Statement abzugeben, was sich wiederum auf die Qualität der Antworten auswirken kann (vgl. ebd. 2016: 85ff). Dennoch sollen

einige **offene Fragen** die Gelegenheit bieten, eigene und gleichzeitig nur schwer in vorgefertigten Kategorien zu formulierende Antworten zu geben.

Geschlossene Fragen sind mit Antwortkategorien zu versehen, die jeweils eines der drei gegebenen Skalenniveaus repräsentieren. Während eine Nominalskala sowohl dichotome als auch polytome Antwortvorgaben erlaubt, wird bei der Ordinalskala ein Rangplatz und bei der Intervallskala ein metrischer Wert vergeben. Zur Ermittlung der stakeholderbezogenen Einstellungen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung wird für den ersten und dritten Fragenkomplex eine ordinalskalierte **sechsstufige Likert-Skala** herangezogen, was der gängigen fünf- bis neunstufigen Skalierung (vgl. ebd. 2016: 87ff) solcher **Einstellungs- und Verhaltensfragen** entspricht (vgl. ebd. 2016: 99). Auf diese Weise müssen die Stakeholder lediglich angeben, ob sie sich diesseits oder jenseits vom Mittelwert einschätzen bzw. ob sie sich an den Extremen oder zwischen der Mitte und einem Extrem sehen (vgl. ebd. 2016: 87ff). Mithilfe der geradzahligen Skala werden die Stakeholder gezwungen ihre Entscheidung tendenziell in eine Richtung festzulegen, sodass Verfälschungen durch übermäßige zentrale Tendenzen – die durch das gemeinsame Auftreten von ausgewogenen, unsicheren aber auch verweigernden Entscheidungen resultieren können – ausgeschlossen werden. Mit der Wahl einer sechs- statt achtstufigen Likert-Skala soll ferner das Risiko von extremen Urteilen reduziert werden. Gleichzeitig wird den Stakeholdern über die Antwortalternative *keine Angaben* ermöglicht, sich Fragen zu entziehen (vgl. BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 224). Um der grundlegenden Anforderung an die Äquidistanz – gleicher Abstand zwischen den Antwortstufen – zu entsprechen, werden die Antwortmöglichkeiten mit *stimme nicht zu* bis hin zu *stimme zu* symmetrisch formuliert. Dabei werden die Summen der Likert-Items als intervallskaliert interpretiert (vgl. BROSIUS H.-B. 2016: 49), was wiederum statistische Auswertungen erlaubt. Für den zweiten Fragenkomplex ist die **neunstufige Saaty-Skala** vorgesehen (Kapitel 3.2.5), mit deren Hilfe die Stakeholder die ausgewählten Bewertungskriterien paarweise miteinander vergleichen können. Zur Erhebung der soziodemografischen Merkmale der Stakeholder werden im vierten Fragenkomplex auch **Nominalskalen** herangezogen.

Die Datensätze der Stakeholder werden in einer separaten Datenbank abgelegt, wodurch die benötigte **Zeit** zum Ausfüllen des Fragebogens und Abbrüche besser nachvollzogen werden können. Laut SCHÜTZENMEISTER V. F. & BUßMANN M. (2009: 251) wird der damit einhergehende Nachteil, dass die Anonymität durch technische Vorkehrungen nicht gesichert wird, sondern auf die Zusicherung der anonymisierten Datenverarbeitung zu vertrauen ist, durch die Vorteile der Feldkontrolle für persönliche Erinnerungsschreiben etc. aufgehoben.

3.3.3.2 Pretest der onlinebasierten Befragung

Nachdem die onlinebasierte Befragung fertig programmiert wurde, erfolgte vom 23. September bis 07. Oktober 2014 ein allgemeiner Pretest (vgl. HÄDER M. 2010: 387), an dem 17 Personen teilnahmen. Während sechs Personen aufgrund ihrer beruflichen Nähe zum Thema Abwasserbeseitigung und naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ausgewählt wurden, haben weitere sechs Personen studien- und/oder berufsbedingte Erfahrung mit der Ausarbeitung von Fragebögen vorzuweisen. Letztere zeichnen sich durch eine objektivere Bewertung der Befragung aus, da sie eine größere Distanz zum Inhalt haben. Solche Expertenbewertungen sind hilfreich, um den „Wortlaut der Fragen, die Struktur der Fragen, die Antwortmöglichkeiten [und] die Sukzession der Fragen“ (ebd.

2010: 398) zu beurteilen. Bei den verbliebenen fünf Personen wurde darauf geachtet, dass sie weder wasserwirtschaftliche Fachkenntnis noch Erfahrungen mit onlinebasierten Befragungen besitzen. Auf diese Weise sollte sowohl die Verständlichkeit der Anweisungen und Fragetypen als auch die allgemeine Nutzerfreundlichkeit überprüft werden. Demgegenüber wurde bewusst auf eine Einbeziehung von Stakeholdern verzichtet, da der zeitliche Aufwand für die Befragung aufgrund des paarweisen Vergleiches als relativ hoch einzuschätzen ist und mit zusätzlicher Arbeitszeit einherginge.

Als Ergebnis des Pretests waren zwar keine grundlegenden, aber dennoch kleinere Mängel festzustellen. Durch deren Behebung konnten vorab Fehler beseitigt und Missverständnissen vorgebeugt werden, sodass sich die Güte der empirischen Datenerhebung erhöht hat:

- **Anschreiben:** Um die Stakeholder zur Teilnahme an der onlinebasierten Befragung zu bewegen, wurde das Anschreiben auf die thematische Zielstellung, den Nutzen für die Stakeholder und mit der Bitte um Teilnahme konkretisiert. Parallel dazu wurden die inhaltlichen Zusammenhänge zwischen den Rahmenbedingungen der Abwasserbeseitigung und der Zielstellung dieser Befragung auf deren Startseite integriert, wobei die wesentlichen Aussagen fett hervorgehoben wurden.
- **Einführung in den jeweiligen Fragenkomplex:** Für die ersten drei Fragenkomplexe wurden die Einführungstexte modifiziert, um die Stakeholder für die übergeordnete Thematik zu sensibilisieren. Dabei galt es, die Textlänge auf ein Minimum zu reduzieren, um die Stakeholder einerseits nicht zu beeinflussen und andererseits nicht mit einer Fülle an Informationen abzuschrecken.
- **Umfang und Fragestellungen:** Darüber hinaus wurden Fragestellungen des ersten und dritten Fragenkomplexes optimiert und teilweise reduziert. Durch den paarweisen Vergleich der Bewertungskriterien durch die Stakeholder erfordert die Befragung von vornherein einen relativ hohen zeitlichen Aufwand. Um die Stakeholder möglichst zu entlasten und gleichzeitig zur Teilnahme zu bewegen, wurde das zeitliche Limit auf 30 Minuten begrenzt. Auf dieser Grundlage wurden Fragen auf ihre Relevanz hin überprüft und gegebenenfalls verworfen. Zudem wurde der Wortlaut einiger Fragen modifiziert, um deren Verständlichkeit zu erhöhen.
- **Bewertungsskalen:** Hinsichtlich der sechsstufigen Likert-Skala für den ersten und dritten Fragenkomplex gab es keinen Anpassungsbedarf. Eine vier- bzw. achtstufige Skalierung wurde als zu grob- bzw. feingliedrig eingeschätzt. Ebenfalls wurde sich positiv dazu geäußert, dass die Skalierungen homogen und somit über die gesamte onlinebasierte Befragung hinweg leicht zu bedienen ist. Für den zweiten Fragenkomplex, dessen Skalierung mit der Saaty-Skala festgesetzt ist, wurde der Hinweis gegeben, dass die paarweisen Vergleiche mittels einer dynamischen Skalierung (Schieberegler etc.) einfacher und schneller auszuführen wären. Diese Modifizierung konnte aber nicht vorgenommen werden, da zu diesem Zeitpunkt LimeSurvey keine Applikation hatte, um einen Schieberegler zwischen zwei RWB-Ziele zu platzieren. Auch konnten für den paarweisen Vergleich der Bewertungskriterien keine Warn- und Wiederholungsschleifen appliziert werden, die den Stakeholder auf mögliche inkonsistente Bewertungen aufmerksam machen und Korrekturen erlauben.
- **Design:** Basierend auf den Rückmeldungen wurde für den zweiten Fragenkomplex das Design der hierarchischen Strukturierung umfangreich überarbeitet, um die Zuordnung der untergeordneten Bewertungskriterien verständlicher zu gestalten. Weitere Mängel im Design (inkonsistente Schriftarten, Nummerierungen von Fragen etc.) konnten nicht identifiziert werden.
- **Technische Details:** Die korrekte Speicherung der eingegebenen Daten und deren Export wurde überprüft. Hierbei wurden keine Mängel festgestellt.

3.3.3.3 Ablauf der onlinebasierten Befragung

Zur Erhebung der niederschlagswasserbezogenen Erfahrungen der Stakeholder wurde als erstes ein Verzeichnis der Stakeholder erstellt (Anhang B.1). Es wurden auch dann Einträge übernommen, wenn keine personenbezogenen Angaben vorlagen. In solchen Fällen wurden die fehlenden Kontakte durch eine Anfrage über das allgemeine Kontaktformular der jeweiligen Institution kompensiert. Um eine hinreichende Rücklaufquote zu erhalten, wurden ausgewählte Stakeholder im Vorfeld persönlich per Telefon kontaktiert. Auf diese Weise sollte abgesichert werden, dass möglichst alle stakeholderspezifischen (Kapitel 3.1.4) und großstädtischen Merkmalsausprägungen (Kapitel 4) erfasst sind, um aus den gewonnenen Erkenntnissen bestenfalls repräsentative Aussagen oder zumindest Trends bzw. Indizien ableiten zu können.

Im Zeitraum 21. Oktober 2014 bis 21. Januar 2015 wurden die Stakeholder per E-Mail kontaktiert. Sie wurden persönlich mit ihrem Namen angesprochen und um Teilnahme an der onlinebasierten Befragung gebeten. Bei der individuellen Kontaktaufnahme wurden zum einen das Ziel der Befragung und zum anderen die Auswahl der Stakeholder dargelegt. Die teilnehmenden Stakeholder konnten durch einen Link direkt zum Fragebogen gelangen. Den Fragebogen alternativ als PDF-Datei herunterladen und mit der Post anonymisiert zurückzusenden war dagegen nicht vorgesehen. In diesem Zusammenhang hat kein Stakeholder die Möglichkeit ergriffen, einen schriftlichen Ausdruck individuell anzufordern. Als federführende Institution der Befragung wurde die Universität Leipzig genannt; die HTWK Leipzig, die Europäische Union und der Europäische Sozialfonds (ESF) waren als weitere Partner aufgeführt. Obwohl die E-Mails selbst weder rechtlich noch technisch als Spam betrachtet werden konnten, ist ihre Wahrnehmung als solcher nicht gänzlich auszuschließen. Der Fragebogen wurde so konzipiert, dass bei einer Unterbrechung der Beantwortung mit demselben Link an die Stelle des Abbruchs zurückzukehren war. Da den Stakeholdern das Zurückblättern in der Befragung nicht ermöglicht wurde, war eine nachträgliche Anpassung auf Folgefragen und ein doppeltes Ausfüllen seitens der Stakeholder unmöglich.

Bei Bedarf wurden innerhalb des Erhebungszeitraumes bis zu zwei Erinnerungsschreiben per E-Mail versendet, um allen bis dahin nicht teilnehmenden Stakeholder weiterhin die Chance zur Teilnahme an der onlinebasierten Befragung zu ermöglichen. Das erste Erinnerungsschreiben wurde nach zwei bis drei Wochen und das zweite zu Beginn des Jahres 2015 versendet und erhielt erneut die individuellen Zugangsdaten zum Fragebogen. Dabei wurde noch einmal die Bedeutung des Themas für die Stakeholder selbst dargelegt und darauf hingewiesen, dass ihre Teilnahme für den Erhalt verlässlicher Daten bzw. Ergebnisse wichtig sei. Nach der ersten Anfrage verursachten drei Prozent der Adressen eine Fehlermeldung. Einige waren auf Tippfehler zurückzuführen, die sofort korrigiert wurden. Andere ungültige Adressen konnten durch eine zusätzliche onlinebasierte Recherche aktualisiert werden, sodass auch hier ein neuer Kontaktversuch möglich wurde. Zudem wiesen drei Prozent der Ansprechpartner darauf hin, dass sie selbst nicht (mehr) für diesen Sachverhalt zuständig seien. In diesen Fällen wurde der zuständige Stakeholder noch einmal separat kontaktiert. Letztlich betrug die Anzahl der Stakeholder, deren Kontaktaufnahme keine Fehlermeldung hervorrief, 347 Stakeholder bzw. 91 Prozent der ursprünglichen Auswahl; die Berechnung der Ausschöpfungsquote wird sich im Folgenden ausschließlich auf diesen Wert beziehen.

3.3.4 Auswertung der empirischen Datenerhebung

Die statistische Analyse erfolgt mithilfe des Statistikprogrammes SPSS, um die Verteilung der relevanten Merkmale beschreiben und über statistische Kenngrößen eine Verbindung zwischen der Erfahrung bzw. Empirie und der Theorie herstellen zu können (vgl. BOHLEY P. 2000). Des Weiteren werden herausstechende Verteilungen auf ihre Besonderheit untersucht (vgl. HOLM K. 1991). Einen besonderen Stellenwert stellt der Gruppierungsprozess dar, der die Dimensionen der verfügbaren Informationen aus der empirischen Datenerhebung reduziert (Kapitel 3.4.3). Als Datengrundlage stehen, neben dem zusammengetragenen Stand der Forschung (Kapitel 2) und der durch die onlinebasierte Befragung erhobenen Daten, die alphanumerischen Daten und das digitale Kartenmaterial großstädtischer Merkmalsausprägungen der Bundesrepublik Deutschland (Kapitel 4) zur Verfügung.

Die Datensätze der onlinebasierten Befragung können aus der Online-Umfrage-Applikation LimeSurvey exportiert und direkt in SPSS importiert werden. Alle weiteren Daten und Informationen müssen dagegen aus den verfügbaren alphanumerischen Daten oder dem digitalen Kartenmaterial über das Geoinformationssystem ArcGIS Desktop bestimmt und manuell in SPSS übertragen werden.

Da sich die Datenstruktur der verschiedenen Quellen teilweise unterscheidet, ist eine Aufarbeitung der in SPSS importierten bzw. übertragenen Daten durchzuführen. Als erstes sind die Eigenschaften der Variablen in SPSS festzulegen, um das Verhalten von SPSS beim Rechnen mit diesen Variablen zu optimieren. Der zweite Schritt umfasst die Transformation der Daten einzelner Variablen aus der Befragung, die in SPSS nicht im vollen Umfang verarbeitet werden können. Hierzu zählen in erster Linie die Kodierung kategorialer Variablen sowie die Übertragung der Gewichte des Paarvergleiches in numerische Einheiten. Des Weiteren sind dichotome Variable in eine 0/1-Kodierung umzuwandeln, sodass Rechenoperationen mit dichotomen Variablen (Phi-Koeffizient, biserialer Rangkorrelationskoeffizient etc.) durchgeführt werden können.

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung mittels SPSS und ArcGIS Desktop werden letztendlich sowohl numerisch wie auch grafisch aufgearbeitet, wobei für die Darstellungsform aus ästhetischen Gründen auch auf MS Excel zurückgegriffen wird.

3.4 Ansätze zur Typenbildung von Entscheidungs- und Verhaltensmustern

3.4.1 Typenbildung zur Vereinfachung komplexer raumbezogener Untersuchungsbereiche

Unabhängig davon, ob RWB-Maßnahmen ein bestehendes Entwässerungssystem entlasten sollen oder ob sie bei Planungsprozessen zur Siedlungserweiterung bzw. Neuerschließung berücksichtigt werden, handelt es sich stets um raumbezogene Entscheidungsprozesse. MEINEL G. *et al.* (2008: 6f) betonen, dass eine teilräumliche Analyse und die daraus resultierenden Flächennutzungssituationen eine raumbezogene Untersuchung benötigen. Aufgrund der differenzierten Handlungsoptionen der naturnahen Niederschlagsbewirtschaftung, die wiederum auf die unterschiedlichen räumlichen Elemente und deren gegenseitige Verknüpfungen einwirken, sind substanziierte, mesoskalig

abgrenzbare Einheiten zu bilden (vgl. BLUM A. & GRUHLER K. 2010: 5f). Daraus ergibt sich ein mehrdimensionaler und multivariater Untersuchungsansatz, der über einfache statistische Methoden hinausgeht (vgl. KUCKARTZ U. 2001: 17ff). Bei komplexen Entscheidungsprozessen bietet sich eine Zusammenfassung der Objekte eines Untersuchungsraumes zu Typen an. Eine Typenbildung bei wasserwirtschaftlichen Fragestellungen hat sich bereits in Forschungsvorhaben der Internationalen WasserforschungsAllianz Sachsen als zielführend erwiesen (vgl. IWAS 2015). So wurden beispielsweise ländliche Siedlungsstrukturtypen für die hydrologische Modellierung parametrisiert (vgl. MINAR S. 2012), deren Erkenntnisse aufgegriffen und an den Untersuchungsgegenstand angepasst. Raumbezogene Sachverhalte wurden auf diese Weise differenziert eingeschätzt und es konnten Handlungsoptionen abgeleitet werden.

Unter Typenbildung ist eine abgeschlossene Ordnung von Objekten, deren Interpretation und die Festlegung einer eindeutigen Bezeichnung zu verstehen (vgl. BLUM A. *et al.* 2010: 13f). Sie ist nicht mit einer Klassifikation gleichzusetzen, die eine eindeutige, vollständige und ausschließliche Einteilung aller Elemente eines Objektbereiches voraussetzt. Im Vergleich dazu müssen bei einem Typ nicht alle Elemente eine gleiche Merkmalsausprägung aufweisen, obwohl diese für die Typologie maßgebend sind (vgl. KLUGE S. 1999: 23f).

Im Wesentlichen lassen sich Typen nach drei unterschiedlichen Verfahren herleiten (Abb. 3.10). Der Realtyp bzw. natürliche Typ basiert auf empirisch gewonnenen Daten und hat demzufolge einen direkten Bezug zur Wirklichkeit. Der Idealtyp bzw. künstliche Typ wird aus theoretisch-konzeptionellen Vorüberlegungen heraus gebildet (vgl. ebd. 2010: 11f). Letztendlich geht durch einen iterativen Prozess beider typologischen Ansätze die Konzipierung des konstruierten Types hervor, der sich sehr nah an der Realität orientiert und üblicherweise in raumwissenschaftlichen Untersuchungen herangezogen wird (vgl. KLUGE S. 1999: 82ff). Insgesamt gilt es zu beachten, dass die Typenbildung und deren charakteristische Merkmalsausprägungen von der jeweiligen Aufgabenstellung (Wahl der Indikatoren, räumliche Skalierung etc.) abhängig sind.

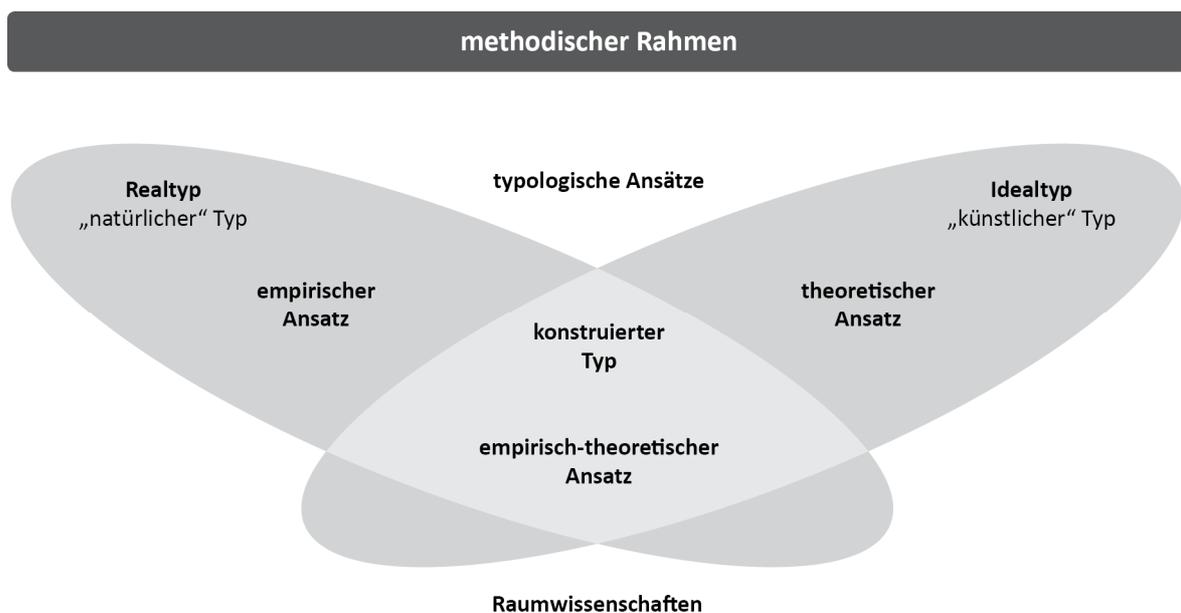


Abb. 3.10: Typologische Ansätze innerhalb der Raumwissenschaften (ang. an BLUM A. *et al.* 2010: 11)

Darauf aufbauend lassen sich regionale bzw. städtische Charakteristiken feststellen und die Besonderheiten bzw. Planungsabsichten der entsprechenden Region festsetzen. Regionen oder deren (Groß-) Städte können beispielsweise nach deren Charakter, typischen räumlichen Verteilungsmustern und/oder nach unterschiedlich schützenswerten Handlungskategorien typisiert werden (vgl. STAUCH C. 2000: 42f). Laut ARLT G. *et al.* (2010: 25ff) können mithilfe struktureller Ansätze sogar das ganzheitliche Ordnungsgefüge eines urbanen Raumes, dessen Elemente und räumlich-zeitliches Zusammenwirken betrachtet werden, woraus eindeutig beschriebene siedlungsraumbezogene Strukturtypen bzw. sogenannte Siedlungsstrukturtypen hervorgehen. Welche Informationen bzw. Daten dafür einbezogen werden ist stets von der Forschungsfrage abhängig.

3.4.2 GIS-basierte Typenbildung für niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse

Wie aus den inhaltlichen Ausführungen in Kapitel 2 und deren Strukturierung in Kapitel 3.1 hervorgeht, sind niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse durch abwasserwirtschaftliche Veränderungen und eine differenzierte Betroffenheitssituation der Stakeholder geprägt. Aus diesem Grund erscheint für eine Erfassung planungsrelevanter Informationen und deren detaillierte Analyse eine Typenbildung gewinnbringend, mit deren Hilfe abwasserwirtschaftliche Einflussfaktoren mit und ohne institutionellen Kontext nachvollziehbarer untersucht werden können. Angesichts des Raumbezuges erscheint auch eine GIS-basierte Vorgehensweise ratsam, um differenzierte Ausprägungen und räumliche Muster zwischen den Großstädten wie auch innerhalb der Großstädte und letztlich deren Auswirkungen auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand darzulegen.

Um potenzielle RWB-Maßnahmen flächendeckend im urbanen Raum identifizieren und bewerten zu können, kann auf ein sogenanntes **GIS-basiertes Bewirtschaftungsinformationssystem (BIS/RW)** zurückgegriffen werden (vgl. BECKER M. & WESSELS K. 2007: 589ff). Das ursprünglich für das Einzugsgebiet der Emscher entwickelte BIS/RW kann konkrete Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung spezifizieren, wenn eine maßgebende Datengrundlage vorliegt und die zugrundeliegenden Rahmenbedingungen beachtet werden. Auf diese Weise kann ein (Teil-) Einzugsgebiet anhand zweier thematischer Karten sowohl nach geogenen als auch nach siedlungsstrukturellen Daten differenziert werden (vgl. GRÜN E. *et al.* 2013: 1300ff, GEIGER W. F. *et al.* 2009: 48ff, BECKER M. & WESSELS K. 2007: 590f; Abb. 3.11):

- **Bewirtschaftungsartenkarte:** Die Bewirtschaftungsartenkarte charakterisiert die naturräumlichen Voraussetzungen der Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung. Hierbei werden die geogenen (bodenkundliche, geologische, hydrologische, morphologische und topografische) Einflussfaktoren eines Gebietes hinsichtlich ihres Einflusses auf RWB-Maßnahmen bewertet und klassifiziert. Durch eine Verknüpfung mit raumbezogenen Daten wird mittels eines Entscheidungsbaumes die am besten geeignete RWB-Maßnahme vorgeschlagen. Die Abwägung nach Ausschlussprinzip sieht vor, dass aus ökonomischen und ökologischen Gründen grundsätzlich hydraulisch gering belastete RWB-Maßnahmen den Vorzug erhalten.
- **Abkopplungspotenzialkarte:** Mithilfe der Abkopplungspotenzialkarte werden die jeweiligen Potenziale der Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung abhängig von den siedlungsstrukturellen Einflussfaktoren und unter Berücksichtigung der verfügbaren Freiflächen eines Gebietes zusammengefasst und als Abkopplungspotenzial bezogen auf den befestigten Anteil der

jeweiligen Fläche wiedergegeben. Hierbei werden die vorhandenen Bebauungsstrukturen auf der Ebene des Baublockes (Daten zur Flächennutzung und zum Gebäude) typisiert und darauf aufbauend das Abkopplungspotenzial zwischen seiner kurz- und langfristigen Umsetzbarkeit differenziert. Ersteres trifft zu, wenn die Maßnahmen technisch einfach umzusetzen sind und entsprechende finanzielle Anreize geschaffen werden. Die Umsetzungsdauer zur Abkopplung des Niederschlagswassers beträgt ca. fünf bis sieben Jahre. Sind dagegen höhere bzw. aufwändigere technische Anforderungen oder Maßnahmen erforderlich, die nur im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen (Sanierungsstrategie der Kanalisation, Straßenbau etc.) zu realisieren sind, wird von einem langfristig umsetzbaren Abkopplungspotenzial mit einem Zeithorizont von ca. 15 bis 20 Jahren gesprochen.

Laut GEIGER W. F. *et al.* (2009: 51ff) erlaubt eine Verschneidung dieser beiden Themenkarten eine gezielte Ausweisung von Vorranggebieten, die eine kostengünstige und einfach durchführbare Umsetzung von RWB-Maßnahmen erwarten lassen. Auch wenn zwischen dem theoretischen Abkopplungspotenzial und der bereits umgesetzten Abkopplung des Niederschlagswasserabflusses beidseitige Abweichungen nicht auszuschließen sind, unterstützt das BIS/RW mit seiner vorausgehenden Einschätzung die Entscheidungsfindung bei niederschlagswasserbezogenen Planungsprozessen. Zudem kann eine Überlagerung mit weiteren Themenkarten (Generalentwässerungsplan, Kanalnetz etc.) zu themenübergreifenden Synergien führen, wie beispielsweise einer Einschätzung von Einsparungen im Bereich der Kanalnetzsanierung. Laut GRÜN E. *et al.* (2008: 1301) eignet sich solch ein BIS/RW auch als Werkzeug zur Erfassung des Ist-Zustandes der von der Kanalisation abgekoppelten Flächen eines Gebietes und als Instrument zur Erfolgskontrolle von Vereinbarungen zum künftigen Umgang mit Niederschlagswasser.

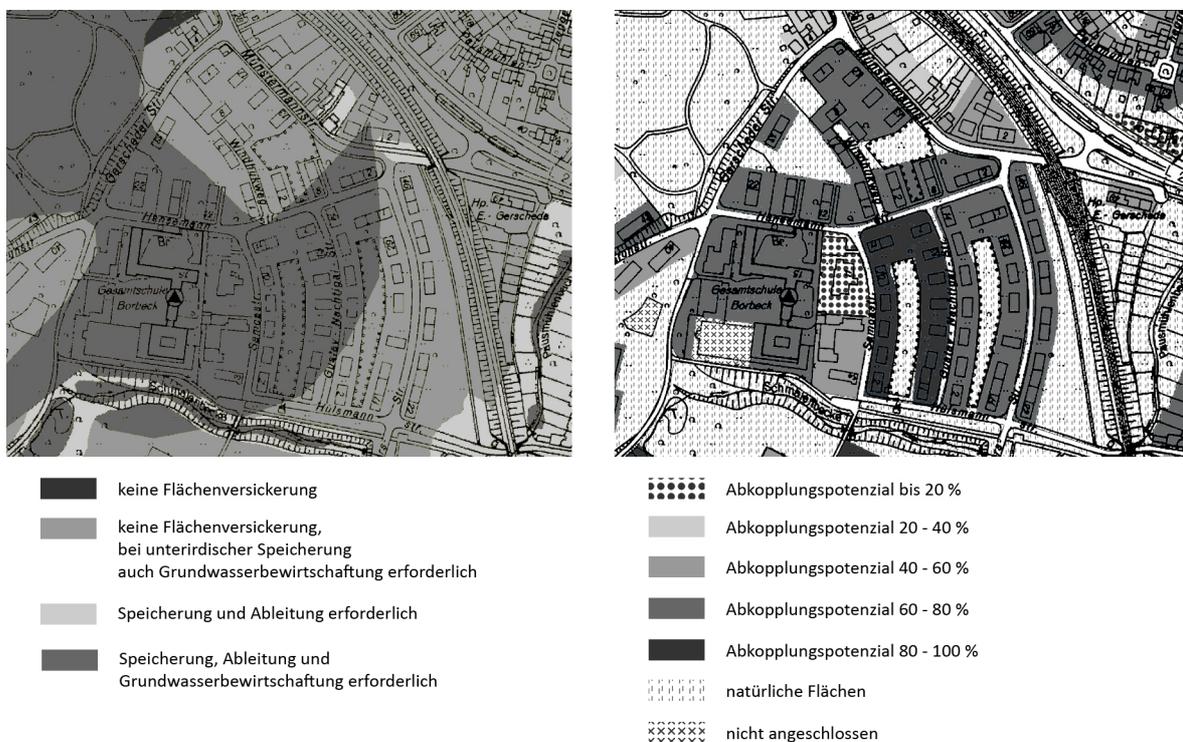


Abb. 3.11: Ausschnitt einer Bewirtschaftungsartenkarte (links) und einer Abkopplungspotenzialkarte (rechts) des BIS/RW (ang. an SPENGLER B. 2005: 4)

Auf Grundlage des BIS/RW lassen sich bei vorhandener Datengrundlage grundsätzlich für alle Großstädte entsprechende raumbezogene Typen für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung herleiten. Im Unterschied zum BIS/RW des Einzugsgebietes der Emscher bildet beispielsweise die **Hamburger Karte** keine detaillierte Auskunft über mögliche RWB-Maßnahme ab. Hier steht das Potenzial einer natürlichen Versickerung des Niederschlagswasserabflusses im Vordergrund, das über eine Versickerungspotenzialkarte abgebildet wird (vgl. MOOSMANN L. *et al.* 2014: 12). Die Auswahl der konkreten RWB-Maßnahme und deren Dimension hängt ebenfalls von geogenen und siedlungsstrukturellen Gegebenheiten ab, die aber gezielt in-situ untersucht und hergeleitet werden (vgl. ebd. 2014: 17).

Darüber hinaus gibt HÖTTGES J. (2011: 29/1ff) einen Überblick, inwieweit Geodaten und der Einsatz von GIS auch für die Erstellung eines Niederschlagswasserbeseitigungskonzeptes bedeutend sind. Es wird dargelegt, dass zum einen die zentrale Datenhaltung einen gemeinsamen Zugriff durch alle Stakeholder und eine flexiblere Nutzung erlaubt. Zum anderen nimmt durch die Verknüpfung von geodatenbasierten Datenbeständen die Qualität räumlicher und morphologischer Analysen, multi-thematischer Bewertungen und raumbezogener Bilanzierungen zu. Eine grundlegende Einführung zum Thema GIS in der Hydrologie und Wasserwirtschaft gibt FÜRST J. (2004: 1ff), während DIERSCH H.-J. *et al.* (2001: 233ff) mögliche Einsatzgebiete von GIS in der Wasserwirtschaft zusammengetragen haben.

3.4.3 Typenbildung durch datenreduzierende Verfahren

Ausgehend von der angestrebten Abwägung des Nutzens einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung durch die Stakeholder (Kapitel 3.2.5) sollen die Dimensionen der verfügbaren Informationen durch eine Extraktion der Anzahl aller Bewertungskriterien reduziert werden. Diese Reduzierung der Komplexität stellt wiederum die Voraussetzung für eine vertiefende analytische Auswertung dar. Für solch einen Gruppierungsprozess stehen mit der Faktoren- und Clusteranalyse zwei bewährte Dimensions- bzw. Fallreduktionsmethoden zur Verfügung.

Die **Faktorenanalyse** würde darauf abzielen, miteinander korrelierende Bewertungskriterien in Abhängigkeit von den jeweiligen Prioritäten auf einer höheren Abstraktionsebene zu sogenannten Faktoren zusammenzufassen (vgl. BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 378). An die Stelle von empirisch messbaren Bewertungskriterien tritt ein Faktor als nicht direkt messbares Konstrukt, „von dem angenommen wird, dass es die Ausprägung der Indikatorenvariablen bewirkt (Kriterium der Variablenbündelung zu Dimensionen ist die Korrelation zwischen den Indikatorvariablen)“ (KROMREY H. & STRUCK E. 2000: 232). Diese wechselseitig voneinander unabhängigen Faktoren beschreiben und erklären letztlich die Zusammenhänge zwischen den Ausgangsvariablen (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 385ff, DIEKMANN A. 2010: 267ff, BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 378ff). Da im Laufe dieser Untersuchung festzustellen war, dass die Anforderungen der verfahrensspezifischen Arbeitsschritte nicht erfüllt werden können (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 447, BÜHNER M. 2012: 342ff), musste von diesem datenreduzierenden Verfahren abgesehen werden:¹⁰

¹⁰ erfüllt: Daten der empirischen Datenerhebung (Kapitel 5) erfüllen diese Anforderung.

nicht erfüllt: Daten der empirischen Datenerhebung (Kapitel 5) erfüllen diese Anforderung nicht.

- **Skalierung:** metrisch- und mindestens intervallskalierte Daten (*erfüllt*);
- **Anzahl der Fälle:** Anzahl der Datensätze entspricht mindestens der dreifachen Anzahl der RWB-Ziele und ist gleichzeitig größer 60 (*nicht erfüllt*);
- **Anzahl der RWB-Ziele:** unbegrenzt (*erfüllt*);
- **Ausreißer:** Vermeidung von Ausreißern (*nicht erfüllt*);
- **Vollständigkeit:** ausschließlich Datensätze mit Bewertung aller RWB-Ziele (*erfüllt*);
- **Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium (KMO):** Prüfung, ob die Höhe der Korrelationen in der Korrelationsmatrix für die Durchführung hinreichend ist – KMO größer 0,5 (*nicht erfüllt*);
- **Measure Of Sample Adequacy Koeffizient (MSA):** Prüfung, ob Item eine hohe Einzigartigkeit besitzt – MSA größer 0,5 (*nicht erfüllt*);
- **Bartlett-Test:** Prüfung, ob Korrelationen in der Korrelationsmatrix von null verschieden sind und Faktoren in der Matrix vorhanden sind (*nicht erfüllt*) und
- **Reliabilität:** Kommunalität eines Items (h^2) – bei kleiner Stichprobe h^2 größer 0,6 und bei einer Stichprobengröße von mindestens 100 h^2 größer 0,5 (*nicht erfüllt*).

Aus diesem Grund wird die Komplexität des Entscheidungsproblems durch eine **Clusteranalyse** reduziert. Im Vergleich zur Faktorenanalyse wird bei der Clusteranalyse nicht die Zahl der Variablen, sondern die Fallanzahl reduziert. Hierbei wird die Anzahl an Datensätzen bei gleichzeitiger Betrachtung aller Bewertungskriterien in sogenannte Cluster zerlegt. Während in Bezug auf die stakeholderbasierten Prioritäten gegenüber den Bewertungskriterien die zum selben Cluster zugehörigen Datensätze untereinander möglichst ähnlich sind, unterscheiden sich die zu verschiedenen Cluster gehörenden Datensätze signifikant. Infolgedessen erlauben die vergleichsweise homogenen Bewertungen innerhalb der Cluster eine präzise Charakterisierung der Cluster und die Heterogenität zwischen den Clustern sorgt wiederum für die erforderliche Trennschärfe (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 455). Der Abschluss der Typenbildung ist letztlich mit der charakteristischen Beschreibung und der Bezeichnung der jeweiligen Cluster gegeben. Für die Berechnung der Cluster kommen die für sozioökonomische wie auch städtische Statistiken überwiegend herangezogenen mathematischen Ansätze (vgl. ebd. 2016: 512ff, GUTFLEISCH R. 2008: 3F) unter Berücksichtigung der methodischen Voraussetzungen zur Anwendung (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 453ff, SCHENDERA C. F. G. 2011: 94f):¹¹

- **Skalierung:** metrisch, ordinal oder nominal skalierte Daten (*erfüllt*), wobei die beiden letzten als Dummy-Variable zu kodieren sind (Kapitel 3.3.4); gleichzeitige Verwendung von (nicht-) metrisch skalierten Daten (*gegeben*); bei unterschiedlich skalierten RWB-Zielen sind die Daten zu standardisieren (z-Transformation), um sie vergleichen zu können (*nicht erforderlich*);
- **Anzahl der Fälle:** keine Anforderungen (*erfüllt*);
- **Anzahl der RWB-Ziele:** unbegrenzt (*erfüllt*);
- **Ausreißer:** Vermeidung von Ausreißern (*nicht erfüllt*);

¹¹ *erfüllt:* Daten der empirischen Datenerhebung (Kapitel 5) erfüllen diese Anforderung.

nicht erfüllt: Daten der empirischen Datenerhebung (Kapitel 5) erfüllen diese Anforderung nicht.

- **Vollständigkeit:** ausschließlich Datensätze mit Bewertung aller RWB-Ziele (*erfüllt*);
- **Korrelation:** keine hohen Korrelationen zwischen den RWB-Zielen (*erfüllt*) und
- **konstante Ausprägungen:** Vermeidung konstanter Ausprägungen (*erfüllt*).

Für die detaillierte Analyse der Einflussfaktoren auf die Motivation der Stakeholder hinsichtlich der Umnutzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung (Kapitel 1.2) steht somit neben dem Wissenstand (Kapitel 2) und dem für diese Forschungsarbeit abgestimmten Analyseschema basierend auf dem akteurzentrierten Institutionalismus (Kapitel 3.1) auch das Werkzeug für eine empirische Datenerhebung zur Verfügung. Mithilfe der durch die onlinebasierte Befragung erhobenen Daten (Kapitel 3.3) und den nachfolgend zusammengetragenen großstädtischen Merkmalsausprägungen der Bundesrepublik Deutschland (Kapitel 4) sollen die Einflussfaktoren eruiert werden, welche die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder gegenüber dem differenzierten Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung prägen. Dabei ermöglicht der AHP, die RWB-Ziele in Form der Bewertungskriterien durch die Stakeholder zu bewerten (Kapitel 3.2), woraufhin mit der Typenbildung – unterstützt durch eine Clusteranalyse – die Komplexität des Datenmaterials vereinfacht wird (Kapitel 3.4). Auf diese Weise können die Forschungsfragen nicht nur systematisch, sondern auch transparent sowohl auf einen theoretischen als auch einen statistischen Ansatz hin analysiert werden.

4 Charakterisierung der deutschen Großstädte

4.1 Wahl qualifizier- und quantifizierbarer großstädtischer Merkmale und deren räumliche wie auch zeitliche Auflösung

Den bisherigen Ausführungen kann entnommen werden, dass der Untersuchungsraum sich über die Bundesrepublik Deutschland erstreckt und alle Großstädte umfasst. Im Zusammenhang mit dem Untersuchungsgegenstand zeichnen sich Großstädte dadurch aus, dass ihre Anpassungs- und Transformationsprozesse aufgrund des weitreichenden Einzugsgebietes einen besonderen Stellenwert haben. Dabei sind keine anderen Untersuchungen bekannt, welche die regionalen Besonderheiten beim Umgang mit Niederschlagswasser durch einen bundesweiten Vergleich analysieren und bewerten. Zudem zeichnen sich die Großstädte durch eine komplexe Organisationsstruktur aus, welche eine Koordination bei Entscheidungsfindungen zur städtischen und infrastrukturellen Entwicklung erschweren. Erst eine bundesweite Untersuchung ermöglicht es, abwasser- respektive niederschlagswasserbezogene Adaptationen auf regionale bzw. lokale Anforderungen zu ergründen und umzusetzen.

Analog zu regionalen Klassifikationen lassen sich Großstädte nach beliebigen Merkmalsausprägungen klassifizieren und typisieren (vgl. REICHART T. 1999), sodass die Beschreibung des Untersuchungsraumes am Schwerpunkt dieser Forschungsarbeit ausgerichtet werden kann. Der Zeitraum entspricht dem der Erhebung der empirischen Daten (Kapitel 3.3): 2014/2015. Zur Beschreibung bedarf es qualifizier- und gleichzeitig quantifizierbarer Indikatoren, die idealerweise für raumbezogene Analysen einen nennenswerten Stellenwert haben und öffentlich verfügbar sind. Aus diesem Grund sollen zur Analyse und Bewertung jene großstädtischen Merkmalsausprägungen herangezogen werden, von denen ein Einfluss auf die Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auszugehen ist (Kapitel 4.3). In Folge der bisherigen Vorgehensweise werden die deutschen Großstädte nach Merkmalsausprägungen klassifiziert, deren Einteilung sich aus den abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren (Kapitel 2.1 bis 2.3) und den RWB-Zielen (Kapitel 2.4.3) ableiten lassen. Um bei der Auswertung der Daten eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, bezieht sich ein großer Teil dieser Merkmalsausprägungen direkt auf den Untersuchungszeitraum, während in Bezug auf die Klimadaten die unmittelbar angrenzenden Zeitintervalle des Klimamonitorings für den Zeitraum 1981 bis 2010 und der Klimaszenarien für den Zeitraum 2021 bis 2050 angesetzt wurden:

- **demografische, soziale und wirtschaftliche Merkmalsausprägungen:** Bundesländer, West- (ohne Berlin) und Ostdeutschland (einschließlich Berlin), gesamtstädtischer Siedlungsstrukturtyp 2008 bis 2013 als Indikator für Bevölkerungsentwicklung, Gesamtwanderungssaldo, Entwicklung der Erwerbsfähigen in einem Alter von 20 bis 64 Jahre, Entwicklung der sozialversicherungspflichtig Beschäftigten, Veränderung der Arbeitslosenquote und Entwicklung der Gewerbesteuer, Bruttoinlandprodukt (BIP) 2008 bis 2013;
- **klimatische Merkmalsausprägungen:** Daten des Klimamonitorings (jährliche mittlere Temperatur 1981 bis 2010, jährlicher mittlerer Niederschlag 1981 bis 2010, jährlicher mittlerer Starkniederschlag 1981 bis 2010, jährliche mittlere ungewöhnliche Trockenperiode 1981 bis 2010, jährliche schwere ungewöhnliche Trockenperiode 1981 bis 2010), Daten des Klimaszenarios (jährliche mittlere Temperatur 2021 bis 2050, jährlicher mittlerer Niederschlag 2021 bis 2050, jährlicher mittlerer Starkniederschlag 2021 bis 2050, jährliche mittlere Trockenperiode 2021 bis 2050, jährliche längste Trockenperiode 2021 bis 2050) und

- **niederschlagswasserspezifische Merkmalsausprägungen:** großstädtische Leitbilder, Art des Entwässerungssystems, Anforderungen der EG-WRRl (ökologischer Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer, chemischer Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer, chemischer Zustand unterirdischer Gewässer, mengenmäßiger Zustand unterirdischer Gewässer), Niederschlagswasser- und Schmutzwassergebühr.

Um einen nachvollziehbaren und anwendungsgünstigen analytischen Vergleich zwischen den Großstädten durchführen zu können, ist vorab die räumliche Auflösung festzulegen. In einer Sichtung der zur Verfügung stehenden Daten und Informationen war zu erkennen, dass sich die räumlichen Gegebenheiten auf der **gesamstädtischen Ebene** essenziell voneinander unterscheiden. Auf diese Weise ist eine eindeutige Abgrenzung auf Grundlage der großstädtischen Merkmalsausprägungen möglich, deren Informationen in Form von digitalen Daten zum größten Teil barrierefrei zugänglich sind. Im Vergleich dazu ist bei einer kleineren Skalierung – wie der Ebene des (Teil-) Einzugsgebietes, Quartiers oder des Stadtteils – nicht davon auszugehen, dass für jede Großstadt die erforderlichen Daten in gleichwertiger Qualität verfügbar sind. Demzufolge wäre in einer kleinen Auswahl an Großstädten ein innerstädtischer qualitativer Vergleich durchführbar, jedoch unterstützten diese die gewählte methodische Vorgehensweise nicht hinreichend (Kapitel 3). Aus diesem Grund erfolgt die detaillierte Analyse der räumlichen Muster großstädtischer Merkmale auf gesamstädtischer Ebene, während auf einen höheren Detaillierungsgrad verzichtet werden muss.

4.2 Extraktion der Merkmale für die Untersuchung

Während ein Teil der großstädtischen Merkmalsausprägungen in **geeigneter Form** der Fachliteratur entnommen bzw. von den zuständigen Institutionen ausgehändigt werden kann, stehen für den verbliebenen Teil **Rohmaterialien** in Form von alphanumerischen Datensätzen oder digitalem Kartenmaterial zur Verfügung. Solche raumbezogenen Informationen in Form von digitalen Daten lassen sich mithilfe eines Geoinformationssystems (GIS) erfassen, redigieren, verwalten, reorganisieren, analysieren wie auch alphanumerisch und grafisch präsentieren (vgl. BILL R. 2010: 8). Darauf basierend ist eine Extraktion von thematischen Karten vorzunehmen, um die für diese Untersuchung interessanten Merkmalsausprägungen der Großstädte erfassen und beschreiben zu können. Laut AUBRECHT C. & STEINNOCHER K. (2007: 667) ermöglicht die integrative Analyse von sogenannten Fernerkundungsdaten und raumspezifischen Informationen „den Übergang von Bodenbedeckung, und in weiterer Folge urbaner Struktur, zu detaillierter urbaner Funktion“, wobei die Informationen je nach Bedarf ein-, zwei- bzw. n-dimensional dargestellt werden können (vgl. BILL R. 2010: 27). Räumliche Gegebenheiten lassen sich somit in hinreichender Genauigkeit herleiten, wenn deren Informationen in Form von hochauflösten thematischen Karten oder raumbezogenen alphanumerischen Daten vorliegen.

Letzten Endes wurden die barrierefrei zugänglichen Informationen in eine Datenbank übernommen (Anhang C.1), welche wiederum die Grundlage für eine statistische Auswertung darstellt. Für die Beschreibung der demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Merkmalsausprägungen konnten die digitalen alphanumerischen Daten direkt in die Datenbank übernommen werden. Das digitale Kartenmaterial wurde dagegen in ein GIS importiert, gegebenenfalls georeferenziert (vgl. GI Geoinformatik GmbH 2012: 609ff), mit dem Layer der Gemeinde verschnitten (vgl. BILL R. 2010: 458ff)

und die resultierenden Informationen ausgelesen. Der letzte Schritt erfolgte durch eine visuelle Erfassung der Daten und deren manuelle Eingabe in die Datenbank. In Bezug auf die klimatischen und niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen wurden die verfügbaren Rohdaten ebenfalls in ein GIS importiert, georeferenziert und mit dem Layer der städtischen Grenzen verschnitten. Da in diesem Fall die zeitliche Dimension nicht der Skalierung der Untersuchung entsprach, wurde eine Anpassung in Form einer Generalisierung vorgenommen (vgl. ebd. 2010: 336, BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 70). Im Anschluss konnten die daraus resultierenden Informationen in die Datenbank übernommen werden. Für die verbliebenen niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen standen alphanumerische Daten zur Verfügung, deren Übernahme in die Datenbank direkt erfolgte:

- **demografische, soziale und wirtschaftliche Merkmalsausprägungen:** Für die Beschreibung der demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Merkmalsausprägungen wurde die Klassifikation der Großstädte nach den *Bundesländern* sowie *West- und Ostdeutschland* mithilfe des digitalen Kartenmaterials vorgenommen. Hierzu wurden die georeferenzierten Daten in die Software ArcGIS Desktop importiert (Abb. 4.1) und mit den Gemeindedaten verschnitten (Abb. 4.3). Die daraus resultierenden Informationen wurden wiederum ausgelesen und in die Datenbank übernommen. Die großstädtische Klassifizierung nach dem *gesamstädtischen Siedlungsstrukturtyp*, der auf den sechs genannten Entwicklungsindikatoren basiert (Kapitel 4.1), und dem *Bruttoinlandprodukt* erfolgte durch die Übernahme der zur Verfügung stehenden alphanumerischen Daten in die Datenbank. In diesem Zusammenhang wurden die Informationen zusätzlich als thematische Karten aufgearbeitet, um die Analyse der räumlichen Muster zu vereinfachen.
- **klimatische Merkmalsausprägungen:** Für die klimarelevanten Merkmalsausprägungen wurden die Daten zum *Klimamonitoring*, die als georeferenzierte Rasterdaten zur Verfügung stehen, in einem ersten Schritt in ArcGIS Desktop importiert (Abb. 4.1) und im zweiten Schritt mit den Gemeindedaten verschnitten (Abb. 4.3), sodass die resultierenden Informationen den jeweiligen Großstädten zugeordnet werden konnten. Im Falle, dass eine Großstadt durch eine heterogene Merkmalsausprägung geprägt ist, wurde eine visuelle Einschätzung vorgenommen, wobei die dominierende Merkmalsausprägung entsprechend dem Flächendominanzprinzip die Zugehörigkeit zu einer Klasse bestimmte (Abb. 4.4), und in die Datenbank übernommen. Im Fall des *jährlichen mittleren Starkniederschlags* stehen digitale, aber nicht georeferenzierte Karten ab dem Jahr 1954 zur Verfügung, welche die durchschnittliche Anzahl der Starkniederschlagsereignisse in einem Zehn-Jahre-Rhythmus aufzeigen. Um eine Aussage über den Zeitraum 1981 bis 2010 für jede Großstadt treffen zu können, wurden als erstes die Datensätze der Zeiträume 1984 bis 1993, 1994 bis 2003 und 2004 bis 2013 in ArcGIS Desktop importiert und anschließend georeferenziert (Abb. 4.2). Als zweites wurden diese Daten ebenfalls mit den Gemeindedaten verschnitten (Abb. 4.3), wobei bei heterogenen Ausprägungen innerhalb einer Großstadt eine visuelle Einschätzung vorzunehmen war (Abb. 4.4). Die endgültige Klassifikation erfolgte im dritten Schritt, bei dem die drei Klassifikationen durch Bildung des arithmetischen Mittels zusammengefasst wurden (Abb. 4.5). Im Fall der verfügbaren Rasterdaten des Dürremonitors Deutschland kann eine Aussage getroffen werden, in welchem Ausmaß die Großstädte durch *Trockenheit* betroffen sind. Dabei gibt der Dürremonitor Deutschland über einen Bodenfeuchteindex den monatlichen Zustand des Bodens in fünf Trockenklassen an. Zur Klassifizierung der Großstädte des Zeitraumes 1981 bis 2010 wurden zuerst die Datensätze in ArcGIS Desktop importiert (Abb. 4.1), georeferenziert (Abb. 4.2) und ebenfalls mit den Gemeindedaten verschnitten (Abb. 4.3). Anschließend wurden für alle Monate die Trockenklassen der Großstädte erfasst. Bei heterogenen Ausprägungen innerhalb einer Großstadt wurde eine visuelle Einschätzung durchgeführt (Abb. 4.4). Danach wurde die Anzahl der eintretenden Trockenereignisse über alle fünf Trockenklassen summiert und durch die Anzahl aller 360 Monate

(entspricht 30 Jahren) dividiert. Daraufhin wurde der Median berechnet, sodass die Großstädte entsprechend der Betroffenheitssituation in zwei gleichgroße Klassen eingeteilt werden konnten (Abb. 4.5). Das digitale Kartenmaterial für die *Klimaszenarien* wurde im ersten Schritt in ArcGIS Desktop importiert (Abb. 4.1) und anschließend georeferenziert (Abb. 4.2). Im dritten Schritt wurden diese Daten mit den Gemeindedaten verschnitten (Abb. 4.3), sodass die Merkmalsausprägungen den jeweiligen Großstädten zugeordnet werden konnten. Bei heterogenen Ausprägungen innerhalb einer Großstadt wurde eine visuelle Einschätzung durchgeführt (Abb. 4.4). Im Anschluss darauf konnten die Großstädte entsprechend der thematischen Ausprägung klassifiziert werden.

- **niederschlagswasserspezifische Merkmalsausprägungen:** Für die Klassifizierung der Großstädte nach den niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen wurden die Gemeindedaten um Daten zur *Art des Entwässerungssystems* erweitert. Demnach lassen sich die Großstädte durch deren Lage nördlich vom Mischwasseräquator (Großstädte, die überwiegend im Trennwassersystem entwässern) oder südlich vom Mischwasseräquator (Großstädte, die überwiegend im

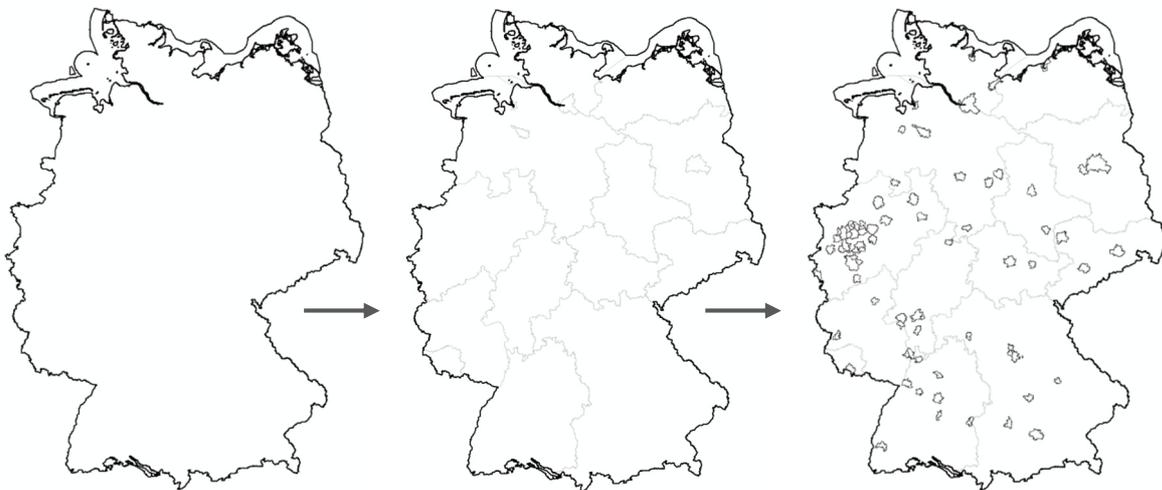


Abb. 4.1: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil A: Zusammenführung (Import) der Layer mit bereits digitalen und georeferenzierten Daten (siehe Tab. C.1 bis Tab. C.3)

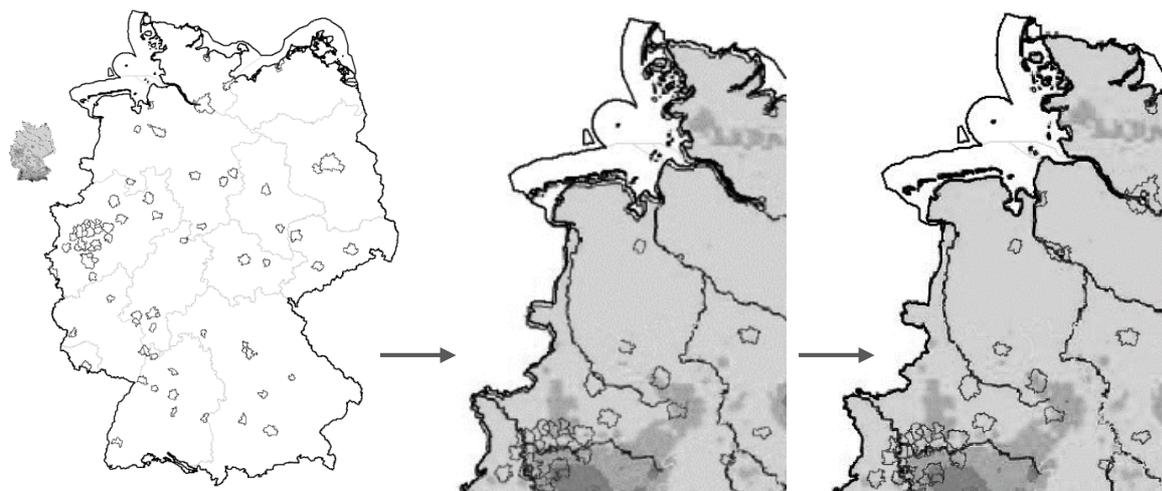


Abb. 4.2: Erläuterung zur Herleitung großstädtischer Merkmalsausprägungen mithilfe eines GIS – Teil B: Zusammenführung (Import und Georeferenzierung) der Layer mit digitalen, aber nicht georeferenzierten Daten. Auf diese Weise wird schrittweise eine grenzscharfe Überlagerung der unterschiedlichen Layer sichergestellt (siehe Tab. C.1 bis Tab. C.3)

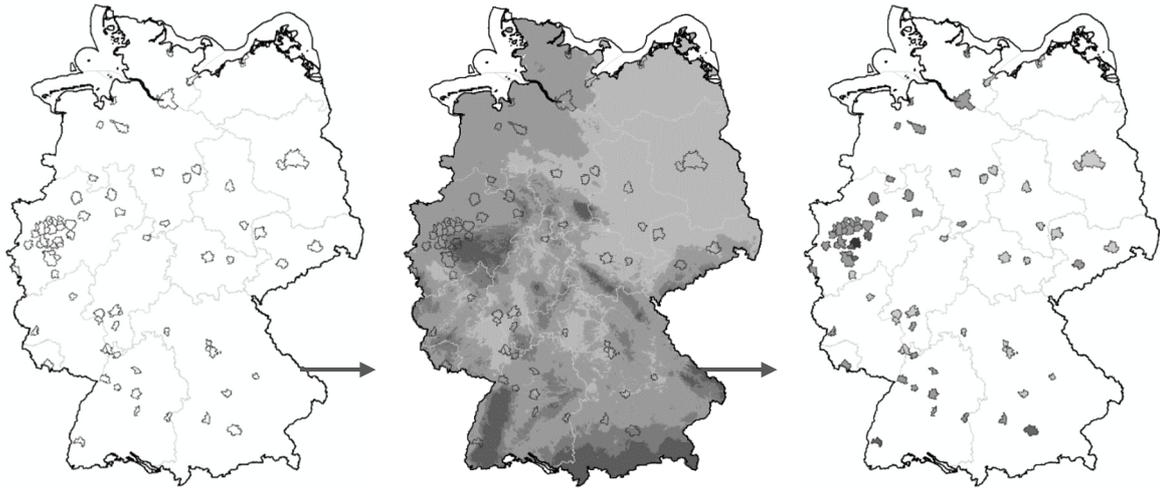


Abb. 4.3: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil C: Verschneidung der Layer mit den Merkmalsausprägungen und der Gemeindedaten. In diesem Fall werden die Merkmalsausprägungen den Großstädten zugeordnet (siehe Tab. C.1 bis Tab. C.3)

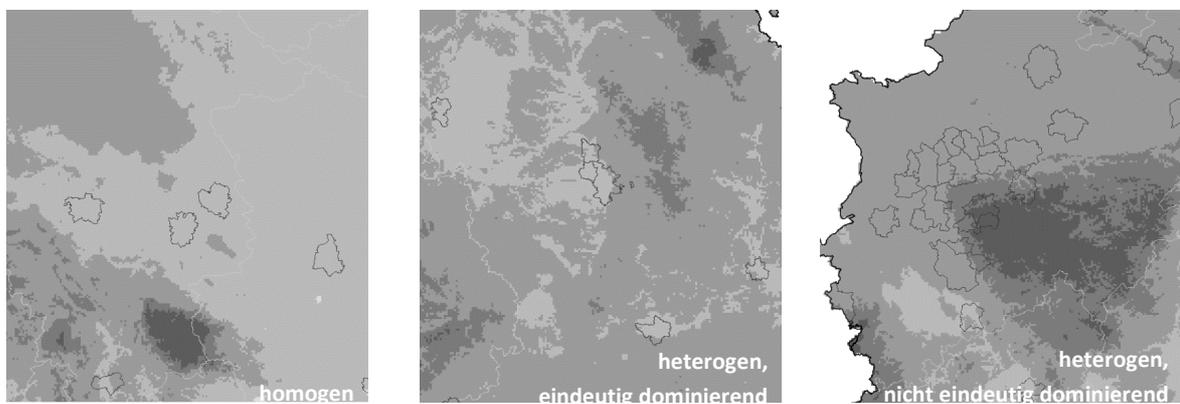


Abb. 4.4: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil D: Visuelle Einschätzung der bestimmenden Ausprägung eines jeden Merkmales (homogen; heterogen, eindeutig dominierend; heterogen, nicht eindeutig dominierend) je Großstadt. In diesem Fall bestimmt die dominierende Merkmalsausprägung die Zugehörigkeit zu einer Klasse – Flächendominanzprinzip (siehe Tab. C.1 bis Tab. C.3)

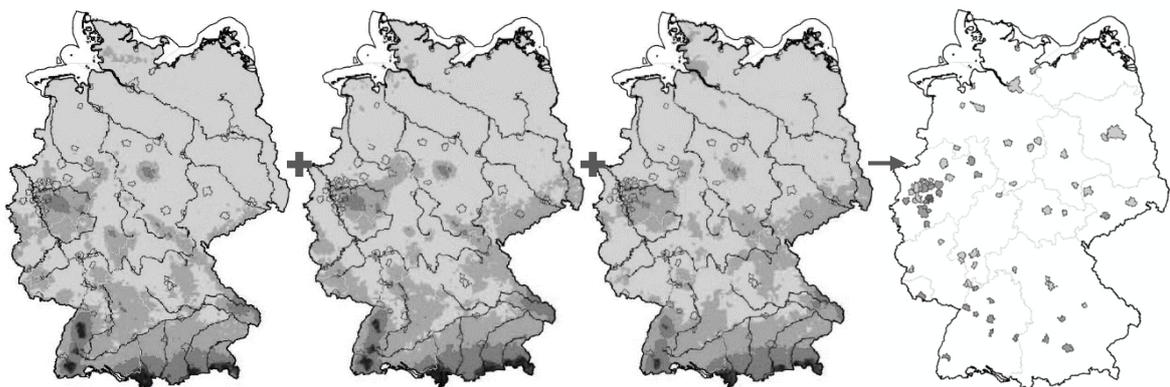


Abb. 4.5: Erläuterung zur Extraktion der Merkmale mithilfe eines GIS – Teil E: Bildung des arithmetischen Mittels oder des Medians bei Merkmalsausprägungen, die durch mehrere thematische Karten zu bestimmen sind. Bei Merkmalsausprägungen, deren jeweilige zeitliche Auflösung nicht in geeigneter Form zur Verfügung steht, sind die einzeln zur Verfügung stehenden Datensätze zusammenzufassen. In diesen Fällen werden die Merkmalsausprägungen je Großstadt für jeden Datensatz separat ermittelt, wobei die Ausprägung des Merkmales durch das Berechnen des arithmetischen Mittels oder des Medians bestimmt wird (siehe Tab. C.1 bis Tab. C.3)

Mischwassersystem entwässern) unterscheiden (vgl. BROMBACH H. & DETTMAR J. 2016: 179f). In Bezug auf den Handlungsbedarf hinsichtlich den *Anforderungen nach EG-WRRL* wurden die Großstädte mithilfe der interaktiven Karten, die auf den länderspezifischen Portalen bereitgestellt werden, klassifiziert. Hierzu erfolgte eine visuelle Einschätzung, inwieweit der ökologische und chemische Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer und der chemische und mengenmäßige Zustand unterirdischer Gewässer für die jeweiligen Großstädte keinen, einen geringen, mittleren oder hohen Handlungsbedarf erfordert (Abb. 4.4). In diesem Zusammenhang lagen zum Zeitpunkt der Erarbeitung für das Bundesland Sachsen-Anhalt keine Informationen zur Verarbeitung vor (keine Angaben). Dieser Sachverhalt wirkt sich aber nicht negativ auf die weitere Bearbeitung aus, da kein Stakeholder aus dem Bundesland an der onlinebasierten Befragung teilgenommen hat. Die großstädtische Klassifizierung nach der *Niederschlags-* und *Schmutzwassergebühr* erfolgte wiederum durch die Übernahme der gegebenen alphanumerischen Daten in die Datenbank. In diesem Zusammenhang wurden die Informationen abermals als thematische Karten aufgearbeitet, um die Analyse der räumlichen Muster zu vereinfachen.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die resultierenden Ergebnisse aller großstädtischen Merkmalsausprägungen in thematischen Karten (Anhang C.2) aufbereitet wurden. Für die statistische Untersuchung wurde auf die besagte Datenbank mit den alphanumerischen Daten zurückgegriffen.

4.3 Räumliche Muster der großstädtischen Merkmale

Der Untersuchungsraum umfasst alle Großstädte der Bundesrepublik Deutschland (Abb. 4.6). Unabhängig davon, ob die Großstädte nach den demografischen, sozialen und wirtschaftlichen oder klimatischen oder niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen unterschieden werden, zeichnen sich bundesweit heterogene räumliche Muster ab (Anhang C.2). Während bei den meisten räumlichen Gegebenheiten übliche Kategorisierungen herangezogen wurden, wurde bei einigen Merkmalsausprägungen der Median als statistischer Mittel- bzw. Zentralwert gebildet.

Zum Zeitpunkt der Datenerhebung (Kapitel 3.3.3) gab es in der Bundesrepublik Deutschland **76 Großstädte**, also Städte, in denen mehr als 100.000 Einwohner gemeldet sind. Von diesen 76 Großstädten zählen vier als Millionenstadt, weitere neun Großstädte haben mehr als eine halbe Million Einwohner. Etwa zwei Drittel der Großstädte zählen wiederum weniger als eine halbe Million und gleichzeitig mehr als 200.000 Einwohner, sodass 13 Großstädte mit weniger als 200.000 Einwohnern verbleiben (Datenblatt D.3). Werden die Großstädte nach dem ehemaligen Grenzverlauf zwischen **West- und Ostdeutschland** unterschieden, befinden sich 88 % der Großstädte in West- und 12 % in Ostdeutschland, wobei Berlin aufgrund der eindeutigen regionalen Zuordnung zu Ostdeutschland gezählt wird (Datenblatt D.1). Insgesamt verteilen sich die 76 deutschen Großstädte auf alle **16 Bundesländer** einschließlich der drei Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg, wobei der Zwei-Städte-Staat Freie Hansestadt Bremen mit Bremen und Bremerhaven vertreten ist. Während Nordrhein-Westfalen mit 29 Großstädten (38 %) die meisten Großstädte aller 13 Gebietsstaaten zu verzeichnen hat, haben Mecklenburg-Vorpommern und Saarland mit jeweils einer einzigen Großstadt (1 %) den geringsten großstädtischen Anteil (Datenblatt D.2). Aus Sicht des **Siedlungsstrukturtypes** ist die gesamtstädtische siedlungsstrukturelle Entwicklung zwischen 2008 und 2013 bei 61 % der deutschen Großstädte positiv (46 % stark wachsend und



Legende

-  Grenze Bundesrepublik Deutschland
-  Grenze Bundesland
-  Grenze Großstadt

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.1
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. 4.6: Großstädte der Bundesrepublik Deutschland 2014

15 % wachsend) und bei 28 % negativ (0 % stark schrumpfend und 28 % schrumpfend). Die verbliebenen 12 % zählen zum stabilen gesamtstädtischen Siedlungsstrukturtyp (Datenblatt D.4). Neben dem gesamtstädtischen Siedlungsstrukturtyp, der bereits drei ökonomische Merkmalsausprägungen abbildet, werden die Großstädte außerdem nach deren **BIP** differenziert. Laut WEIZSÄCKER R. K. von & HORVATH M. 2017 misst das BIP die Produktion von Waren und Dienstleistungen innerhalb einer zuvor festgelegten administrativen oder geographischen Einheit nach Abzug aller Vorleistungen. Es ist als Produktionsmaß zu verstehen und entspricht der Summe der Bruttowertschöpfung aller Wirtschaftsbereiche zuzüglich des Saldos von Gütersteuern und Gütersubventionen. Als Maß für die wirtschaftliche Leistung einer Volkswirtschaft in einem bestimmten Zeitraum kann seine Veränderungsrate das Wirtschaftswachstum der Volkswirtschaften auch auf großstädtischer Ebene messen. Aus diesem Grund ist das BIP als Indiz für die potenzielle Zahlungsbereitschaft für Maßnahmen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung heranzuziehen. Anhand des Medians werden Großstädte in zwei gleichgroße Klassen eingeteilt. Somit liegt die Entwicklung des BIP bei 50 % der Großstädte über und bei 50 % unter dem Median (Datenblatt D.5).

Aus den Daten zum **Klimamonitoring** geht hervor, dass die Verteilung zur *jährlichen mittleren Temperatur* (Datenblatt D.6) und der *jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperioden* (Datenblatt D.9) weitestgehend ausgeglichen ist. Dagegen sind beim *jährlichen mittleren Niederschlag* (Datenblatt D.7) wie auch beim *jährlichen mittleren Starkniederschlag* (Datenblatt D.8) weniger Großstädte von extremeren Ausprägungen betroffen. Den Daten zum **Klimaszenario** ist zu entnehmen, dass die Verteilung der Großstädte nach deren *jährlichen mittleren Temperatur* (Datenblatt D.10), dem *Starkniederschlag* (Datenblatt D.11) und bei der *jährlichen mittleren Trockenheit* (Datenblatt D.12) wie auch der *längsten Trockenperiode* (Datenblatt D.13) grundsätzlich ungleich ist. Es fällt auf, dass bei allen Merkmalen eine Merkmalsausprägung besonders dominiert. Weiterhin ist festzustellen, dass nach derzeitigen Klimaprognosen für die Jahre 2021 bis 2050 die Entwicklung des *jährlichen mittleren Niederschlages* bei allen Großstädten gleich verlaufen soll und somit keine großstädtische Differenzierung gegeben ist (Tab. C.2). Aus diesem Grund wird der *jährliche mittlere Niederschlag* im weiteren Verlauf der Forschungsarbeit nicht weiter analysiert.

Aus Sicht der gesamtstädtischen **Leitbilder** greifen einige Großstädte auf Leitbilder oder Leitlinien zurück, die sich auf die gesamte Stadt- und Infrastrukturentwicklung beziehen, während andere Großstädte sogenannte Stadtentwicklungskonzepte erlassen haben. Demgegenüber gibt es Großstädte, deren städtische und infrastrukturelle Entwicklung nur für ausgewählte Stadtteile oder Stadtquartiere leitbildgeprägt ist. In diesem Fall wurden lediglich gesamtstädtische Leitbilder betrachtet, die über die jeweiligen kommunalen Webseiten der Stadtentwicklung erfasst werden konnten. Hierbei wurden 82 % leitbildgeprägte Großstädte ausgemacht, wogegen die städtische und infrastrukturelle Entwicklung bei 18 % der Großstädte ohne Leitbild auskommt (Datenblatt D.14). Im Speziellen war festzustellen, dass von den leitbildgeprägten Großstädten weniger als ein Viertel die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung (23 %) explizit berücksichtigt (Datenblatt D.15). Weiterhin zeichnet sich die Bundesrepublik Deutschland durch eine weitestgehend eindeutige räumliche Trennung der **Art von Entwässerungssysteme** aus. Es überwiegt in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland und Thüringen das Mischwassersystem, während in den restlichen Bundesländern das Trennwassersystem dominiert; wobei Sachsen als einziges Bundesland noch eine ausgeglichene Verteilung aufzeigt. So

liegen ein Viertel der Großstädte nördlich vom Mischwasseräquator und drei Viertel südlich vom Mischwasseräquator (Datenblatt D.16). Entsprechend der von MEYNEN E. *et al.* (1953-62) vorgegebenen naturräumlichen Gliederung der Bundesrepublik Deutschland anhand des **Naturraumes erster Ordnung** – zu den Hauptkriterien zählen Geologie, Hydrologie, Biogeografie und Bodenkunde – entfallen 61 % der Großstädte auf das Norddeutsche Tiefland, während 33 % im Mittelgebirgsland (Mittelgebirgsschwelle und Südwestdeutsches Schichtstufenland) und 7 % im Alpenvorland verortet sind. Demgegenüber sind in den Alpen keine Großstädte angesiedelt (Datenblatt D.17). Bei einer Betrachtung der großstädtischen **Anforderungen nach EG-WRRL** besteht beim *ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer* mindestens ein geringer Handlungsbedarf (Datenblatt D.18), während beim *chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer* (Datenblatt D.19) und *chemischen Zustand unterirdischer Gewässer* (Datenblatt D.20) alle Bewertungsklassen besetzt sind. Auffällig ist, dass bei 88 % der Großstädte kein Handlungsbedarf in Bezug auf den *mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer* vorliegt (Datenblatt D.21). Im Falle einer Klassifizierung nach der Höhe der **Niederschlagswassergebühr** [$\text{€}/\text{m}^3$] zum Stand 07.11.2015 werden die Großstädte entsprechend dem Median von $0,84 \text{ €}/\text{m}^2$ (Datenblatt D.22) und im Falle der **Schmutzwassergebühr** von $2,10 \text{ €}/\text{m}^2$ (Datenblatt D.23) in zwei nahezu gleichgroße Klassen aufgeteilt.

Für die verbliebenen Merkmale sind die Ausprägungen in der Grundgesamtheit nicht bekannt (Datenblatt D.24 bis Datenblatt D.29). Aus diesem Grund ist es nicht möglich, deren räumliches Auftreten bundesweit vergleichend zu beschreiben.

5 Ergebnisse¹²

5.1 Qualität der onlinebasierten Befragung

5.1.1 Güte der empirischen Datenerhebung

Um abwasser- respektive niederschlagswasserbezogene Adaptationen auf regionale bzw. lokale Anforderungen ergründen und umsetzen zu können, wurde der Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung deutscher Großstädte ermittelt. Darauf basierend kann untersucht werden, welche Wirkung abwasserwirtschaftliche Einflussfaktoren mit und ohne institutionellen Kontext auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ausüben. Dazu wurde auf Grundlage des erarbeiteten Wissenstandes und der methodischen Vorgehensweise (Kapitel 1 bis 3) eine onlinebasierte Befragung mit den Stakeholdern aller Großstädte der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt. Hierbei oblag es den Stakeholdern als planungsrelevanten Akteuren für niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse niederschlagswasserbezogene Bewertungskriterien aus ihrer Wahrnehmung heraus zu bewerten. Die Ergebnisse wurden wiederum den räumlichen Gegebenheiten (Kapitel 4) und Handlungsorientierungen der Stakeholder (Kapitel 3.1) vergleichend gegenübergestellt, um die Motivation des Handelns der Stakeholder zu ergründen.

Nachdem die **Grundgesamtheit** – die Menge aller Stakeholder anhand ihrer institutionellen Kriterien – bestimmt wurde (Kapitel 3.3.2), wurden die 347 Stakeholder der fünf Fachbereiche Aufgabenträger, Amt für Stadt- und Landschaftsplanung, Amt für Umweltplanung, Amt für Wasserwirtschaft und Fachausschuss/-gremium kontaktiert (Kapitel 3.3.3). Obwohl für die onlinebasierte Befragung ein vollständiges Verzeichnis der Grundgesamtheit vorlag, haben nicht alle kontaktierten Stakeholder teilgenommen. Aus der systemtechnischen Protokollierung ist zu entnehmen, dass insgesamt 158 Stakeholder und somit 46 % der Grundgesamtheit auf die onlinebasierte Befragung zugegriffen haben. Letztlich haben **42 Stakeholder** und somit 12 % der Grundgesamtheit den Fragebogen vollständig ausgefüllt. Diese Gruppe wird im Folgenden als Stichprobe bezeichnet.

Bei einer separaten telefonischen Kontaktaufnahme in 20 ausgewählten Großstädten im Vorfeld der onlinebasierten Befragung, waren 65 von 100 Stakeholdern zu erreichen, wovon **11 Stakeholder** (17 % der 65 telefonisch erreichten Stakeholder) an der onlinebasierten Befragung teilnahmen. Weitere fünf Stakeholder, bei denen die vorausgehende Kontaktaufnahme nicht erfolgreich verlief, haben ebenfalls den Fragebogen vollständig ausgefüllt, sodass die bereinigte Rücklaufquote 16 % für diese Kontaktaufnahme (100 Stakeholder) beträgt.

Bis zuletzt gab es keine Hinweise oder Indizien, dass den Stakeholdern der Zugriff auf die onlinebasierte Befragung durch fehlende technische Voraussetzungen oder Fehlen eines Internetzuganges verwehrt war. Ebenfalls war aus den erhobenen Datensätzen nicht zu erschließen, welche Stakeholder das Anschreiben per E-Mail nicht wahrgenommen haben oder ob einzelne Rückläufe von nichtintendierten Zielpersonen stammen, die ihre Identität verschleiern.

¹² Alle Berechnungen basieren auf den exakten Werten, während zur besseren Darstellung (Prozent-) Angaben im Text auf mathematisch ganze Zahlen gerundet werden.

Die Dokumentation aller statistischen Kenngrößen wird vollständig im Anhang D aufgeführt.

5.1.2 Repräsentativität der empirischen Datenerhebung

Um die Qualität der statistischen Untersuchung zu bewerten, ist neben einer hinreichenden Güte auch eine angemessene Repräsentativität der empirischen Datenerhebung erforderlich (vgl. KROMREY H. & STRUCK E. 2000: 262f, HOLLAUS M. 2007: 47ff). In diesem Zusammenhang konnte weitestgehend sichergestellt werden (Kapitel 3.3.3), dass alle Stakeholder gleichermaßen ein **Bestandteil dieser Stichprobe** hätten werden können. Ausgehend von der Grundgesamtheit mit 347 Stakeholdern lag bei 130 der Stakeholder (37 % der Grundgesamtheit) eine personengebundene E-Mail-Adresse vor. Demgegenüber wurden 217 Stakeholder (63 % der Grundgesamtheit) über eine der Institution zugehörige E-Mail-Adresse bzw. ein Kontaktformular angeschrieben. Von den nichtpersonengebundenen E-Mail-Adressen waren bei 118 Stakeholdern (34 % der Grundgesamtheit) die Namen bekannt. Die verbliebenen 99 Stakeholder (29 % der Grundgesamtheit) erhielten daher ein personenungebundenes Anschreiben. Diese Häufigkeitsverteilung spiegelt sich auch bei der Stichprobe wider, wo 20 Stakeholder (47 % der 42 teilnehmenden Stakeholder) eine personengebundene und 22 Stakeholder (53 % der 42 teilnehmenden Stakeholder) eine personenungebundene E-Mail-Adresse besaßen. Bei den letzteren konnten 13 Stakeholder (31 % der 42 teilnehmenden Stakeholder) mit Namen angeschrieben werden, während neun Stakeholder (21 % der 42 teilnehmenden Stakeholder) ein personenungebundenes Anschreiben erhielten. Letztlich konnten diese Aussagen auch über einen nichtparametrischen Test mittels Chi-Quadrat-Test (χ^2 -Test) bestätigt werden (näheres hierzu in den Kapiteln 5.3 und 5.4). In Bezug auf die personenbezogene E-Mail-Adresse unterscheidet sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung bei einem $\chi^2 (1, n = 42) = 2,032$ mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit (p) größer 10 % ($p = 0,154 > 0,1$) statistisch nicht signifikant von den realen Werten der Grundgesamtheit. Diese Aussage trifft angesichts eines $\chi^2 (2, n = 42) = 2,225$ mit $p = 0,329 > 0,1$ auch auf die Verteilung von personengebundenen und nicht-personengebundenen Anschreiben zu.

Inwieweit die **Charakteristik der Stichprobe** den realen Werten in der Grundgesamtheit gleicht, wird nicht an dieser Stelle, sondern erst in Kapitel 5.3 ausführlich dargelegt. Grund dafür ist die ausführliche statistische Untersuchung zur Beantwortung der Forschungsfragen unter Einbeziehung von insgesamt 29 respektive 34 Merkmalsausprägungen, deren Häufigkeitsverteilungen jeweils auf die realen Werte in der Grundgesamtheit reflektiert werden müssen. Es sei an dieser Stelle vorweg gegriffen, dass sich die Häufigkeitsverteilungen der Stichprobe und der Grundgesamtheit – mit einer Ausnahme – nicht signifikant voneinander unterscheiden. Die Stichprobe kann somit als repräsentativ gelten.

5.1.3 Konsequenzen für die Aufarbeitung der Ergebnisse

Grundsätzlich werden alle gewonnenen Erkenntnisse über die Einflussnahme der abwasserwirtschaftlichen Veränderungen auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder uneingeschränkt für die Stichprobe gültig sein. Um auf dieser Grundlage Rückschlüsse auf die Grundgesamtheit ziehen zu können, bedarf es sowohl einer hinreichenden Datengüte (Kapitel 5.1.1) als auch einer angemessenen Repräsentativität (Kapitel 5.1.2). Es ist zu erkennen, dass die erhobenen 42 Datensätze im Vergleich zur Anzahl an abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren (Kapitel 2) und an Bewertungskriterien (Kapitel 3.2.5) bedenklich klein ist. Demzufolge ließe sich nur eingeschränkt

auf allgemeine Aussagen schließen. Im Hinblick auf die angemessene Repräsentativität entspräche die Aussagekraft solcher Rückschlüsse aber zumindest einer zu erwartenden Tendenz.

Um bei der Aufarbeitung der Ergebnisse den Nutzwert zu maximieren, soll zum einen die Komplexität des Untersuchungsansatzes reduziert werden. Hierbei soll die Anzahl der Bewertungskriterien und ihrer Ausprägungen auf ein Minimum reduziert und nach Möglichkeit auch generalisiert werden, ohne dass sie dabei an Aussagekraft verlieren. Hierzu zählen neben der vorgesehenen Typenbildung (Kapitel 3.4) vor allem die Zusammensetzung der Merkmale, die wiederum auf sachlogischen Vorüberlegungen basieren und deren Ausprägungen sich auf maximal vier Klassen begrenzen.

Zum anderen werden die Ergebnisse über zwei Ansätze ausgewertet. Der erste theoretische Ansatz gibt die Erwartungshaltung wieder, die mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus abgebildet werden soll. Dabei werden die Bausteine des Analyseschemas (Kapitel 3.1.6) noch einmal unter Hinzuziehen der räumlichen Gegebenheiten (Kapitel 4.3) und der Handlungsorientierungen der Stakeholder (Kapitel 3.1) reflektiert. Im zweiten empirischen Ansatz werden die Informationen der empirischen Datenerhebung ausgewertet, um eine allgemeine Tendenz zu ermitteln. Im Anschluss daran sollen die aufgearbeiteten Ergebnisse beider Ansätze zusammengeführt und ausdiskutiert werden.

5.2 Bildung von Motivations-Typen

5.2.1 Erwartungshaltung in Bezug auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus

Für eine wissenschaftlich fundierte und angemessen strukturierte Vorgehensweise wurde auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus das Analyseschema für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess in den deutschen Großstädten hergeleitet (Kapitel 3.1.6). Als Orientierungsrahmen konnten die wesentlichen Einflussfaktoren erfasst, in Abhängigkeit von ihren Eigenschaften den Bausteinen des Analyseschemas eindeutig zugeordnet und letztlich analysiert werden.

So resultieren aus den abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren, die einen oder keinen institutionellen Kontext haben können, abwasser- respektive niederschlagswasserwirtschaftliche Herausforderungen. Für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung sind solche Herausforderungen besonders schwerwiegend, da sie unterschiedliche Bereiche der Stadt- und Infrastrukturentwicklung tangieren und teilweise synergetisch, supplementär und konträr wirken (Kapitel 2).

Infolgedessen ist ein Umdenken beim Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand zu erwarten. Während bisher Niederschlagswasser vorzugsweise über ein zentrales Entwässerungssystem beseitigt wurde, besteht unter den mittlerweile angepassten rechtlichen und technischen Voraussetzungen die Möglichkeit, Niederschlagswasser naturnah zu bewirtschaften. In Abhängigkeit von Funktionsfähigkeit jener RWB-Maßnahme (Anhang A), die zur Umsetzung vorgesehen wäre, kann die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ausgewählte Herausforderungen bewältigen. Für einen niederschlagswasserbezogenen Planungsprozess ist es daher notwendig, dass die

herausgearbeiteten Bewertungskriterien durch die Stakeholder bewertet werden (Kapitel 3.2.5). Auf diese Weise können die stakeholderbasierten Präferenzen gegenüber den RWB-Zielen ermittelt und im Zuge dessen der gesamtstädtische Nutzen einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand optimiert werden.

Obwohl sich sowohl die abwasser- respektive niederschlagswasserwirtschaftlichen Herausforderungen von Großstadt zu Großstadt als auch die kommunalen Aufgaben der Stakeholder unterscheiden, ist davon auszugehen, dass sich die stakeholderbasierten Präferenzen gegenüber den RWB-Zielen teilweise gleichen werden. Aus vergleichbaren Bewertungen der Bewertungskriterien resultieren in sich homogene Entscheidungs- und Verhaltensmuster, die sich in der Charakteristik deutlich voneinander unterscheiden. In diesem Zusammenhang erlaubt der akteurzentrierte Institutionalismus keine Konkretisierung, welche Charakteristik die Entscheidungs- und Verhaltensmuster aufzeigen und welche abwasser- respektive niederschlagswasserwirtschaftlichen Herausforderungen dadurch teilweise oder vollständig bewältigt werden sollen. An dieser Stelle wird lediglich angenommen, dass aufgrund der zugrundeliegenden vier übergeordneten Bewertungskriterien maximal vier Entscheidungs- und Verhaltensmuster hervorgehen würden, wodurch gleichzeitig eine handhabbare Anzahl an Entscheidungs- und Verhaltensmustern für weitere analytische Untersuchungen zur Verfügung stehen.

Mithilfe der stakeholderbezogenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster lassen sich im Grunde die bevorzugten Gebiete für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung identifizieren bzw. lokalisieren. Auf diese Weise spiegeln sie den künftigen Umgang mit Niederschlagswasser wider, wodurch konkrete abwasser- respektive niederschlagswasserwirtschaftliche Herausforderungen bewältigt werden sollen. Diese Ergebnisse würden sich auf die abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren ohne institutionellen Kontext auswirken. Eine Veränderung kann wiederum zur Bewältigung der Herausforderungen beitragen, aber auch zu neuen oder fortbestehenden Herausforderungen führen. Infolgedessen wären die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder unter Umständen auf eine andere Art und Weise beeinflusst.

Um den theoriebezogenen Ansatz der Entscheidungs- und Verhaltensmuster zu bekräftigen, sollen M-Typen auf Grundlage der empirischen Datenerhebung gebildet werden. Hierzu sind in einem ersten Schritt die stakeholderbezogenen Präferenzen gegenüber den Bewertungskriterien in Form von lokalen und globalen Prioritäten zu bestimmen und zu überprüfen, ob weiterhin von differenzierten Entscheidungs- und Verhaltensmuster ausgegangen werden kann (Kapitel 5.2.2). In einem zweiten Schritt sind die homogenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster – also Stakeholder mit vergleichbaren Präferenzen gegenüber den Bewertungskriterien – mithilfe einer Clusteranalyse zusammenzuführen, wobei der Umgang mit möglichen inkonsistenten Bewertungen festzulegen ist (Kapitel 5.2.3). Im dritten Schritt sind die sachlogisch und statistisch hergeleiteten Cluster in ihrer Charakteristik zu beschreiben und zu deklarieren, woraufhin die Bildung der M-Typen abgeschlossen ist (Kapitel 5.2.4). Auf diese Weise wird das Spektrum möglicher Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder eingegrenzt, wodurch der komplexe Untersuchungsgegenstand unter plausiblen Annahmen vereinfacht wird und gleichzeitig die Einflussfaktoren detailliert untersucht werden können. So lassen sich die motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder erklären, indem die Zusammenhänge zwischen den M-Typen und den räumlichen Ge-

gebenheiten und Handlungsorientierungen der Stakeholder wie auch den institutionellen Rahmenbedingungen analysiert (Kapitel 5.3) und bewertet werden (Kapitel 6).

5.2.2 Berechnung der globalen Prioritäten auf Grundlage der Bewertungskriterien

Zur Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung im Siedlungsbestand durch die Stakeholder wurde das Entscheidungsproblem mithilfe des AHP aufgearbeitet, woraufhin die Stakeholder (Anhang B.1) die ausgewählten Bewertungskriterien paarweise miteinander verglichen (Anhang B.2). Infolgedessen ergaben sich lokale (Anhang B.3) wie auch globale Prioritäten (Anhang B.4), welche die Präferenz der Stakeholder in Bezug auf die Bewertungskriterien und somit auf die RWB-Ziele darstellen.

Bei der Auswertung der paarweisen Vergleiche war festzustellen, dass einzelne Bewertungen nicht konsistent und demnach nicht logisch sind (Tab. 5.1). Üblicherweise ist bei inkonsistenten Ergebnissen die Bewertung des Paarvergleiches zu überdenken und gegebenenfalls zu wiederholen. In diesem Fall war aber solch eine Korrektur nicht vorgesehen. Demzufolge war erst einmal abzuwägen, welcher Ansatz die Grundlage für die spätere Bildung von M-Typen darstellen soll. Eine manuelle Korrektur inkonsistenter Bewertungen kam nicht in Betracht, da die Bewertung der Stakeholder als gegeben zu akzeptieren war. Außerdem sind offensichtliche inkonsistente Paarvergleiche mit zunehmender Größe der Evaluationsmatrix schwieriger zu überprüfen. Darüber hinaus sind bei solch einer komplexen Hierarchie inkonsistente Paarvergleiche nicht gänzlich auszuschließen. Aus diesem Grund galt bereits bei einer Konsistenzrate $CR \leq 0,2$ die Bewertung als konsistent. In diesem Zusammenhang raten auch MEIXNER O. & HAAS R. (2002: 195) „gewisse Inkonsistenzen hinzunehmen, anstatt alle Anstrengungen im Hinblick auf eine möglichst konsistente Entscheidung zu tätigen“, woraufhin die Einbeziehung der Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen dem Autor und seinen rationalen Überlegungen obliegen:

- Der erste Ansatz wäre eine Analyse mit den **vollständigen Datensätzen ohne automatisierte Konsistenzanpassung**. In diesem Fall wäre ein potenzieller Rank-Reversal-Effekt bei der Berechnung der globalen Prioritäten als sehr wahrscheinlich einzuschätzen. Durch die inkonsistenten Bewertungen bestünde das Risiko, dass eine Bewertungskorrektur die ursprüngliche Rangfolge der Bewertungskriterien verändert. Da die Clusteranalyse auf den globalen Prioritäten der Bewertung basiert, würde solch eine Änderung die Ergebnisse der Typenbildung verzerren. Eine Analyse der **vollständigen Datensätze mit automatisierter Konsistenzanpassung**, deren Methoden in der Arbeit von GASTES D. (2011) ausführlich zusammengefasst und diskutiert worden sind, erfordert komplexe Algorithmen, deren Eignung für eine Minimierung inkonsistenter Bewertungen bei gleichzeitig sehr hohem Bearbeitungsaufwand aber noch nicht hinreichend belegt ist. Aufgrund dessen wird eine Analyse mit den vollständigen Datensätzen, ob mit oder ohne automatisierte Konsistenzanpassung, nicht weiter verfolgt.
- Beim zweiten Ansatz wären die Clusteranalyse und die weiterführende statistische Auswertung ausschließlich mit den **Datensätzen mit konsistenten Bewertungen** durchzuführen. Der Vorteil wäre, dass ein Rank-Reversal-Effekt aufgrund der vollständigen Eliminierung der Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen ausgeschlossen wird und demnach die weiterführende statistische Untersuchung auf Datensätzen mit widerspruchsfreien Bewertungen basiert. Demgegenüber stünde aber eine Nichtberücksichtigung aller Stakeholder, deren Antworten nur teilweise inkon-

sistent sind. In diesem Fall würde sich bei einer Festlegung der Konsistenzrate $CR \leq 0,2$ die Rücklaufquote von 12 % auf 7 % verringern (Tab. 5.1). Eine vollständige Eliminierung der Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen erscheint insgesamt kontraproduktiv, um bei der statistischen Auswertung der Ergebnisse Trends aufzeigen zu können bzw. auf deren Grundlage weiterführende Schlussfolgerungen abzuleiten. Aus diesem Grund wird der zweite Ansatz ebenfalls nicht weiter verfolgt.

- Im dritten Ansatz wäre ein trennscharfes analytisches Vorgehen zwischen den **Datensätzen mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen** vorzunehmen. Hierbei würden zwei Clusteranalysen durchgeführt. Die weiterführende statistische Untersuchung wäre ebenfalls trennscharf durchzuführen. Darauf aufbauend würden die Ergebnisse miteinander verglichen werden, um eine potenzielle Zusammenführung der Cluster, die sich hinsichtlich ihrer charakteristischen Ausprägung ähneln und gleichzeitig eine ähnliche Kontingenz gegenüber den Merkmalsausprägungen darlegen, zu erörtern. Obwohl dieser Ansatz grundsätzlich präferiert wird, erscheint er als nicht zielführend. In diesem Fall führte ein trennscharfes analytisches Vorgehen zwischen den Datensätzen mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen zu einer starken Reduzierung des jeweiligen Stichprobenumfanges (n).
- Aus diesem Grund wurde im Folgenden auf einen vierten Ansatz zurückgegriffen, der basierend auf dem dritten Ansatz eine **Zuordnung der Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen zu den Datensätzen mit konsistenten Bewertungen** verfolgt. Auf diese Weise erfolgt die Clusteranalyse separat zwischen den Datensätzen mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen. Daraufhin werden die resultierenden Cluster miteinander verglichen. Wenn die globalen Prioritäten zwischen den Datensätzen mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen weitestgehend übereinstimmen, so sind die Datensätze dem entsprechenden Pendant zuzuordnen. Aufgrund der charakteristischen Übereinstimmung wird unterstellt, dass auch das Cluster basierend auf den Datensätzen mit einer inkonsistenten Bewertung durch eine reale Rangfolge der Bewertungskriterien geprägt ist. Unterstützt wird diese Annahme durch die Aussage von LUSTI M. (2002: 39), dass „eine inkonsistente Vergleichsmatrix [...] meist nur wenige inkonsistente Vergleichsergebnisse [enthält und] dass eine solche kleine Störung der Vergleichsmatrix nur eine kleine Störung der Eigenwerte nach sich zieht. Alle Eigenwerte außer dem gesuchten Prioritätenvektor [...] weichen nur wenig von 0 ab.“ In Bezug auf die Rangfolge der Bewertungskriterien ergebe eine durchzuführende Korrektur widersprüchlicher Bewertungen demnach keine Veränderung der Rangfolge bei vergleichbarer Ausprägung der globalen Prioritäten. An dieser Stelle sei betont, dass bei Übereinstimmung der clusterspezifischen Charakteristiken eine Zuordnung der Cluster und keine neue Clusteranalyse erfolgt. Auf diese Weise bleiben sowohl die Ausprägungen der widerspruchsfreien Cluster als auch die korrekte Zuordnung der Datensätze mit konsistenten Bewertungen vollständig bestehen. Im weiteren Verlauf dieser Ausführung wird sich herausstellen, dass für die weiterführende statistische Untersuchung vollständig auf die zugrundeliegenden 42 Datensätze zurückgegriffen werden konnte (Tab. 5.1).

Infolgedessen wird der Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung differenziert nach der stakeholderbezogenen Präferenz gegenüber den Bewertungskriterien wiedergegeben. Auf eine Auswertung der paarweisen Vergleiche wird an dieser Stelle verzichtet und auf Anhang B verwiesen. Es sei aber darauf hingewiesen, dass die globalen Prioritäten nach der Potenzmethode (Kapitel 3.2.5) bestimmt wurden. Zur Bestimmung der lokalen Prioritäten einer jeden Ebene der Hierarchie wurde eigens eine Excel-Vorlage

programmiert, die ein fünfmaliges Quadrieren aller Evaluationsmatrizen (quadrieren, normalisieren und anschließende Berechnung der Prioritäten) vorsieht. Somit wurde das Quadrieren nicht so oft wiederholt, bis die lokalen Prioritäten von dem einen bis zum nächsten Quadrieren nur noch marginale Änderungen aufwiesen. Zum einen hängt die Größe der Abweichungen direkt vom Maß der Inkonsistenz der Paarvergleichsmatrix ab (vgl. MEIXNER O. & HAAS R. 2002: 147ff), sodass durch die Einbeziehung der Datensätze mit inkonsistenter Bewertung (Datensätze_{inkons}) eine hohe Wiederholungsquote bevorzünde. Zumal nach LUSTI M. (2001: 39) der Unterschied zwischen den groben und den exakten Ergebnissen der Potenzmethode als begrenzt einzuschätzen sei. Zum anderen erlaubt eine vordefinierte Wiederholungsanzahl ein automatisiertes Vorgehen, was eine effektivere Bearbeitung erlaubt, ohne das Risiko einer Verzerrung bei der Gewichtungsverteilung zu erhöhen. Letzten Endes bestätigte sich, dass die Abweichungen zwischen den Werten der lokalen Prioritäten nach dem dritten Quadrieren der Evaluationsmatrix gegenüber dem vierten Quadrieren nicht mehr nennenswert waren. Darauf aufbauend wurde das Produkt aus den lokalen Prioritäten aller Ebenen gebildet, das als globale Priorität die Bedeutung des Gewichtes eines Bewertungskriteriums im Kontext der Gesamthierarchie wiedergibt.

Die zentrale Tendenz der beobachteten Bewertungen lässt sich in einem Boxplot zusammenfassend darstellen (Abb. 5.1), der auch die inhaltliche Beschreibung und Interpretation der charakteristischen Ausprägungen der Bewertungskriterien unterstützt (vgl. SCHENDERA C. F. G. 2011: 64). Ein solcher Boxplot vermittelt auf grafische Weise den Bereich der beobachteten globalen Prioritäten und wie sie sich innerhalb dieses Bereiches verteilen. In solch einem Boxplot wird der Median (\tilde{x} ; engl.: *Median*) dargestellt, um die durchschnittliche beobachtete Antwort der Stakeholder zu beschreiben. Der Median beschreibt den mittleren Wert aller nach der Größe aufgelisteten beobachteten Antworten. Demzufolge sind mindestens die Hälfte der Beobachtungswerte kleiner oder gleich und mindestens die Hälfte der Beobachtungswerte größer oder gleich dem Median. Darüber hinaus stellt ein Boxplot das erste (Q_1) und dritte Quartil (Q_3), die minimalen und maximalen Extremwerte wie auch die ausreißerverdächtigen globalen Prioritäten dar. Aus Q_1 und Q_3 lässt sich wiederum die Interquartilspannweite ($IQR = Q_3 - Q_1$, engl.: *Interquartile Range*) herleiten, welche als Streuungsmaß einen Rückschluss auf die Verteilung der beobachteten globalen Prioritäten erlaubt (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 176f, BOHLEY P. 2000: 120ff und 151ff).

Nach Einschätzung der Stakeholder sei mit einer mittleren globalen Priorität von $\tilde{x} = 0,33$ eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung an der siedlungsstrukturellen Entwicklung der Großstadt

Tab. 5.1: Datengüte in Abhängigkeit von der Konsistenzrate (CR) auf der zweiten Ebene der Hierarchie des zugrundeliegenden Entscheidungsproblems

Datengüte	CR ≤ 1,0	CR ≤ 0,2	CR ≤ 0,2*
Anzahl	10	25	42
Anteil am Stichprobenumfang [%]	24 %	60 %	100 %
Anteil an Grundgesamtheit [%]	3 %	7 %	12 %

* inklusive Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen

auszurichten. Dieses Bewertungskriterium ist durch eine vergleichsweise große $IQR = 0,27$ mit einem $Q_1 = 0,20$ und $Q_3 = 0,47$ geprägt. Ebenfalls einen hohen Stellenwert haben die für die Beseitigung des Niederschlagswassers aufzuwendenden gebietspezifischen Kosten, deren mittlere globale Priorität $\tilde{x} = 0,23$ beträgt und dessen $IQR = 0,21$ ($Q_1 = 0,08$ und $Q_3 = 0,39$) ebenfalls vergleichsweise groß ist. Demgegenüber sind die verbliebenen Bewertungskriterien durch sichtbar kleinere mittlere globale Prioritäten von $\tilde{x} = 0,02$ bis $0,07$ und $IQR = 0,04$ bis $0,1$ gekennzeichnet. Im Vergleich zu den beiden höher präferierten Bewertungskriterien weisen sie außerdem mindestens eine nach oben hin gerichtete ausreißerverdächtige globale Priorität auf.

Es ist davon auszugehen, dass die Bewertung der Stakeholder und somit deren Entscheidungs- und Verhaltensmuster bei niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozessen auf konkrete Motivationen zurückzuführen sind. Weiterhin ist bei den beiden stärker präferierten Bewertungskriterien aus dem hohen IQR abzuleiten, dass die Bewertungen relativ weit auseinander liegen.

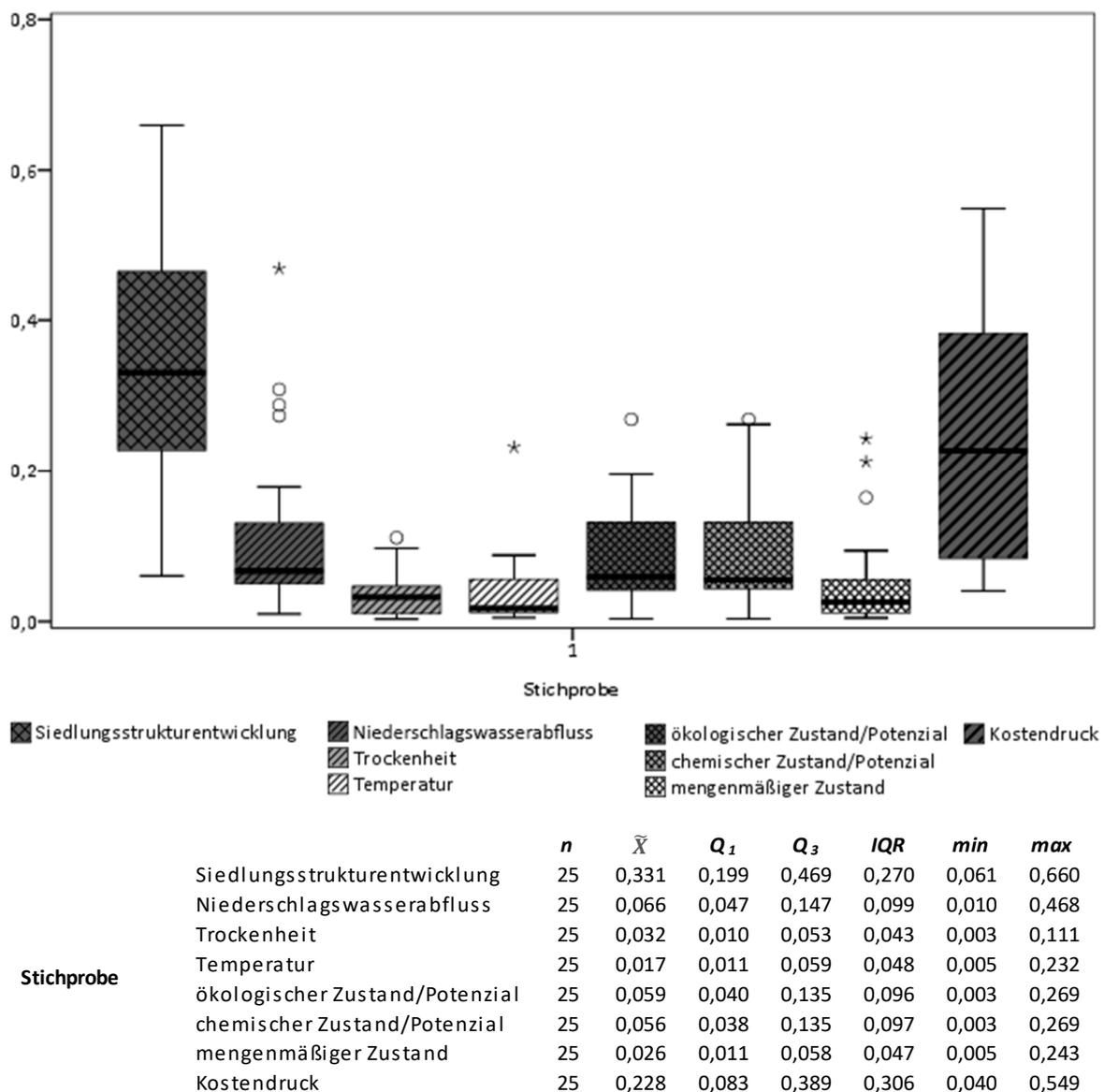


Abb. 5.1: Präferenz der Stakeholder gegenüber den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie

Im Zusammenhang mit den ermittelten ausreißerverdächtigen globalen Prioritäten der weniger präferierten Bewertungskriterien ist davon auszugehen, dass sich die Präferenzen der Stakeholder gegenüber den Bewertungskriterien und somit gegenüber den RWB-Zielen wesentlich voneinander unterscheiden. Um die Motivation des Handelns der Stakeholder transparent ergründen zu können (Kapitel 5.3), ist weiterhin die Komplexität des niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsproblems zu reduzieren.

5.2.3 Reduktion der Komplexität auf Grundlage der globalen Prioritäten

Basierend auf dem paarweisen Vergleich zwischen den ausgewählten Bewertungskriterien konnten die lokalen und globalen Prioritäten gegenüber den RWB-Zielen ermittelt werden (Kapitel 5.2.2). Im Anschluss daran war die Komplexität des niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsproblems durch die Ermittlung homogener Muster auf statistischem Wege zu reduzieren. Als Verfahren kam eine Clusteranalyse zum Einsatz (Kapitel 3.4.3). In diesem Zusammenhang war erst einmal abzuwägen, auf welcher Ebene der entscheidungsproblembezogenen Hierarchie die Clusteranalyse zu vollziehen ist. Von einer Clusteranalyse auf der ersten Ebene wurde abgesehen, da sich die untergeordneten Bewertungskriterien hinreichend unterscheiden und eine Generalisierung auf die vier übergeordneten Bewertungskriterien zu einem hohen Informationsverlust geführt hätte. Dagegen erschien eine Clusteranalyse auf der dritten Ebene mit insgesamt 24 Bewertungskriterien als zu kleingliedrig, um die motivationsorientierte Bewertung der ausgewählten Bewertungskriterien durch die Stakeholder nachvollziehbar aufarbeiten zu können. Zudem wäre hierbei ein größerer Umfang an Daten günstiger, da mit einer vergleichsweise hohen Streuung der beobachteten globalen Prioritäten zu rechnen ist. Aus diesem Grund erfolgte die Clusteranalyse auf der zweiten Ebene der Hierarchie, sodass die Dimension der verfügbaren Informationen durch eine Extraktion dieser acht Bewertungskriterien reduziert wurde. Entsprechend wurde als erstes je eine trennscharfe Clusteranalyse mit den 25 Datensätzen_{kons} und den 17 Datensätzen_{inkons} in fünf Schritten durchgeführt (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 453ff, SCHENDERA C. F. G. 2011: 23ff).

Schritt 1 (SPSS-Einstellung 1): Ward-Verfahren (hierarchisches, agglomeratives Verfahren) als Fusionsalgorithmus, das anders als die anderen Verfahren nicht die Bewertungskriterien mit der geringsten Distanz zueinander zusammenfasst, sondern Bewertungskriterien mit der geringsten erhöhenden Auswirkung auf das Varianzkriterium (Fehlerquadratsumme) miteinander vereinigt.

Schritt 2 (SPSS-Einstellung 2): Quadrierte Euklidische Distanz als Proximitätsmaß zur Bestimmung der Distanz durch Zusammenfassung von Bewertungskriterien, die ein vorgegebenes Heterogenitätsmaß am wenigsten vergrößern. Somit wird im Vergleich zu anderen Proximitätsmaßen die Differenz zwischen den Bewertungskriterien am deutlichsten erfasst.

Schritt 3 (Festlegung der RWB-Ziele): Die globalen Prioritäten der zweiten Ebene der Hierarchie sind einheitlich metrisch skaliert und erfüllen somit die Anforderungen hinsichtlich des Skalenniveaus der Daten.

Ebenfalls wurde mittels einer bivariaten Korrelationsanalyse nach Pearson überprüft (vgl. BROSIUS F. 2013: 520ff), ob eine sehr hohe Korrelation zwischen den Bewertungskriterien vorlag – also ob das Zusammenhangsmaß $r \geq 0,8$ bei einem gleichzeitigen asymptotischen Signifikanzniveau bzw. einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0,01$ betrug. Ausgehend von den Datensätzen_{kons}

wurden zwischen dem *Niederschlagswasserabfluss* und der *Trockenheit* (Pearson mit 0,693) und zwischen dem *ökologischen Zustand/Potenzial* und *chemischen Zustand/Potenzial* (Pearson mit 0,762) hohe signifikante Zusammenhänge nachgewiesen. Alle anderen Bewertungskriterien stehen überwiegend unkorreliert zueinander, wodurch alle Bewertungskriterien zur Clusteranalyse hinzugezogen werden konnten. Auch wurden auch bei den Datensätzen_{inkons} keine hochgradig zueinander korrelierenden Bewertungskriterien identifiziert, sodass sich diesbezüglich die Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen nicht widersprechen (Tab. 5.2).

Tab. 5.2: Bivariate Korrelation der Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie nach Pearson

Datensätze mit konsistenten Bewertungen		[A]	[B]	[C]	[D]	[E]	[F]	[G]	[H]
[A] Siedlungs- strukturentwicklung	Korrelationskoeffizient	1,000	-,409*	-,420*	0,071	-,223	-,460*	-,324	-,242
	Signifikanz (2-seitig)	.	0,043	0,037	0,737	0,284	0,021	0,114	0,245
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[B] Niederschlags- wasserabfluss	Korrelationskoeffizient	-,409*	1,000	,693**	-,045	-,074	0,084	0,112	-,422*
	Signifikanz (2-seitig)	0,043	.	0,000	0,832	0,725	0,689	0,593	0,036
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[C] Trockenheit	Korrelationskoeffizient	-,420*	,693**	1,000	-,014	-,064	0,171	0,241	-,360
	Signifikanz (2-seitig)	0,037	0,000	.	0,945	0,762	0,415	0,246	0,077
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[D] Temperatur	Korrelationskoeffizient	0,071	-,045	-,014	1,000	-,288	-,065	-,012	-,137
	Signifikanz (2-seitig)	0,737	0,832	0,945	.	0,163	0,756	0,628	0,515
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[E] ökologischer Zustand/Potenzial	Korrelationskoeffizient	-,223	-,074	-,064	-,288	1,000	,762**	-,008	-,364
	Signifikanz (2-seitig)	0,284	0,725	0,762	0,163	.	0,000	0,971	0,073
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[F] chemischer Zustand/Potenzial	Korrelationskoeffizient	-,460*	0,084	0,171	-,065	,762**	1,000	0,085	-,389
	Signifikanz (2-seitig)	0,021	0,689	0,415	0,756	0,000	.	0,686	0,055
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[G] mengenmäßiger Zustand	Korrelationskoeffizient	-,324	0,112	0,241	-,012	-,008	0,085	1,000	-,185
	Signifikanz (2-seitig)	0,114	0,593	0,246	0,628	0,971	0,686	.	0,376
	n	25	25	25	25	25	25	25	25
[H] Kostendruck	Korrelationskoeffizient	-,242	-,422*	-,360	-,137	-,364	-,389	-,185	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	0,245	0,036	0,077	0,515	0,073	0,055	0,376	.
	n	25	25	25	25	25	25	25	25

Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen		[A]	[B]	[C]	[D]	[E]	[F]	[G]	[H]
[A] Siedlungs- strukturentwicklung	Korrelationskoeffizient	1,000	-,126	-,399	-,335	-,207	-,290	-,306	-,289
	Signifikanz (2-seitig)	.	0,629	0,113	0,189	0,426	0,258	0,232	0,261
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[B] Niederschlags- wasserabfluss	Korrelationskoeffizient	-,126	1,000	0,230	-,016	-,237	-,288	-,345	-,225
	Signifikanz (2-seitig)	0,629	.	0,374	0,952	0,360	0,262	0,175	0,385
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[C] Trockenheit	Korrelationskoeffizient	-,399	0,230	1,000	,57*	-,364	-,343	0,384	-,383
	Signifikanz (2-seitig)	0,113	0,374	.	0,017	0,150	0,177	0,129	0,129
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[D] Temperatur	Korrelationskoeffizient	-,335	-,016	,57*	1,000	-,419	-,463	0,237	-,172
	Signifikanz (2-seitig)	0,189	0,952	0,017	.	0,094	0,061	0,359	0,509
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[E] ökologischer Zustand/Potenzial	Korrelationskoeffizient	-,207	-,237	-,364	-,419	1,000	,679**	-,238	-,004
	Signifikanz (2-seitig)	0,426	0,360	0,150	0,094	.	0,003	0,358	0,989
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[F] chemischer Zustand/Potenzial	Korrelationskoeffizient	-,290	-,288	-,343	-,463	,679**	1,000	0,142	0,058
	Signifikanz (2-seitig)	0,258	0,262	0,177	0,061	0,003	.	0,585	0,826
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[G] mengenmäßiger Zustand	Korrelationskoeffizient	-,306	-,345	0,384	0,237	-,238	0,142	1,000	-,189
	Signifikanz (2-seitig)	0,232	0,175	0,129	0,359	0,358	0,585	.	0,468
	n	17	17	17	17	17	17	17	17
[H] Kostendruck	Korrelationskoeffizient	-,289	-,225	-,383	-,172	-,004	0,058	-,189	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	0,261	0,385	0,129	0,509	0,989	0,826	0,468	.
	n	17	17	17	17	17	17	17	17

** Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig)

* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig)

Schritt 4 (Festlegung der Clusterlösung): Auf Grundlage der Datensätze_{kons} galt es mithilfe statistischer Kenngrößen (Kombination aus Dendrogramm, Heterogenitätsmaß und Elbow-Kriterium) und sachlogischer Überlegungen die geeignete Anzahl an Clustern (Clusterlösung) herzuleiten. Ziel war die Vermeidung möglicher Konflikte zwischen der Anforderung an die Heterogenität der Clusterlösung und der Handbarkeit der Cluster. Aufgrund der zugrundeliegenden vier übergeordneten Bewertungskriterien und der Erwartung besetzungsstarker Cluster erschien eine 4er-Clusterlösung sachlogisch zielführend. Unter Hinzunahme der statistischen Kenngrößen konnte bei einer schrittweisen Clusteranalyse auch eine hinreichende Distanz zwischen den Datensätzen_{kons} nachgewiesen werden. Dem Dendrogramm ist zu entnehmen, welche Cluster zu welchem Zeitpunkt zusammengefasst wurden. Der Prozess startet mit 25 voneinander getrennten Clustern, die jeweils einen Datensatz_{kons} enthalten, und endet mit einem großen Cluster, in dem alle 25 Datensätze_{kons} vereint sind. Auf der X-Achse des Dendrogrammes wird dargestellt, wie die Streuung innerhalb eines Clusters nach Hinzunahme eines weiteren Datensatzes_{kons} zunimmt. Daraus geht hervor, dass die größte Distanz der Streuung bei einer 3er-Clusterlösung besteht, wobei die Streuung ab einer 4er-Clusterlösung und aufwärts vergleichsweise gering ist (Abb. 5.2). Ausgehend vom Elbow-Kriterium (Abb. 5.3), ließen sich bei einer 2er- und 3er-Clusterlösung vergleichsweise größere Sprünge als Indiz geeigneter Clusterlösungen feststellen. Diese Annahme konnte ebenfalls durch das Heterogenitätsmaß, das die durchschnittliche Unähnlichkeit der globalen Prioritäten zwischen den Clustern angibt (Tab. 5.3), bestätigt werden. Vergleichbare Ergebnisse ergaben sich auch für die Datensätze_{inkons}, sodass sich diesbezüglich die Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen nicht widersprechen.

Des Weiteren wurde Wert darauf gelegt, dass die Anzahl der Datensätze_{kons} in den Clustern möglichst gleich ist, um bei der anschließenden statistischen Untersuchung Ergebnisse mit hinreichender Aussagekraft erhalten zu können. Obwohl die Größe der Cluster (Tab. 5.5) nur bedingt gleich sind, werden diese insgesamt als ausreichend gleichgroß eingeschätzt. Besonders gut besetzt ist stets das erste Cluster. Die prozentuale Verteilung der Datensätze_{inkons} auf die Cluster gibt ein ähnliches Bild ab, sodass sich diesbezüglich die Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen nicht widersprechen.

Abb. 5.4 verdeutlicht, dass unabhängig von der Clusterlösung die jeweiligen Cluster in etwa eine gleiche Ausdehnung (Spannweite) ihrer globalen Prioritäten aufweisen. Jedoch wird im Hinblick auf die acht Bewertungskriterien und die damit verbundenen hohen Antwortvariationen eine größere Akzeptanz gegenüber Abweichungen hingenommen. In diesem Zusammenhang sind auch ausreißerverdächtige globale Prioritäten nicht vollständig auszuschließen und in einem subjektiv einzuschätzenden Rahmen hinnehmbar. An dieser Stelle wird auf eine detaillierte Beschreibung dieser statistischen Kenngrößen verzichtet, da im Folgenden die ermittelten Cluster detailliert charakterisiert werden (Kapitel 3.4.3). Dort wird auch dargelegt, dass keines der Cluster mehr als zwei ausreißerverdächtige globale Prioritäten pro Ausprägung aufzeigt, sodass am Ende für die Clusteranalyse alle Datensätze_{kons} zur Verfügung standen. Unter diesen Voraussetzungen unterscheiden sich weder die Spannweite noch die ausreißerverdächtigen globalen Prioritäten der Cluster basierend auf den Datensätzen_{inkons} wesentlich, sodass sich diesbezüglich die Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen nicht widersprechen.

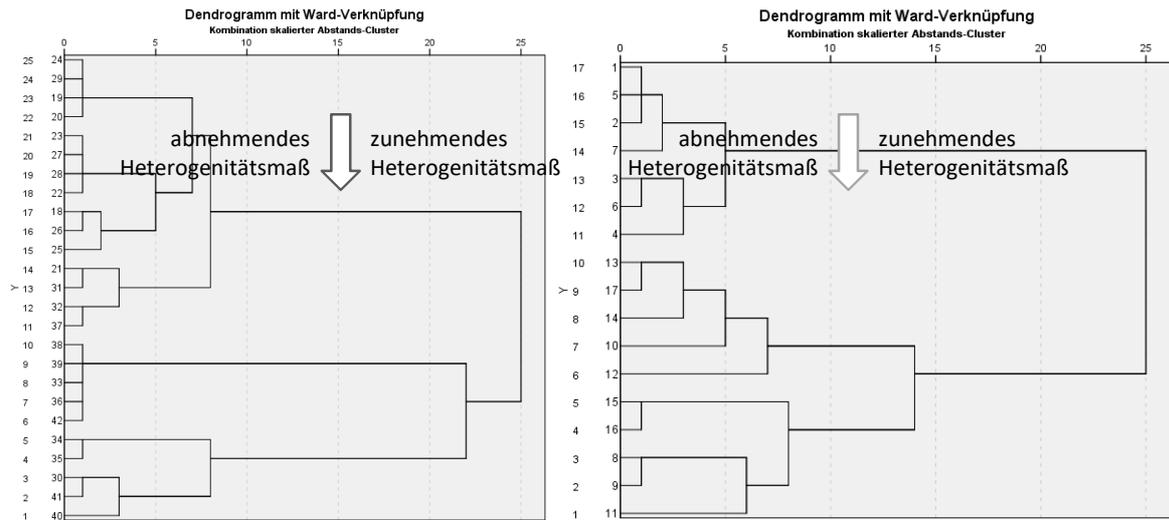


Abb. 5.2: Dendrogramm basierend auf den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie

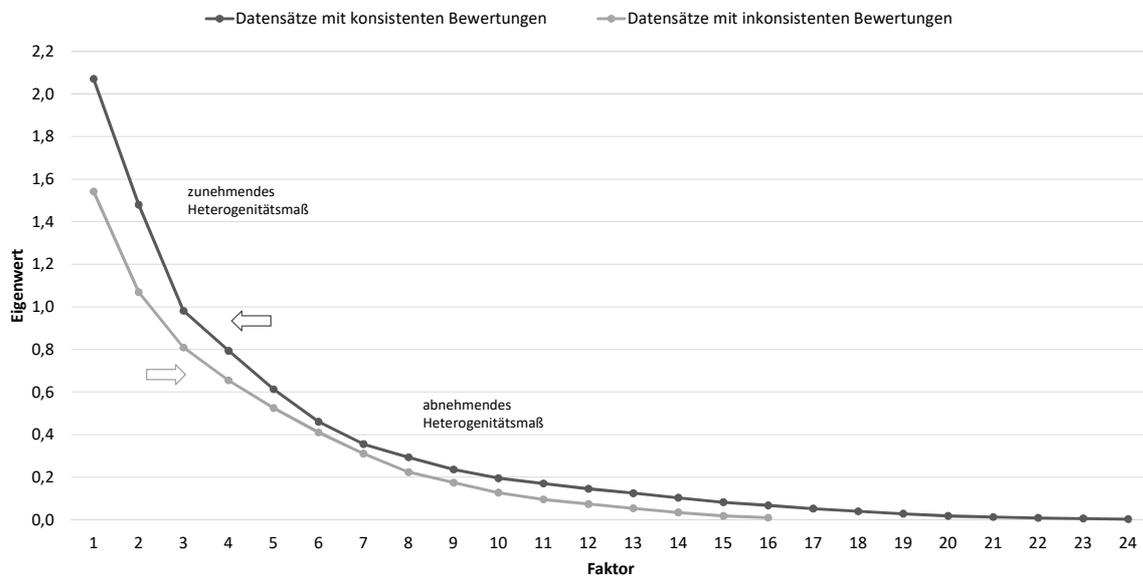


Abb. 5.3: Elbow-Kriterium basierend auf den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie

Tab. 5.3: Heterogenitätsmaß basierend auf den Bewertungskriterien auf der zweiten Ebene der Hierarchie

Clusteranalyse basierend auf Datensätze mit konsistenten Bewertungen						
ID	zusammengeführte Cluster		Koeffizienten	Cluster		nächster Schritt
	Cluster 1	Cluster 2		Cluster 1	Cluster 2	
1	24	29	0,002	0	0	3
2	38	39	0,005	0	0	12
3	19	24	0,008	0	1	6
4	23	27	0,012	0	0	9
5	33	36	0,018	0	0	7
6	19	20	0,028	3	0	20
7	33	42	0,039	5	0	12
8	21	31	0,052	0	0	18
9	23	28	0,067	4	0	13
10	30	41	0,082	0	0	17
11	18	26	0,103	0	0	16
12	33	38	0,124	7	2	23
13	22	23	0,145	0	9	19
14	34	35	0,170	0	0	21
15	32	37	0,195	0	0	18
16	18	25	0,236	11	0	19
17	30	40	0,293	10	0	21
18	21	32	0,355	8	15	22
19	18	22	0,460	abnehmendes	13	20
20	18	19	0,612	Heterogenitätsmaß	6	22
21	30	34	0,793	← 17	14	23
22	18	21	0,981	← 20	18	24
23	30	33	1,480	zunehmendes	12	24
24	18	30	2,071	Heterogenitätsmaß	23	0

Clusteranalyse basierend auf Datensätze mit inkonsistenten Bewertungen						
ID	zusammengeführte Cluster		Koeffizienten	Cluster		nächster Schritt
	Cluster 1	Cluster 2		Cluster 1	Cluster 2	
1	1	5	0,009	0	0	6
2	3	6	0,018	0	0	8
3	15	16	0,034	0	0	14
4	13	17	0,053	0	0	9
5	8	9	0,073	0	0	12
6	1	2	0,095	1	0	7
7	1	7	0,127	6	0	11
8	3	4	0,174	2	0	11
9	13	14	0,223	4	0	10
10	10	13	0,310	0	9	13
11	1	abnehmendes	0,410	7	8	16
12	8	Heterogenitätsmaß	0,524	5	0	14
13	10	12	0,654	10	0	15
14	8	15	0,809	12	3	15
15	8	zunehmendes	1,069	14	13	16
16	1	Heterogenitätsmaß	1,542	11	15	0

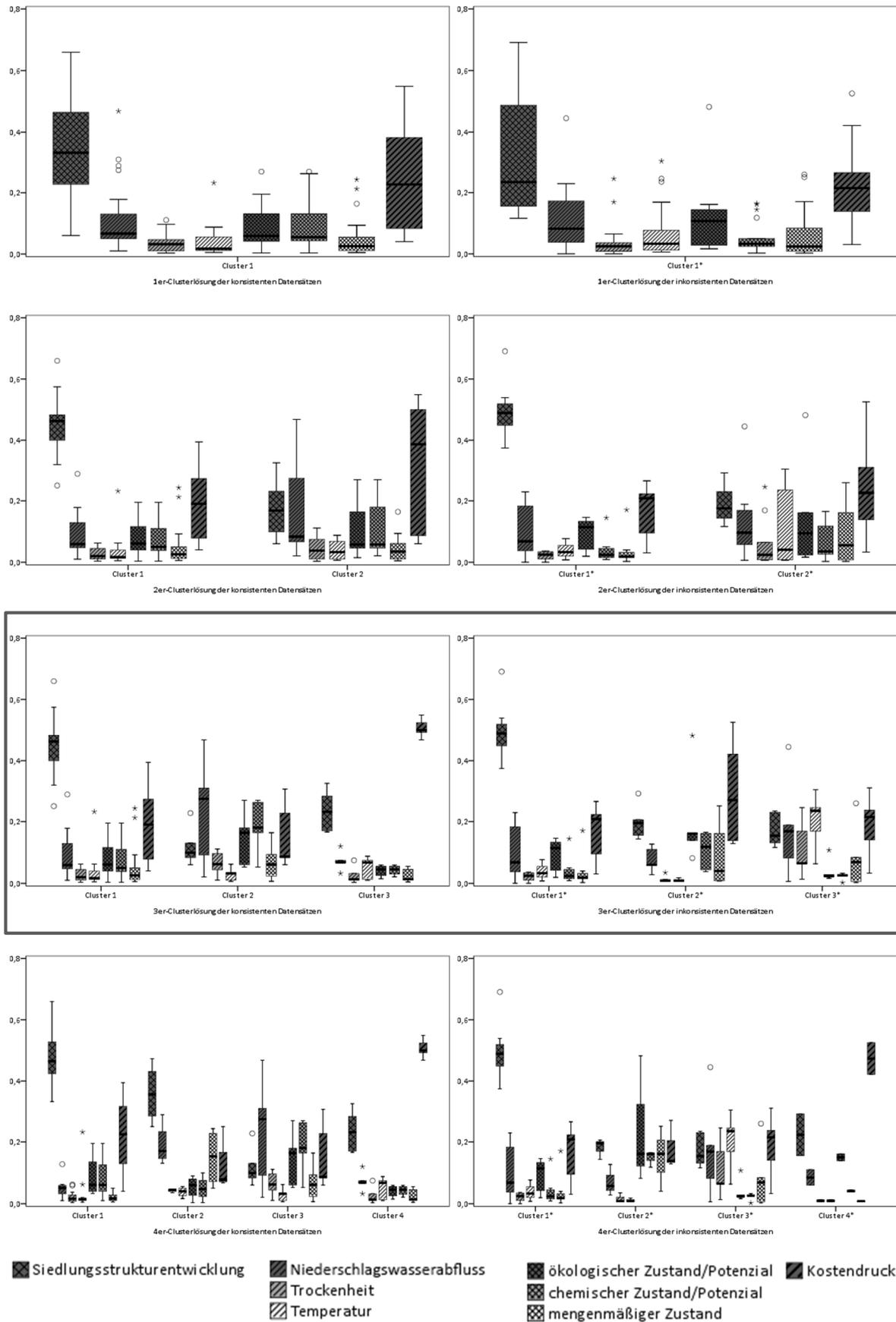


Abb. 5.4: Clusterlösungen und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen basierend auf Datensätzen mit konsistenten Bewertungen (links) und mit inkonsistenten Bewertungen (rechts) auf der zweiten Ebene der Hierarchie

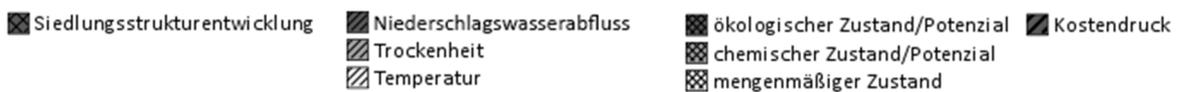
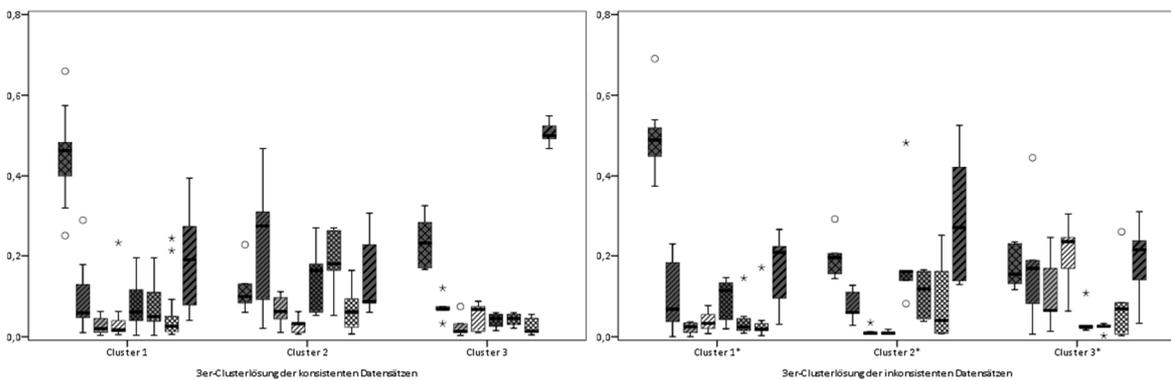
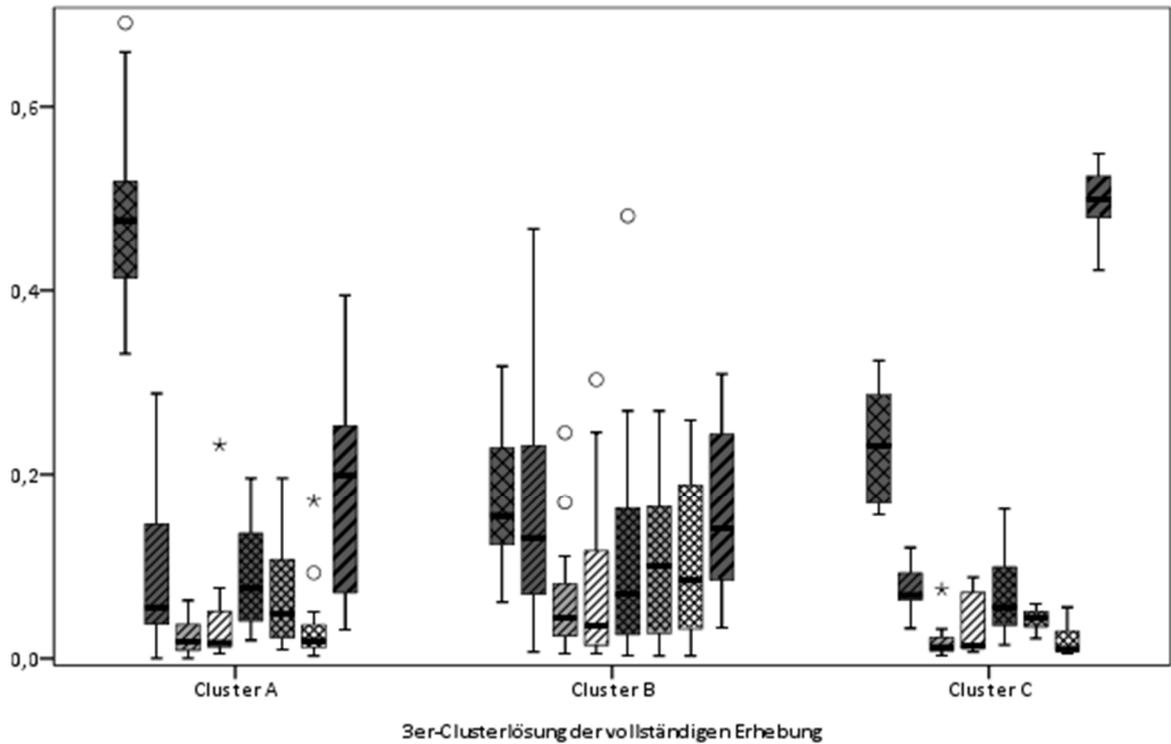


Abb. 5.5: 3er-Clusterlösung und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen basierend auf der vollständigen Erhebung (oben), den Datensätzen mit konsistenten Bewertungen (unten links) und mit inkonsistenten Bewertungen (unten rechts) auf der zweiten Ebene der Hierarchie

Tab. 5.4: 3er-Clusterlösung und die Verteilung der Datensätze in Abhängigkeit von der Konsistenz

3er-Clusterlösungen basierend auf allen Datensätzen und Datensätzen mit konsistenten Bewertungen		Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Summe
Cluster A	Anzahl	13	0	0	13
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit konsistenten Bewertungen	87 %	0 %	0 %	52 %
Cluster B	Anzahl	2	5	0	7
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit konsistenten Bewertungen	13 %	100 %	0 %	28 %
Cluster C	Anzahl	0	0	5	5
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit konsistenten Bewertungen	0 %	0 %	100 %	20 %
Summe	Anzahl	15	5	5	25
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit konsistenten Bewertungen	100 %	100 %	100 %	100 %

3er-Clusterlösungen basierend auf allen Datensätzen und Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen		Cluster 1*	Cluster 2*	Cluster 3*	Summe
Cluster A	Anzahl	7	0	0	7
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen	100 %	0 %	0 %	41 %
Cluster B	Anzahl	0	3	5	8
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen	0 %	60 %	100 %	47 %
Cluster C	Anzahl	0	2	0	2
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen	0 %	40 %	0 %	12 %
Summe	Anzahl	7	5	5	17
	% in 3er-Clusterlösung der Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen	100 %	100 %	100 %	100 %

Tab. 5.5: Clusterlösungen und Verteilung der Datensätze auf die jeweiligen Cluster

Clusteranalyse	Cluster 1/Cluster 1*	Cluster 2/Cluster 2*	Cluster 3/Cluster 3*	Cluster 4/Cluster 4*
1er-Clusterlösung	25 (100 %)	-	-	-
	17 (100 %)*	-	-	-
2er-Clusterlösung	15 (60 %)	10 (40 %)	-	-
	7 (41 %)*	10 (59 %)*	-	-
3er-Clusterlösung	15 (60 %)	5 (20 %)	5 (20 %)	-
	7 (41 %)*	5 (29 %)*	5 (29 %)*	-
4er-Clusterlösung	11 (44 %)	4 (16 %)	5 (20 %)	5 (20 %)
	7 (41 %)*	3 (18 %)*	5 (29 %)*	2 (12 %)*
Forschungsgegenstand	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	-
3er-Clusterlösung	22 (52 %)	10 (24 %)	10 (24 %)	-

*Cluster basiert auf inkonsistenten Datensätzen.

Demzufolge ließen sich die 25 Datensätze_{kons} bei gleichzeitiger Betrachtung aller ausgewählten Bewertungskriterien statistisch wie auch sachlogisch in bis zu vier Cluster zerlegen (Abb. 5.4). Bei jeder dieser Clusterlösungen sind die Ausprägungen der globalen Prioritäten desselben Cluster weitestgehend homogen, während diese sich zwischen den Clustern bis zur 3er-Clusterlösung eindeutig und bei der 4er-Clusterlösung noch erkennbar unterscheiden. Ausgehend von Dendogramm, Heterogenitätsmaß und Elbow-Kriterium wäre eine 3er-Clusterlösung statistisch am geeignetsten. Während die schrittweise Zusammenführung der jeweiligen Cluster bis zu einer 4er-Clusterlösung relativ frühzeitig erfolgt (kurze Länge der vereinigten Klammer in Richtung x-Achse innerhalb des Dendogrammes) und somit vergleichsweise kompakt ist, kommt es zum größten Zuwachs der Heterogenität zwischen der 4er- und 2er-Clusterlösung. Obwohl sachlogisch eine 4er-Clusterlösung plausibler erscheint, wurde für die weiterführende statistische Untersuchung die statistisch optimale 3er-Clusterlösung präferiert. Die Entscheidung basiert dabei auf den vergleichsweise ähnlichen Ausprägungen der globalen Prioritäten zwischen Cluster 1 und 2 der 4er-Clusterlösung, die bei der 3er-Clusterlösung wiederum als Cluster 1 vereint sind. Entsprechend ihrer Charakteristiken wäre eine Trennschärfe zwischen den beiden Clustern nicht eindeutig gegeben. Die fehlende Trennschärfe widerspräche dem Zweck einer Typenbildung und wäre somit auch kein zwingender sachlogischer Grund zur weiteren Differenzierung der beiden Cluster. Von einer 2er-Clusterlösung wird aufgrund der inhaltlichen Generalisierung und des damit einhergehenden Informationsverlustes abgesehen.

Schritt 5 [Zusammenführung der Datensätze_{kons} (Cluster 1 bis 3) und Datensätze_{inkons} (Cluster 1* bis 3*)]: Nach der Festlegung auf eine 3er-Clusterlösung waren die Cluster der Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen vergleichend gegenüberzustellen und bestenfalls zusammenzuführen. Mithilfe einer visuellen Abwägung wurde abgeschätzt, inwieweit die Cluster basierend auf den Datensätzen_{inkons} in den Grundcharakteristiken ihrem Pendant gleichen (Abb. 5.4). Auf eine numerische Gegenüberstellung wurde verzichtet, da sich die statistischen Kenngrößen bei gleicher visueller Charakteristik unterscheiden können. Der grafischen Darstellung ist zu entnehmen, dass sich die charakteristischen Ausprägungen der globalen Prioritäten der beiden Cluster 1 und Cluster 1* hinsichtlich der Rangfolge und Spannweite sichtlich gleichen und keine offensichtlichen Unterschiede zu erkennen sind. Ein ähnliches Bild zeichnet sich zwischen Cluster 3 und Cluster 2* ab. Obwohl sich die Ausprägungen der drei wasserrahmenrechtlichen Bewertungskriterien in Rang und Spannweite unterscheiden, weisen die verbliebenen und insbesondere die beiden prägenden Bewertungskriterien zum Kostendruck und zur siedlungsstrukturellen Entwicklung eine erkennbare Übereinstimmung in ihrer Charakteristik auf. Dagegen gleichen sich Cluster 2 und Cluster 3* nicht eindeutig, was vorerst eine Zusammenführung ausschließt.

Um diese Einschätzung abzusichern, wurde neben der bisherigen Vorgehensweise zusätzlich eine 3er-Clusterlösung mit allen 42 Datensätzen ohne automatisierte Konsistenzanpassung vollzogen (Cluster A bis C). Für den gewählten Ansatz wäre ein hinreichendes Indiz gegeben, wenn die daraus resultierenden Cluster A bis C eine vergleichbare Charakteristik gegenüber den Clustern 1 bis 3 und Clustern 1* bis 3* haben und sich gleichzeitig aus denselben nach der Konsistenz der Bewertungen differenzierten Datensätze zusammensetzen:

- **Datensätze_{kons}:** Beim Vergleich der 3er-Clusterlösung basierend auf den Datensätzen_{kons} (Cluster 1 bis Cluster 3) und der vollständigen Erhebung (Cluster A bis C) wird deutlich, dass sich die charak-

teristische Ausprägung von Cluster 1 und Cluster A wie auch von Cluster 3 und Cluster C sehr gleichen. Eine generelle Übereinstimmung von Cluster 2 mit Cluster B besteht ebenfalls. Hierbei unterscheidet sich aber augenscheinlich das Bewertungskriterium *Reduktion des Niederschlagswasserabflusses*, was im Vergleich zu Cluster 2 bei Cluster B keinen dominierenden Stellenwert innehat. Zudem haben die drei wasserrechtlichen Bewertungskriterien des Clusters B einen ausgeglicheneren Stellenwert als bei Cluster 2 (Abb. 5.5). Aus der Zusammensetzung der Cluster ergeben sich ebenfalls keine offensichtlichen Widersprüche. Während sich alle Datensätze aus Clusters 2 bzw. 3 in Cluster B bzw. C wiederfinden, enthält Cluster A nur 87 % der Datensätze von Cluster 1, zwei Datensätze wurden Cluster B zugeordnet (Tab. 5.4).

- **Datensätze_{inkons}**: Aus dem Vergleich der 3er-Clusterlösung basierend auf den Datensätzen_{inkons} (Cluster 1* bis Cluster 3*) und der vollständigen Erhebung (Cluster A bis C) geht hervor, dass eine offensichtliche Übereinstimmung der Charakteristik zwischen Cluster 1* und Cluster A besteht. Ebenfalls stimmen die charakteristischen Ausprägungen von Cluster 2* und Cluster C augenscheinlich überein, wobei beim letztgenannten der Stellenwert des dominierenden Bewertungskriteriums *Anpassung an den Kostendruck* stärker ausgeprägt ist. Dagegen sind zwischen Cluster 3* und Cluster B vergleichbare, aber keine eindeutigen Übereinstimmungen auszumachen. Die Charakteristiken der Bewertungskriterien beider Cluster sind relativ ausgewogen, wobei bei Cluster 3* das Bewertungskriterium *Reaktion auf steigende Trockenheit* einen höheren und die drei wasserrechtlichen Bewertungskriterien einen geringeren Stellenwert haben (Abb. 5.5). Während alle Datensätze aus Cluster 1* bzw. 3 in Cluster A bzw. B auftauchen, enthält Cluster C gerade einmal 40 % aus Cluster 2*. Die übrigen Datensätze aus Cluster 2* gehören alle zu Cluster B (Tab. 5.4).

Angesichts der vergleichbaren Charakteristiken der zueinander gehörigen Cluster und einer nahezu identischen Verteilung der Datensätze scheint der gewählte Ansatz zur Zusammenführung der Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen zielführend und weitestgehend widerspruchsfrei zu sein (Tab. 5.5). Aus diesem Grund konnten alle sieben Datensätze_{inkons} aus Cluster 1* ohne Bedenken Cluster 1 zugeordnet werden. Ebenfalls wurden alle fünf aus Datensätze_{inkons} des Clusters 3* ohne weitere Anmerkungen in Cluster 2 überführt. Demgegenüber ist eine Übertragung der verbliebenen fünf Datensätze_{inkons} aus Cluster 2* in Cluster 3 nicht widerspruchsfrei möglich. Da aber die grundlegende Charakteristik der beiden Cluster optisch vergleichbar ist und die Zusammensetzung der Daten sich ähnelt, erfolgte ebenfalls eine Zusammenführung. Die gegebenen Abweichungen sind hinnehmbar, zumal die beiden Cluster jeweils durch fünf Datensätze geprägt werden und eine geringfügige Verzerrung durch die Datensätze_{inkons} bei Cluster 2* nicht gänzlich auszuschließen sind. An dieser Stelle sei noch einmal betont, dass ausschließlich die Merkmalsausprägungen der Datensätze, aber nicht die globalen Prioritäten der Bewertungskriterien für die fortführende analytische Untersuchung übernommen wurden, um keine Verfälschung der charakteristischen Ausprägung der Cluster zu riskieren.

5.2.4 Herleitung und Charakterisierung synthetischer Vertreter von Motivations-Typen

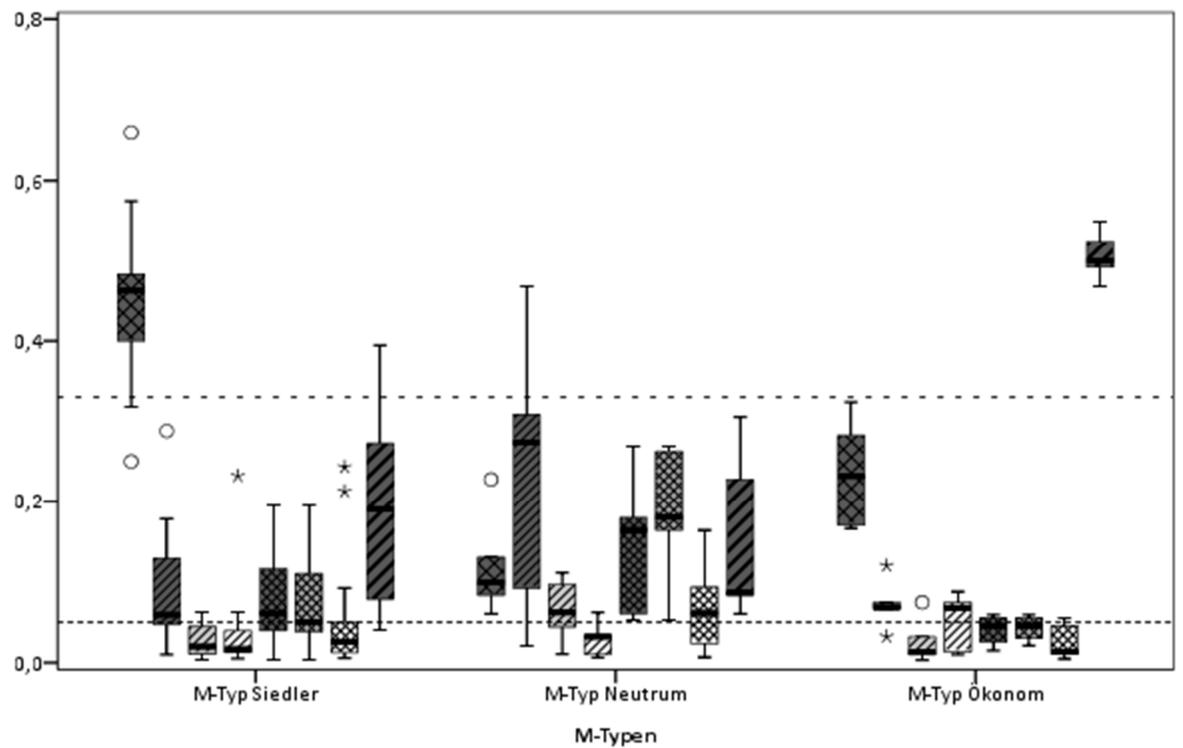
Aufbauend auf dem theoretisch-konzeptionellen Ansatz der Typenbildung (Kapitel 3.4.3) sind die drei sachlogisch und statistisch hergeleiteten Cluster (Kapitel 5.2.2 bis 5.2.3) in Abhängigkeit von Charakteristik zu beschreiben, zu benennen und somit die Bildung der M-Typen abzuschließen. Laut BLUM A. *et al.* (2010: 19f) liefern synthetische Vertreter der M-Typen eine anschauliche Darstellung der Bewertungen des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige

Stadt- und Infrastrukturentwicklung und stellvertretend die Datengrundlage zur weiteren statistischen Untersuchung. Die synthetischen Vertreter werden üblicherweise über die Auswahl von Repräsentanten, konkreten Vertretern der M-Typen oder von M-Typen mit anteiligen Charakteristiken bestimmt. Eine weitere Möglichkeit – deren Ansatz auch in der vorliegenden Forschungsarbeit gewählt wird – ist die Beschreibung der M-Typen über die typenspezifischen Mittelwerte und Interquartilsspannweiten statt durch die Angaben aller charakteristischen Ausprägungen der globalen Prioritäten. Um bei der Beschreibung der M-Typen wesentliche Einflüsse durch milde und extreme Ausreißer zu vermeiden, wurden analog zu Kapitel 5.2.3 ausschließlich der Median und das erste und dritte Quartil der Datensätze_{kons} herangezogen. Es sei noch einmal betont, dass die Ausprägungen der globalen Prioritäten die typenspezifische Charakteristik beschreiben. Dagegen können die jeweiligen M-Typen sich in differenzierte Merkmalsausprägungen stark unterscheiden, die für die Bildung der M-Typen nicht hinzugezogen wurden.

Außerdem wurde für eine transparentere Beschreibung der drei M-Typen eine Klassifizierung der charakteristischen Ausprägung vorgenommen. Insgesamt haben die Bewertungskriterien beim niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozess einen unterschiedlichen Stellenwert inne (Abb. 5.6). Es wurde festgelegt, dass Bewertungskriterien mit einer mittleren globalen Priorität von $\tilde{x} \geq 0,33$ für die Stakeholder bei einem niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozess ausschlaggebend sind. Selbst eine Zusammenführung der anderen Bewertungskriterien würde die Bedeutung dieser Bewertungskriterien nicht wesentlich schmälern. Bewertungskriterien mit einer globalen Priorität von $0,05 \leq \tilde{x} < 0,33$ sind für die niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozesse ebenfalls bedeutend, haben aber für die Stakeholder nicht mehr einen uneingeschränkten Stellenwert. Dagegen haben die verbliebenen Bewertungskriterien mit einer globalen Priorität von $\tilde{x} < 0,05$ einen nachrangigen Stellenwert inne und werden zusammenfassend betrachtet. Letzten Endes lassen sich mit dem *M-Typ Siedler*, *M-Typ Neutrum* und *M-Typ Ökonom* drei synthetische Vertreter ableiten und trennscharf beschreiben:

- **M-Typ Siedler:** Für die Stakeholder des *M-Types Siedler* sei ein potenzieller Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung insbesondere an der Entwicklung der gegebenen Siedlungsstruktur auszurichten, deren mittlere globale Priorität $\tilde{x} = 0,46$ beträgt. Dieses Bewertungskriterium ist bei einem $IQR = 0,10$ durch jeweils eine nach oben und nach unten gerichtete ausreißerverdächtige globale Priorität geprägt. Einen hohen Stellenwert haben auch die für die Beseitigung des Niederschlagswassers aufzuwendenden gebietsspezifischen Kosten ($\tilde{x} = 0,19$), deren $IQR = 0,23$ vergleichsweise groß ist. Für diese Stakeholder weniger, aber immer noch hinreichend bedeutend, sind die durch Rückstau-, Überstau- und Überflutungsereignisse geprägten Gebiete ($\tilde{x} = 0,06$). Außerdem gilt es nach dem *M-Typ Siedler* auch den Anpassungsbedarf bei ober- bzw. unterirdischen Gewässern hinsichtlich des ökologischen ($\tilde{x} = 0,06$) wie auch chemischen Zustandes/Potenziales ($\tilde{x} = 0,05$) zu berücksichtigen. Die drei verbliebenen Bewertungskriterien haben für die Stakeholder des *M-Types Siedler* bei der Entscheidungsfindung, wie künftig mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand umzugehen ist, einen nachrangigen Stellenwert (je $\tilde{x} < 0,05$). Dieser Eindruck bestätigt sich bei einer Zusammenfassung ihrer Mediane, deren Summe ($\tilde{x} = 0,06$) nur knapp über der 5 %-Marke für bedeutende Bewertungskriterien läge (Abb. 5.6).

Bei einem Blick auf die Attribute bzw. charakteristischen Eigenschaften der ausgewählten Bewertungskriterien (Abb. 5.7) ist zu erkennen, dass die Attribute der Bewertungskriterien für die Siedlungsstrukturentwicklung im Vergleich zu den anderen Bewertungskriterien charakteristisch sind. Die Stakeholder des *M-Types Siedler* schätzen den Beitrag einer naturnahen



M-Typ	Kriterium	n	\bar{x}	Q ₁	Q ₃	IQR	min	max
M-Typ Siedler	Siedlungsstrukturentwicklung	15	0,462	0,390	0,485	0,096	0,250	0,660
	Niederschlagswasserabfluss	15	0,059	0,044	0,130	0,086	0,010	0,288
	Trockenheit	15	0,020	0,010	0,046	0,036	0,003	0,063
	Temperatur	15	0,017	0,012	0,043	0,032	0,005	0,232
	ökologischer Zustand/Potenzial	15	0,061	0,038	0,131	0,093	0,003	0,196
	chemischer Zustand/Potenzial	15	0,051	0,033	0,120	0,087	0,003	0,196
	mengenmäßiger Zustand	15	0,026	0,011	0,051	0,039	0,005	0,243
	Kostendruck	15	0,190	0,074	0,295	0,221	0,040	0,395
M-Typ Neutrum	Siedlungsstrukturentwicklung	5	0,099	0,072	0,179	0,107	0,061	0,228
	Niederschlagswasserabfluss	5	0,274	0,057	0,388	0,332	0,021	0,468
	Trockenheit	5	0,062	0,027	0,104	0,077	0,010	0,111
	Temperatur	5	0,032	0,008	0,048	0,040	0,007	0,062
	ökologischer Zustand/Potenzial	5	0,164	0,057	0,224	0,167	0,053	0,269
	chemischer Zustand/Potenzial	5	0,180	0,109	0,266	0,157	0,053	0,269
	mengenmäßiger Zustand	5	0,061	0,015	0,129	0,114	0,007	0,164
	Kostendruck	5	0,086	0,072	0,266	0,194	0,061	0,305
M-Typ Ökonom	Siedlungsstrukturentwicklung	5	0,231	0,168	0,303	0,135	0,167	0,324
	Niederschlagswasserabfluss	5	0,069	0,049	0,097	0,048	0,032	0,120
	Trockenheit	5	0,013	0,006	0,053	0,047	0,003	0,075
	Temperatur	5	0,068	0,012	0,081	0,070	0,010	0,088
	ökologischer Zustand/Potenzial	5	0,046	0,020	0,057	0,037	0,015	0,059
	chemischer Zustand/Potenzial	5	0,046	0,026	0,057	0,031	0,021	0,059
	mengenmäßiger Zustand	5	0,013	0,008	0,051	0,043	0,005	0,056
	Kostendruck	5	0,500	0,480	0,537	0,057	0,468	0,549

Abb. 5.6: M-Typen und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen auf der zweiten Ebene der Hierarchie

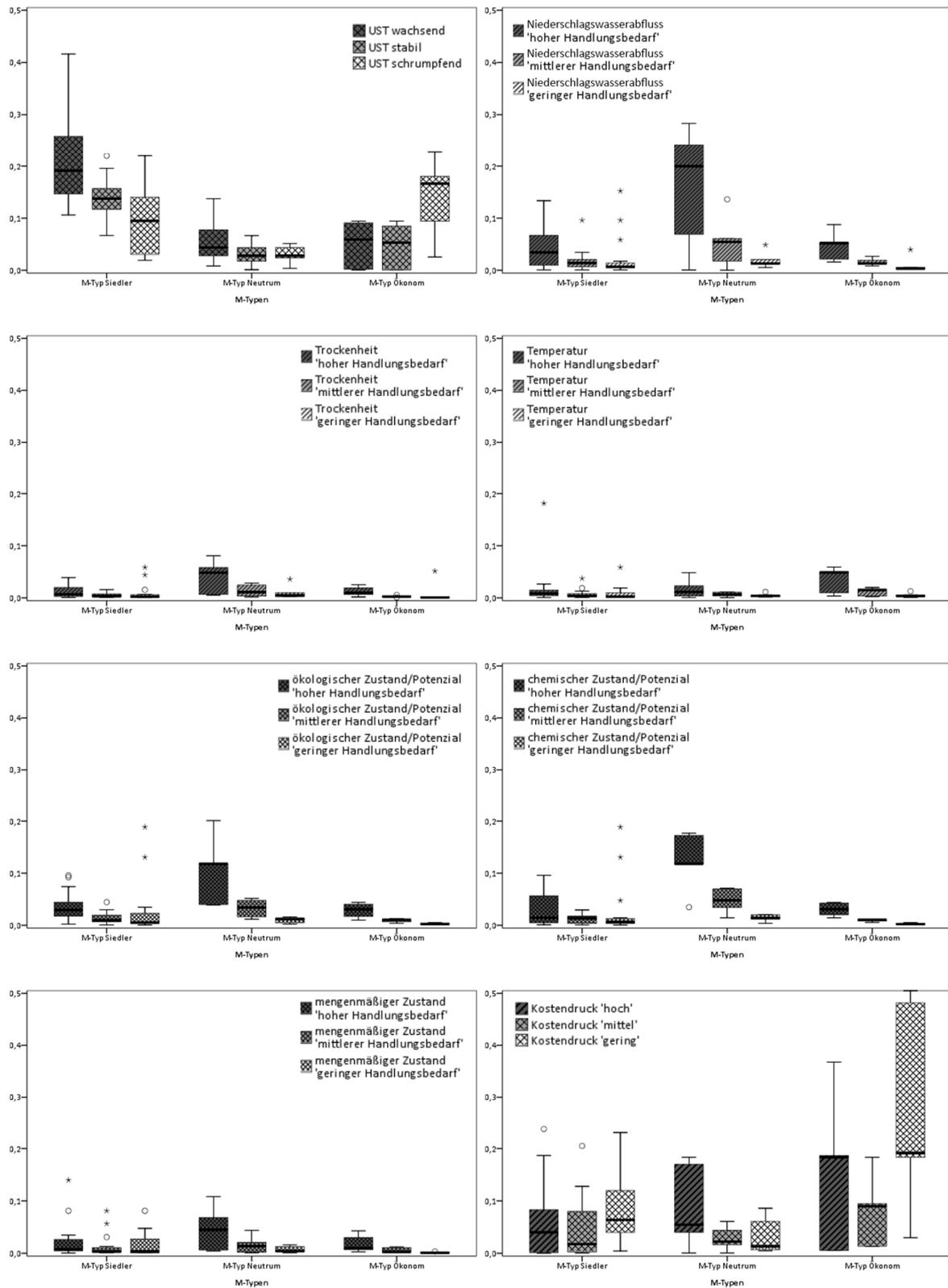


Abb. 5.7: M-Typen und deren bewertungskriterienbezogene Ausprägungen auf der dritten Ebene der Hierarchie

Regenwasserbewirtschaftung in Gebieten mit einer wachsenden siedlungsstrukturellen Entwicklung im Mittel höher ein ($\tilde{x} = 0,19$) als bei einer stabilen ($\tilde{x} = 0,14$) und noch deutlicher als bei einer schrumpfenden Siedlungsstruktur ($\tilde{x} = 0,09$). Bestärkt wird diese Auffälligkeit durch die sich nicht überschneidenden Interquartilsspannweiten der stabilen und schrumpfenden siedlungsstrukturellen Entwicklung. Dagegen sind die Attribute der jeweiligen verbliebenen sieben Bewertungskriterien nahezu gleichwertig, sodass diesbezüglich für den Entscheidungsprozess keine weitere Differenzierung notwendig ist.

- **M-Typ Neutrum:** Im Vergleich zu den beiden anderen M-Typen berücksichtigen die Stakeholder des *M-Types Neutrum* eine hohe Anzahl an Bewertungskriterien. Für sie ist die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung schwerpunktmäßig in Gebieten zu integrieren, die durch Rückstau-, Überstau- und Überflutungsereignisse geprägt sind ($\tilde{x} = 0,27$). Mit einem $IQR = 0,33$ streuen die beobachteten globalen Prioritäten aber vergleichsweise weit um den Median. Weiterhin befürworten sie einen Ausbau von RWB-Maßnahmen in Gebieten, wo ein Anpassungsbedarf der ober- bzw. unterirdischen Gewässer hinsichtlich eines guten ökologischen ($\tilde{x} = 0,16$), chemischen ($\tilde{x} = 0,18$) wie auch mengenmäßigen Zustandes/Potenziales ($\tilde{x} = 0,06$) besteht. Sie sind ebenfalls bestrebt, die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung an der jeweiligen Siedlungsstrukturentwicklung ($\tilde{x} = 0,10$; mit einer nach oben gerichteten ausreißerverdächtigen globalen Priorität) und nach den für die Beseitigung des Niederschlagswassers aufzuwendenden gebietsspezifischen Kosten ($\tilde{x} = 0,09$) auszurichten. Letzteres ist aber durch einen IQR von $0,20$ gekennzeichnet, da die beobachteten globalen Prioritäten vergleichsweise weit auseinander liegen. Neben den bereits genannten Bewertungskriterien sind auch die Gebiete mit zunehmender Trockenheit von Interesse ($\tilde{x} = 0,06$). Demzufolge hat lediglich das Bewertungskriterium *Reaktion auf steigende Temperatur* einen nachrangigen Stellenwert von $\tilde{x} < 0,05$ (Abb. 5.6).

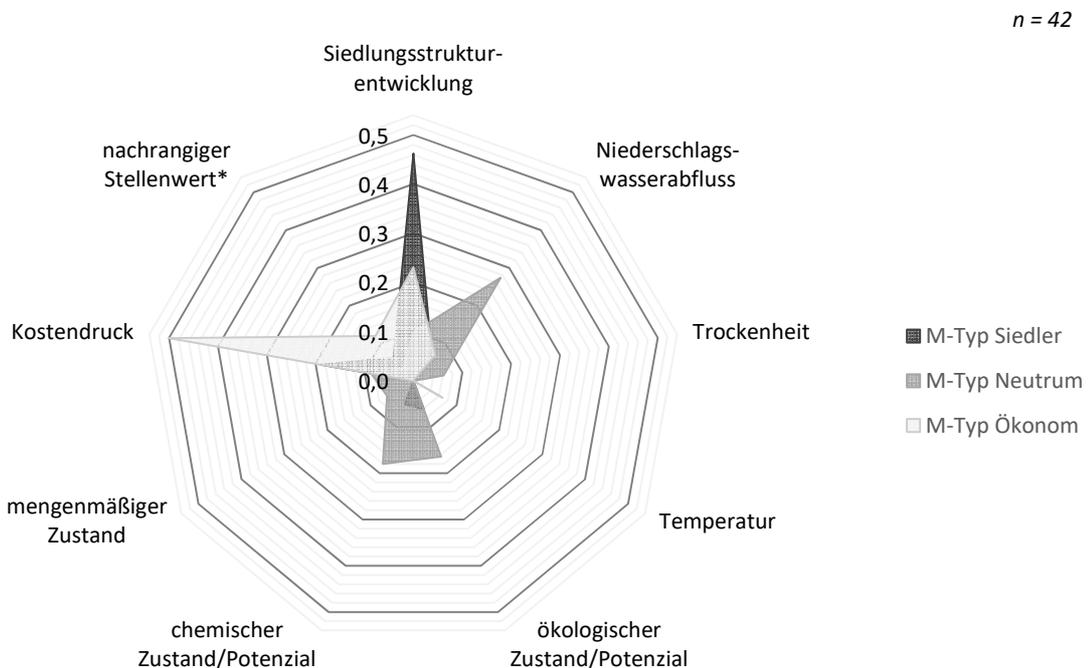
In Bezug auf die Attribute der Bewertungskriterien gibt es einzelne Auffälligkeiten (Abb. 5.7). Dabei wird beim *M-Typ Neutrum* insbesondere der Einsatz von RWB-Maßnahmen präferiert, wo hinsichtlich der Rückstau-, Überstau- und Überflutungsereignisse ein hoher Handlungsbedarf besteht ($\tilde{x} = 0,20$). Gebiete mit mittlerem ($\tilde{x} = 0,05$) und geringerem Handlungsbedarf ($\tilde{x} = 0,01$) stehen dem nachrangig gegenüber. Die Interquartilsspannweiten überschneiden sich lediglich bei den beiden letztgenannten marginal. Dieses Bild spiegelt sich auch bei den Anforderungen an den ökologischen und chemischen Zustand/Potenzial ober- bzw. unterirdischer Gewässer wider. Beim ökologischen Zustand/Potenzial überschneiden sich die Interquartilsspannweiten zwischen dem hohen ($\tilde{x} = 0,12$), mittleren ($\tilde{x} = 0,03$) und geringen Handlungsbedarf ($\tilde{x} = 0,01$) innerhalb eines Gebietes nur geringfügig. Beim chemischen Zustand/Potenzial gibt es zwischen dem hohen ($\tilde{x} = 0,12$), mittleren ($\tilde{x} = 0,05$) und geringen Handlungsbedarf ($\tilde{x} = 0,01$) keine Überschneidung der Interquartilsspannweiten, was den aufgezeigten Unterschied zwischen den Medianen untermauert. Bei den Attributen der fünf verbliebenen Bewertungskriterien sind dagegen keine offensichtlichen Unterschiede zwischen den Medianen und Interquartilsspannweiten festzustellen, sodass diesbezüglich für den Entscheidungsprozess keine weitere Differenzierung auf der Ebene des Gebietes vorliegt.

- **M-Typ Ökonom:** Die Stakeholder des *M-Types Ökonom* schätzen den Nutzen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung am höchsten ein, wo der Kostendruck für die Beseitigung von Niederschlagswasser besonders hoch ist ($\tilde{x} = 0,50$). Überdies sei ein potenzieller Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung möglichst an der Siedlungsstrukturentwicklung ($\tilde{x} = 0,23$), an gebietsspezifischen Rückstau-, Überstau- und Überflutungsereignissen ($\tilde{x} = 0,07$) und an steigenden innerstädtischen Temperaturen ($\tilde{x} = 0,07$) auszurichten. Alle vier verbliebenen Bewertungskriterien (je $\tilde{x} < 0,05$) haben einen nachrangigen Stellenwert. Die Aufsummierung ihrer Mediane ergäbe

eine mittlere globale Priorität von $\tilde{x} = 0,12$, die zwischen dem zweiten und dritten entscheidungsrelevanten Bewertungskriterium läge. Die beobachteten globalen Prioritäten aller Bewertungskriterien des *M-Types Ökonom* liegen vergleichsweise nah beieinander. Dagegen sind zwei Bewertungskriterien durch ausreißerverdächtige globale Prioritäten gekennzeichnet (Abb. 5.6).

Entsprechend der Attribute der Bewertungskriterien zeichnet sich der *M-Typ Ökonom* dadurch aus, dass er die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Gebieten mit einer rückläufigen ($\tilde{x} = 0,17$) noch vor einer wachsenden bzw. stabilen siedlungsstrukturellen Entwicklung ($\tilde{x} = 0,06$ bzw. $0,05$) präferiert. Der dargelegte Unterschied zwischen den Medianen kann untermauert werden, da sich abermals die Interquartilsspannweiten nicht überschneiden. Im Zusammenhang mit dem steigenden Kostendruck würde der *M-Typ Ökonom* RWB-Maßnahmen in Gebieten eher präferieren, wo ein geringerer Kostendruck ($\tilde{x} = 0,19$) besteht. Erst danach wären Gebiete mit hohen ($\tilde{x} = 0,18$) und mittleren finanziellen Aufwendungen für die Beseitigung des Niederschlagswassers ($\tilde{x} = 0,09$) von Interesse. Obwohl die Mediane der beiden präferierten Attribute annähernd gleich sind, besteht gerade einmal eine marginale Überschneidung derer Interquartilsspannweiten. Dagegen gibt es keine Überschneidung der Interquartilsspannweiten in Bezug auf hohe und mittlere finanzielle Aufwendungen für die Beseitigung von Niederschlagswasser, obwohl sich deren Mediane wiederum sichtbar unterscheiden. Alle anderen Attribute zeigen keine Auffälligkeiten, sodass für den Entscheidungsprozess hinsichtlich der sechs verbliebenen Bewertungskriterien keine weitere Differenzierung auf der Ebene des Gebietes vorliegt (Abb. 5.7).

Abb. 5.8 fasst die charakteristischen Ausprägungen der M-Typen basierend auf den mittleren globalen Prioritäten der entscheidungsrelevanten Bewertungskriterien zusammen. Diese grafische Darstellung veranschaulicht, dass fünf zentrale entscheidungsrelevante Bewertungskriterien



* zusammengefasste RW-Bewirtschaftungsziele mit einem nachrangigen Stellenwert

Abb. 5.8: M-Typen und deren charakteristische Ausprägungen basierend auf den mittleren globalen Prioritäten der Bewertungskriterien wie auch deren Häufigkeitsverteilung

vorliegen: Die siedlungsstrukturelle Entwicklung, die Reduktion von Niederschlagswasserabflüssen, die Anforderungen an den ökologischen wie auch chemischen Zustand/Potenzial ober- und unterirdischer Gewässer und die für die Beseitigung des Niederschlagswassers aufzuwendenden gebietspezifischen Kosten. Dagegen sind die verbliebenen drei Bewertungskriterien, Reaktion auf die zunehmende Trockenheit und auf steigende Temperatur sowie Anforderungen an den mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer, für den zugrundeliegenden Entscheidungsprozess von nachrangiger Bedeutung. Ausgehend von einer Grundgesamtheit von 347 Stakeholdern haben 42 und somit 12 % der Stakeholder an der onlinebasierten Befragung teilgenommen. Aufgrund des gewählten Ansatzes zur Bildung der M-Typen, der auf den Datensätzen mit konsistenter und mit inkonsistenten Bewertungen basiert (Kapitel 5.2.2), erfüllten alle 42 Datensätze die für die fortführende analytische Untersuchung erforderlichen statistischen Voraussetzungen. So sind etwas mehr als die Hälfte dieser Stakeholder dem *M-Typ Siedler* und fast ein Viertel jeweils dem *M-Typ Neutrum* und *Ökonom* zugehörig.

5.3 Prüfung der Hypothesen

5.3.1 Zusammenführung des Erklärungsansatzes auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus und der multivariaten Untersuchung und deren Konsequenzen

In einem ersten Schritt wurden sogenannte M-Typen – welche vergleichbare Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder zusammenführen – auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus sowohl theoretisch (Kapitel 5.2.1) als auch statistisch hergeleitet (Kapitel 5.2.2 bis 5.2.4). In einem zweiten Schritt soll die Typenbildung sachlogisch begründet und statistisch gefestigt werden. Da von mehreren motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder ausgegangen wird, sind Ursachen zu analysieren, die für die Bildung der M-Typen – die somit die abhängige Variable darstellen – ausschlaggebend sein können. Entsprechend dem zugrundeliegenden Analyseschema stellen die abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren mit und ohne institutionellen Kontext die unabhängigen Variablen dar, welche eine Wirkung auf die Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung und somit auf die Zuordnung der Stakeholder zu einem konkreten M-Typ ausüben. Stakeholder, die aus Großstädten mit vergleichbaren abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen stammen und/oder vergleichbare kommunale Aufgaben haben, werden vermutlich ausgewählte Bewertungskriterien ähnlich bewerten. Ergo wären sie demselben M-Typ zugehörig. Eine Umsetzung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung würde somit für die Stakeholder eine abwasser- respektive niederschlagswasserbezogene Adaptation darstellen, um die regionalen bzw. lokalen Anforderungen der Abwasserbeseitigung und/oder ihre kommunalen Aufgaben erfüllen zu können. Auf Grundlage des akteurzentrierten Institutionalismus ist zu erwarten, dass auf der einen Seite Zusammenhänge zwischen den M-Typen und den Merkmalsausprägungen bestehen und auf der anderen Seite die Kombination miteinander – insofern sachlogisch begründbar – einen weiteren Erklärungsansatz für die motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder zulässt.

Die doppelte Beschreibung des Analyseschemas anhand des theoretischen Erklärungsansatzes und der darauf aufbauenden statistischen multivariaten Untersuchung soll an dieser Stelle vermieden werden. Letztere bedarf der Ermittlung einer Kontingenz, also der potenziellen Häufigkeit bzw. des Grades der Wahrscheinlichkeit eines gemeinsamen Auftretens der M-Typen und der Merkmalsausprägungen, der für jede Fragestellung einen eigenständigen Hypothesentest fordert. Mithilfe eines solchen Hypothesentests wird die Wahrscheinlichkeit ermittelt, inwieweit das Ergebnis der Untersuchung ein reines Zufallsergebnis ist. Hierbei würde bereits eine hinreichend kleine Wahrscheinlichkeit einen sogenannten systematischen Effekt anzeigen, sodass das Untersuchungsergebnis als nicht zufallsbedingt interpretiert werden kann (vgl. BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 2f). Im Grunde konkretisieren Hypothesen die Forschungsfrage. Im Vergleich zur Forschungsfrage wird bei einer Hypothese von einem Zusammenhang bzw. einer Kontingenz zwischen zwei oder mehreren Variablen ausgegangen. Solch eine Hypothese zeichnet sich dadurch aus, dass sie allgemeingültig, als Konditionalsatz (Bedingungssatz) formuliert und falsifizierbar ist (vgl. DIEKMANN A. 2010: 37, BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 4f, KROMREY H. & STRUCK E. 2000: 42). Demnach stehen die nachfolgenden Hypothesen in Zusammenhang zur übergeordneten Forschungsfrage und beziehen sich auf denselben Gegenstand. Somit dürfen sich Forschungsfrage und Hypothesen nicht gegenseitig widersprechen (vgl.

ebd. 2000: 43), wobei die Hypothesen die Forschungsfrage auch keinesfalls erweitern dürfen (vgl. KEPPLINGER D. & MAIR M. 2016: 3).

Für eine bessere Übersicht wurden die Hypothesentests in gleichartigen Datenblättern festgehalten. Als erstes erfolgte mit der **Motivation** eine kurze Schilderung des möglichen Konfliktes, wobei die abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus in einer kompakten Form wiedergegeben wurden. Im Zusammenhang mit dem Wissensstand zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung wurde schließlich die zu erwartende Kontingenz zwischen der jeweiligen Merkmalsausprägung und den M-Typen wiedergegeben. Für die statistische Untersuchung wurden anschließend die **Nullhypothese** und die **Alternativhypothese** definiert, welche die Annahme der merkmalspezifischen Wahrscheinlichkeitsverteilung bzw. die statistisch und sachlogisch begründete Annahme eines merkmalsprägenden Zusammenhanges zu den M-Typen definiert. Daraufhin wurden Datenblätter um einen **Zwischenschritt** ergänzt, wenn eine vorausgehende Aufbereitung der Datensätze erforderlich war. Im Hinblick auf die zugrundeliegende Stichprobe galt es, die Klassifizierung der Merkmalsausprägungen auf zwei bis vier Klassen zu reduzieren. Bei der **Entscheidung** folgte die Gegenüberstellung der resultierenden statistischen Kennzahlen, welche die Beibehaltung bzw. die Verwerfung der Nullhypothese begründet. Da in Abhängigkeit von der Fragestellung einige Datensätze selektiert oder gewichtet werden mussten, wurde bei allen analytischen Untersuchungen die Anzahl der hinzugezogenen Datensätze (n) mit angegeben. Als nächstes wurde die **Repräsentativität** überprüft (Kapitel 5.1.2) und ob die zugrundeliegenden Datensätze zutreffende Rückschlüsse auf die Grundgesamtheit erlauben. Mit dem **Ergebnis** wurden im letzten Punkt die statistischen Ergebnisse wiedergegeben. Ergänzt wird die textliche Aufarbeitung durch ein Balkendiagramm, das die relative Häufigkeitsverteilung der Grundgesamtheit wie auch der abgegebenen Antworten aufzeigt. Während in Anhang D die Datenblätter aller Merkmalsausprägungen aufgelistet sind, erfolgt in den nachfolgenden Kapiteln 5.3.2 bis 5.3.5 ausschließlich eine zusammenfassende Darstellung aller statistisch auffälligen Ergebnisse. Die Interpretation dieser Ergebnisse erfolgt wiederum in Kapitel 6.

Bei der Wahl geeigneter Tests bestand die Herausforderung darin, dass durch die geringe Anzahl von 42 Datensätzen die grundlegenden Anforderungen an übliche parametrische Tests (vgl. BOHLEY P. 2000: 567ff) nicht erfüllt werden. Zum einen ist bei solch einer kleinen Anzahl an Datensätzen eine normalverteilte und gleichzeitig varianzhomogene Stichprobe nicht oder nur ungenügend gegeben. Zum anderen sind die M-Typen nominalskaliert, während das Skalenniveau der institutionellen und nicht-institutionellen Merkmalsausprägungen entweder nominal-, ordinal- oder intervallskaliert ist. Demzufolge war es erforderlich, die Kontingenzen zwischen den M-Typen und Merkmalsausprägungen mithilfe nichtparametrischer Tests zu untersuchen. Hierbei war insbesondere der statistische Ansatz der **verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben** nützlich (vgl. BROSIUS F. 2013: 859ff, BORTZ J. & DÖRING N. 2006: 56ff, BOHLEY P. 2000: 625ff), dessen Testanwendung auch mithilfe von SPSS erfolgen konnte:

- **Erweiterung des Fishers exakten Tests** bzw. **Freeman-Halton-Tests** (symmetrisches Zusammenhangsmaß): Beschreibt, inwieweit die Varianz der nominal- und/oder ordinalskalierten Merkmalsausprägungen innerhalb der M-Typen mit der Varianz der Stichprobe respektive Grundgesamtheit übereinstimmt. Als Erweiterung des *Fishers exakten Tests* bzw. *exakten χ^2 -Tests* stellt dieser Test im Vergleich zum χ^2 -Unabhängigkeits-Test keine Voraussetzung an den Stichprobenumfang (≥ 60)

und an die erwartete Häufigkeit. Zudem ist es erlaubt, die merkmalspezifische Verteilung auf 2 x 2-Felder wie auch auf k x m-Felder darzustellen.

- **Cramer-V** (symmetrisches Zusammenhangsmaß): Beschreibt die Stärke des Zusammenhangs zwischen den drei nominalskalierten M-Typen und den jeweiligen nominalskalierten Merkmalsausprägungen. Die ursprünglich ordinal- und intervallskalierten Merkmalsausprägungen sind auf das nominale Skalenniveau zu transformieren oder als solche zu interpretieren. Cramer-V erlaubt eine merkmalspezifische Verteilung auf 2 x 2-Felder (entspricht Phi-Koeffizient) wie auch auf k x m-Felder. Als Kontingenzkoeffizient nimmt Cramer-V stets einen Wert zwischen 0 und 1 an, wobei ein Wert von 0 keinem Zusammenhang und ein Wert von 1 einem perfekten Zusammenhang zwischen den M-Typen und der jeweiligen Merkmalsausprägung entspräche. Eine Richtung kann mithilfe des Cramer-V nicht abgeleitet werden.
- **Lambda (λ)** (asymmetrisches Zusammenhangsmaß): Beschreibt ebenfalls die Stärke des Zusammenhangs zwischen den drei nominalskalierten M-Typen und den jeweiligen nominalskalierten Merkmalsausprägungen im Sinne der proportionalen Fehlerreduktion. Lambda ist hinzuzuziehen, wenn eine Merkmalsausprägung zur Vorhersage der M-Typen berücksichtigt werden soll. Analog zum Cramer-V erlaubt Lambda eine merkmalspezifische Verteilung auf 2 x 2-Felder wie auch auf k x m-Felder, wobei die ursprünglich ordinal- und intervallskalierten Merkmalsausprägungen auf das nominale Skalenniveau zu transformieren oder als solche zu interpretieren sind.
- **Irrtumswahrscheinlichkeit** (Fehler 1. Art bzw. α -Fehler und Fehler 2. Art bzw. β -Fehler): Beschreibt die zahlenmäßig ausgedrückte Wahrscheinlichkeit, dass sich das Ergebnis einer statistischen Analyse wesentlich von den realen Werten der Grundgesamtheit unterscheidet. Von einem α -Fehler wird gesprochen, wenn die Nullhypothese im Test abgelehnt wird, obwohl sie in Wahrheit richtig ist. Wenn die Nullhypothese im Test nicht abgelehnt wird, obwohl sie in Wahrheit falsch ist, liegt ein β -Fehler vor.

Mithilfe des Signifikanzniveaus (p) kann der α -Fehler kontrolliert werden. Ein Signifikanzniveau von 1 % (0,01) heißt, dass beim entsprechenden Test ein α -Fehler in maximal 1 % der Fälle zu erwarten ist, sodass ein $p \leq 0,1$ als statistisch geringsignifikant, ein $p \leq 0,05$ als statistisch signifikant und ein $p \leq 0,01$ als statistisch hochsignifikant zu interpretieren ist.

Für die manuelle Berechnung des β -Fehlers muss dagegen die Wahrscheinlichkeitsverteilung für das Prüfmaß in der Grundgesamtheit bekannt sein, sodass an dieser Stelle weder mittels SPSS noch durch eine manuelle Berechnung die Wahrscheinlichkeit für den β -Fehler angegeben werden kann. Demzufolge konnte der β -Fehler nicht für die statistische Untersuchung herangezogen werden.

- **Häufigkeitsverteilung mittels grafischer Darstellung:** Die merkmalspezifischen Häufigkeitsverteilungen werden in Form eines Balkendiagrammes dargestellt.

Angesichts der komplexen räumlichen Gegebenheiten einer jeden Großstadt ist nicht auszuschließen, dass die Bildung der *M-Typen Siedler*, *Neutrum* und *Ökonom* nicht nur von einer, sondern von mehreren Merkmalsausprägungen abhängig ist. Beispielsweise wäre es mit der logistischen Regression möglich, Zusammenhänge zwischen mehreren Merkmalsausprägungen und einem binär differenzierten M-Typ zu testen. Jedoch zeichnet sich die logistische Regression dadurch aus (vgl. BACKHAUS K. *et al.* 2016: 283ff, BROSIUS F. 2013: 610ff), dass zum einen die M-Typen als abhängige Variable nominal skaliert und die Merkmalsausprägungen als unabhängige Variablen metrisch skaliert sein müssen. Zum anderen müssen die kategorial gebildeten Gruppen der Merkmalsausprägungen mindestens 25 Datensätze abbilden (vgl. LÜPSEN H. 2017: 162; UNIVERSITÄT ZÜRICH 2016), sodass

selbst bei einer merkmalsbezogenen Generalisierung auf eine ordinale bis hin zu einer binären Ebene – bei gleichzeitig annähernd metrischen Eigenschaften – diese Anforderung nicht erreicht werden kann. Weitere nichtparametrische Tests stellen wiederum noch höhere Anforderungen an die Struktur der Daten (vgl. LÜPSEN H. 2017: 7ff, BORTZ J. 2008: 56ff), sodass sie für die Daten der vorliegenden Forschungsarbeit nicht in Frage kommen.

5.3.2 Demografische, soziale und wirtschaftliche Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte

Bei keiner der fünf bzw. zehn demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Merkmalsausprägungen (Kapitel 4.3) lieferte die verteilungsfreie Analyse kleiner Stichproben einen statistischen Zusammenhang zu den M-Typen (Tab. 5.6). Im Zusammenhang mit der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung, welche die sechs Entwicklungsindikatoren *Bevölkerungsentwicklung*, *Gesamtwanderungssaldo*, *Entwicklung der Erwerbsfähigen in einem Alter von 20 bis 64 Jahre*, *Entwicklung der sozialversicherungspflichtig Beschäftigten*, *Veränderung der Arbeitslosenquote* und *Entwicklung der Gewerbesteuer* zusammenfasst, erfolgte eine separate statistische Analyse dieser sechs Entwicklungsindikatoren. Unter Anwendung der bivariaten Korrelation nach Spearman-Rho (vgl. BROSIUS F. 2013: 525ff) konnte nachgewiesen werden, dass eine hohe Korrelation zwischen den jeweiligen sechs Entwicklungsindikatoren und der Merkmalsausprägung vorliegt (Anhang D), sodass eine separate verteilungsfreie Analyse kleiner Stichproben zwischen den M-Typen und den Entwicklungsindikatoren nicht erforderlich war.

Die detaillierte analytische Aufarbeitung der fünf Merkmalsausprägungen kann den Datenblättern D.1 bis D.5 (Anhang D) entnommen werden.

Tab. 5.6: Kontingenz zwischen den M-Typen und den demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Merkmalsausprägungen deutscher Großstädte

Merkmalsausprägung		Entscheidung						Repräsentativität				
		Erweiterung des Fishers exakten Tests			Cramer-V		Lambda (λ)		Chi-Quadrat (χ^2)			
		n	Wert	p ¹	Wert	p ²	Wert	p ²	n	Wert	df	p ³
Datenblatt C.1	Altes und Neues Bundesland	42	1,400	0,596	-	-	-	-	77	0,043	2	0,835
Datenblatt C.2	Bundesland	<i>k. A., da Anzahl der zugrundeliegenden Datensätze nicht hinreichend ist</i>						42	15,190	13	0,296	
Datenblatt C.3	Einwohneranzahl (2013)	42	1,233	0,953	-	-	-	-	42	0,162	2	0,922
Datenblatt C.4	Siedlungsstrukturentwicklung (2008 bis 2013)	42	3,048	0,572	-	-	-	-	42	0,211	2	0,900
Datenblatt C.5	Bruttoinlandprodukt (2008 bis 2013)	42	0,295	1,000	-	-	-	-	42	0,381	2	0,537

df... Freiheitsgrade

n... Stichprobe

p¹... exakte Signifikanz (zweiseitig)

p²... näherungsweise Signifikanz

p³... asymptotische Signifikanz

* statistisch geringsignifikant mit $\alpha \leq 0,10$

** statistisch signifikant mit $\alpha \leq 0,05$

*** statistisch hochsignifikant mit $\alpha \leq 0,01$

5.3.3 Klimatische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte

Hinsichtlich der acht klimatischen Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte (Kapitel 4.3) ergab die verteilungsfreie Analyse kleiner Stichproben bei drei Merkmalsausprägungen einen statistischen Zusammenhang zu den M-Typen (Tab. 5.7).

Ausgehend von der differenzierten **jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010** ergaben sich unterschiedliche Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.3). Entsprechend des Wissensstandes wird angenommen, dass Stakeholder aus Großstädten mit höheren temperaturbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser steigende Temperatur am stärksten berücksichtigt. Es wurde daher überprüft, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit von der großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010 unterscheidet.

- **Nullhypothese:** Die Stakeholder aus den kühleren und wärmeren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur von 1981 bis 2010 gibt es keinen Zusammenhang.
- **Alternativhypothese:** Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den kühleren und wärmeren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur von 1981 bis 2010 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).
- **Entscheidung:** Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,059 \leq 0,1$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,394 mit $p = 0,038 \leq 0,05$ beschrieben werden. Ebenfalls ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda mit $\lambda = 0,316$ und einer $p = 0,047 \leq 0,05$ zurate zu ziehen.
- **Repräsentativität:** Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,079$ mit $p = 0,779 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Im Rahmen der onlinebasierten Befragung ist die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung der jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010 mit der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind Stakeholder aus den kühleren (45 %) und wärmeren Großstädten (55 %) gleichermaßen vertreten. Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein schwacher statistischer und gleichzeitig geringsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010. Stakeholder aus kühleren Großstädten sind häufiger dem *M-Typ Neutrum* zuzuordnen, während die anderen beiden M-Typen seltener vertreten sind. Die Zuordnung der M-Typen in Großstädten mit einer höheren jährlichen mittleren Temperatur ist umgekehrt (Abb. 5.9). Ausgehend von Lambda lässt sich anhand der zugrundeliegenden Merkmalsausprägung der M-Typ mit 31 %iger Sicherheit statistisch vorhersagen.

Im Weiteren werden sich aufgrund der erwarteten **jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050** in den Großstädten differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung ergeben (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass Stakeholder aus Großstädten mit erwarteten höheren temperaturbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine steigende Temperaturentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es

soll daher überprüft werden, ob sich die Zuordnung zu M-Typen in Abhängigkeit von der erwarteten jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 unterscheidet.

- **Nullhypothese:** Die Stakeholder aus den erwarteten kühleren und wärmeren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 gibt es keinen Zusammenhang.
- **Alternativhypothese:** Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den erwarteten kühleren und wärmeren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).
- **Entscheidung:** Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,051 \leq 0,1$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch $Cramer-V = 0,310$ mit $p = 0,088 \leq 0,1$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda nicht zurate zu ziehen. Die Berechnung ist in diesem Fall nicht möglich, da der asymptotische Standardfehler gleich null ist.
- **Repräsentativität:** Da $\chi^2(2, n = 42) = 1,210$ mit $p = 0,546 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Unter Einbeziehung der zugrundeliegenden Datensätze entspricht die Häufigkeitsverteilung der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 in der Stichprobe statistisch gesehen der Verteilung in der Grundgesamtheit. Stakeholder aus den wärmeren Großstädten (81 %) sind am häufigsten vertreten. Der Anteil der kühleren Großstädte (14 %) und der sehr warmen Großstädte (5 %) liegt darunter. Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein schwacher statistischer und gleichzeitig geringsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der erwarteten jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung sind Stakeholder aus kühleren Großstädten häufiger dem *M-Typ Neutrum* zugeordnet, während die anderen beiden M-Typen seltener vertreten sind. Die Zuordnung der M-Typen in Großstädten mit einer höheren jährlichen mittleren Temperatur ist umgekehrt. Letzteres scheint – trotz geringer Anzahl zugrundeliegender Datensätze – auch für die Großstädte mit der höchsten zu erwartenden jährlichen mittleren Temperatur zuzutreffen (Abb. 5.9).

Auch werden sich aus der erwarteten **jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050** zwischen den Großstädten differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung ergeben (Kapitel 2.3). Es ist naheliegend, dass Stakeholder aus Großstädten mit erwarteten höheren trockenheitsbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zuzuordnen sind, da dieser zunehmende Trockenheit am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Zuordnung zu M-Typen in Abhängigkeit von der großstädtischen erwarteten jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 unterscheidet.

- **Nullhypothese:** Die Stakeholder aus den erwarteten trockeneren und feuchteren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 gibt es keinen Zusammenhang.
- **Alternativhypothese:** Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den erwarteten trockeneren und feuchteren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und der

erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

- **Entscheidung:** Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,007 \leq 0,01$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,471 mit $p = 0,009 \leq 0,01$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß *Lambda* nicht zurate zu ziehen. Die Berechnung ist in diesem Fall nicht möglich, da der asymptotische Standardfehler gleich null ist.
- **Repräsentativität:** Da $\chi^2(1, n = 77) = 0,235$ mit $p = 0,628 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheidet.

Die Häufigkeitsverteilung zur erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 in der Stichprobe ist statistisch mit der Verteilung in der Grundgesamtheit vergleichbar. Letztlich sind Stakeholder aus Großstädten mit einer rückläufigen Anzahl an Trockenperioden um bis zu eine Periode (86 %) am häufigsten vertreten. Der Anteil der Stakeholder aus Großstädten, wo ein Anstieg der Trockenperioden um bis zu eine Periode zu erwarten ist (14 %), ist niedriger. Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein mittlerer statistischer und gleichzeitig hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung sind Stakeholder aus erwarteten trockeneren Großstädten häufiger dem *M-Typ Siedler* und seltener dem *M-Typ Neutrum* zuzuordnen. Demgegenüber ist die Zuordnung zu den M-Typen in den erwarteten feuchteren Großstädten umgekehrt (Abb. 5.9).

Die detaillierte analytische Aufarbeitung dieser drei und der verbliebenen fünf Merkmalsausprägungen kann den Datenblättern D.6 bis D.13 (Anhang D) entnommen werden.

Tab. 5.7: Kontingenz zwischen den M-Typen und den klimatische Merkmalsausprägungen deutscher Großstädte

Merkmalsausprägung		Entscheidung						Repräsentativität				
		Erweiterung des Fishers exakten Tests			Cramer-V		Lambda (λ)		Chi-Quadrat (χ^2)			
		n	Wert	p ¹	Wert	p ²	Wert	p ²	n	Wert	df	p ³
Datenblatt C.6	jährl. mittl. Temperatur (1981 bis 2010)	42	6,268	0,059*	0,394	0,038**	0,316	0,047**	42	0,079	1	0,779
Datenblatt C.7	jährl. mittl. Niederschlag (1981 bis 2010)	42	1,350	1,000	-	-	-	-	42	2,338	2	0,311
Datenblatt C.8	jährl. mittl. Starkniederschlag (1981 bis 2010)	42	1,960	0,869	-	-	-	-	42	0,708	2	0,702
Datenblatt C.9	jährl. mittl. ungewönl. Trockenperiode (1981 bis 2010)	42	0,840	0,662	-	-	-	-	42	0,028	1	0,662
Datenblatt C.10	jährl. mittl. Temperatur (2021 bis 2050)	42	7,007	0,051*	0,310	0,088*	<i>k. A., da asym. Standardfehler gleich null</i>		42	1,210	2	0,546
Datenblatt C.11	jährl. mittl. Starkniederschlag (2021 bis 2050)	42	0,919	0,963	-	-	-	-	42	1,622	2	0,444
Datenblatt C.12	jährl. mittl. Trockenperiode (2021 bis 2050)	42	9,204	0,007***	0,471	0,009***	<i>k. A., da asym. Standardfehler gleich null</i>		42	0,235	1	0,628
Datenblatt C.13	jährl. längste Trockenperiode (2021 bis 2050)	42	0,895	0,771	-	-	-	-	42	1,886	1	0,170

df... Freiheitsgrade

n... Stichprobe

p¹... exakte Signifikanz (zweiseitig)

p²... näherungsweise Signifikanz

p³... asymptotische Signifikanz

* statistisch geringsignifikant mit $\alpha \leq 0,10$

** statistisch signifikant mit $\alpha \leq 0,05$

*** statistisch hochsignifikant mit $\alpha \leq 0,01$

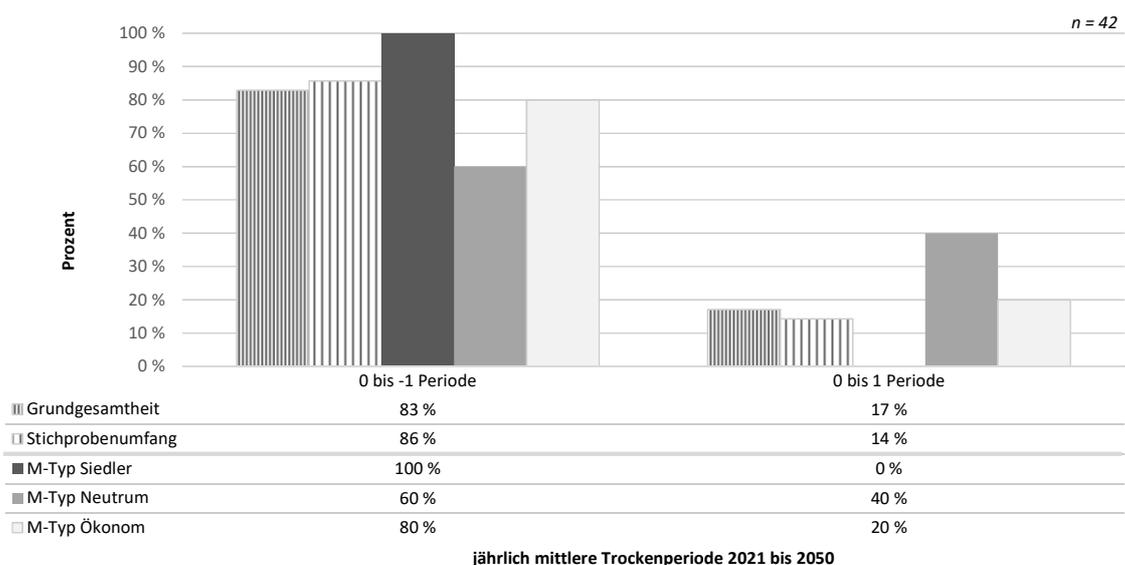
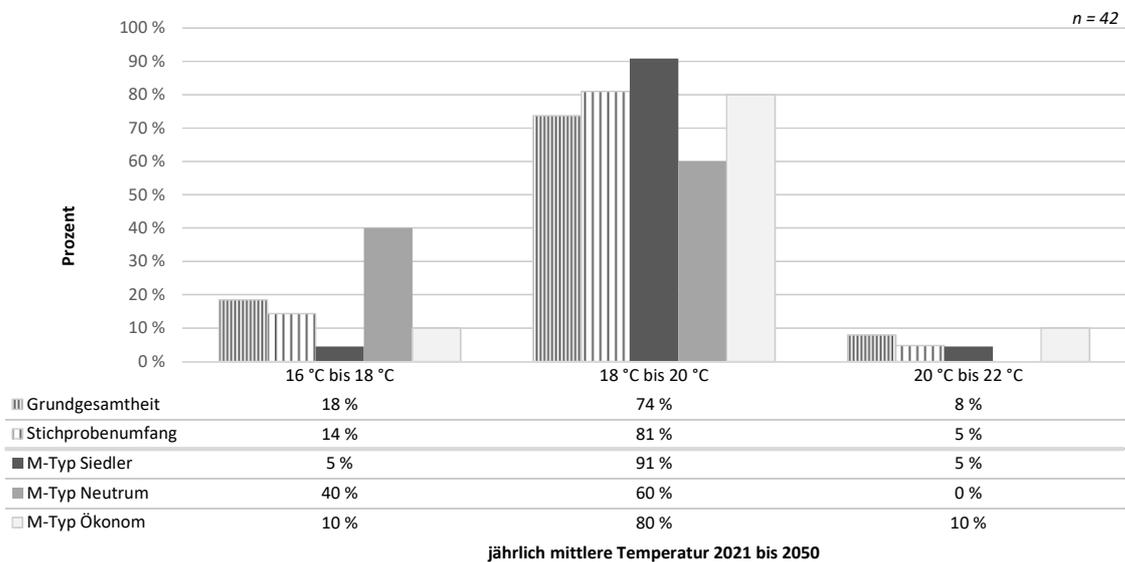
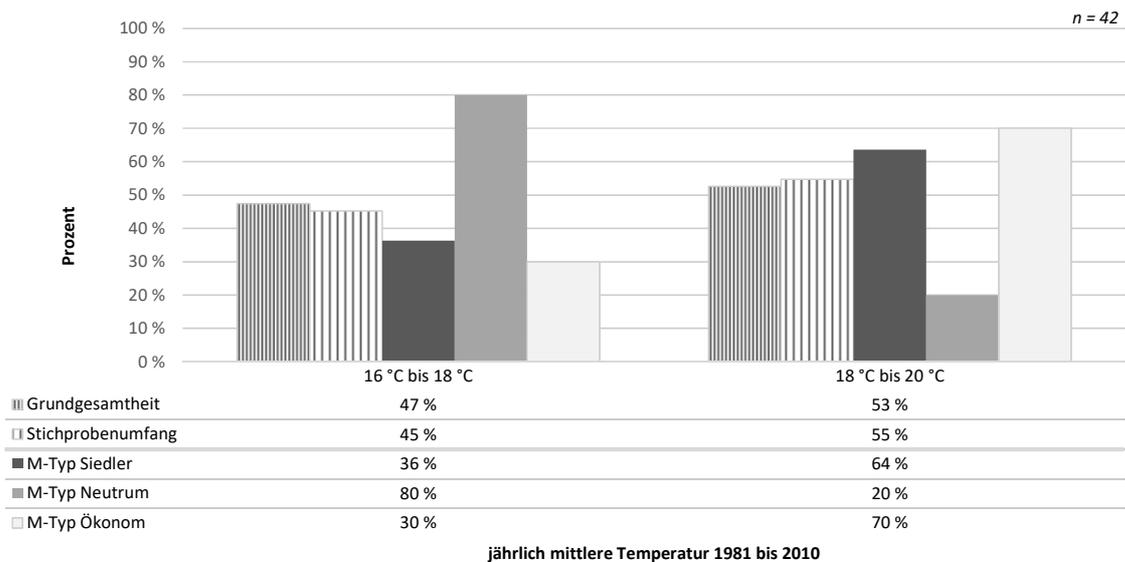


Abb. 5.9: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 1981 bis 2010 (oben), jährlichen mittleren Temperatur 2021 bis 2050 (mittig) und jährlicher mittlerer Trockenperiode 2021 bis 2050 (unten)

5.3.4 Niederschlagswasserspezifische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte

In Bezug auf die dreizehn niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte (Kapitel 4.3) wurde mithilfe der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben bei einer Merkmalsausprägung ein statistischer Zusammenhang zu den M-Typen nachgewiesen (Tab. 5.8).

Ausgehend von ihrer Zugehörigkeit zu **Naturräumen 1. Ordnung** ergeben sich für Großstädte differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.4). Es wird angenommen, dass Stakeholder mit derselben naturraumbezogenen Herkunft die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es wurde daher überprüft, ob sich die Verteilung der M-Typen in Abhängigkeit vom großstädtischen Naturraum 1. Ordnung ergibt:

- **Nullhypothese:** Die Stakeholder aus den Alpen, dem Alpenvorland, Mittelgebirge und Norddeutschen Tiefland kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung gibt es keinen Zusammenhang.
- **Alternativhypothese:** Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den Alpen, dem Alpenvorland, Mittelgebirge und Norddeutschen Tiefland bzw. zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).
- **Entscheidung:** Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,050 \leq 0,05$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,375 mit $p = 0,018 \leq 0,05$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda mit $\lambda = 0,095$ und einer $p = 0,525 > 0,1$ nicht zurate zu ziehen.
- **Repräsentativität:** Da $\chi^2(2, n = 42) = 1,112$ mit $p = 0,574 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Die Häufigkeitsverteilung des Naturraumes 1. Ordnung in der Stichprobe ist mit der der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Die Hälfte der Stakeholder kommt aus dem Norddeutschen Tiefland (50 %), gefolgt von Stakeholdern aus dem Mittelgebirgsland (43 %) und dem Alpenvorland (7 %). Zum Zeitpunkt der Untersuchung gab es keine Großstadt im zur Bundesrepublik Deutschland gehörigen Teil der Alpen. Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein schwacher statistischer und gleichzeitig signifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung sind Stakeholder aus dem Alpenvorland ausschließlich dem *M-Typ Neutrum* zuzuordnen. Demgegenüber ist im Mittelgebirgsland der *M-Typ Neutrum* seltener, der *M-Typ Ökonom* häufiger vertreten. Im Norddeutschen Tiefland ist die Häufigkeitsverteilung wiederum verhältnismäßig ausgeglichen (Abb. 5.10).

Die detaillierte analytische Aufarbeitung dieser einen und der verbliebenen zwölf Merkmalsausprägungen kann den Datenblättern D.14 bis D.24 (Anhang D) entnommen werden.

Tab. 5.8: Kontingenz zwischen den M-Typen und niederschlagswasserspezifischen Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte

Merkmalsausprägung		Entscheidung						Repräsentativität				
		Erweiterung des Fishers exakten Tests			Cramer-V		Lambda (λ)		Chi-Quadrat (χ²)			
		n	Wert	p ¹	Wert	p ²	Wert	p ²	n	Wert	df	p ³
Datenblatt C.14	Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung	42	0,629	0,756	-	-	-	-	42	0,084	1	0,772
Datenblatt C.15	Leitbild inkl. naturnaher Regenwasserbewirtschaftung	35	4,612	0,126	-	-	-	-	35	0,708	1	0,212
Datenblatt C.16	Art des Entwässerungssystems	42	0,453	0,897	-	-	-	-	42	0,032	1	0,859
Datenblatt C.17	Naturraum 1. Ordnung	42	8,382	0,050**	0,375	0,018**	0,095	0,525	42	1,112	2	0,574
Datenblatt C.18	ökologischer Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer (2015)	42	2,210	0,732	-	-	-	-	42	2,114	2	0,348
Datenblatt C.19	chemischer Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer (2015)	42	5,580	0,502	-	-	-	-	42	3,891	3	0,273
Datenblatt C.20	chemischer Zustand unterirdischer Gewässer (2015)	42	2,075	0,964	-	-	-	-	42	4,532	3	0,209
Datenblatt C.21	mengenmäßiger Zustand unterirdischer Gewässer (2015)	42	2,022	0,518	-	-	-	-	42	1,168	1	0,280
Datenblatt C.22	Niederschlagswassergebühr (2015)	42	2,810	0,263	-	-	-	-	42	1,458	1	0,227
Datenblatt C.23	Schmutzwassergebühr (2015)	42	0,215	1,000	-	-	-	-	42	0,348	1	0,555
Datenblatt C.24	Anteil Mischwassersystem am ges. Entwässerungssystem (2015)	42	4,468	0,326	-	-	-	-	k. A., da Grundgesamtheit nicht bekannt			
Datenblatt C.25	Anteil naturnaher RWB im Mischwassersystem (2015)	42	6,508	0,159	-	-	-	-	k. A., da Grundgesamtheit nicht bekannt			
Datenblatt C.26	Anteil Regenwasser-Abkopplungspotenzial (2015)	42	4,039	0,411	-	-	-	-	k. A., da Grundgesamtheit nicht bekannt			

df... Freiheitsgrade
 n... Stichprobe
 p¹... exakte Signifikanz (zweiseitig)
 p²... näherungsweise Signifikanz
 p³... asymptotische Signifikanz

* statistisch geringsignifikant mit α ≤ 0,10
 ** statistisch signifikant mit α ≤ 0,05
 *** statistisch hochsignifikant mit α ≤ 0,01

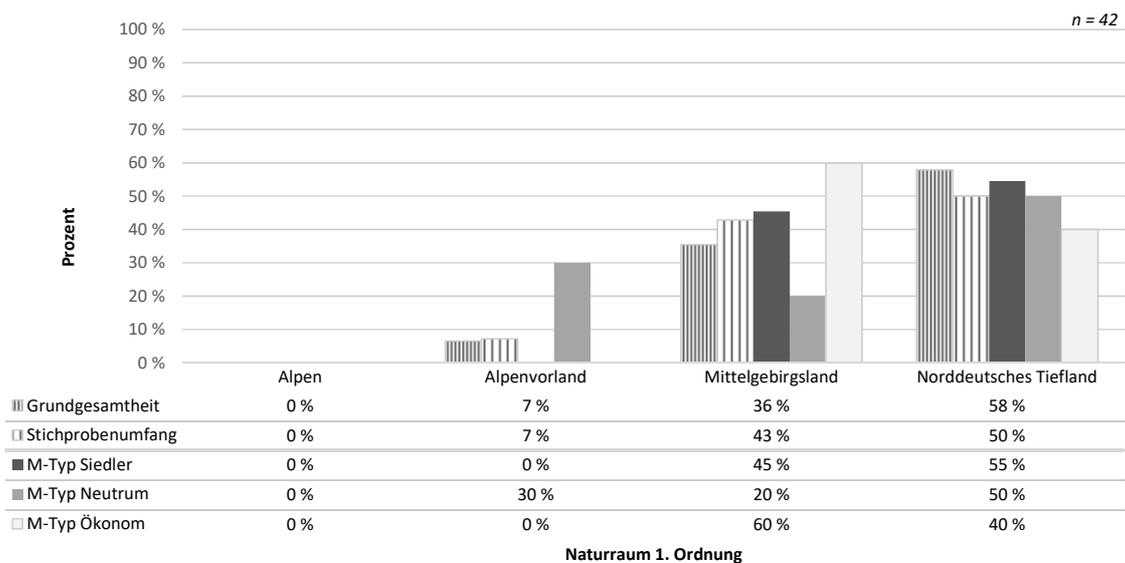


Abb. 5.10: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Naturraum 1. Ordnung

5.3.5 Handlungsorientierung und soziodemografische Merkmale der Stakeholder

Neben den räumlichen Gegebenheiten (Kapitel 5.3.2 bis 5.3.4) ergab die verteilungsfreie Analyse kleiner Stichproben bei der Handlungsorientierung der Stakeholder (Kapitel 3.1.4) einen statistischen Zusammenhang zu den M-Typen. Ergänzend wurden zwei soziodemografische Merkmale der Stakeholder untersucht, wobei einer davon ebenfalls einen statistischen Zusammenhang gegenüber den M-Typen ausweist (Tab. 5.9).

Je nach **Stellung der Stakeholder in der Kommune** ergeben sich differenzierte Interessensgruppen (Kapitel 2.1.5), sodass Stakeholder mit derselben Stellung wahrscheinlich die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Für die Auswertung wurden das Amt für Umweltplanung und das Amt für Wasserwirtschaft zur Kategorie Amt für Umwelt/Wasser zusammengefasst. Entsprechend des Wissenstandes wird angenommen, dass Vertreter der Stadt- und Landschaftsplanung dem *M-Typ Siedler* zuzuordnen sind, welcher im Vergleich zu den anderen M-Typen die siedlungsstrukturelle Entwicklung stärker berücksichtigt. Die Präferenzen der Stakeholder des Amtes für Umwelt/Wasser müssten somit eher zum dem *M-Typ Neutrum* gehören, da dieser die klimatischen und niederschlagswasserspezifischen Bewertungskriterien höher bewertet. Dagegen wird angenommen, dass Aufgabenträger am ehesten zum *M-Typ Ökonom* gehören. Vertreter aus Fachausschuss/-gremium – die fachübergreifende Belange vereinen – sind wiederum im *M-Typ Neutrum* zu erwarten, da dieser die Bewertungskriterien am ausgeglichtesten berücksichtigt.

Jedoch war für diese statistische Untersuchung vorab ein Zwischenschritt vorzunehmen. Am häufigsten nahmen an der onlinebasierten Befragung Aufgabenträger (50 %) teil. Vertreter aus dem Amt für Umwelt/Wasser (38 %) sind am zweithäufigsten vertreten. Die Teilnahme von Stadt- und Landschaftsplanern (10 %) und Angehörige des Fachausschusses/-gremiums (2 %) war niedriger (Abb. 5.11). Da sich die Häufigkeitsverteilung in der Stichprobe der Grundgesamtheit – deren Häufigkeitsverteilung mit Ausnahme der Zusammenführung zweier Ämter zum Amt für Umwelt/Wasser ausgewogen ist – angesichts eines $\chi^2(3, n = 42) = 25,494$ mit $p = 0,000 \leq 0,01$ hochsignifikant unterscheidet, bedurfte es eines Gewichtungsfaktors für die erhobenen Datensätze (vgl. ebd. 2013: 652). Hierbei waren die zugrundeliegenden 42 Datensätze in Abhängigkeit von ihrer kommunalen Zugehörigkeit mit einem Gewichtungsfaktor zu multiplizieren. Der Gewichtungsfaktor ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen Soll- und Istzustand. In diesem Fall wurde darauf Wert gelegt, dass keiner der Datensätze durch einen Gewichtungsfaktor kleiner eins abgemildert worden wäre. Eine Ausnahme galt es beim Fachausschuss/-gremium vorzunehmen, dessen Merkmalsausprägungen elffach in die weiterführende statistische Untersuchung eingehen würden. Auch wenn hierbei die Stichprobe mathematisch exakt an die Grundgesamtheit angepasst wäre, würden diese Ergebnisse wahrscheinlich nicht der Realität entsprechen und zu einer Verzerrung der Werte führen. Aus diesem Grund wurde der Datensatz des Fachausschusses/-gremiums entfernt. Auf der Grundlage der neuen Häufigkeitsverteilung mit 51 % Aufgabenträgern und 39 % Stakeholdern des Amtes für Umwelt/Wasser sowie 10 % Stadt- und Landschaftsplanern ergab sich folgende Gewichtung:

- **Fachausschuss/-gremium:** Gewichtungsfaktor = 0, Datensatz wurde entfernt;
- **Amt für Stadt- und Landschaftsplanung:** Gewichtungsfaktor = $5,6 \left(\frac{\text{Sollzustand } 27\%}{\text{Istzustand } 10\%} \times 2 \right)$, die entsprechenden Datensätze werden um das Fünfeinhalbfache berücksichtigt;

- **Amt für Wasser und Umwelt:** Gewichtungsfaktor = $2,3 \left(\frac{\text{Sollzustand } 45 \%}{\text{Istzustand } 39 \%} \times 2 \right)$, die entsprechenden Datensätze werden um nahezu das Zweieinhalbfache berücksichtigt und
- **Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung:** Gewichtungsfaktor = $1,1 \left(\frac{\text{Sollzustand } 27 \%}{\text{Istzustand } 51 \%} \times 2 \right)$, die entsprechenden Datensätze bleiben nahezu ungewichtet.

In Folge der Gewichtung entspricht die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe der Grundgesamtheit. Somit sind die Stakeholder des Amtes für Umwelt/Wasser (47 %) am häufigsten vertreten, während die beiden anderen kommunalen Stellungen (jeweils 27 %) gleichhäufig vorkommen (Abb. 5.11). Da SPSS die Gewichtung für jede Berechnung individuell ausführt und die Ergebnisse auf ganzzahlige Fälle rundet, kann sich im Laufe der verteilungsfreien Analyse die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung in Abhängigkeit vom merkmalspezifischen Differenzierungsgrad marginal unterscheiden. An dieser Stelle sei noch einmal betont, dass die Gewichtung ausschließlich für die verteilungsfreien Analysen differenziert nach der kommunalen Stellung der Stakeholder zur Anwendung kommt. Letztlich konnte auf dieser Weise überprüft werden, ob sich die Zuordnung der M-Typen in Abhängigkeit von der kommunalen Stellung der Stakeholder unterscheidet.

- **Nullhypothese:** Die verschiedenen kommunalen Stellungen der Stakeholder kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der kommunalen Stellung der Stakeholder gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der kommunalen Stellung der Stakeholder bzw. zwischen den M-Typen und der kommunalen Stellung der Stakeholder besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,000 \leq 0,01$ ($n = 83$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch $Cramer-V = 0,428$ mit $p = 0,000 \leq 0,01$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda mit $\lambda = 0,178$ und einer $p = 0,299 > 0,1$ nicht zurate zu ziehen.

- **Repräsentativität:** Da $\chi^2(2, n = 77) = 0,638$ mit $p = 0,727 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Nach der Gewichtung der Datensätze ist die Häufigkeitsverteilung der kommunalen Stellung der Stakeholder in der Stichprobe mit der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind etwas weniger als die Hälfte der Stakeholder dem Amt für Umwelt/Wasser (45 %) zugehörig, während die beiden anderen kommunalen Stellungen (jeweils 27 %) gleichhäufig vorkommen. Es ergibt sich aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ein mittlerer statistischer und gleichzeitig hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der kommunalen Stellung der Stakeholder. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung sind die Stadt- und Landschaftsplaner häufiger dem M-Typ *Ökonom* zuzuordnen und nicht den M-Typ *Neutrum*. Dagegen gehören die Stakeholder des Amtes für Umwelt/Wasser vergleichsweise häufig dem M-Typ *Neutrum* an, während die Häufigkeitsverteilung der beiden anderen M-Typen jeweils dem Erwartungswert ähnelt. Weiterhin ist zu erkennen, dass beim M-Typ *Siedler* Aufgabenträger häufiger als erwartet vertreten sind, beim M-Typ *Ökonom* dagegen seltener (Abb. 5.11).

Außerdem unterscheiden sich je nach **Alter der Stakeholder** einerseits die individuellen Erfahrungen und andererseits Ausbildung und Werdegang. Darauf aufbauend wird angenommen, dass Stakeholder desselben Alters die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es wurde daher überprüft, ob sich die Zuordnung zu M-Typen in Abhängigkeit vom Alter ergibt:

- **Nullhypothese:** Die Stakeholder mit derselben Altersstruktur kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der stakeholderbezogenen Altersstruktur gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich zwischen den Stakeholdern mit derselben Altersstruktur bzw. zwischen den M-Typen und der stakeholderbezogenen Altersstruktur besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,027 \leq 0,05$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,416 mit $p = 0,046 \leq 0,05$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß *Lambda* nicht zurate zu ziehen. Die Berechnung ist in diesem Fall nicht möglich, da der asymptotische Standardfehler gleich null ist.

- **Repräsentativität:** Entfällt, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist und diese auch nicht abgeleitet werden kann. Obwohl die vollständige Altersstruktur innerhalb der untersuchungsrelevanten Fachbereiche unbekannt ist, nähert sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe zumindest die der allgemeingültigen Bevölkerungspyramide an.

Letztlich hat der größte Teil der befragten Stakeholder ein Alter von 40 Jahren oder mehr (86 %) erreicht, während die verbliebenen Stakeholder jünger als 40 Jahre (14 %) sind. Zur Grundgesamtheit kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden, da die Altersstruktur der Grundgesamtheit nicht bekannt ist. Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein mittlerer statistischer und gleichzeitig signifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und dem Alter der Stakeholder. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung sind die jüngeren Stakeholder eher dem den *M-Typ Neutrum* zuzuordnen, seltener den anderen beiden M-Typen. Demgegenüber ist die Zuordnung der älteren Stakeholder zu den M-Typen umgekehrt (Abb. 5.11).

Die detaillierte analytische Aufarbeitung dieser beiden und der einen verbliebenen Merkmalsausprägungen kann den Datenblättern D.27 bis D.29 (Anhang D) entnommen werden.

Tab. 5.9: Kontingenz zwischen den M-Typen und Handlungsorientierung wie auch soziodemografischen Merkmalen der Stakeholder

Merkmalsausprägung		Entscheidung						Repräsentativität				
		Erweiterung des Fishers exakten Tests			Cramer-V		Lambda (λ)		Chi-Quadrat (χ^2)			
		n	Wert	p^1	Wert	p^2	Wert	p^2	n	Wert	df	p^3
Datenblatt C.27	kommunale Stellung der Stakeholder	83	31,512	0,000***	0,428	0,000***	0,178	0,299	77	0,638	2	0,727
Datenblatt C.28	Geschlecht der Stakeholder	42	2,386	0,343	-	-	-	-	k. A., da Grundgesamtheit nicht bekannt			
Datenblatt C.29	Alter der Stakeholder	42	6,030	0,027**	0,416	0,046**	k. A., da asym. Standardfehler gleich null		k. A., da Grundgesamtheit nicht bekannt			

df... Freiheitsgrade

n... Stichprobe

p^1 ... exakte Signifikanz (zweiseitig)

p^2 ... näherungsweise Signifikanz

p^3 ... asymptotische Signifikanz

* statistisch geringsignifikant mit $\alpha \leq 0,10$

** statistisch signifikant mit $\alpha \leq 0,05$

*** statistisch hochsignifikant mit $\alpha \leq 0,01$

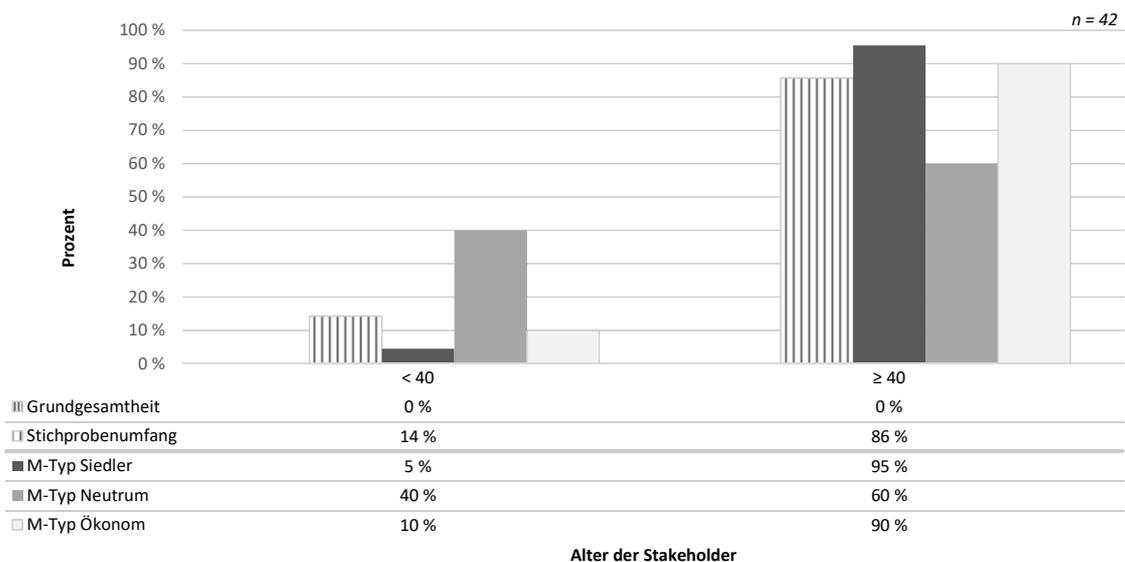
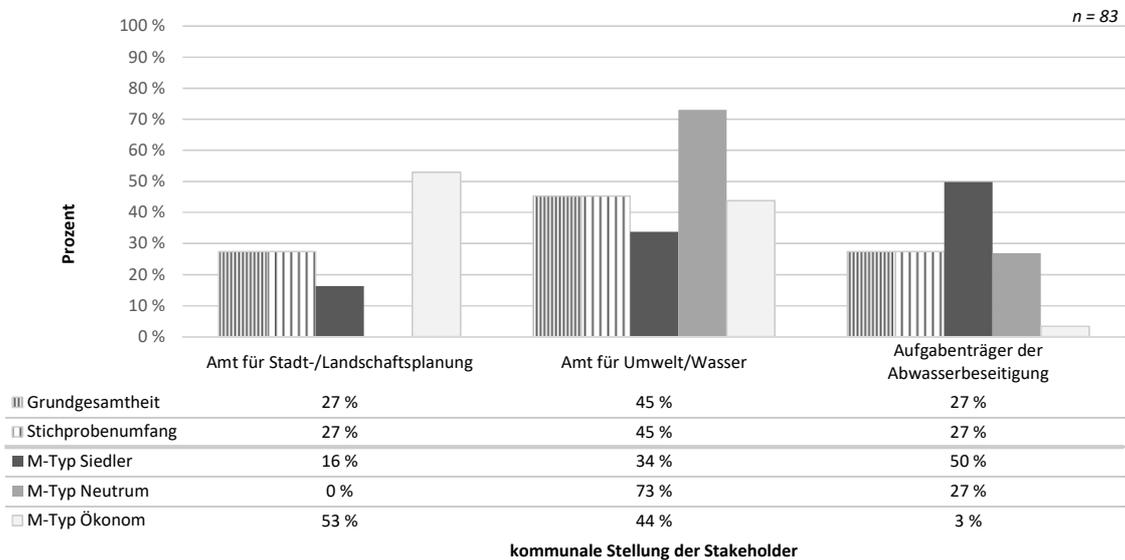
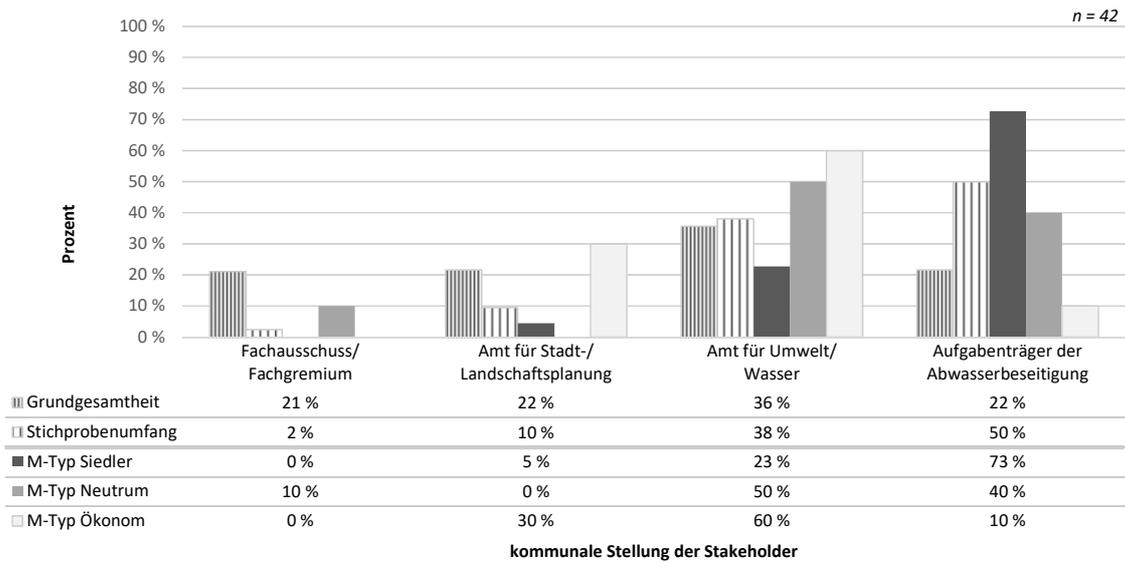


Abb. 5.11: Häufigkeitsverteilung der M-Typen nach kommunaler Stellung der Stakeholder ungewichtet (oben) und gewichtet (mittig) sowie Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Alter der Stakeholder (unten)

5.3.6 Unberücksichtigte Informationen

Im Rahmen der onlinebasierten Befragung hatten die Stakeholder die Möglichkeit, für den zugrundeliegenden Entscheidungsprozess weitere bzw. bisher nicht berücksichtigte entscheidungsrelevante Informationen zu nennen (Tab. 5.10). Zur Bestimmung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung wären auch die Verfügbarkeit von Flächen für RWB-Maßnahmen hinzuzuziehen (dreifache Nennung). Zudem seien die für die Integration der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung erforderlichen Flächen bewertungsrelevant (zweifache Nennung). Im Hinblick auf den Gewässerschutz würden auch die

Tab. 5.10: Ergänzende Informationen zur Bestimmung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf der Teileinzugsgebietsebene

Bezeichnung (übergeordnet)	Bezeichnung (Angaben der Stakeholder)	Anzahl
Altlasten	Altlastenproblematik	1
Auslastung bestehender Infrastruktur	Auslastung der bestehenden Infrastruktur	1
Auswirkungen auf bestehende Infrastruktur	Auswirkungen auf das im Mischsystem verbleibende Netz durch Abkopplungsmaßnahmen (Kanalablagerungen, Schmutzfrachtausstrag/-bilanz, Geruchsbelästigungen)	1
Flächenbedarf	Flächenbedarf; Platzbedarf	2
Flächenverfügbarkeit	Freiflächenangebot; vorhandene Fläche; Flächenverfügbarkeit	3
Geologie	geologische Verhältnisse	1
Gesetzliche Vorgaben	Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben	1
Gewässerschutz (hydraulisch und stofflich)	Sicherheit der Systeme sowohl aus hydraulischer Sicht als auch aus stofflicher Sicht im Hinblick auf den Gewässerschutz	2
Herkunftsfläche des Niederschlagswassers	verschmutztes Niederschlagswasser - Vorbehandlung erforderlich?	1
Individualität	Schematisierte Antworten gibt es nicht, es muss immer aus der Situation heraus die optimale - lokale - Lösung unter Berücksichtigung der Gesamtsituation gefunden werden. Diese ist von so vielen Faktoren (räumliche Gegebenheiten, topographische Situation, Alternativen, Vulnerabilität des Systems etc.) abhängig, dass hier Fachwissen, Erfahrung und Beispiele aus der Praxis unumgänglich sind.	1
Morphologie	Morphologie	1
öffentliche/private RWB-Maßnahmen	Frage nach öffentlichen oder privaten (auf den privaten Grundstücken) Anlagen zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung	1
Topografie	topographische Kriterien	1
keine Angaben	-	36

Frage A Sind aus Ihrer Sicht für die Bestimmung des Beitrages der Regenwasserbewirtschaftung auf der Ebene des Teileinzugsgebietes noch weitere über- oder untergeordnete RW-Bewirtschaftungsziele sowie Attribute erforderlich?

Hydraulik und der Stoffeintrag eine entscheidungsrelevante Rolle spielen (zweifache Nennung). In Bezug auf die naturräumliche Gliederung sind auch die topografischen, geologischen und morphologischen Verhältnisse der Teileinzugsgebiete bedeutend. Demzufolge bestünde bei der Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung die Notwendigkeit, die Zusammensetzung und Struktur der (un-) bebauten Oberfläche und deren physikalische Eigenschaften zu berücksichtigen. Hierzu zählen auch der vorhandene hydromorphologische Zustand der ober- und unterirdischen Gewässer wie auch die baulich-physische Struktur der Großstadt. Darüber hinaus sei eine Differenzierung des Niederschlagswassers nach der Herkunftsfläche vorzunehmen, da diese Klassifizierung sich auf die Art und Weise der Vorbehandlung auswirkt. Ebenfalls seien Angaben zur Auslastung der bestehenden Infrastruktur und zur Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben bewertungsrelevant. Die gesetzlichen Vorgaben tangieren auch die ergänzende Angabe zur Frage nach öffentlichen oder privaten RWB-Maßnahmen. Weiterhin seien die mit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung einhergehenden Auswirkungen auf die technische Infrastruktur des Mischwassersystems zu berücksichtigen. Ebenfalls wurde eine Differenzierung der Flächen nach Vorhandensein von Altlasten genannt. Außerdem gab es den Hinweis, dass es aufgrund der individuellen regionalen bzw. lokalen Anforderungen keine allgemeingültige Antwort gäbe und jede Großstadt eine individuelle ganzheitliche Lösung auszuarbeiten habe. Hierbei seien insbesondere die ortsansässige Erfahrung, aber auch Beispiele aus der Praxis unumgänglich (jeweils einfache Nennung).

Weiterhin oblag es den Stakeholdern anzugeben, welche konkreten Methoden zur Entscheidungsfindung im Rahmen ihrer Arbeit relevant sind. Diese Angaben sollen zur kritischen Auseinandersetzung mit der statistischen Untersuchung beitragen und sind zusammenfassend aufgelistet (Tab. 5.11). An dieser Stelle sei erwähnt, dass nur sechs der 42 Stakeholder eine oder mehrere Methoden angaben. Mit der Nutzwertanalyse (dreifache Nennung) wurde nur eine Methode mehrfach genannt.

Tab. 5.11: Ergänzende Informationen zu den Methoden, welche die Stakeholder zur Entscheidungsfindung einsetzen

Bezeichnung (übergeordnet)	Bezeichnung (Angaben der Stakeholder)	Anzahl
Kosten-Nutzen-Analyse	Kosten-Nutzen Analyse	1
Nutzwertanalyse	Nutzwertanalysen; Kostenvergleichsberechnungen; Kostenvergleichsrechnungen, z. B. in Kombination mit E/I-Nachweisen für Priorisierung von Regenwasserbehandlungsanlagen	3
Standortbewertung/ hydraulische Bewertung	standortbewertunghydraulische Bewertung	1
SWOT-Analyse	SWOT Analyse	1
Wertzahlmatrix	Wertzahlmatrix	1
Zustandsanalyse	Zustandsanalysen...	1
weitere Instrumente	Baugenehmigungsverfahren Bauleitplanung; Fachkonzepte; Fachplanungen formelle und informelle Konzeptionen usw.	3
keine Angaben	-	36

Frage B Mit welchen Methoden zur Entscheidungsfindung (konventionelle Nutzungsanalyse, Outranking, hierarchische Verfahren etc.) werden Sie regelmäßig konfrontiert bzw. arbeiten Sie selbst regelmäßig?

Im Laufe der Bearbeitung verstärkte sich der Eindruck, dass die Beantwortung der Forschungsfragen mittels der gesammelten und erhobenen Daten nur begrenzt möglich ist. Um die Einschätzung der bisherigen Ergebnisse abzusichern, wurde überprüft, ob weitere relevante Informationen über die Stakeholder angefordert werden können. Zu diesem Zweck wurden ausgewählte niederschlagswasserbezogene Merkmalsausprägungen nacherhoben, deren zeitliche Einordnung an der bisherigen Vorgehensweise ausgerichtet war. Im Zeitraum vom 28. Mai 2016 bis 31. August 2016 wurden daher die Aufgabenträger der Großstädte kontaktiert, die bereits einen Bestandteil der empirischen Datenerhebung darstellten. Analog zur empirischen Datenerhebung (Kapitel 3.3.3) wurden sie noch einmal über das Ziel der Befragung informiert und um die Bereitstellung folgender Daten gebeten:

- **Alter des Mischwassersystems 2008 bis 2013:** Bedingt durch Unterschiede im Alter des Mischwassersystems zwischen den Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung. Es soll überprüft werden, ob sich das Alter des Mischwassersystems auf die Zuordnung zu den M-Typen auswirkt.
- **Anteil Mischwassersystem am gesamten Entwässerungssystem 2008 bis 2013:** Da sich der Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem zwischen den Großstädten unterscheidet, ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung. Es soll überprüft werden, ob sich der Anteil des Mischwassersystems am Entwässerungssystem auf die Zuordnung zu den M-Typen auswirkt. Mithilfe dieser niederschlagswasserbezogenen Merkmalsausprägung sollen gleichzeitig die Ergebnisse, die auf der Art des Entwässerungssystems basieren, untermauert werden. Die Nacherhebung erlaubt es, die bereits vorhandenen Daten (Kapitel 5.3.5) zu vervollständigen.
- **Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem 2008 bis 2013:** Aus dem unterschiedlichen Umgang mit Niederschlagswasser in den Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung. Es soll überprüft werden, ob sich der Anteil der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem auf die Zuordnung zu den M-Typen auswirkt. Die Nacherhebung erlaubt es, die bereits vorhandenen Daten (Kapitel 5.3.5) zu vervollständigen.
- **Kanalnetzsteuerung im Mischwassersystem 2008 bis 2013:** Aufgrund des unterschiedlichen Einsatzes von Kanalnetzsteuerung im Mischwassersystem zwischen den Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung. Es soll überprüft werden, ob sich die Kanalnetzsteuerung im Mischwassersystem auf die Zuordnung zu dem M-Typen auswirkt.
- **Länge Mischwassersystem 2008 bis 2013:** Aus Unterschieden in der Länge des Mischwassersystems zwischen den Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung. Es soll überprüft werden, ob sich die Länge des Mischwassersystems auf die Zuordnung zu den M-Typen auswirkt.
- **erforderliche Investitionen ins Mischwassersystem 2008 bis 2013:** Aus den unterschiedlichen erforderlichen Investitionen ins bestehende Mischwassersystem zwischen den Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung. Es soll überprüft werden, ob sich die Höhe der erforderlichen Investitionen auf die Zuordnung zu den M-Typen auswirkt.

Es zeigte sich, dass solche spezifischen Merkmalsausprägungen über die Stakeholder nicht vollumfänglich zugänglich waren. Auf die Anfrage antworteten lediglich zwölf von 37 möglichen Stakeholdern, die Antworten waren teilweise unvollständig. Auf diese Weise könnte gerade einmal ein Drittel der Stichprobe zur nachträglichen statistischen Untersuchung herangezogen werden. Zudem ist es unwahrscheinlich, die Grundgesamtheit durch eine weitere nachträgliche Erhebung der 39 bisher nicht berücksichtigten Großstädte bestimmen zu können. Demzufolge hätten Daten weder eine hinreichende Güte noch wären sie repräsentativ. Zur Beantwortung der Forschungsfrage wurden daher diese niederschlagswasserbezogenen Merkmalsausprägungen nicht herangezogen und von einer ergänzenden Nacherhebung räumlicher Gegebenheiten wie auch soziodemografischer Angaben zu den Stakeholder wurde abgesehen.

5.4 Prüfung der niederschlagswasserbezogenen Wahrnehmungen der Stakeholder

5.4.1 Stellenwert der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für die Stadt- und Infrastrukturentwicklung

Neben der Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung wurden die Stakeholder gebeten, ihre Wahrnehmung des derzeitigen niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozesses im urbanen Raum wiederzugeben. Ziel war es, die Erkenntnisse aus den Kapiteln 5.2 und 5.3 besser einzuordnen und weitere Erklärungsansätze für die Diskussion abzuleiten (Kapitel 6). Auf eine differenzierte Auswertung der Antworten in Abhängigkeit vom M-Typ wurde an dieser Stelle verzichtet, da die erhobenen Wahrnehmungen der Stakeholder keine unmittelbaren Rückschlüsse auf die stakeholderbezogenen Präferenzen in Bezug auf die Bewertungskriterien erlauben.

Letztlich hatten die 42 teilnehmenden Stakeholder die Möglichkeit, die vorgegeben Aussagen 1 bis 3 auf einer 6-stufigen Likert-Skala von 1 (stimme nicht zu) über vier Zwischenstufen bis 6 (stimme zu) zu bewerten. Die Abstände zwischen den Bewertungsstufen sind zwar als gleichwertig zu verstehen aber dennoch nicht intervallskaliert. Somit ist die angewandte Likert-Skala auch als Ratingskala anzusehen. Analog zur bisherigen Auswertung werden die Antworten anhand eines modifizierten Boxplots je Aussage dargestellt (Abb. 5.12 bis Abb. 5.14), welcher neben dem Median auch die mittlere absolute Abweichung vom Median (*MD; engl.: Mean Deviation from the Median*) darstellt. Die mittlere absolute Abweichung vom Median misst die durchschnittliche Abweichung vom Median. Als Streuungsparameter gibt sie die Streuung der Datenpunkte bzw. Antworten der jeweiligen Aussage um den Median an (vgl. SCHULZE P. M. 2011: 69). Zusätzlich sind die zu beantwortenden Aussagen links und die Anzahl der gültigen Antworten, der Median und *MD* rechts neben dem Boxplot angegeben. Ergänzt wird die grafische Darstellung durch ein Balkendiagramm, das die relative Häufigkeit der abgegebenen Antworten aufzeigt (Abb. 5.12 bis Abb. 5.18).

In der Einführung zur vorliegenden Forschungsarbeit wurde dargelegt, dass beim Umgang mit Niederschlagswasser in den Großstädten der Bundesrepublik Deutschland bisher die zentrale Beseitigung des Niederschlagswassers dominiert (Kapitel 2.1.1). Nichtsdestotrotz ist aus den Antworten

zu **Aussage 1.1** zu entnehmen, dass für die Stakeholder der Ausbau einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung bereits einen nennenswerten Stellenwert besitzt. Die beobachteten Antworten weichen durchschnittlich um $MD = 1,0$ von der medianen Wahrnehmung mit $\tilde{x} = 2,0$ ab, was einen eindeutigen Trend ausdrückt. Bestätigt wird dies auch bei einem Blick auf die relative

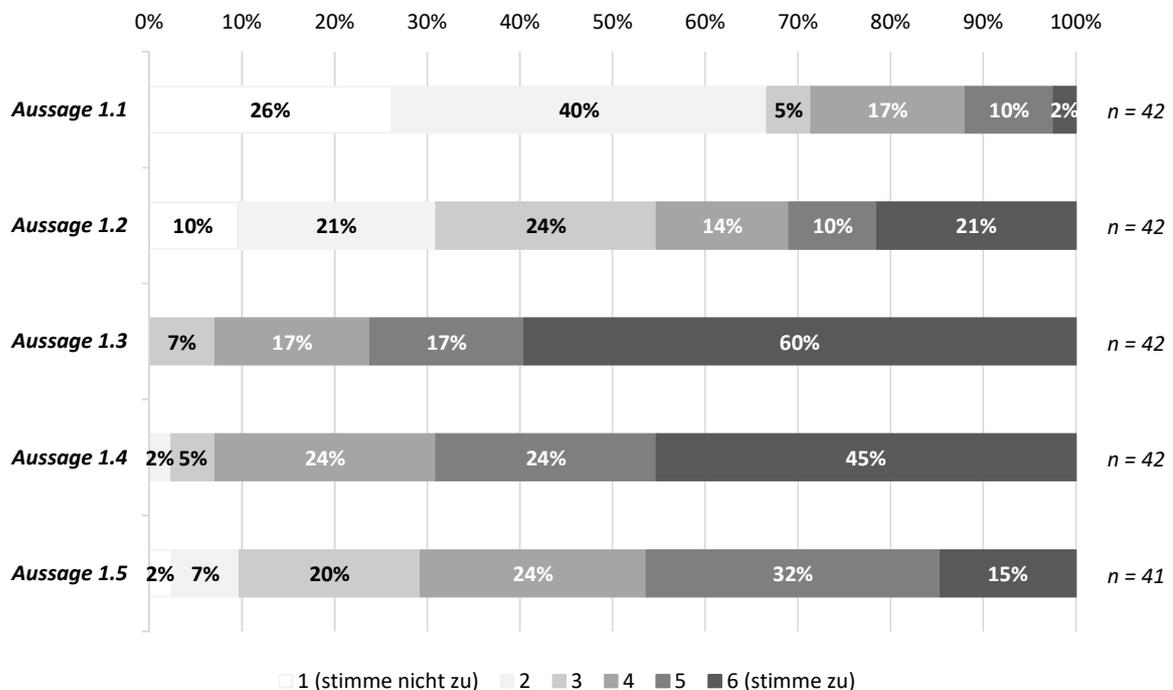
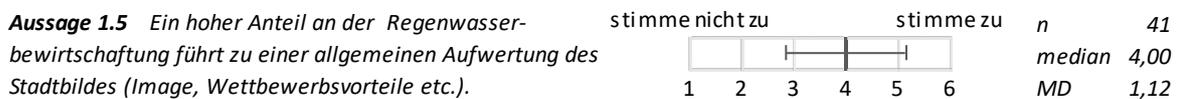
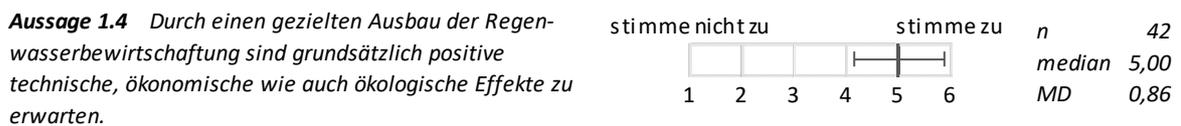
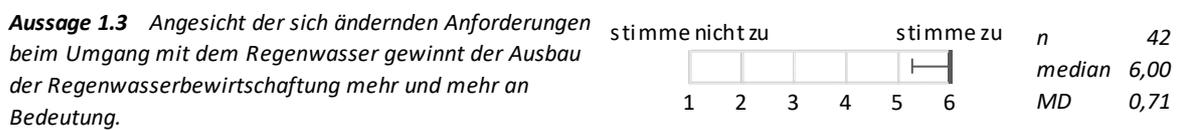
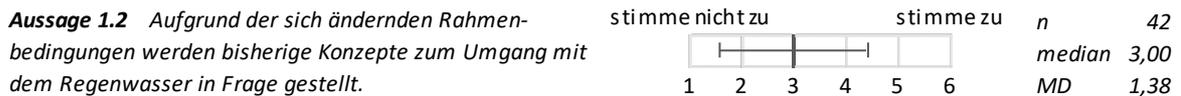
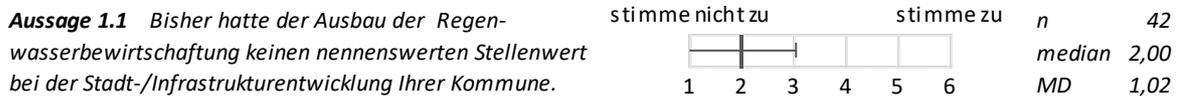


Abb. 5.12: Allgemeiner Stellenwert der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

Häufigkeitsverteilung. Daraus geht hervor, dass gerade einmal 29 % der Stakeholder der Auffassung sind, dass die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung eher einen geringeren bis keinen Stellenwert bei der Stadt- und Infrastrukturentwicklung hat (Abb. 5.12).

Ungeachtet der sich ändernden Rahmenbedingungen (Kapitel 2.1 bis 2.3) geben die Stakeholder bei **Aussage 1.2** an, dass die bisherigen Konzepte zum Umgang mit Niederschlagswasser im Mittel ($\bar{x} = 3,0$) eher seltener in Frage gestellt werden. Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Streuung der Antworten ($MD = 1,4$) ist daraus aber weder ein eindeutig neutraler noch ein richtungsweisender Trend abzuleiten. Die sehr heterogene Wahrnehmung spiegelt sich in der weitestgehend ausgeglichenen relativen Häufigkeitsverteilung wider. Eine Zusammenfassung der beiden ablehnenden Bewertungsstufen 1 und 2 (31 %), der neutralen Bewertungsstufen 3 und 4 (38 %) sowie der zustimmenden Bewertungsstufen 5 und 6 (31 %) unterstützt diesen Eindruck (Abb. 5.12).

Aus den sich ändernden Rahmenbedingungen resultieren neue Anforderungen beim Umgang mit Niederschlagswasser (Kapitel 2.1), sodass laut der Stakeholder die Bedeutung des Ausbaues von RWB-Maßnahmen steigt. Bei den Antworten zu **Aussage 1.3** weichen im Mittel die beobachteten Antworten vom Median ($\bar{x} = 6,0$) mit $MD = 0,7$ um weniger als eine Bewertungsstufe ab, sodass die Wahrnehmung der Stakeholder einem eindeutigen Trend entspricht. Werden die drei zustimmenden Bewertungsstufen zusammengefasst, antworteten insgesamt 93 % der Stakeholder, dass dem Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im urbanen Raum eine zunehmende Beachtung zukommt; 60 % der Stakeholder sind sogar uneingeschränkt davon überzeugt (Abb. 5.12).

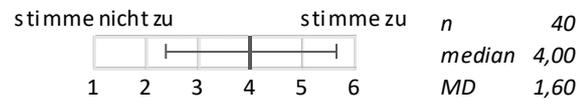
Wie bereits in Kapitel 2.5 ausführlich dargestellt, kann sich ein Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auch innerhalb bestehender Infrastrukturen auf die städtische und infrastrukturelle Entwicklung auswirken. In diesem Zusammenhang stimmen 93 % der Stakeholder **Aussage 1.4** eher bis uneingeschränkt zu ($\bar{x} = 5,0$ und $MD = 0,9$), dass ein gezielter Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung grundsätzlich positive technische, ökonomische wie auch ökologische Effekte nach sich zieht. Auffällig ist, dass dem kein Stakeholder uneingeschränkt und gerade einmal 2 % weitestgehend entgegenstehen (Abb. 5.12).

Aussage 1.5 soll die stakeholderspezifische Wahrnehmung zum Potenzial der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für die Aufwertung des Stadtbildes (Image, Wettbewerbsvorteil etc.) erfassen. Von diesem Potenzial sind ebenfalls die meisten Stakeholder ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,1$) überzeugt. Ein Blick auf die relative Häufigkeitsverteilung unterstreicht diese positive Tendenz. 9 % der Stakeholder sehen das Potenzial zur Aufwertung überhaupt bis überwiegend nicht und weitere 20 % der Stakeholder sind leicht ablehnend. Demzufolge sind mit 69 % über zwei Drittel der Stakeholder eher bis uneingeschränkt davon überzeugt, dass das Stadtbild durch einen zunehmenden Einsatz von RWB-Maßnahmen aufgewertet wird (Abb. 5.12).

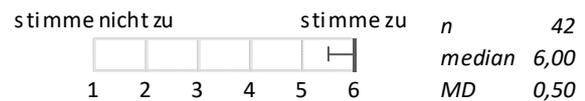
Weiterhin sollten die Stakeholder einschätzen, inwieweit räumliche Gegebenheiten (Kapitel 4.3) beim Umgang mit urbanem Niederschlagswasser zu beachten sind. Aus den Antworten zu **Aussage 2.1** geht hervor, dass für die Stakeholder eine Abkopplung des Niederschlagswassers tendenziell erst zielführend ist, wenn dadurch ein konkreter Nutzen erzielt werden kann ($\bar{x} = 4,0$). Aufgrund einer durchschnittlichen Streuung der Antworten um $MD = 1,6$ ist aber weder ein eindeutiger neutraler noch ein richtungsweisender Trend abzuleiten. Die weitestgehend heterogene Wahrnehmung

spiegelt sich in einer weitestgehend ausgeglichenen relativen Häufigkeitsverteilung wider. Eine Zusammenfassung der beiden ablehnenden Bewertungsstufen 1 und 2 (33 %), der neutralen Bewertungsstufe 3 und 4 (35 %) sowie der zustimmenden Bewertungsstufen 5 und 6 (33 %) unterstützt diesen Eindruck (Abb. 5.13).

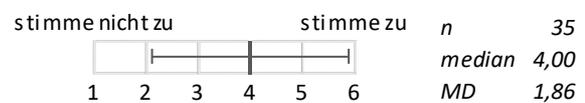
Aussage 2.1 Eine Abkopplung des Regenwassers ist erst zielführend, wenn ein konkreter Nutzen erzielt werden kann.



Aussage 2.2 Aufgrund der gebietspezifischen Charakteristika unterscheiden sich die regenwasserbezogenen Anforderungen zwischen den Teileinzugsgebieten einer Kommune.



Aussage 2.3 Eine räumliche Klassifizierung des Beitrages der Regenwasserbewirtschaftung begünstigt einen effektiven Einsatz von Steuerungsinstrumenten für dessen Ausbau.



Aussage 2.4 Bei planungsrelevanten Aussagen im Umgang mit dem Regenwasser spielen auch die Erfahrungen anderer Großstädte eine ersichtliche Rolle.

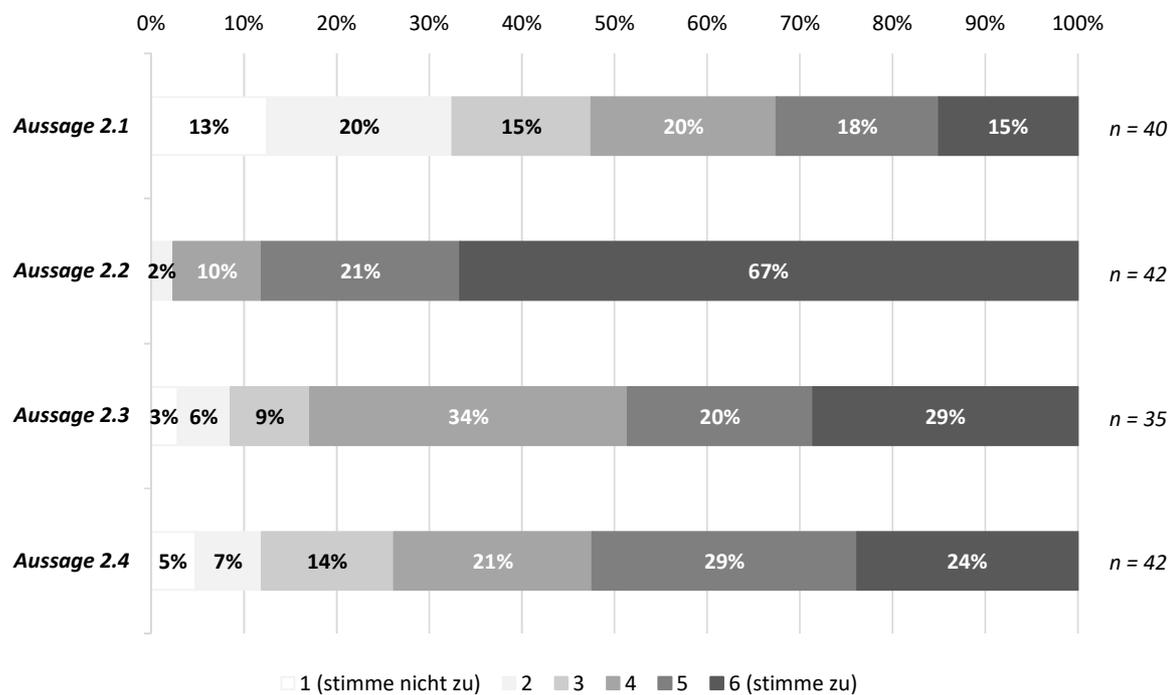
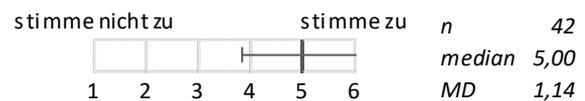


Abb. 5.13: Raumbezogene Besonderheiten beim Umgang mit urbanem Niederschlagswasser gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

Aufgrund der heterogenen gebietsspezifischen Charakteristiken ist zu erwarten, dass sich niederschlagswasserbezogene Anforderungen nicht nur zwischen den Kommunen, sondern auch zwischen den Teileinzugsgebieten einer Kommune unterscheiden. Diese Annahme teilen bei **Aussage 2.2** insgesamt 98 % der Stakeholder, wobei mit 67 % zwei Drittel der Stakeholder dies ohne Einschränkung tun. Diese eindeutige Tendenz untermauert der Median von $\tilde{x} = 6,0$, dessen durchschnittliche Streuung der beobachteten Antworten mit $MD = 0,5$ weniger als eine Bewertungsstufe beträgt. Keiner der Stakeholder steht dem weitestgehend oder uneingeschränkt entgegen (Abb. 5.13).

Beim Ausbau von RWB-Maßnahmen ist der Einsatz von planungsbezogenen Steuerungsinstrumenten üblich. Bei **Aussage 2.3** stimmt mit 83 % die überwiegende Anzahl der Stakeholder eher bis uneingeschränkt zu ($\tilde{x} = 4,0$ und $MD = 1,9$), dass eine räumliche Klassifizierung des niederschlagswasserbezogenen Beitrages einen effektiven Einsatz von Steuerungsinstrumenten begünstigt (Abb. 5.13).

Angesichts unterschiedlicher siedlungs- und infrastruktureller Entwicklungen und der stetig ansteigenden Kommunikations- und Wissenstransfermöglichkeiten erhöht sich das Potenzial städteübergreifender Zusammenarbeit. Entsprechend **Aussage 2.4** stimmen insgesamt 74 % der Stakeholder zu, dass bei planungsrelevanten Fragen im Umgang mit Niederschlagswasser auch die Erfahrungen anderer Großstädte eine Rolle spielen können. Diese Tendenz spiegelt sich in den statistischen Werten ($\tilde{x} = 5,0$ und $MD = 1,1$) wider. Lediglich 5 % der Stakeholder sind uneingeschränkt und 7 % weitestgehend nicht davon überzeugt. Damit verbleiben 14 % der Stakeholder mit einer schwach ablehnenden Haltung (Abb. 5.13).

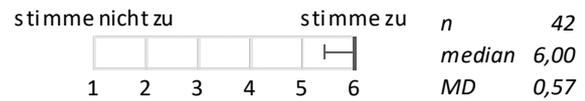
Darüber hinaus wurden die Wahrnehmungen der Stakeholder zu grundlegenden Rahmenbedingungen bei niederschlagswasserbezogenen Planungs- bzw. Abstimmungsprozessen aufgenommen. Analog zu anderen innerstädtischen Planungsprozessen erfordern erfolgreiche Planungsvorhaben beim Umgang mit Niederschlagswasser im besten Fall einen Konsens zwischen den jeweiligen Stakeholdern. Hierzu stimmen bei **Aussage 3.1** mit 96 % die meisten Stakeholder eher bis uneingeschränkt zu, dass eine erfolgreiche Umsetzung von niederschlagswasserbezogenen Planungsvorhaben einen solchen Konsens voraussetzt. Letztere entsprechen mit 62 % einem Anteil von fast zwei Dritteln. Der Median von $\tilde{x} = 6,0$ und die weniger als eine Bewertungsstufe betragende mittlere absolute Abweichung der Antworten um $MD = 0,6$ unterstreichen diese Tendenz (Abb. 5.14).

Das Erreichen eines solchen planungsrelevanten Konsenses setzt unter anderem eine gute Wissensbasis voraus. **Aussage 3.2** ist zu entnehmen, dass die Stakeholder sich über die allgemeinen Potenziale der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung nicht unzureichend informiert fühlen und nicht schlecht damit vertraut sind ($\tilde{x} = 2,0$ und $MD = 1,1$). Werden die unteren Bewertungsstufen zusammengeführt, fühlen sich mit 76 % mehr als drei Viertel der Stakeholder ausreichend informiert. 2 % fühlen sich uneingeschränkt zu wenig informiert und mit dem Thema vertraut (Abb. 5.14).

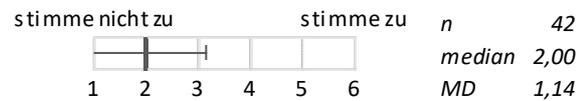
Der Wahrnehmung der Stakeholder nach erhöht ein transparenter Entscheidungsprozess zum Umgang mit Niederschlagswasser die Akzeptanz der beteiligten Akteure ($\tilde{x} = 6,0$ und $MD = 0,7$). Bei den Antworten zu **Aussage 3.3** geht aus der relativen Häufigkeitsverteilung hervor, dass 61 % der Stakeholder uneingeschränkt und 27 % weitestgehend sowie 7 % der Stakeholder zumindest ansatzweise dieser Aussage zustimmen (Abb. 5.14).

Wie auch bei allen anderen siedlungs- und infrastrukturellen Planungsprozessen ist ein Ausbau von RWB-Maßnahmen zwangsläufig raumbedeutsam. So stimmen bei **Aussage 3.4** insgesamt 81 % der Stakeholder eher bis uneingeschränkt zu, dass raumbezogene Entscheidungsprozesse eine grafische Aufarbeitung der Ergebnisse erfordern. Unterstrichen wird diese Tendenz durch den Median $\tilde{x} = 5,0$ bei einer durchschnittlichen Streuung der Antworten von $MD = 1,2$. Lediglich 2 % der Stakeholder lehnen die Aussage uneingeschränkt ab (Abb. 5.14).

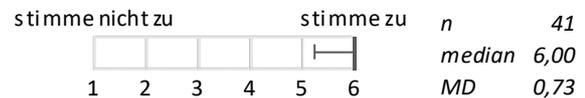
Aussage 3.1 Eine erfolgreiche Umsetzung von regenwasserbezogenen Planungsvorhaben setzt einen Konsens der planungsrelevanten Akteure voraus.



Aussage 3.2 Ihr Eindruck ist es, dass auch Sie nicht hinreichend über die allgemeinen Potenziale der Regenwasserbewirtschaftung informiert und vertraut sind.



Aussage 3.3 Ein transparenter Entscheidungsprozess zum Umgang mit dem Regenwasser erhöht die Akzeptanz der beteiligten Akteure gegenüber dem Resultat.



Aussage 3.4 Raumbezogene Entscheidungsprozesse erfordern eine visuelle Aufarbeitung der Ergebnisse.

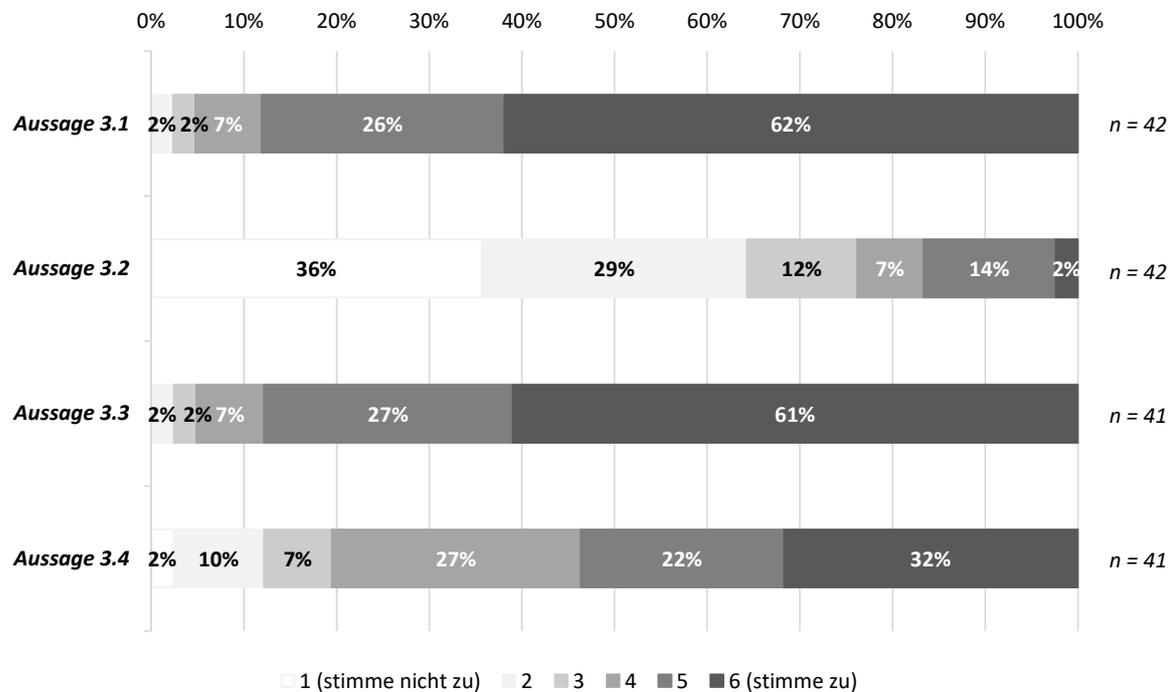
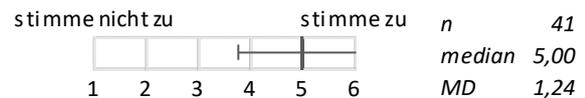


Abb. 5.14: Abstimmungsprozess beim Umgang mit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

5.4.2 Analytischer-Hierarchie-Prozess zur Unterstützung von niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozessen

In den Aussagen 4 bis 7 ging es um die Einschätzung der Stakeholder, ob der AHP Entscheidungsprozesse zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung unterstützen kann. Neben dem Abstimmungsprozess zwischen unterschiedlichen kommunalen Fachgebieten und deren Prioritäten gilt es auch beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser den Nutzwert von RWB-Maßnahmen durch die Stakeholder abzustimmen. Dies ist bedeutend, da sich eine auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ausgelegte Strategie mittel- und langfristig auf die gesamte städtische und infrastrukturelle Entwicklung auswirkt. Die Auswertung der Antworten erfolgt dabei analog zu Kapitel 5.4.1.

Laut **Aussage 4.1** wird die grundlegende Eignung des AHP zur Erfassung und differenzierten Bewertung entscheidungsrelevanter Bewertungskriterien seitens der Stakeholder unterschiedlich eingeschätzt ($\bar{x} = 3,5$ und $MD = 1,2$). Dies spiegelt auch die relative Häufigkeitsverteilung wider. Bei Zusammenführung der beiden mittleren Bewertungsstufen 3 und 4 ist die Einschätzung der angesprochenen Eignung des AHP bei 60 % der Stakeholder nicht eindeutig richtungsweisend. Dagegen befürwortet bzw. lehnt nur ein sehr kleiner Anteil der Stakeholder (je 3 %) den Sachverhalt uneingeschränkt ab (Abb. 5.15).

Eine positivere Tendenz ergab sich bei der Einschätzung, ob der AHP grundlegend zur Unterstützung des niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozesses geeignet ist ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,3$). 67 % – und somit etwas mehr als zwei Drittel der Stakeholder – stimmten **Aussage 4.4** eher bis uneingeschränkt zu. Im Unterschied zu Aussage 4.1 befürwortet ein größerer Anteil der Stakeholder die Eignung des AHP im Rahmen von niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozessen uneingeschränkt (8%), während nur 3 % dieser Methode uneingeschränkt entgegenstehen (Abb. 5.15).

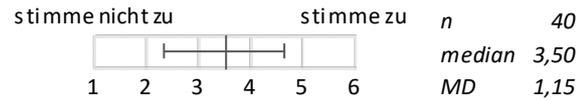
Aufgrund der räumlich unterschiedlichen Anforderungen halten laut **Aussage 4.2** die Stakeholder eine separate Bewertung der Bewertungskriterien für jedes Teileinzugsgebiet tendenziell für wichtig ($\bar{x} = 2,5$). Obwohl die beobachteten Werte vom Median im Mittel um $MD = 1,5$ abweichen, ist für 65 % und somit für fast zwei Drittel der Stakeholder eine differenzierte Bewertung eher bis uneingeschränkt zielführend (Abb. 5.15).

Bei weiterer Betrachtung kann den Antworten zu **Aussage 4.3** entnommen werden, dass sich die aus dem paarweisen Vergleich der Bewertungskriterien resultierenden Ergebnisse aussagekräftig auf der räumlichen Ebene des Teileinzugsgebietes darstellen lassen ($\bar{x} = 5,0$ und $MD = 1,8$). Davon sind insgesamt 71 % und somit über zwei Drittel der Stakeholder eher bis uneingeschränkt überzeugt. Eine uneingeschränkte ablehnende Haltung haben lediglich 3 % der Stakeholder (Abb. 5.15).

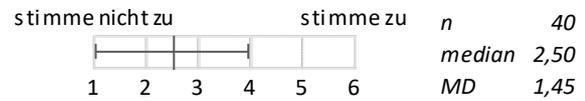
Um die angesprochenen Ergebnisse nachvollziehbar für Dritte aufzuarbeiten, ist nach **Aussage 4.5** für 71 % der Stakeholder eine kartografische Aufarbeitung der Ergebnisse notwendig ($\bar{x} = 2,0$ und $MD = 1,5$; Abb. 5.15).

Darüber hinaus sollen auch die Wahrnehmungen der Stakeholder über die Vorzüge der hierarchischen Gliederung eines Entscheidungsproblems mittels AHP und darüber hinaus deren Bedeutung für die Aufarbeitung des Entscheidungsprozesses für Dritte erhoben werden. In diesem Zusammenhang schätzen nach **Aussage 5.1** die meisten Stakeholder ein, dass eine hierarchische Darstellung

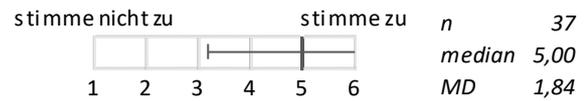
Aussage 4.1 Die Methode eignet sich für die Erfassung und differenzierte Bewertung der entscheidungsrelevanten Kriterien.



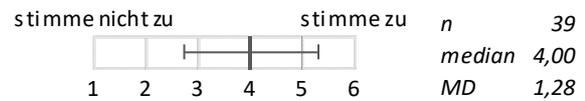
Aussage 4.2 Aus Ihrer Sicht ist keine separate Bewertung der Kriterien für jedes Teileinzugsgebiet vorzunehmen.



Aussage 4.3 Ergebnisse des Entscheidungsprozesses lassen sich aussagekräftig auf der räumlichen Ebene des Teileinzugsgebietes darstellen.



Aussage 4.4 Diese Methode ist zur Unterstützung des Entscheidungsprozesses geeignet.



Aussage 4.5 Um die neuen Erkenntnisse nachvollziehbar für Dritte aufzuarbeiten, ist keine kartografische Aufarbeitung der Ergebnisse notwendig.

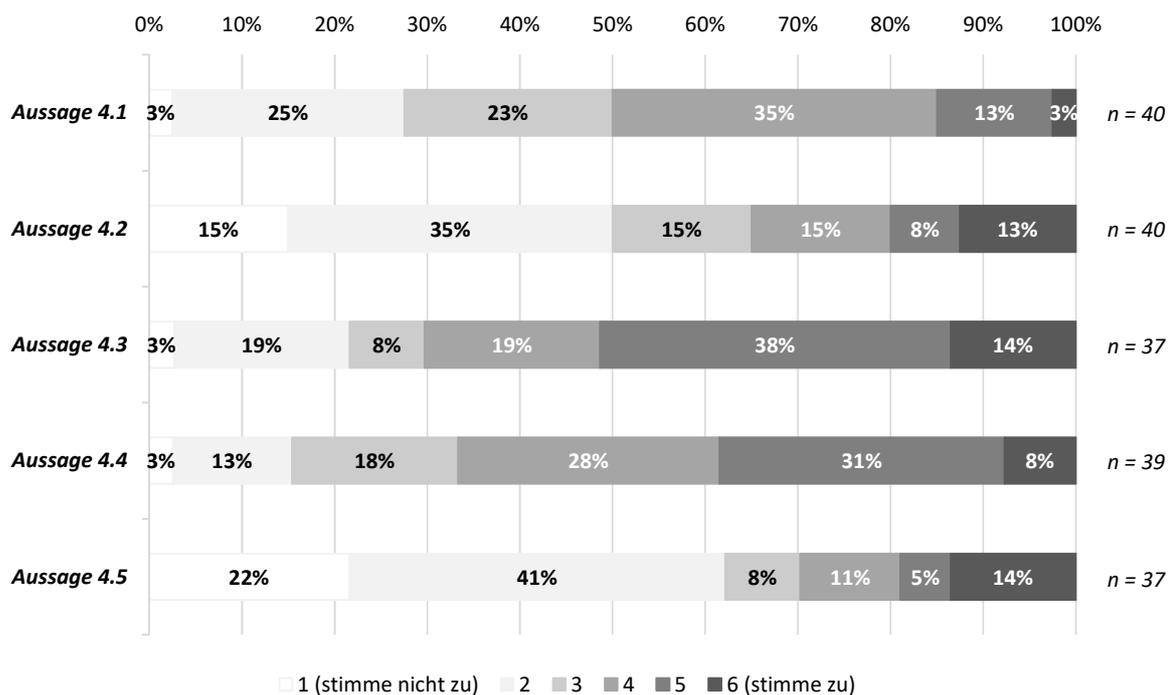
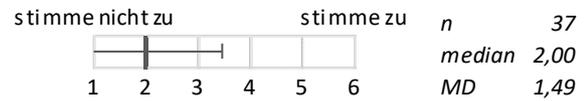


Abb. 5.15: Allgemeine Einschätzung des AHP durch die Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

aller Bewertungskriterien zu einem besseren Verständnis eines niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsproblems beiträgt ($\bar{x} = 5,0$ und $MD = 1,5$). Gerade einmal 23 % der Stakeholder sind anderer Meinung, wobei lediglich 3 % der Stakeholder die angesprochene Eignung einer hierarchischen Darstellung uneingeschränkt ablehnen. Demgegenüber stimmt mit 23 % fast ein Viertel der Stakeholder Aussage 5.1 uneingeschränkt zu (Abb. 5.16).

Bei **Aussage 5.2** gab der größere Anteil der Stakeholder an ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,4$), dass eine hierarchische Strukturierung des Entscheidungsproblems die Bewertung unterstützt. Aus der relativen Häufigkeitsverteilung ist diese Tendenz deutlicher abzulesen. Daraus geht hervor, dass gerade nur 30 % der Stakeholder die Vorteile einer Hierarchie anzweifeln, zumal kein Stakeholder uneingeschränkte Zweifel hegt (Abb. 5.16).

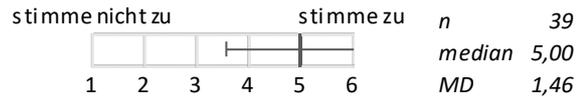
Aus **Aussage 5.3** geht hervor, dass sich nach Einschätzung der Stakeholder eine hierarchische Darstellung der Bewertungskriterien zum besseren Verständnis des komplexen Entscheidungsproblems eignet ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,4$). Mit 33 % stehen dem ein Drittel der Stakeholder tendenziell ablehnend gegenüber, 5 % der Stakeholder stimmen Aussage 5.3 uneingeschränkt nicht zu (Abb. 5.16).

Im Zusammenhang mit der hierarchischen Darstellung ist nach **Aussage 5.4** der größere Anteil der Stakeholder davon überzeugt ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,5$), dass durch den AHP die jeweiligen Ziele des Entscheidungsproblems und deren Präferenzen verständlich an Dritte übermittelt werden. Beim Blick auf die relative Häufigkeitsverteilung fällt aber auf, dass die positive Tendenz sehr stark durch die eher zustimmende Haltung der Stakeholder geprägt ist (28 %), während die beiden Antworten weitestgehende (21 %) und uneingeschränkte Zustimmung (13 %) weniger präsent sind (Abb. 5.16).

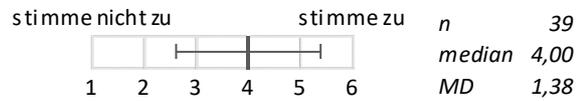
Im Vergleich zu anderen multikriteriellen Entscheidungs- und Bewertungsmethoden zeichnet sich der AHP dadurch aus, dass basierend auf der hierarchischen Strukturierung des Entscheidungsproblems die Bewertungskriterien derselben Ebene paarweise miteinander zu vergleichen und zu bewerten sind. Aus diesem Grund sollen die Wahrnehmungen der Stakeholder zur Praktikabilität des Paarvergleiches und zur Beständigkeit ihrer Bewertung gegenüber anderen Rahmenbedingungen erhoben werden. Bei **Aussage 6.1** gab der größere Anteil der Stakeholder an ($\bar{x} = 4,0$), dass ein paarweiser Vergleich der Bewertungskriterien einfacher ist, als die Einzelgewichte aller Bewertungskriterien innerhalb der Hierarchie direkt zuzuordnen. Neben der relativ großen absoluten Streuung der beobachteten Antworten mit $MD = 1,8$ verdeutlicht die relative Häufigkeitsverteilung eine eher ausgeglichene Wahrnehmung. Dabei sticht der 23 %ige Anteil der Stakeholder hervor, die dem Sachverhalt uneingeschränkt ablehnend gegenüberstehen, während nur 8 % der Stakeholder uneingeschränkt zustimmen (Abb. 5.17).

Laut **Aussage 6.2** gibt es keine Tendenz, ob den Stakeholdern eine direkte Gewichtsvergabe trotz hoher Anzahl der Bewertungskriterien leichter fällt ($\bar{x} = 3,5$ und $MD = 1,9$). Im Vergleich zu Aussage 6.1 sind es nur 13 % der Stakeholder, die eine direkte Gewichtsvergabe uneingeschränkt präferieren, während 18 % der Stakeholder aufgrund der hohen Anzahl der Bewertungskriterien uneingeschränkt den paarweisen Vergleich bevorzugen (Abb. 5.17).

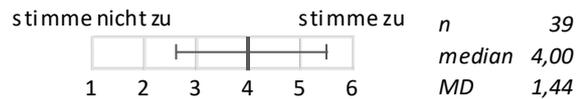
Aussage 5.1 Zum besseren Verständnis des komplexen Entscheidungsproblems eignet sich eine hierarchische Darstellung der Kriterien.



Aussage 5.2 Eine hierarchische Strukturierung des Entscheidungsproblems unterstützt die Bewertung der sich inhaltlich unterscheidenden Kriterien unabhängig voneinander durchzuführen.



Aussage 5.3 Die Methode erlaubt es, dass der Bewertungs- und Entscheidungsprozess durch Dritte transparent nachvollzogen werden kann.



Aussage 5.4 Durch die Methode können die jeweiligen Ziele des Entscheidungsproblems und deren Präferenzen verständlich an Dritte übermittelt werden.

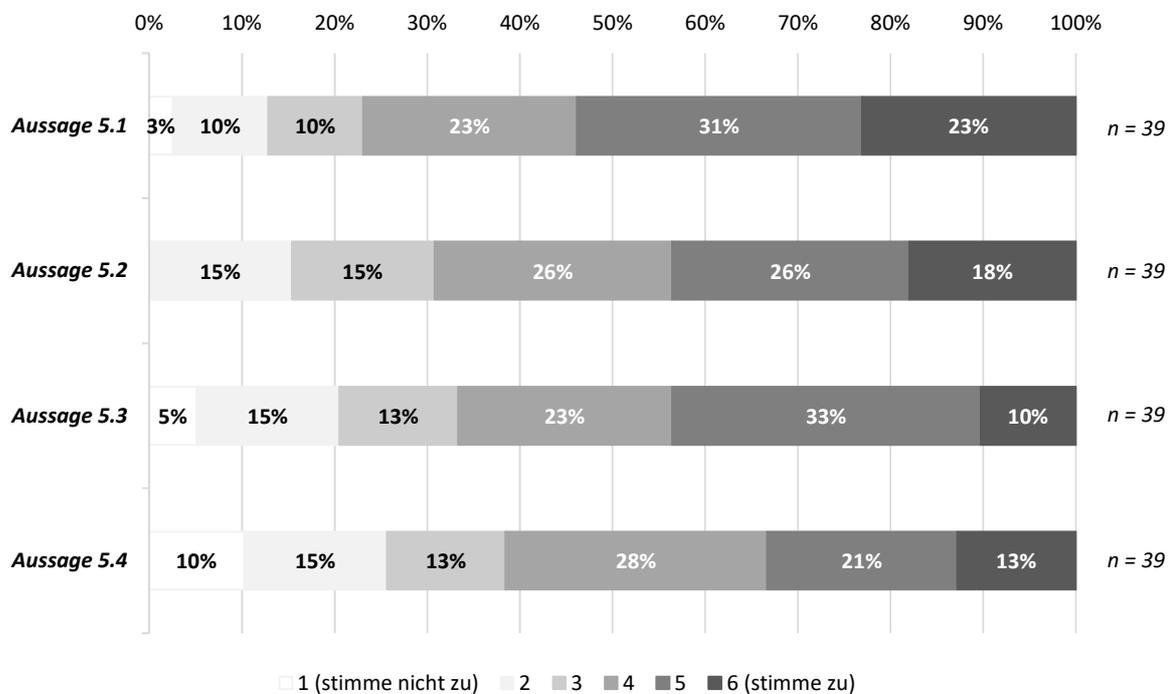
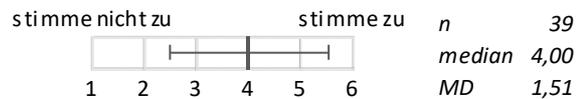


Abb. 5.16: Hierarchische Strukturierung des Entscheidungsproblems gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

Bei weiterer Betrachtung stimmte bei **Aussage 6.4** ein größerer Anteil der Stakeholder eher bis uneingeschränkt zu, dass aufgrund des hohen Aufwandes beim Paarvergleich eine einfache Zuordnung der Gewichtungen vorzuziehen ist ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,8$). Bei der Betrachtung der relativen Häufigkeit ist aber von einer ausgewogeneren Tendenz auszugehen, da die Bewertungsstufen vergleichsweise ausgeglichen besetzt sind (Abb. 5.17).

Im Rahmen der onlinebasierten Befragung mussten die Stakeholder die ausgewählten Bewertungskriterien im Mischwassersystem nach dem Status quo bewerten. Laut **Aussage 6.3** würden 39 % der Stakeholder ($\bar{x} = 4,0$ und $MD = 1,9$) ihre Bewertung unter anderen Rahmenbedingungen eher bis uneingeschränkt noch einmal überdenken. Lediglich 11 % würden ihre Bewertung uneingeschränkt beibehalten (Abb. 5.17).

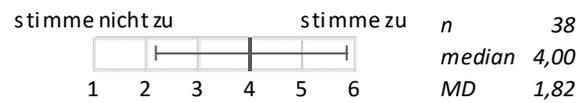
In diesem Zusammenhang gab bei **Aussage 6.5** ein leicht größerer Anteil der Stakeholder an ($\bar{x} = 3,0$ und $MD = 1,8$), dass sich ihre Abwägung der Bewertungskriterien für das Mischwassersystem grundlegend auf das Trennwassersystem übertragen lässt. Bei den 55 % zustimmenden Antworten würde allein bei 18 % der Stakeholder eine völlig neue Bewertung vorgenommen werden, während weitere 24 % die Bewertung weitestgehend und 13 % geringfügiger anpassen würden. Weitere 34 % und somit fast ein Drittel der Stakeholder hegen kleinere bis größere Zweifel hinsichtlich einer möglichen Anpassung der eigenen Bewertung. Dagegen sind 11 % der Stakeholder davon überzeugt, dass ihre Präferenzen gegenüber den Bewertungskriterien in einem Trennwassersystem identisch bleiben (Abb. 5.17).

Beim zugrundeliegenden Entscheidungsprozess stehen sich Stakeholder verschiedener institutioneller Einrichtungen gegenüber. Dabei schätzen nach **Aussage 7.1** die meisten Stakeholder ein ($\bar{x} = 1,5$ und $MD = 1,5$), dass der Abstimmungsaufwand des Entscheidungsprozesses mit zunehmender Anzahl an Beteiligten zunimmt. Allein 50 % der Stakeholder nehmen dies uneingeschränkt und insgesamt 73 % der Stakeholder in Grundzügen so wahr. Dagegen stehen dieser Aussage 8 % der Stakeholder eher und jeweils 10 % der Stakeholder weitestgehend bzw. uneingeschränkt ablehnend gegenüber (Abb. 5.18).

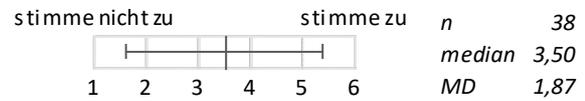
Im Rahmen der onlinebasierten Befragung haben die Stakeholder den Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung unabhängig voneinander bewertet. Bei **Aussage 7.2** gaben die meisten Stakeholder an ($\bar{x} = 5,0$ und $MD = 1,3$), dass eine anerkannte Entscheidungs- und Bewertungsmethode eine solide Grundlage für Gruppenentscheidungen darstellt, auch wenn die beteiligten Akteure ihre Bewertungen unabhängig voneinander abgeben. Dieser eindeutige Trend kann auch der relativen Häufigkeitsverteilung entnommen werden, wobei der Anteil an uneingeschränkt ablehnender Haltung bei gerade einmal 5 % liegt (Abb. 5.18).

In einem Abstimmungsprozess mit mehreren Stakeholdern wird nach **Aussage 7.3** der Einsatz des AHP zur Lösung des zugrundeliegenden Entscheidungsproblems tendenziell nicht eindeutig empfohlen oder abgelehnt ($\bar{x} = 3,0$ und $MD = 1,5$). Die Einschätzung gibt auch die relative Häufigkeitsverteilung wieder. Es fällt auf, dass eine Zusammenführung der beiden mittleren Bewertungsstufen 3 und 4 einen Anteil von 48 % ausmacht, während die beiden uneingeschränkt zustimmenden (5 %) bzw. ablehnenden Bewertungsstufen (11 %) sichtbar geringer präferiert werden (Abb. 5.18).

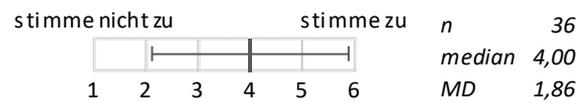
Aussage 6.1 Es ist einfacher die Kriterien paarweise miteinander zu vergleichen und zu bewerten, als die Einzelgewichte aller Kriterien innerhalb der Hierarchie direkt zuzuordnen.



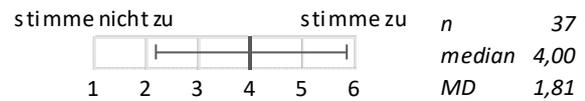
Aussage 6.2 Eine direkte Gewichtsvergabe wäre Ihnen trotz der hohen Anzahl der Kriterien leichter gefallen.



Aussage 6.3 Bei sich ändernden Rahmenbedingungen (z. B. weitere Erhöhung der rechtlichen Anforderungen) würde sich Ihre Bewertung der Kriterien nicht wesentlich gegenüber der aktuellen Bewertung unterscheiden.



Aussage 6.4 Aufgrund des hohen Aufwandes bei einem Paarvergleich ziehen Sie eine einfache Zuordnung der Gewichtungen vor.



Aussage 6.5 Ihre Bewertung der Kriterien für das Mischsystem ist grundlegend auf das Trennsystem übertragbar.

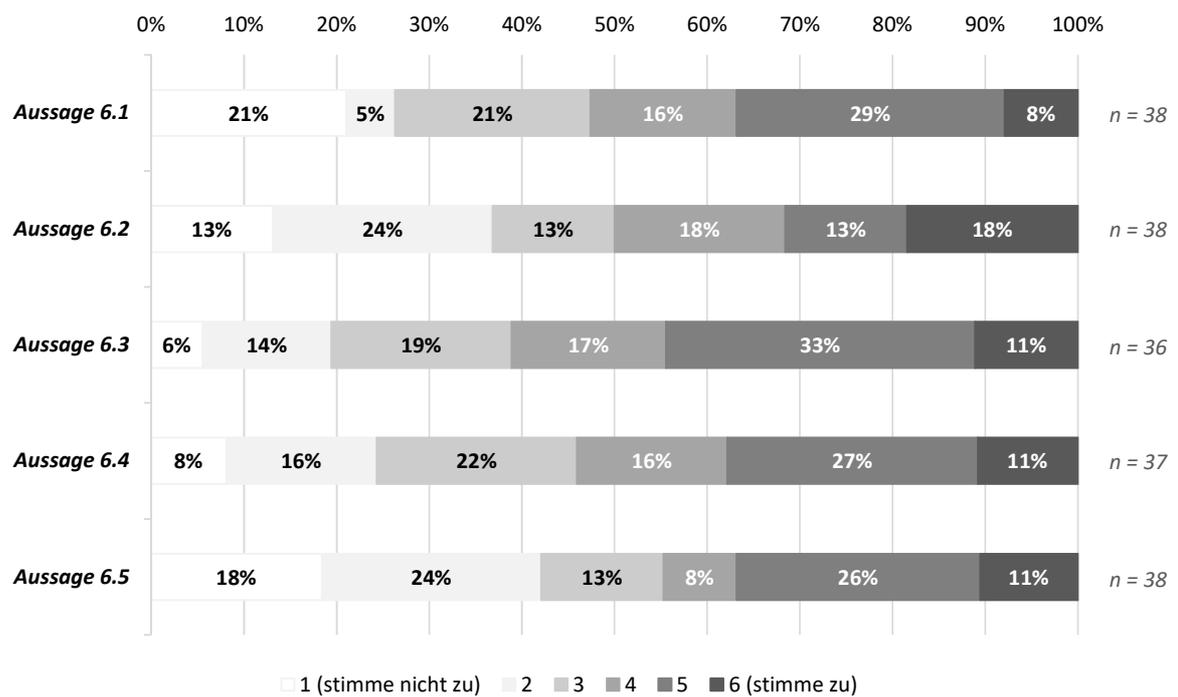
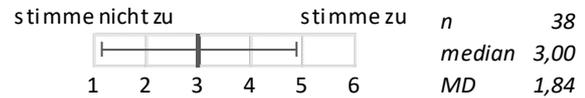
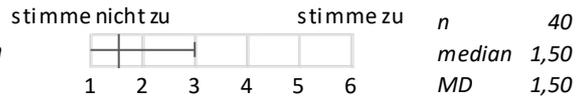


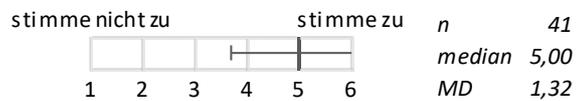
Abb. 5.17: Paarvergleich der Kriterien gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

Als letztes soll **Aussage 7.4** die Einschätzung der Stakeholder erfassen, ob bei niederschlagswasserbezogenen Entscheidungen alle beteiligten Stakeholder erst durch eine gemeinsame Diskussion und einen Kompromiss zu einer einheitlichen Bewertung der Kriterien gelangen sollen. Ausgehend vom Median $\tilde{x} = 5,0$ und der durchschnittlichen Streuung der beobachteten Werte um $MD = 1,4$ befürworten die meisten Stakeholder einen gemeinsamen Abstimmungsprozess. Ein Blick auf die relative Häufigkeitsverteilung unterstreicht diese Tendenz. Während 73 % und somit fast drei Viertel der Stakeholder Aussage 7.4 eher bis uneingeschränkt zustimmen, lehnen gerade einmal 3 % diesen Ansatz uneingeschränkt ab (Abb. 5.18).

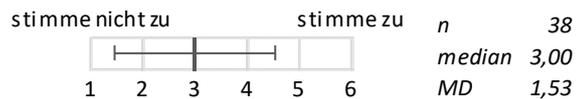
Aussage 7.1 *Der Abstimmungsaufwand des Entscheidungsprozesses nimmt mit zunehmender Anzahl an Beteiligten ab.*



Aussage 7.2 *Eine anerkannte Entscheidungs- und Bewertungsmethode stellt eine solide Grundlage für Gruppenentscheidungen dar, auch wenn die beteiligten Akteure ihre Bewertungen unabhängig voneinander abgeben.*



Aussage 7.3 *Sie würden den Einsatz dieser Methode bei dem vorliegenden Entscheidungsproblem empfehlen.*



Aussage 7.4 *Bei dieser Entscheidungsfindung würden Sie bevorzugen, dass alle beteiligten Akteure durch eine gemeinsame Diskussion und einen Kompromiss zu einer einheitlichen Bewertung der Kriterien gelangen.*

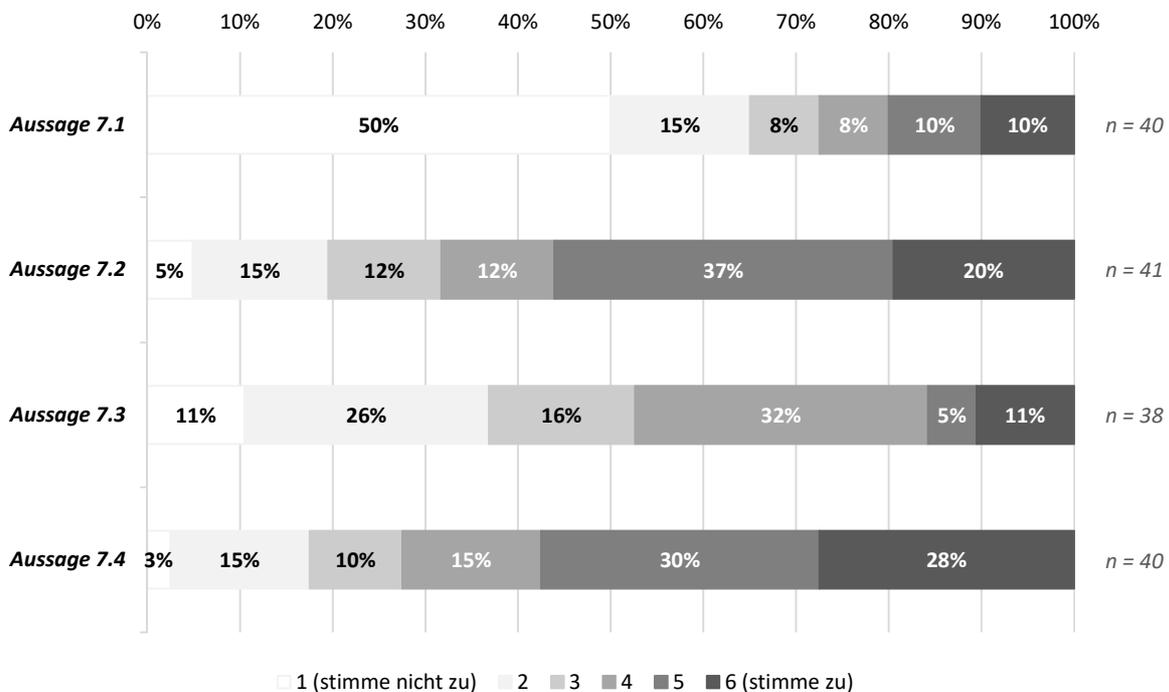
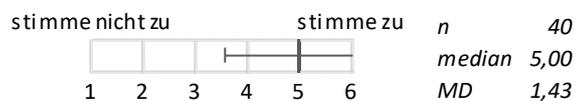


Abb. 5.18: Abstimmungsaufwand und Entscheidungsfindung gemäß Wahrnehmung der Stakeholder – Median und mittlere absolute Abweichung vom Median (oben) sowie relative Häufigkeitsverteilung (unten)

6 Diskussion und Schlussfolgerung

6.1 Herausforderungen bei der Behandlung von Niederschlagswasser deutscher Großstädte im Mischwassersystem

In Kapitel 2 erfolgte anhand der Fachliteratur eine Herausarbeitung des **Wissensstandes** zu den aktuell relevanten Herausforderungen beim Umgang mit Niederschlagswasser in den Großstädten der Bundesrepublik Deutschland. Ausgehend von den identifizierten demografischen, sozialen und wirtschaftlichen (Kapitel 2.2) wie auch klimatische Veränderungen (Kapitel 2.3) konnten die Veränderungen der abwasserwirtschaftlichen Anforderungen aufgezeigt werden. Im Hinblick auf die synergetische, supplementäre und konträre Wirkung der abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren und die heterogenen inter- und intraregionalen räumlichen Gegebenheiten sind davon nicht nur die Großstädte, sondern auch verschiedene Abschnitte einer kommunalen Abwasserbeseitigung unterschiedlich stark betroffen. Zudem sind Entwässerungssysteme zur zentralen Beseitigung von Niederschlagswasser gegenüber den veränderten Rahmenbedingungen eher statisch und nur unter bestimmten Grenzen flexibel. Die Erfassung, Strukturierung und Bewertung der abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren und deren Auswirkung auf die Behandlung von Niederschlagswasser ließen erkennen, dass die genannten Veränderungen in den kommenden Jahren relevant bleiben werden. Aufgrund der gegenwärtigen Entwicklungen und der validierten Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis basiert diese Forschungsarbeit auf der Annahme, dass die damit einhergehenden Herausforderungen für die Abwasserbeseitigung bestehen bleiben oder gar an Relevanz zunehmen werden. Gegenläufige Entwicklungen – die aufgrund von Modell- und Prognoseunsicherheiten oder des unvorhersehbaren Eintretens von Ereignissen in Politik, Wirtschaft, Gesellschaft, Umwelt etc. nicht vollständig ausgeschlossen werden können – werden dagegen nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund ist die Diskussion und Schlussfolgerung auf den Status quo und dessen Annahmen zu beziehen.

Letztlich werden beim Umgang mit Niederschlagswasser bisher vernachlässigte **dezentrale Ansätze** in Betracht gezogen, bei denen Niederschlagswasser nicht mehr zentral vollständig und so schnell wie möglich beseitigt, sondern möglichst ortsnah gespeichert, behandelt bzw. gereinigt und/oder gedrosselt abgeleitet werden soll. Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung kann durch verschiedene RWB-Maßnahmen mit unterschiedlichen Funktionsweisen erfolgen. Ergo ist zur Bewältigung der abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen die Eignung von RWB-Maßnahmen differenziert in Abhängigkeit von ihrer Funktionsweise zu betrachten. Im Vergleich zur bisherigen zentralen Beseitigung des Niederschlagswassers versetzt die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung die Stakeholder in die Lage, abwasser- respektive niederschlagswasserspezifische Adaptationen in Abhängigkeit von der regionalen wie auch lokalen Anforderungen ergründen und umsetzen zu können. Die Vorzüge der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung werden als RWB-Ziele deklariert, welche die zu erreichenden abwasserwirtschaftlichen Zustände beschreiben und sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis validiert und somit anerkannt sind (Kapitel 2.4). So wurden für den Einsatz von RWB-Maßnahmen im großstädtischen Raum in den vergangenen Jahren die nötigen rechtlichen und technischen Voraussetzungen geschaffen (Kapitel 2.1). Bisweilen ist aber nicht bekannt, welchen Anteil RWB-Maßnahmen in den Großstädten ausmachen. Für die Analyse und Bewertung des Untersuchungsgegenstandes konnte somit lediglich die subjektive Wahrnehmung der

Stakeholder hinzugezogen werden, ohne diese mit den tatsächlichen Erfahrungen mit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in den Großstädten abgleichen zu können.

Zudem können bei einer **Siedlungserweiterung** und **Neuerschließung** solche Dezentralisierungen in Planungsprozessen berücksichtigt werden, während im **Siedlungsbestand** das bestehende Entwässerungssystem und die anderen technischen Infrastrukturen zu berücksichtigen und gegebenenfalls aufrechtzuerhalten sind. Die Dezentralisierung der Bewirtschaftung des Niederschlagswassers hat im Trennwassersystem keine Auswirkungen auf die Kanalisation für das Schmutzwasser, während die Kanalisation für das Niederschlagswasser angepasst oder gar zurückgebaut werden kann. Im Vergleich dazu wirkt sich der Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf ein bestehendes Mischwassersystem aus, da Schmutz- und Niederschlagswasser über ein und dieselbe Kanalisation beseitigt werden (Kapitel 2.4). Auch mit Blick auf diese Besonderheit liegt der Schwerpunkt dieser Forschungsarbeit auf dem Mischwassersystem. Die Erkenntnisse sind aber nur bedingt auf den gesamtstädtischen Raum übertragbar. Obwohl die Stakeholder gebeten wurden, ihre Meinung zur Übertragung ihrer Angaben zum Misch- auf das Trennwassersystem anzugeben (Aussage 6.5), sind deren Aussagen nur eingeschränkt nutzbar. Diese Forschungsarbeit erlaubt somit keine kohärenten Rückschlüsse auf das gesamte Entwässerungssystem, das sich üblicherweise aus Misch- und Trennwassersystem zusammensetzt. Da aufgrund der historischen Entwicklung der großstädtische Siedlungsbestand vorwiegend oder zumindest teilweise im Mischwassersystem entwässert wird, war dafür aber eine deutschlandweite Untersuchung unter vergleichbaren infrastrukturellen Rahmenbedingungen möglich.

Letzten Endes ließen die synergetisch, supplementär und konträr wirkenden Bedürfnisse der Abwasserbeseitigung differenzierte Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder erwarten, woraufhin sich verschiedene Handlungsalternativen in Bezug auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ergeben. Diese Erwartungshaltung entsprach auch der eigenen Wahrnehmung der Stakeholder, was die Relevanz der Untersuchung bestätigte. Dabei wirkt sich eine gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf die individuellen abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen (Kapitel 2.1.5 und 4.3) aus, zumal SCHILLER G. (2012: 38ff) explizit auf die Konsequenzen eines kurzfristigen Rückbaues zentraler Systeme bei gleichzeitig langfristigen Einsparpotenzialen durch einen Systemwechsel unter Abstimmung zwischen den planungsrelevanten Akteuren verweist. Ein solcher Ansatz bindet alle Stakeholder mit ein (Kapitel 2.1.5), wodurch einerseits ihre Interessen und andererseits der Handlungsbedarf einer Großstadt hinreichend berücksichtigt werden können. Infolge einer sorgfältigen Abwägung der möglichen Handlungsalternativen bietet sich die Gelegenheit, den Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung optimal auszureizen.

6.2 Methoden zur Erfassung, Ordnung und Analyse motivationsgetriebener Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder

6.2.1 Erfassung und Strukturierung des Untersuchungsgegenstandes mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus

Ausgehend von den bestehenden Herausforderungen bei der Behandlung von Niederschlagswasser im Mischwassersystem in den Großstädten der Bundesrepublik Deutschland (Kapitel 6.1) galt es, den Untersuchungsgegenstand zu erfassen und zu strukturieren. Ausgangspunkt für den Ansatz einer solchen akteurzentrierten Untersuchung war die Frage nach der Beschreibung und Erklärung eines strategischen Umganges mit Niederschlagswasser in Verantwortung öffentlicher Stakeholder deutscher Großstädte. Neben der Identifizierung des niederschlagswasserbezogenen Planungsprozesses im Sinne der wirkenden abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren mit und ohne institutionellen Kontext, stellten die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder und deren Motivation den zentralen Schwerpunkt dieser Forschungsarbeit dar. Es war also erforderlich, den Wissensstand zu abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren – ob mit oder ohne institutionellen Kontext – zu erfassen und zu strukturieren. Auf diese Weise ließen sich der institutionelle Rahmen des Entscheidungsprozesses und gleichzeitig die Veränderungsprozesse ganzheitlich abbilden. Außerdem waren auch die Stakeholder und deren Handlungsorientierungen einzubinden, um die identifizierten Stakeholder unter Berücksichtigung der Interessen ihrer Fachbereiche miteinander in Beziehung setzen zu können. Hierfür wurde mit dem akteurzentrierten Institutionalismus nach MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995a) und (1995b) erstmalig ein vergleichendes **Analyseschema** für die stakeholderbasierte Entscheidungsfindung beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser und eine Vorgehensweise für dessen Anwendung entwickelt (Kapitel 3.1). Der Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus basiert auf der Annahme, dass die Handlungen und Verhaltensweisen der Stakeholder von den abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren beeinflusst, aber nicht gänzlich von ihnen gesteuert werden. Das Analyseschema lässt somit offen, an welcher Stelle der Stakeholder die Interessen seines Fachbereiches vertritt, auf die Veränderungen in der Abwasserbeseitigung reagiert oder seine persönliche Meinung wiedergibt. Im Laufe der vorliegenden Forschungsarbeit erwies es sich von großem Vorteil, dass – wie von DILLER C. (2013: 4ff) bereits festgestellt wurde – die Bausteine des akteurzentrierten Institutionalismus und deren Elemente themenspezifisch angepasst werden können, ohne den Anspruch auf Vollständigkeit haben zu müssen. So waren beispielsweise Machtverhältnisse, Persönlichkeitsstrukturen der Gruppenmitglieder und Koordinationshemmnisse für die Untersuchung nicht relevant. Obwohl diese zwar zur Festlegung einer Entscheidung von wesentlichem Interesse sind, sollten sie nicht für die grundlegende Motivation eines jeden Stakeholders ausschlaggebend sein. Demzufolge konnte die Motivation des Handelns der Stakeholder erfasst, analysiert und bewertet werden, ohne dass diese durch die zugrundeliegenden Konstellationen und Interaktionsformen zwischen den Stakeholdern, wie auch durch deren Fähigkeit, innerhalb eines Entscheidungsprozesses zu agieren, beeinflusst werden. Ergo konnten mithilfe des auf dem akteurzentrierten Institutionalismus basierenden Analyseschemas Rückschlüsse gezogen werden, welche Motivation Stakeholder zur Wahl einer bestimmten Handlungsalternative in Bezug auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung veranlasst.

Da MAYNTZ R. & SCHARPF F. W. (1995a: 47f) zur **Vereinfachung der Komplexität** des Untersuchungsgegenstandes explizit eine Minimalklassifikation der Regelungen vorschlagen, wird unterstellt, dass

Entscheiden und Handeln aller Stakeholder auf den Elementen des vorgestellten institutionellen Kontext gleichermaßen basieren. Die Auswahl der Stakeholder beschränken sich auf fünf ausgewählte korporative Akteure, deren kommunale Aufgaben auch die großstädtische und infrastrukturelle Entwicklung unter Berücksichtigung niederschlagswasserbezogener Fragestellungen umfassen (Kapitel 3.1.4). Ergo wurde nicht jeder einzelne planungsrelevante Akteur für jedes mögliche Planungsszenario abgebildet. Darauf aufbauend erlaubte das Analyseschema eine unabhängige wie auch zusammenhängende Betrachtung der Einflussfaktoren. Somit war es möglich aufzuzeigen, welche Probleme entsprechend der zugrundeliegenden abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren zu welchen konkreten Entscheidungsfindungen führen.

Der akteurzentrierte Institutionalismus erwies sich zur detaillierten Analyse niederschlagswasserbezogener Entscheidungen unter Berücksichtigung der räumlichen Gegebenheiten, der Handlungsorientierungen und der soziodemografischen Merkmale der Stakeholder als besonders geeignet und gut anwendbar. Weiterhin ermöglichte das Analyseschema den Untersuchungsgegenstand zu konkretisieren und zu strukturieren. Darauf aufbauend wurde die Vorgehensweise zur Erhebung von Informationen (Kapitel 3.2, 3.3 und 4.3) und deren Generalisierung mittels Typenbildung (Kapitel 3.4) reflektiert und hergeleitet. Demgegenüber war eine Beantwortung der Forschungsfragen allein mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus nicht möglich. Unabhängig vom zugrundeliegenden theoretischen Ansatz wäre eine widerspruchsfreie Klassifizierung der Großstädte und eine darauf aufbauende theoretische Herleitung der motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster nur umsetzbar gewesen, wenn im Vorfeld die entscheidungsrelevanten Bewertungskriterien bundesweit bekannt gewesen wären. Das hätte wiederum eine sachlogische Selektion der räumlichen Gegebenheiten auf eine handhabbare Anzahl erlaubt, woraufhin theoretische Annahmen zu treffen sind. Zudem ergeben sich angesichts der hohen Anzahl an Bewertungskriterien ebenfalls sachlogisch begründbare Variationen, deren Wahrheitsgehalt aber erst durch die Empirie zu verifizieren oder zu falsifizieren war.

6.2.2 Analytischer-Hierarchie-Prozess zur multikriteriellen Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung

Neben der Erfassung und Strukturierung des Untersuchungsgegenstandes mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus (Kapitel 6.2.1) galt es zur Beantwortung der Forschungsfragen den Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung abzuwägen. Bei der Aufarbeitung des Wissensstandes zum Umgang mit Niederschlagswasser zeichnete sich früh ab, dass die verschiedenen RWB-Maßnahmen vielfältige Vorzüge zur Bewältigung von abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen haben (Kapitel 6.1). Ergo wäre eine niederschlagswasserbezogene Adaptation nur zielführend, wenn die Entscheidung der Handlungsalternative zur Bewältigung einer oder mehrerer konkreter zugrundeliegender Herausforderungen beiträgt. Durch den Einsatz des AHP ist es gelungen, das vorliegende Entscheidungsproblem trotz einer hohen Anzahl an Bewertungskriterien hochgradig zu strukturieren und somit transparent aufzuarbeiten. Demzufolge konnte das Entscheidungsproblem verständlich und nachvollziehbar aufgearbeitet werden, sodass neben der Bewertung auch die resultierenden Ergebnisse sowohl

für die Stakeholder als auch für Dritte einfacher zugänglich waren bzw. sind. Da die Bewertungskriterien auf den wissenschaftlich und in der Praxis validierten und somit anerkannten RWB-Zielen basieren (Kapitel 3.2), war seitens der Stakeholder nur die Gewichtung der ausgewählten Bewertungskriterien vorzunehmen. Trotz unterschiedlicher raumbezogener Voraussetzungen basieren die Ergebnisse auf einer einheitlichen und somit vergleichbaren Bewertungs- und Entscheidungsmethode, bei der die Stakeholder bei ihrer Entscheidungsfindung entlastet werden konnten (Aussage 4.3). Am Ende bildeten die Bewertungen durch die Stakeholder die Grundlage für eine statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder und den sich ändernden großstädtischen Rahmenbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland.

Der AHP erlaubte das Entscheidungsproblem in einer **Hierarchie** zu strukturieren (Axiom 3), ohne die drei anderen Axiome zu verletzen. Demzufolge konnte die Komplexität des Entscheidungsproblems reduziert und somit die Transparenz für die Stakeholder erhöht werden (Aussage 5.1). Weiterhin konnten die Stakeholder die Bewertungskriterien weitestgehend unabhängig voneinander bewerten (Aussage 5.2.). In diesem Zusammenhang wurde deutlich, dass eine realitätsgetreue Abbildung angesichts der hohen Anzahl an Bewertungskriterien schwierig war. Zum einen war es erforderlich, dass sich die Bewertungskriterien eindeutig voneinander abgrenzen ließen. Zum anderen galt es, die Komplexität der Hierarchie auf ein Minimum zu reduzieren, um die Transparenz zu erhalten. Infolgedessen musste eine Selektion jener Bewertungskriterien erfolgen, die entsprechend plausibler sachlogischer Annahmen für die Entscheidungsfindung nicht bedeutend waren. Es kann also nicht ausgeschlossen werden, dass ein oder mehrere selektierte Bewertungskriterien für den einen oder anderen Stakeholder bewertungsrelevant gewesen wären (Frage A). Eine mögliche Abhängigkeit zwischen den Bewertungskriterien wurde dagegen als gering eingeschätzt, was eine widerspruchsfreie Interpretation der Ergebnisse zuließ. Demzufolge waren die methodischen Grundsätze für den Einsatz des AHP erfüllt, sodass nicht auf das aufwändigere Entscheidungsmodell Analytischer-Netzwerk-Prozess (Analytic Network Process; ANP) zurückgegriffen werden musste. Der ANP wäre eine Weiterentwicklung des AHP, die Axiom 3 aufgibt und Abhängigkeiten sowohl zwischen den Ebenen als auch innerhalb der Ebenen zulässt (vgl. SAATY T. L. 1996).

Auf Grundlage der Hierarchie wurden die **paarweisen Vergleiche** der Bewertungskriterien einer Ebene vorbereitet und den Stakeholdern zur Bewertung vorgelegt. Auf diese Weise konnten alle Bewertungskriterien miteinander verglichen werden, ohne eine zu große Abstraktionsleistung der Stakeholder einzufordern. Zudem wurde das Risiko minimiert, dass interessenbezogene Bewertungskriterien unverhältnismäßig hoch gewichtet werden. Jedoch war die Darstellung des Paarvergleiches von der Online-Umfrage-Applikation LimeSurvey abhängig. Deren grafische Oberfläche erlaubte keine Gegenüberstellung von Bewertungskriterien in einer Zeile, in der die Bewertung idealerweise über einen dazwischen liegenden Schieberegler erfolgt. Bei der tatsächlichen Ausführung kann die suggestive Wirkung und/oder individuell verschiedene Interpretation von Formulierungen nicht ausgeschlossen werden. Folglich ist es auch nicht unerwartet, dass seitens der Stakeholder die Vorteile eines paarweisen Vergleiches gegenüber einer direkten Gewichtsvergabe – trotz der hohen Anzahl an Bewertungskriterien – nicht gänzlich überzeugt haben (Aussage 6.1, 6.2 und 6.4). Neben inkonsistenten Antworten musste somit auch das Risiko eines Abbruches in Kauf genommen werden, was sich wiederum auf die Güte der empirischen Datenerhebung auswirkte. Erschwerend

kam hinzu, dass zum Zeitpunkt der Befragung keine Warn- und Wiederholungsschleife zur Verfügung stand, sodass inkonsistente Bewertungen nicht durch die Stakeholder korrigiert werden konnten. Jedoch ergab eine Überprüfung der Ergebnisse mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen, dass die Abweichungen der inkonsistenten Bewertungen vertretbar sind (Kapitel 5.2.3). Die Benutzeroberfläche trug auch dazu bei, dass die Stakeholder nicht uneingeschränkt davon überzeugt waren, dass der AHP den Bewertungs- und Entscheidungsprozess (Aussage 5.3) und das Entscheidungsproblem verständlich an Dritte vermittelt (Aussage 5.4). Eine transparente Darbietung dieser Sachverhalte ist aber essenziell, um die Akzeptanz der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung bei allen Akteuren einer Großstadt zu fördern. Aus dieser Erfahrung heraus ist der Einsatz eines AHP nur zu empfehlen, wenn der Sachverhalt und die Aufgabenstellung auch über die Darstellungsform verständlich und anwenderspezifisch dargestellt werden können. Anderweitig ist abzuwägen, ob alternative – wenngleich auch konventionelle und dafür vertraute Bewertungs- und Entscheidungsmethoden wie die einfache Nutzwertanalyse – den Entscheidungsprozess besser nachvollziehen lassen.

Die Berechnung der **lokalen** und **globalen Gewichtungen** wurde mit der eigens programmierten Excel-Vorlage effizient ausgeführt (Kapitel 5.2.2). Ausgehend vom vordefinierten fünfmaligen Quadrieren aller Evaluationsmatrizen konnte das Ergebnis bei der Berechnung aller Einzelgewichtungen verbessert werden, ohne die Anzahl an Wiederholungen unendlich auszudehnen. Es war dabei festzustellen, dass die Korrektur der Einzelgewichtungen bei den Datensätzen mit konsistenten Bewertungen geringer war als bei den Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen. Diese Abweichungen waren vertretbar, da sich keine der Rangfolgen veränderte und die Verzerrung bei der Gewichtungsverteilung nur wenige Prozentpunkte betrug. Analog zu den Erkenntnissen von LUSTI M. (2002: 36ff) war der Unterschied zwischen den groben und den exakten Ergebnissen der Potenzmethode gering.

Darauf aufbauend wurde **die Konsistenz der Bewertungen** aller teilnehmenden Stakeholder überprüft (Kapitel 5.2.2). So waren bei 60 % der Stakeholder die paarweisen Vergleiche widerspruchsfrei und stellten folglich eine solide Grundlage für die anschließende Typenbildung dar. Bei den verbliebenen 40 % musste überprüft werden, ob sich die widersprüchlichen Angaben auf die Ergebnisse auswirken könnten (Kapitel 5.2.3). Aufgrund der hohen Anzahl an Bewertungskriterien bestand – wie nach RIEDL K. (2006: 108) anzunehmen war – von vornherein das Risiko, dass einzelne Bewertungen nicht korrekt vorgenommen werden. Zudem ist nicht auszuschließen, dass während der paarweisen Vergleiche aller Bewertungskriterien die Stakeholder sowohl die Interessen ihres Fachbereiches vertreten, aber auch bewusst auf die Veränderungen in der Abwasserbeseitigung reagieren, oder ihre persönliche Meinung wiedergeben (Kapitel 6.2.1). Die Entscheidungen eines Stakeholders basieren somit nicht mit Sicherheit auf derselben Wahrnehmung, was ebenfalls zu widersprüchlichen Bewertungen führen kann. Jedoch ist aus der trennscharfen Clusteranalyse zwischen den Datensätzen mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen abzuleiten (Kapitel 5.2.2 und 5.2.3), dass die Bewertungskriterien seitens der Stakeholder nicht wahllos bewertet wurden und die widersprüchlichen Angaben somit auf die Komplexität des Entscheidungsproblems zurückzuführen sind. Aufgrund der guten Vergleichbarkeit zwischen den konsistenten und inkonsistenten Bewertungen sind auch Manipulationsversuche auszuschließen. Ergo ist mit hinreichender Sicherheit anzunehmen, dass die Verzerrung der Ergebnisse von geringem Ausmaß ist. Auf diese Weise

konnten alle zugrundeliegenden Datensätze zur weiteren statistischen Untersuchung hinzugezogen werden. Eine grundsätzliche Verminderung oder gar Verhinderung von inkonsistenten Bewertungen war durch die zur Anwendung gekommene Online-Umfrage-Applikation LimeSurvey mit den genannten Einschränkungen nicht zu leisten.

Inwieweit die Ergebnisse von der Variation der Bewertungskriterien abhängig sind, könnte grundsätzlich mithilfe einer Software (ExpertChoice etc.) überprüft werden. Die Software ist dabei so ausgelegt, dass sie durch die Veränderung eines Gewichtes den Zeitpunkt des Rangwechsels innerhalb der Handlungsalternativen darstellt. Analog zum Beispiel von MEIXNER O. & HAAS R. (2002: 196ff) waren zur Beantwortung der Forschungsfragen keine Handlungsalternativen per se auszuwählen, sondern die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder zu erschließen. Um Rückschlüsse auf die Merkmalsausprägungen ziehen zu können, bedurfte es wiederum ortsansässiger Stakeholder zur Bewertung der Kriterien. Demnach wäre ein externer Eingriff auf die resultierenden Gewichtungen sachlogisch nicht begründbar. Zumal solch ein Eingriff voraussetzt, dass alle anderen Bewertungskriterien konstant bleiben, was aufgrund der Komplexität des Entscheidungsproblems als äußerst unrealistisch eingeschätzt wird. Eine Veränderung von mehr als einem Bewertungskriterium würde wiederum die Interpretation erschweren. Infolgedessen wurde an dieser Stelle auf eine **Überprüfung der Sensitivität** verzichtet.

Obwohl der AHP die Komplexität des Entscheidungsproblems erfasst und gleichzeitig den Zugang zur Gewichtung der Bewertungskriterien vereinfacht, sind die Stakeholder nicht gänzlich von dieser Entscheidungs- und Bewertungsmethode überzeugt (Aussage 4.1 und 4.4). Demzufolge kann der Einsatz des AHP für kommunale Entscheidungsprozesse nicht uneingeschränkt befürwortet werden (Aussage 7.3). Unter Umständen könnte eine dem Gegenstand angepasste **Software** bzw. eine Implementierung des AHP in ein GIS mit anwenderfreundlicher Bedienoberfläche die Stakeholder positiver stimmen. Auf diese Weise ließe sich bei der Durchführung der paarweisen Vergleiche einerseits die Nutzerfreundlichkeit erhöhen und andererseits eine Möglichkeit zur Korrektur für inkonsistente Bewertungen implementieren, woraufhin sich die Qualität der Ergebnisse verbessern sollte. Im Falle eines niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozesses wäre somit von einer zunehmenden Akzeptanz auszugehen, zumal nach Ansicht der Stakeholder eine anerkannte Entscheidungs- und Bewertungsmethode den Entscheidungsprozess grundsätzlich unterstützen würde (Aussage 7.2). Zudem sollte sich bei einer weiteren empirischen Datenerhebung eine solche Software auch positiv auf die Rücklaufquote auswirken. Nichtsdestotrotz wäre für kommunale Entscheidungsprozesse ein Einsatz der in der Bundesrepublik Deutschland vertrauteren Nutzwertanalyse oder einer anderen bewährten Entscheidungs- und Bewertungsmethode zu empfehlen, welche für die vorliegende Forschungsarbeit aus den im Kapitel 3.2.4 näher beschriebenen Gründen bewusst nicht zur Anwendung kamen. In diesem Zusammenhang deutet sich aber an, dass die Stakeholder in ihrer beruflichen Tätigkeit kaum mit alternativen Bewertungs- und Entscheidungsmethoden konfrontiert werden (Frage B). Es fehlt den Stakeholder an Erfahrung beim Umgang mit dem AHP – aber letztlich auch mit alternativen Bewertungs- und Entscheidungsmethoden – ebenso wie an Vorbildern und positiven Beispielen, die den Nutzen solcher Methoden belegen. Die Bereitstellung solcher Beispiele kann dazu führen, dass Stakeholder in Zukunft den Einsatz des AHP in Betracht ziehen (vgl. TRELA K. 2017: 171).

6.2.3 Onlinebasierte Befragung zur Erhebung von niederschlagswasserbezogenen Wahrnehmungen

Um den Beitrag einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung deutscher Großstädte nicht nur theoretisch ableiten, sondern realitätsnah bestimmen zu können, bedurfte es einer empirischen Datenerhebung. Im Hinblick auf den Untersuchungsraum (Kapitel 4) bot sich für die vorliegende Forschungsarbeit eine onlinebasierte Befragung an (Kapitel 3.3), um – im Vergleich zur Befragung von einigen wenigen Stakeholdern – mithilfe einer Vollerhebung das Risiko einer verzerrten Wahrnehmung zu reduzieren.

Hierzu wurde ein Verzeichnis erstellt, das die erforderlichen Informationen für eine Kontaktierung aller Stakeholder ermöglichte. Um eine hohe **Güte der empirischen Datenerhebung** sicherzustellen (Kapitel 5.1.1), wurden Stakeholder aus 20 ausgewählten Großstädten im Vorfeld der onlinebasierten Befragung telefonisch kontaktiert. Trotz dieser intensiven Bemühungen nahmen nur 42 bzw. 12 % der 347 aufgelisteten Stakeholder teil. Möglicherweise sind die 88 % Unit-Nonresponse in erster Linie auf den Aufwand der onlinebasierten Befragung zurückzuführen. Hierbei mussten die teilnehmenden Stakeholder neben klassischen Fragestellungen eine anspruchsvolle Bewertung der Bewertungskriterien vornehmen (Kapitel 6.2.2). Die Teilnahme an der onlinebasierten Befragung entspricht bisherigen Erfahrungen anderer wissenschaftlicher Arbeiten, die üblicherweise eine zehn- bis zwanzigprozentige Rücklaufquote vorzuweisen haben. Es kann an dieser Stelle nur vermutet werden, inwieweit eine noch intensivere Bemühung, Stakeholder zur Teilnahme zu bewegen, zweckdienlich gewesen wäre. Zwar brachte die telefonische Kontaktaufnahme eine höhere Rücklaufquote (16 %), war aber mit einem deutlich höheren Aufwand verbunden. Die Anrufe mussten oftmals wiederholt werden, da Stakeholder aufgrund von Terminen, Urlaub, Krankheit, Pause oder der geringeren Priorität solcher Anfragen nicht unmittelbar erreichbar waren oder von sich aus zurückgerufen haben. Außerdem hätte eine Erhebung, die von vornherein auf eine Stichprobe ausgelegt wäre, zwar zu einer höheren Rücklaufquote führen können, aber die Anzahl an zugrundeliegenden Datensätzen nicht zwangsläufig erhöht. Letztere war bedeutend, da die Cluster bei der Typenbildung mittels einer Clusteranalyse durch hinreichend viele Datensätze besetzt sein müssen (Kapitel 3.4). Für die statistische Auswertung galt es am Ende zu beachten, dass zur analytischen Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes Kennzahlen von nichtparametrischen Tests hinzuzuziehen waren, deren Aussagekraft hinreichend, aber letztlich den der parametrischen Tests unterlegen ist.

Folglich galt die Aufmerksamkeit besonders der **Repräsentativität der empirischen Datenerhebung** (Kapitel 5.1.2), die zufriedenstellend ist. Zum einen hatten alle Stakeholder der Grundgesamtheit vergleichbare Chancen zur Teilnahme an der onlinebasierten Befragung und hätten somit gleichermaßen Bestandteil dieser Stichprobe werden können. Zum anderen entsprach die Häufigkeitsverteilung der Merkmalsausprägungen den – soweit bekannt – realen Werten in der Grundgesamtheit (Kapitel 5.3). Demzufolge ergaben sich keine systematischen Ausfälle durch die Unit-Nonresponses, die sich negativ auf die statistische Untersuchung auswirken würden. Einzige Ausnahme war die institutionelle Zugehörigkeit der Stakeholder. Um eine belastbare statistische Untersuchung vorzunehmen, musste eine statistische Korrektur vorgenommen werden. Aus diesem Grund wurden die zugrundeliegenden Datensätze in Abhängigkeit von der Stellung der Stakeholder in der Kommune mit einem Gewichtungsfaktor multipliziert. Diese Gewichtung kann einerseits als Korrektur bzw.

Entzerrung gegenüber den realen Werten verstanden, aber andererseits auch als Verzerrung interpretiert werden. Damit die Ergebnisse weiterhin der Realität entsprechen und zu keiner offensichtlichen Verzerrung der Werte führen, wurde die anteilige Berücksichtigung einzelner Datensätze auf das fünfeinhalbfache begrenzt. Darum war es nötig, Datensätze von Vertretern aus Fachausschuss/-gremium zu entfernen und auf deren Auswertung zu verzichten (Kapitel 5.3.5).

Bei der angestrebten **Vollerhebung** mit einer Grundgesamtheit von 347 Stakeholdern griffen insgesamt 158 Stakeholder (46 %) auf die onlinebasierte Befragung zu. Ob die Stakeholder das Anschreiben per E-Mail wahrgenommen haben, ist aus den zur Verfügung stehenden Informationen nicht zu erschließen. Auch kann nicht mit Sicherheit ergründet werden, warum nur 42 der 158 Stakeholder (27 %) den Fragebogen vollständig ausgefüllt haben und inwieweit einzelne Rückläufe von nichtintendierten Zielpersonen stammen, die ihre Identität verschleiern (vgl. BAUR N. & FLORIAN M. J. 2009: 117). Ausgehend von den bekannten **formalen** und **inhaltlichen Fehlerquellen** (Kapitel 3.3.2) ist nicht auszuschließen, dass der umfangreiche paarweise Vergleich zwischen den Bewertungskriterien aufgrund un- bzw. missverständlicher Frageformulierungen suggestiv wirkte (Formulierungseffekt) und/oder unterschiedlich und somit missverständlich interpretiert wurde (interindividuelle Verständlichkeit). Ebenfalls kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Stakeholder – unabhängig von ihrer eigenen Wahrnehmung (Aussage 3.2) – nicht oder nicht hinreichend über die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung informiert sind (engl.: Non-Options) und somit ihre Wahrnehmung zu diesem Thema nicht teilen konnten. Zudem wird auch der zeitliche Aufwand, der zur vollständigen Beantwortung des Fragebogens notwendig war, als Ursache für vorzeitige Abbrüche angesehen. Es ist anzunehmen, dass Stakeholder aufgrund des Hinweises im Anschreiben von einer Teilnahme abgesehen haben, während andere während der Beantwortung der Fragen die Teilnahme abgebrochen haben. Da die Antworten bei deren Eingabe einer Plausibilitätsprüfung unterzogen wurden, kann Item-Nonresponse ausgeschlossen und können alle zugrundeliegenden Datensätze für die statistische Untersuchung hinzugezogen werden.

Da sich bei der **vollkommen standardisierten Befragung** die vorstrukturierten Fragen völlig gleichen, liefen die Befragungen nach dem gleichen Muster ab. Der Spielraum innerhalb der onlinebasierten Befragung wurde im Vorfeld so weit wie möglich reduziert, indem offene Fragen nur eine ergänzende Funktion hatten und vorwiegend geschlossene Fragen gestellt wurden. Die weitestgehend numerischen Antwortmöglichkeiten ermöglichten es, die erhobenen Daten von der Online-Applikation LimeSurvey in die Datenbank des SPSS zu übernehmen und statistisch auszuwerten. Ein Pretest hat wesentlich dazu beigetragen, Erhebungsfehler zu beheben und Missverständnisse zu beseitigen.

Basierend auf der zugrundeliegenden **Qualität der onlinebasierten Befragung** sind die ergebnisbezogenen Aussagen (Kapitel 5.2 bis 5.4) uneingeschränkt für die Stichprobe gültig. Demgegenüber lassen sie sich nicht uneingeschränkt verallgemeinern bzw. auf die Grundgesamtheit übertragen. Da die Stichprobe jedoch als repräsentativ gelten kann, lassen sich dennoch Tendenzen für die Grundgesamtheit ableiten. In Bezug auf die Handlungsorientierung der Stakeholder sind die ergebnisbezogenen Aussagen nochmals kritischer zu bewerten, zumal es bei der Gewichtung zur Umkehr der Rangfolge zwischen *M-Typ Neutrum* und *Ökonom* kam.

6.2.4 Extraktion von digitalen Themenkarten zur Erfassung und Strukturierung der räumlichen Gegebenheiten

Für die Beschreibung des Untersuchungsraumes (Kapitel 4), aber auch für die weiterführende statistische Untersuchung, galt es, die räumlichen Gegebenheiten der deutschen Großstädte zu erfassen. Während die soziodemografischen Merkmale der Stakeholder mithilfe der onlinebasierten Befragung erfasst wurden, konnte ein Teil der räumlichen Gegebenheiten der Fachliteratur entnommen bzw. bei den zuständigen Institutionen abgefragt werden. Für die verbliebenen räumlichen Gegebenheiten standen Rohmaterialien in Form von alphanumerischen Datensätzen oder digitalem Kartenmaterial in unterschiedlicher Qualität zur Verfügung.

Während die **alphanumerischen Datensätze** direkt in die Datenbank übernommen wurden, stellen die digitalen Themenkarten die entsprechenden Merkmalsausprägungen für einen konkreten Zeitpunkt oder -raum und räumlichen Bezug bildlich dar. Aus diesem Grund war es nicht notwendig, die großstädtischen Merkmalsausprägungen über andere Indikatoren herzuleiten. **Thematische Karten** zeichnen sich dadurch aus, dass ihre Qualität nicht durch Störgrößen (Wolken, Schatten etc.) gemindert wird, die einen wesentlichen Einfluss auf die Bearbeitung und Auswertungen der großstädtischen Merkmalsausprägungen haben könnten. Bei den zur Verfügung stehenden thematischen Karten handelte es sich um maßstabsgerechte Abbildungen. Es war erforderlich, das digitale Kartenmaterial in ein GIS zu importieren, mit dem Layer der Gemeinde zu verschneiden und die resultierenden Informationen auszulesen.

Während ein Teil der digitalen Themenkarten lagegetreu vorlag, mussten die verbliebenen thematischen Karten georeferenziert werden. In Abhängigkeit von der Auflösung unterscheidet sich die Qualität der **Georeferenzierung**. Um die manuelle Zuweisung der raumbezogenen Informationen optimal ausführen zu können, bedurfte es vergleichender Referenzpunkte. In diesem Fall wurden Referenzpunkte entlang des Grenzverlaufes der Bundesrepublik Deutschland ausgewählt. Da die Grenzelemente eindeutig zuzuordnen waren, können Abgrenzungsfehler ausgeschlossen werden. Jedoch war bei einer höheren Auflösung eine exaktere Zuordnung der Referenzpunkte möglich als bei einer geringeren Auflösung. So können bereits unterschiedliche Linienstärken zu einer Abweichung der Lage geführt haben. Eine visuelle Kontrolle der Georeferenzierung entlang des gesamten Grenzverlaufes und stichpunktartiger Referenzpunkte innerhalb der Bundesrepublik Deutschland zeigte aber keine oder nur vernachlässigbare Abweichungen auf, sodass sich die Georeferenzierung nicht auf die Qualität der Datensätze auswirkt.

Demgegenüber muss die Auswirkung auf die Qualität der Datensätze durch die **visuelle Erfassung** der Information differenziert betrachtet werden. Auf der einen Seite konnte der räumliche Bezug für einen Teil der räumlichen Gegebenheiten exakt auf die Großstädte projiziert werden, woraufhin Fehlinterpretationen bei der Übertragung der Informationen in die Datenbank ausgeschlossen werden können. Auf der anderen Seite ist die räumliche Auflösung der verbliebenen Merkmalsausprägungen detaillierter als die räumliche Ausbreitung einer Großstadt. Infolgedessen stellt bei einer heterogenen Charakteristik die dominierende Merkmalsausprägung die Information dar (Flächendominanzprinzip). Da in diesem Fall lediglich Bilddaten ohne Metadaten vorlagen, ist die Qualität stark abhängig von der merkmalsausprägungsbezogenen Heterogenität. Wenn eine Ausprägung offensichtlich dominiert ($\geq 66\%$), kann eine Fehlinterpretation nahezu ausgeschlossen werden. Fehlt eine solche dominierende Merkmalsausprägung, steigt das Risiko einer Fehlinterpretation mit einer

immer homogeneren Verteilung zweier oder mehrerer Merkmalsausprägungen. Generalisierte Merkmalsausprägungen können wiederum die Ergebnisse essenziell beeinflussen. Auf diese Weise ergibt die visuelle Erfassung der Informationen die Wirklichkeit nur bedingt wieder und kann somit die ergebnisbezogenen Aussagen verfälschen. Eine alternative Vorgehensweise wäre die Bildung von heterogenen Kategorien mit Angaben der anteiligen Merkmalsausprägungen. Dies hätte aber die Verständlichkeit der Darstellung negativ beeinflusst. Darüber hinaus wäre ebenfalls eine visuelle Erfassung der Information durch eine Person erforderlich gewesen, sodass dieser Ansatz nicht weiter verfolgt wurde. Es sei erwähnt, dass die räumlichen Gegebenheiten separat erfasst wurden, sodass kein Merkmal durch das Flächendominanzprinzip diskriminiert wurde.

In Folge der Datenaufbereitung ist festzustellen, dass die **Qualität der Datensätze** und somit auch der statistischen Untersuchung von den zugrundeliegenden Informationen bzw. Daten abhängig ist. So wäre eine Erhöhung der Qualität durch thematische Karten in Form von (amtlichen) georeferenzierten Raster- und/oder Vektordaten unter Einbeziehung derer Metadaten möglich. Auf diese Weise lägen lagegetreue thematische Karten vor, wodurch der zeitliche Arbeitsaufwand essenziell reduziert werden kann. Zudem bestünde die Möglichkeit, die räumlichen Gegebenheiten nach einer Verschneidung der Layer berechnen zu lassen. Hierfür wären aber – sofern solche thematischen Karten vorlägen – hohe finanzielle Aufwendungen zu tätigen. Es gilt also stets abzuwägen, ob die zu erwartende Erhöhung der Qualität der Datensätze den höheren finanziellen Aufwand rechtfertigt. Da für alle räumlichen Gegebenheiten eine hinreichende Qualität der Datensätze nachgewiesen wurde, spräche das gegen den finanziellen Aufwand. Die Extraktion von digitalen Themenkarten ermöglichte somit eine weiterführende Untersuchung, da die Abwägung des Beitrages zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung mit den prägenden Veränderungen der deutschen Großstädte abgeglichen werden konnte.

6.3 Zusammenhänge zwischen den motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder und den sich wandelnden großstädtischen Rahmenbedingungen

6.3.1 Essenz der Motivations-Typen für die Ergründung des motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmusters der Stakeholder beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser

Für die Stakeholder besitzt der Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Zusammenhang mit der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung bereits einen nennenswerten Stellenwert (Aussage 1.1). Von der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung erwarten die Stakeholder insgesamt positive technische, ökonomische und ökologische Effekte (Aussage 1.4) wie auch eine allgemeine Aufwertung des Stadtbildes (Aussage 1.5). Obwohl die Auswertung der beobachteten Antworten zum Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung ein differenziertes Bild ergab (Kapitel 5.2 und 6.2), erlaubte die Typenbildung vergleichbare Entscheidungs- und Verhaltensmuster zu sogenannten M-Typen zusammenzufassen.

Für die Typenbildung wurde nach Prüfung der Bedingungen eine Cluster- der Faktorenanalyse vorgezogen (Kapitel 3.4.3). Die vorangestellte sachlogische Abwägung ergab (Kapitel 5.2.2), dass eine trennscharfe **Clusteranalyse** zwischen den 25 Datensätzen mit konsistenten Bewertungen und den verbliebenen 17 Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen die vielversprechendste Vorgehensweise ist. Folglich erfolgte die Clusteranalyse separat für Datensätzen mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen, um weder die Datengüte noch die Repräsentativität der Stichprobe zu beeinträchtigen. Aufgrund der fehlenden Erfahrungen wurde auf eine automatisierte Konsistenzanpassung verzichtet, welche eine ganzheitliche Analyse aller Datensätze ermöglicht hätte. Die Ergebnisse, also die Cluster der Datensätze mit konsistenten Bewertungen und deren jeweiliges Pendant aus den Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen, waren im Wesentlichen vergleichbar und zeigten keine Diskrepanzen hinsichtlich der Charakteristiken. Zur Absicherung wurde zusätzlich eine ganzheitliche Clusteranalyse durchgeführt, deren Ergebnis dem der trennscharfen Clusteranalyse nicht widersprach. Die identifizierten Abweichungen sind minimal und sachlogisch hinnehmbar (Kapitel 5.2.3). Demzufolge konnten alle zugrundeliegenden Datensätze ausgewertet und das Risiko weniger repräsentativer Ergebnisse reduziert werden, ohne dass sich diese Vorgehensweise negativ auf die weiterführende statistische Untersuchung auswirkte. Darüber hinaus waren entsprechend der argumentativen Abwägung gegenüber den alternativen Vorgehensweisen (Kapitel 5.2.2) anderweitig keine qualitativ besseren Ergebnisse zu erwarten. Mithilfe der fünffachen Potenzmethode konnte außerdem die Berechnung der lokalen und globalen Prioritäten optimiert werden, sodass die Gewichtungen aller Datensätze dem genauen Wert näher kamen. Ergo ist mit hinreichender Sicherheit anzunehmen, dass die Verzerrung der Ergebnisse von geringem Ausmaß ist und diese die Typenbildung nicht wesentlich beeinflusste (Kapitel 6.2.2).

Folglich konnten alle ausgewählten Bewertungskriterien hinzugezogen und verarbeitet werden. Auf diese Weise sind keine weiteren Informationen verloren gegangen. Die Entscheidung, die Clusteranalyse auf der zweiten statt der dritten Ebene auszuführen, erwies sich ebenfalls als günstig. Zum einen bestand eine hinreichende, aber gleichzeitig handhabbare inhaltliche Differenzierung zwischen den acht zu vergleichenden Bewertungskriterien. Zum anderen konnten bei der separaten Auswertung der Attribute (Bewertungskriterien auf der dritten Ebene der Hierarchie) zwar vereinzelte, aber keine essenziellen Unterschiede festgestellt werden. Demzufolge konnte eine weiterführende Clusteranalyse nicht zwingend begründet werden, was wiederum auf einen zu kleinskalierten Abstraktionsgrad schließen lässt. Bei der Festlegung der **Clusterlösung** kam es zu keinem grundlegenden Widerspruch zwischen der sachlogischen Annahme, maximal eine 4er-Clusterlösung zu wählen, und der statistisch und letztlich auch argumentativ vorzuziehenden 3er-Clusterlösung. In diesem Fall entsprach die 4er-Clusterlösung nicht der sachlogischen Annahme (Kapitel 5.2.3), nach der die Stakeholder des vierten Clusters nicht die Anforderungen nach EG-WRRL, sondern die siedlungsstrukturellen und niederschlagswasserabflussbezogenen Anforderungen fokussierten. Infolgedessen stand die ermittelte 4er-Clusterlösung im Widerspruch, mögliche Konflikte zwischen der Anforderung an die Heterogenität der Clusterlösung zu vermeiden und eine größtmögliche Handbarkeit der Cluster zu erhalten. Aus diesem Grund ist auch anzuzweifeln, ob eine höhere Datengüte zu einer anderen Clusterlösung geführt hätte.

Die 3er-Clusterlösung erwies sich als robuste abgeschlossene Ordnung der stakeholderbezogenen Bewertungen zum Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt-

und Infrastrukturentwicklung. Die Charakteristik der Cluster ist eindeutig unterscheidbar und mit dem **M-Typ Siedler**, **M-Typ Neutrum** und **M-Typ Ökonom** unverkennbar bezeichnet. Ebenfalls sind die differenzierten Ausprägungen der Bewertungskriterien je M-Typ als robust einzuschätzen. Einerseits sind nur einzelne ausreißerverdächtige globale Prioritäten vertreten, was bei acht Bewertungskriterien von vornherein nicht gänzlich zu vermeiden war. Folglich führen die Datensätze eines jeden M-Types zu keiner essenziellen Verzerrung der Charakteristik. Bekräftigt wird diese Aussage dadurch, dass die aus den Datensätzen mit inkonsistenten Bewertungen hervorgehenden Cluster eine vergleichbare Charakteristik aufzeigten. Andererseits war nicht davon auszugehen, dass sich alle ausgewählten Bewertungskriterien innerhalb eines M-Types auffällig unterscheiden werden. Nichtsdestotrotz konnten sie entsprechend ihres ausschlaggebenden, bedeutenden oder nachrangigen Stellenwertes für den niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozess eindeutig klassifiziert werden. Diese Klassifikation unterstützte die Interpretation und Namensgebung der M-Typen und konnte darüber hinaus die Sensitivität gegenüber abweichenden Bewertungen verringern. In diesem Zusammenhang sind vor allem die charakteristisch vergleichbaren Datensätze mit konsistenten und mit inkonsistenten Bewertungen ermutigend, sodass wahrscheinlich weder eine Korrektur der inkonsistenten Bewertungen noch eine höhere Datengüte sich essenziell auf die Charakteristik der jeweiligen M-Typen auswirken würde.

Die Beschreibung der *M-Typen Siedler, Neutrum und Ökonom* ergab ein eindeutig differenziertes **Erscheinungsbild** zwischen den M-Typen, aber auch zwischen den untergeordneten Bewertungskriterien. So sticht bei der *Anpassung an den Klimawandel* das untergeordnete Bewertungskriterium *Reduktion des Niederschlagswasserabflusses* besonders hervor, während zwischen der *Reaktion auf die zunehmende Trockenheit* und *Reaktion auf steigende Temperatur* keine wesentliche Differenzierung vorlag und diese typenunabhängig einen geringen bis untergeordneten Stellenwert haben. Es liegt die Vermutung nahe, dass die Stakeholder allein durch die Begrifflichkeit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung beim Umgang mit dem Abfluss des Niederschlagswassers einen direkten Nutzen implizieren; zumal bei den beiden anderen Bewertungskriterien keine sachlogisch erklärbaren Kontingenzen ermittelt wurden (Kapitel 6.3.2). Es kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass unmittelbar vor und während der onlinebasierten Befragung das Thema (Stark-) Niederschlagsereignisse und deren Auswirkungen auf die technischen Infrastrukturen einer Großstadt (Kapitel 2.2.2) in den Medien stark präsent war, was sich wiederum auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder ausgewirkt haben könnte. Es ist auch gut möglich, dass die Großstädte in Bezug auf die weniger präferierten Bewertungskriterien bereits erfolgreich Adaptationen initiiert haben. Letztlich kann auch die räumliche Reichweite von RWB-Maßnahmen als kleinräumig oder sogar punktuell gedeutet werden, was eher den niederschlagsbezogenen *Rückstau, Überstau- und Überflutungsereignissen* und weniger den temperatur- und trockenheitsbezogenen Herausforderungen entspräche. Darüber hinaus lässt die grundlegende Charakteristik der M-Typen erkennen, dass der Handlungsbedarf gegenüber einem *guten ökologischen Zustand/Potenzial* und *guten chemischen Zustand/Potenzial* einen vergleichbaren Stellenwert hat; wobei der Handlungsbedarf gegenüber einem *guten mengenmäßigen Zustand* stets weniger bedeutend ist. Unter Umständen empfinden die Stakeholder, dass die Menge des Grundwassers nicht ohne weitere Diskussion über RWB-Maßnahmen beeinflusst werden sollte, da hohe Grundwasserstände beispielsweise zu Schäden an technischen Infrastrukturen führen können. Unter Umständen ist auch der Handlungsbedarf

gegenüber den *guten ökologischen* und *chemischen Zuständen/Potenzialen* vergleichsweise gegenwärtiger und/oder sichtbarer als es bei dem *guten mengenmäßigen Zustand* wahrgenommen wird.

Alles in allem führte die Bildung von M-Typen zum Ziel, vergleichbare Entscheidungsfindungen zu ordnen, zusammenzufassen, zu interpretieren und durch eine eindeutige Bezeichnung zu deklarieren. Auf diese Weise erlaubten die M-Typen, dass die Menge an zugrundeliegenden Informationen handhabbar aufgearbeitet werden konnte, wobei die M-Typen stellvertretend die Datengrundlage zur weiteren statistischen Untersuchung lieferten.

6.3.2 Essenz der identifizierten motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser

Für die vorliegende Forschungsarbeit stellten die M-Typen die Grundlage dar, um die Kontingenz zwischen den Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder und den sich ändernden abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen in den deutschen Großstädten zu untersuchen. Darauf aufbauend ließen sich die Motivationen der Stakeholder anhand ihrer differenzierten Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung in Form der *M-Typen Siedler*, *Neutrum* und *Ökonom* ergründen (Kapitel 6.3.1). Demzufolge war es nicht notwendig, jede einzelne Bewertung eines jeden Stakeholder mit den räumlichen Gegebenheiten, den Handlungsorientierungen der Stakeholder oder deren soziodemografischen Merkmalen abzugleichen. Die Reduzierung der teilnehmenden Stakeholder auf drei M-Typen begünstigte insgesamt die statistische Untersuchung auf Grundlage einer vergleichsweise geringeren Güte der empirischen Datenerhebung.

Die **allgemeine Häufigkeit** der M-Typen stellt sich folgendermaßen dar: *M-Typen Neutrum* und *Ökonom* sind gleichverteilt, der *M-Typ Siedler* ist doppelt so stark besetzt (Kapitel 5.2). Demzufolge sollten RWB-Maßnahmen vorzugsweise aus der siedlungsstrukturellen Entwicklung abgeleitet werden, deren Ausprägung wiederum die Funktionalität des Entwässerungssystems beeinflusst (Kapitel 2.1.5 und 2.4). So führt eine wachsende siedlungsstrukturelle Entwicklung oftmals zu einer Nahverdichtung, die wiederum eine höhere Versiegelung nach sich zieht. Ergo ist bei einem gleichbleibenden jährlichen mittleren Niederschlag und gleicher Anzahl an Starkniederschlagsereignissen pro Jahr insgesamt mit einem höheren Niederschlagswasserabfluss pro Quadratmeter zu rechnen. Dramatischer wird die Situation, wenn die beiden Letztgenannten in ihrer Intensität zunehmen (Kapitel 2.3). Gleichzeitig reduzieren sich bei einer wachsenden Siedlungsstruktur zumeist auch die Grün- und Freiflächen, sodass beim Einsatz einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung die technischen Möglichkeiten zunehmend eingeschränkt werden. Demgegenüber ist bei einer schrumpfenden siedlungsstrukturellen Entwicklung unter Umständen die Mindestdurchflussmenge nicht mehr gegeben, sodass manuelle Spülungen, eine Reduzierung der Kanalisationsdimension oder ein vollständiger Rückbau der technischen Infrastruktur notwendig werden. In solchen Fällen wäre anzuraten, RWB-Maßnahmen vor allem an der Funktionsfähigkeit des Entwässerungssystems auszurichten. Da die siedlungsstrukturelle Entwicklung sowohl gesamt- als auch teilstädtisch heterogen und gleichzeitig dynamisch verläuft, können Entwicklungen in den kommenden Jahren ins Gegenteil umschlagen bzw. stabile siedlungsstrukturelle Entwicklungen destabilisiert werden (Kapitel 2.2.1). Im Vergleich dazu ist bei den meisten anderen abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren eine konstante Entwicklung zu erwarten. Demzufolge ist nicht auszuschließen, dass für die Stakeholder des

M-Types Siedler die siedlungsstrukturelle Entwicklung mehrere abwasserwirtschaftliche Einflussfaktoren impliziert und diese gleichzeitig mit diesem Bewertungskriterium abbildet. Eine solche Korrelation zwischen den Bewertungskriterien würde dazu führen, dass andere Bewertungskriterien nicht mehr in ihrer tatsächlichen Priorität abgebildet werden. In diesem Fall wird aber eine abweichende Bewertung als unwahrscheinlich eingeschätzt, da bei einer städtischen und infrastrukturellen Entwicklung unter Hinzunahme der räumlichen Gegebenheiten minimale Korrelationen nicht ausgeschlossen werden können. Unter Umständen lässt sich die dominierende Stellung des *M-Types Siedler* auch dadurch erklären, dass die Siedlungsstruktur stellvertretend für sechs Entwicklungsindikatoren steht, wodurch die siedlungsstrukturelle Entwicklung fachgebietsübergreifend einen gesonderten Schwerpunkt darstellen könnte.

Obwohl der *M-Typ Siedler* dominiert, konnten keine Kontingenzen zwischen ihm oder den anderen beiden M-Typen und den **demografischen, sozialen und wirtschaftlichen Merkmalsausprägungen** der deutschen Großstädte nachgewiesen werden (Kapitel 5.3.2). Das ist umso erstaunlicher, da innerhalb des *M-Types Siedler* die Ausprägungen der Attribute für das Bewertungskriterium *Anpassung an Siedlungsstrukturentwicklung* im Vergleich zu den anderen Bewertungskriterien charakteristisch sind. Da Stakeholder aus (stark) wachsenden und (stark) schrumpfenden Städten gleichermaßen dem *M-Typ Siedler* zugeordnet werden, präferiert der *M-Typ Siedler* unabhängig von der gesamtstädtischen siedlungsstrukturellen Entwicklung wahrscheinlich innerstädtisch eine heterogene Entwicklung. Folglich wäre der Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung weniger an der zusammenfassenden gesamt-, sondern nach der individuellen innerstädtischen siedlungsstrukturellen Entwicklung auszurichten. Basierend auf dem Ansatz von GRAHAM S. & MARVIN S. (2001) bzw. den Aussagen von NAUMANN M. (2009) würde sich die räumliche Skalierung für Investitionen, die vor allem in den ökonomisch attraktiven Hot Spots getätigt werden, im Bereich der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf intra- statt interregionale siedlungsstrukturelle Entwicklungen ausrichten. Demgegenüber ist es nicht verwunderlich, dass der *M-Typ Ökonom* als einziger – wenn auch statistisch nicht signifikant – eine Abkopplung des Niederschlagswassers bei (stark) schrumpfender siedlungsstruktureller Entwicklung innerhalb einer Großstadt vorzieht, was bekanntlich nach KOZIOL M. (2006: 394f) aus Sicht der technischen Machbarkeit und des Kostendrucks wiederum interessanter ist.

Darüber hinaus gibt es drei **klimatische Merkmalsausprägungen** (Kapitel 5.3.3), die eine statistische Kontingenz einzig zum *M-Typ Neutrum* ergaben. So gibt es bei Stakeholdern aus Großstädten differenziert nach der *jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010* und der erwarteten *jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050* statistische Auffälligkeiten. Obwohl der *M-Typ Neutrum* die *Reaktion auf eine steigende Temperaturentwicklung* vergleichsweise am stärksten berücksichtigt, sind die Stakeholder aus den kühleren Großstädten bevorzugt dem *M-Typ Neutrum* zugehörig, während die anderen beiden M-Typen im gleichen Maße weniger vorkommen. Eine mögliche Erklärung wäre, dass die temperaturabhängigen Auswirkungen auf die Gesellschaft seit einigen Jahrzehnten öffentlich thematisiert wurden. Andere klimatische Einflussfaktoren werden dagegen erst seit der jüngsten Vergangenheit stärker medial aufgegriffen. Begünstigt wird dieser Umstand dadurch, dass die Messung der Temperatur gegenüber den (Stark-) Niederschlagsereignissen wie auch der Trockenheit exakter und vermittelbarer ist (Kapitel 2.3). Es ist also naheliegend, dass in den Großstädten schon viel früher temperaturbezogene Adaptationen initiiert worden sind und

diese bereits greifen, sodass die Stakeholder den Einsatz von RWB-Maßnahmen für andere Zwecke bevorzugen. Kühlere Großstädte sehen dagegen die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als mögliche Handlungsalternative, eine abwasserwirtschaftliche Herausforderung mit einem vergleichsweise geringeren großstädtischen Stellenwert zu bewältigen, zumal diesbezüglich RWB-Maßnahmen eher eine unterstützende als vollständig bewältigende Funktion einnehmen. Die Argumentation kann dadurch bestärkt werden, dass sich in Bezug zur erwarteten *jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050* ein vergleichbares Bild ergibt, auch wenn sich die Klassenbesetzung verschoben hat. Darüber hinaus ergaben sich ausgehend von der erwarteten *jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050* ebenfalls unterschiedliche niederschlagswasserbezogene Motivationen (Kapitel 5.3.3). Es konnte die Annahme bestätigt werden, dass die Stakeholder aus Großstädten mit zunehmenden Trockenperiodenereignissen vorzugsweise dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, welcher eine zunehmende Trockenheitsentwicklung am stärksten berücksichtigt. Daraus ist zu schließen, dass diese abwasserwirtschaftliche Herausforderung gezielt mit RWB-Maßnahmen, die zur Vernässung des Bodens beitragen, behoben werden soll. Es handelt sich dabei aber nur um einen mittleren statistischen und gleichzeitig hochsignifikanten Zusammenhang, was die Präsenz des *M-Typs Neutrum* bei Großstädten mit abnehmenden Trockenperiodenereignissen bekräftigt. Außerdem ist zu beachten, dass beim *M-Typ Neutrum* das Bewertungskriterium *Reaktion auf zunehmende Trockenheit* knapp über dem Schwellenwert hin zu einem bedeutenden Kriterium liegt. Die abweichende Häufigkeitsverteilung zwischen dem *M-Typ Siedler* und *Ökonom* ist hierbei gering und als statistischer Zufall zu interpretieren.

Weiterhin ergab die statistische Untersuchung keine einzige Kontingenz zwischen einer **abwasserwirtschaftlichen Merkmalsausprägung** und einem M-Typen, die sachlogisch begründbar gewesen wäre. Es konnte ermittelt werden, dass die Stakeholder aus derselben naturraumbezogenen Herkunft vereinzelt bestimmte M-Typen präferieren (Kapitel 5.3.4). Die M-Typen selbst lassen aber keine Rückschlüsse zu, inwieweit Neubau, Betrieb und die Instandhaltung der präferierten RWB-Maßnahmen von der geologischen, hydrologischen, biogeografischen und bodenspezifischen Beschaffenheit der Großstadt abhängig ist. Da hierzu keine weiteren Informationen erhoben wurden oder nachträglich abgeleitet werden können, soll an dieser Stelle auf einen rein spekulativen Erklärungsansatz verzichtet werden.

Im Vergleich dazu ging aus der statistischen Untersuchung hervor, dass Stakeholder in Abhängigkeit von ihrer **kommunalen Stellung** unterschiedliche Motivationen haben, die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zu nutzen (Kapitel 5.3.5). Jedoch spiegeln die statistisch nachgewiesenen Zusammenhänge nicht gänzlich die Motivation wider, welche durch die Aufgaben des Fachbereiches zu erwarten waren (Kapitel 3.1.4). Basierend auf der gewichteten Stichprobe – die als Korrektur gegenüber den realen Werten zu verstehen ist (Kapitel 6.2.3) – vertreten die Stakeholder des Amtes für Wasser/Umwelt vergleichsweise häufig den *M-Typ Neutrum*, der die klimatischen und niederschlagswasserspezifischen Bewertungskriterien besonders begünstigt. Demzufolge präferieren sie den Einsatz von RWB-Maßnahmen, die – wie zu erwarten war – vor allem die natürlichen Lebensgrundlagen und das Landschaftsbild in der Großstadt erhalten bzw. verbessern, bei gleichzeitigem Schutz der Bevölkerung vor schädlichen Umwelteinflüssen. Zudem berücksichtigen sie verstärkt die Anforderungen an die ober- und unterirdischen Gewässer nach der EG-WRRL. In diesem Zusammenhang war aber auch zu erwarten, dass die Stadt- und Landschaftsplaner vorzugsweise dem

M-Typ Siedler und nicht – wie beobachtet – dem *M-Typ Ökonom* zugehörig sind. Unter Umständen könnte die Abwägung aller öffentlichen und privaten Interessen hinsichtlich der Bodennutzung sowie der sozialen und ökonomischen Wirkungen bei gleichzeitiger Berücksichtigung des begrenzten kommunalen Budgets ein Grund sein, dass die finanziellen Herausforderungen bei der Beseitigung von Niederschlagswasser für die Stadt- und Landschaftsplaner bedeutender sind. In diesem Fall würde eine Minimierung des Kostendruckes neue Finanzmittel freisetzen, die wiederum für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung eingesetzt werden könnten. Ebenfalls ist nicht auszuschließen, dass durch kooperative Prozesse in den Kommunen die angespannte finanzielle Ausgangslage anderer Institutionen bekannt ist, woraufhin die fachgebietsübergreifend arbeitenden Stadt- und Landschaftsplaner eine gezielte Entlastung anstreben und somit Spielräume für andere Entscheidungsprozesse schaffen wollen. Ein schwerpunktmäßiger Einsatz der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für klimatische und niederschlagswasserspezifische Anforderungen kommt für sie dagegen nicht in Frage. Demgegenüber gehören Aufgabenträger besonders den *M-Typ Siedler* statt des erwarteten *M-Types Ökonom*, während klimatische und niederschlagswasserspezifische Anforderungen für sie ebenfalls einen höheren Stellenwert haben. Eine Erklärung wäre, dass die aufzuwendenden Kosten am Ende auf die Nutzer umgelegt werden, wogegen sie gegenüber dem Gesetzgeber die technischen wie auch rechtlichen Anforderungen einzuhalten haben. Außerdem läge es nahe, dass sie – wie bereits aufgezeigt – Investitionen in ökonomisch attraktiven Hot Spots bevorzugen.

Bei den **soziodemografischen Daten** der Stakeholder gab es statistische Auffälligkeiten in Bezug auf die Altersstruktur (Kapitel 5.3.5). In den letzten Jahren wurden sowohl wirtschaftspolitisch wie auch gesellschaftlich umweltrelevante Themen immer bedeutender (Kapitel 2). Folglich haben sich Aus- und Weiterbildungsinhalte den immer komplexer werdenden Anforderungen angepasst, sodass vor allem die jüngere Generation inter- und intradisziplinärer ausgebildet wird als es im 20. Jahrhundert der Fall war. Es konnte die Annahme bestätigt werden, dass die jüngere Generation eher dem *M-Typ Neutrum* zuzuordnen ist, der die Bewertungskriterien gleichermaßen berücksichtigt. Somit bevorzugen die Stakeholder in einem Alter von unter 40 Jahren beim künftigen Umgang mit Niederschlagswasser einen kohärenteren Ansatz. Demgegenüber hält die ältere Generation – unter Umständen auch aufgrund ihrer Erfahrungswerte – die siedlungsstrukturelle Entwicklung oder die finanziellen Herausforderungen einer Großstadt für besonders bedeutend. Grund hierfür kann sein, dass in der Vergangenheit das gesetzliche Regelwerk umwelt- und wasserrechtliche Belange nicht in dem heutigen hohen Maße berücksichtigt hat. Unabhängig davon, ob Stakeholder der älteren Generation die Relevanz solcher klimatischen und niederschlagswasserspezifischen Belange zur Kenntnis genommen haben, besteht das grundlegende Risiko, dass die Vorgehensweisen bei ihren Planungs- und Entscheidungsprozessen bis zum heutigen Tage noch nicht vollumfänglich angepasst worden sind. Neue Handlungsoptionen, denen ein neues Wissen, aber auch neue Wahrnehmungen vorausgehen, können in einem komplexeren Konstrukt – wie einer kommunalen Verwaltungseinheit – nur schrittweise umgesetzt werden. Es wird dabei nicht unterstellt, dass die gesetzlichen Vorgaben missachtet werden, sondern dass sich in einem Entscheidungsprozess neue Ausrichtungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung nur schwer durchsetzen lassen.

Entgegen den Erwartungen wurden insgesamt sechs Kontingenzen zwischen den M-Typen und den untersuchten 26 respektive 31 räumlichen Gegebenheiten einer Großstadt, der einen Handlungsorientierung und den zwei soziodemografischen Merkmalen der Stakeholder identifiziert. Das hat zur Folge, dass in der Praxis eine **Diskrepanz** zwischen dem eigentlichen Nutzen der verschiedenen RWB-Maßnahmen und den abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse einer Großstadt besteht. Auf Grundlage der ermittelten Entscheidungs- und Verhaltensmuster lässt sich ableiten, dass sich eine Abkehr von der zentralen Beseitigung hin zur naturnahen Bewirtschaftung des Niederschlagswassers weniger mit den an der kommunalen Aufgabe orientierten Interessen eines jeden Stakeholder oder dem individuellen städtischen und infrastrukturellen Handlungsbedarf zu begründen ist. Vielmehr zeichnet sich ab, dass sich die Umnutzung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung an den derzeitigen gesellschaftspolitischen Schwerpunkten orientiert. So wurde bereits eingangs dieser Forschungsarbeit dargelegt, dass der Flächenverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland unabhängig von der Bevölkerungsentwicklung stetig steigt. Neben Veränderung des natürlichen Wasserhaushaltes haben die Großstädte stets auf die dynamische und heterogene Entwicklung der Siedlungsstruktur und auf die damit einhergehenden Herausforderungen zu reagieren (Kapitel 1.1, 2.1.5 und 2.4), was den dominierenden *M-Typ Siedler* begründet. Mit dem *M-Typ Neutrum* werden die immer stärker kommunizierten umweltrechtlichen Anforderungen aufgegriffen, wobei mit der *Reduktion des Niederschlagswasserabflusses* das naheliegende und gleichzeitig medial präsente Bewertungskriterium einen besonders hohen Stellenwert innehat. Dagegen spiegelt der *M-Typ Ökonom* die Erforderlichkeit wider, mit finanziellen Ressourcen sparsam umzugehen, was in der kommunalen Politik stets und fachgebietsübergreifend angestrebt wird. Demzufolge sind von vornherein bei einem realen niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozess keine vorausschauenden Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder zu erwarten. Es stellt sich die Frage der möglichen Argumentation und somit des zentralen Handlungsdruckes für die jeweiligen Großstädte. Auf der einen Seite kann nicht ausgeschlossen werden, dass der tatsächliche Nutzen von RWB-Maßnahmen nicht vollumfänglich bekannt ist (Kapitel 6.2.3). Ein Indiz dafür ist, dass bisherige Umsetzungen vorzugsweise über Pilotprojekte erfolgen und gesamtstädtische Dezentralisierungsstrategien fehlen. Auf der anderen Seite ist es naheliegend, dass Stakeholder die Umsetzung von RWB-Maßnahmen an bevorstehenden Sanierungs- und Modernisierungsmaßnahmen am Entwässerungssystem oder an Straßenzügen wie auch an anderen tiefbaulastigen Bauarbeiten ausrichten. Auf diese Weise ergeben sich planerische und monetäre Synergien, wodurch die Dringlichkeit einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung der Machbarkeit nachstünde. Solch eine Vorgehensweise würde aber nicht die Möglichkeit ausschließen, RWB-Maßnahmen entsprechend den örtlichen Herausforderungen auszuwählen. Um die Ursachen detailliert ergründen zu können, wäre ein Vergleich zwischen den motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern aller Stakeholder und den realen RWB-Maßnahmen – lokalisiert und kategorisiert – unter Berücksichtigung alternativer Adaptionen einer Großstadt zu ziehen. In diesem Zusammenhang ist auch die infrastrukturelle Vulnerabilität zu berücksichtigen, deren Widerstandsfähigkeit sich auf die abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen auswirkt und somit die Motivation der Stakeholder essenziell beeinflussen sollte. Ein unterstützendes Werkzeug kann hierbei eine Erweiterung bestehender niederschlagswasserbezogener Informationssysteme darstellen. Die vorliegende Forschungsarbeit hat aber dazu die Grenzen aufgezeigt, da solch eine detaillierte Nachweisführung mit einem quantitativen Ansatz kaum durchführbar ist und folglich Fallbeispiele untersucht werden müssten.

Eine **zusammenfassende Betrachtung** der untersuchten Merkmalsausprägungen und ihrer Wirkung auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder konnte statistisch nicht erfolgen (Kapitel 5.3.1). Obwohl es naheliegend ist, dass aufgrund des differenzierten Stellenwertes der Bewertungskriterien eine Kombination von mehreren Merkmalsausprägungen einen weiteren Erklärungsansatz liefern könnte, lassen die bisherigen Ergebnisse nicht darauf schließen. So hätten die dominierenden Bewertungskriterien einen hohen und die Bewertungskriterien mit einem bedeutenden Stellenwert zumindest einen geringen signifikanten Zusammenhang aufzeigen müssen, woraufhin eine Zusammenführung der Merkmalsausprägungen die Aussagekraft der Ergebnisse erhöht hätte. Von einer Klassifizierung der Großstädte in Abhängigkeit von ihren räumlichen Gegebenheiten wurde wiederum abgesehen, da die Kombinationsmöglichkeiten aufgrund der hohen Anzahl an Merkmalsausprägungen keine eindeutige und gleichzeitig transparente Klassifikation zugelassen hätte. Hierfür wäre eine Reduzierung der Merkmalsausprägungen notwendig gewesen, deren Selektion sich wiederum an statistisch auffällige Merkmalsausprägungen angelehnt hätte.

Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen sind umso bemerkenswerter, da sich entsprechend der **niederschlagswasserbezogenen Wahrnehmungen der Stakeholder** die niederschlagswasserbezogenen Anforderungen in Abhängigkeit von gebietsspezifischen Charakteristiken unterscheiden (Aussage 2.2 und 4.2). So geben die Stakeholder an, dass aufgrund der sich ändernden Rahmenbedingungen der Ausbau einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung mehr und mehr an Bedeutung gewinnt (Aussage 1.3) und dennoch bisherige Konzepte zum Umgang mit Niederschlagswasser vorerst nicht in Frage gestellt werden (Aussage 1.2). Letzteres wäre nicht widersprüchlich, wenn es eindeutige Kontingenzen zwischen den M-Typen und den szenarienbasierten Daten gegeben hätte, woraufhin die Stakeholder bereits in der Vergangenheit ihre Entscheidungen auf die künftigen Anforderungen ausgerichtet hätten. Außerdem ist auch nicht ausgeschlossen, dass bei der derzeitigen städtischen und infrastrukturellen Entwicklung der Umgang mit Niederschlagswasser grundsätzlich einen nachrangigen Stellenwert gegenüber anderen kommunalen Aufgaben innehat und/oder die Ausgangssituation zufriedenstellend ist. Obwohl die Stakeholder davon überzeugt sind, dass sie in Bezug auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung hinreichend informiert und damit vertraut sind (Aussage 3.2), sind sie sich nicht einig, ob eine Abkopplung des Niederschlagswassers erst bei einem konkreten Nutzen günstig sei (Aussage 2.1) oder ob die Bewertungen bei anderen Rahmenbedingungen gar anzupassen seien (Aussage 6.3). Alles in allem ist dies ein Indiz dafür, dass die Stakeholder zwar mit der grundlegenden Funktionsweise der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung vertraut sind, sie aber die differenzierten Funktionsweisen und somit auch unterschiedlichen Vorzüge in Bezug auf die abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen, aber auch ihre Einschränkung in Bezug auf den Flächenbedarf und die geogene Charakteristik (Kapitel 2.4.2) nicht in vollem Maße kennen.

Eine zentrale **methodische Schwäche**, welche die Ergebnisse beeinflusst haben könnte, besteht in der geringen Güte der empirischen Datenerhebung. Daraufhin kamen bei der statistischen Untersuchung nichtparametrische Tests zur Anwendung, die gegenüber den parametrischen Tests eine geringere Aussagekraft haben, woraufhin sich die Ergebnisse bei vergleichsweise geringen Abweichungen bzw. neuen Bewertungen umkehren könnten. Auch wenn die negative Auswirkung möglicher Abweichungen unwahrscheinlich ist (Kapitel 6.2 und 6.3), kann sie nicht vollständig ausge-

geschlossen werden. Folglich kann die Datengüte eine mögliche Ursache sein, dass reale Kontingenzen nicht identifiziert werden konnten. Zu den weiteren möglichen – wenn auch als unwahrscheinlich einzuschätzenden – methodischen Schwächen zählt die sachlogisch begründete begrenzte, aber nicht vollumfängliche Auswahl an Bewertungskriterien und Merkmalsausprägungen. Während sich letztere in erster Linie aus den Bewertungskriterien ergaben, ließen die ergänzenden Angaben der Stakeholder keinen Hinweis erkennen, woraufhin ein zentrales Bewertungskriterium bei der Bewertung nicht mit berücksichtigt wurde. Eine Verzerrung der Grundgesamtheit durch die Auswahl korporativer Schlüsselakteure, bei denen der falsche Ansprechpartner kontaktiert wurde oder die E-Mail nicht an den zuständigen Stakeholder weitergeleitet worden ist, kann ebenfalls nicht gänzlich ausgeschlossen werden. In diesem Zusammenhang wird davon ausgegangen, dass die teilnehmenden Stakeholder – aufgrund der klaren Einführung zur onlinebasierten Befragung – die Akteure des Fachgebietes darstellen, welche als Entscheidungsträger oder zumindest für den Entscheidungsträger zu diesem Thema agieren. Im Vergleich zur qualitativen Erhebung kann bei einer quantitativen Datenerfassung keine stichhaltige Aussage getroffen werden, inwieweit ein teilnehmender Stakeholder die Interessen seines Fachbereiches oder seine persönliche Wahrnehmung vertreten hat (Kapitel 6.2). Ebenfalls bestünde die Möglichkeit, dass – wie auch vereinzelt mitgeteilt worden ist – die onlinebasierte Befragung gemeinsam mit einem weiteren Stakeholder beantwortet wurde und die Entscheidung bereits einer gemeinsamen Abwägung und folglich einem Kompromiss unterlag. Eine Befragung aller Stakeholder eines Fachbereiches je Großstadt konnte aber nicht geleistet werden. Demgegenüber wird ausgeschlossen, dass die nicht vermeidbaren, geringfügigen Abweichungen, die aus der Aufarbeitung der Merkmalsausprägungen resultieren, zu wesentlichen Verzerrungen geführt haben. Jedoch ist die Datengrundlage, die zur Bestimmung der räumlichen Gegebenheiten hinzugezogen wurde, von den jeweiligen Modellen abhängig (Kapitel 2.3). Es ist durchaus möglich, dass eine höher aufgelöste Modellierung mit genaueren Prognosen zu einer anderen merkmalsbezogenen Klassifizierung der Großstädte führt, wodurch mögliche Kontingenzen im Rahmen dieser Untersuchung verborgen blieben.

Ein ergänzender Blick auf **aktuelle Forschungsarbeiten** im Bereich der Umwelt- und Sozialpsychologie und betrieblichen Umweltökonomie lässt sogar weitreichendere Argumentationen zu. Demzufolge ist nicht auszuschließen, dass die Wahrnehmung der Stakeholder über das von den abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren ausgehende Risiko zusätzlich durch andere, in der vorliegenden Forschungsarbeit nicht betrachtete Faktoren stimuliert wird. So legt VAN DER LINDEN S. (2015: 112ff) dar, dass im Zusammenhang mit dem Klimawandel neben den soziodemografischen (inklusive soziogesellschaftlichen und -kulturellen) Merkmalsausprägungen auch das Wissen und persönliche Erfahrungen (Emotionen und Erlebnisse) über den Sachverhalt und dessen Konsequenzen ausschlaggebend sein können. Das Wissen und die persönlichen Erfahrungen der Stakeholder werden letztlich nicht ausschließlich durch die räumlichen Gegebenheiten einer Großstadt geprägt, sondern eben auch durch Aus- und Weiterbildungen sowie durch mediale Berichterstattung (vgl. COLOGNA V. *et al.* 2017: 1ff). Letzten Endes bestätigen die Ergebnisse von VAN DER LINDEN S. (2015: 119f), dass gesellschaftliche und persönliche Wahrnehmungen nicht übereinstimmen müssen. Ergo könnte allein eine trennscharfe Analyse zwischen diesen beiden Dimensionen die Signifikanz und letztlich auch die Aussagekraft der Ergebnisse begünstigen. Weiterhin zeigen BETTS T. K. *et al.* (2015: 282ff) und DELMAS M. A. & TOFFEL M. W. (2008: 1027ff), dass Entscheidungs- und Verhaltensmuster nicht ausschließlich von differenzierten umweltbezogenen Anforderungen ausgehen müssen. Ihren

Aussagen nach können allein die Interessensgruppen den Druck zum Handeln unterschiedlich wahrnehmen. Im vorliegenden Fall besteht zwischen den kommunalen Fachbereichen zwar kein Wettbewerb im unternehmerischen Sinne, es ergibt sich aber aus den unterschiedlichen kommunalen Aufgaben eine differenzierte Betroffenheitssituation. Solch eine Betroffenheitssituation kann wiederum durch interne und/oder externe Erwartungshaltungen nochmals gesteigert werden. Folglich bestünde die Notwendigkeit, die Konsequenzen der abwasserwirtschaftlichen Veränderungen der kommunalen Fachbereiche, welche die Stakeholder tatsächlich zum Handeln veranlassen würden, detaillierter darzustellen. Außerdem zielen RWB-Ziele, die zur Verbesserung der natürlichen Umwelt beitragen, indirekt auf die Verbesserung des persönlichen Wohlbefindens und der Gesundheit ab. In diesem Zusammenhang legen MARCON A. *et al.* (2015: 527ff) dar, dass die Motivation zum Handeln eines einzelnen Stakeholders auch durch dessen familiäre Situation beeinflusst werden kann. Demnach präferieren Stakeholder mit (Klein-) Kindern unter Umständen die wohlbefindlichkeits- und gesundheitsfördernden RWB-Ziele positiver als kinderlose Stakeholder.

Zusammen mit den Ergebnissen bedarf eine vollumfängliche Erklärung der motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder idealerweise eines integrativen Ansatzes unterschiedlicher Disziplinen. Dieser Ansatz steht jedoch im Widerspruch zu einer transparenten Aufarbeitung des Untersuchungsgegenstandes, der in seiner analytischen Ausführung beherrschbar bleiben muss (Kapitel 3.1 und 3.2). Demzufolge bietet die vorliegende Forschungsarbeit eine detaillierte Antwort, wie sich die Einflussfaktoren – die sich unmittelbar aus den RWB-Zielen und den kommunalen Aufgaben der Stakeholder herleiten – auf die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder auswirken. THABREW L. *et al.* (2009: 67ff) und KIKER G. A. *et al.* (2005: 95ff) bestätigen noch einmal, dass die auf den Entscheidungsprozess abgestimmten Methoden und das Wissen der Stakeholder wesentlich dazu beitragen, das Verständnis in Bezug auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung und deren Nutzen für eine nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung transparent darlegen zu können. Auf diese Weise minimieren sich einerseits die Unsicherheiten während des Entscheidungsprozesses und der Selektion der entscheidungsrelevanten Bewertungskriterien und andererseits die Transaktionskosten aller Stakeholder, was wiederum die Erreichung eines Konsenses unter den Stakeholdern essenziell begünstigt.

6.4 Empfehlungen zum Einsatz der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im großstädtischen Siedlungsbestand

Ausgehend vom theoretischen Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus war von differenzierten Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder in Bezug auf die Bewertung des Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auszugehen, die sich in erster Linie an den abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen orientieren. Mithilfe der empirischen Datenerhebung konnten aussagekräftige M-Typen identifiziert werden, welche die Entscheidungs- und Verhaltensmuster nachvollziehbar auf ein Minimum reduzierten (Kapitel 6.1 und 6.2). Obwohl sich die bundesweit befragten Stakeholder anhand von Handlungs- und Entscheidungsmustern eindeutig einem der drei *M-Typen Siedler, Neutrum* und *Ökonom* zuordnen ließen, konnten keine essenziellen und zugleich sachlogisch begründbaren Zusammenhänge zwischen den M-Typen und den sich ändernden großstädtischen Rahmenbedingungen identifiziert werden (Kapitel 6.3). Ergo lassen sich

die Großstädte nicht in Abhängigkeit von ihren räumlichen Gegebenheiten und die Stakeholder nicht allein durch ihre kommunalen Aufgaben eindeutig typifizieren¹³ bzw. räumliche Muster aufzeigen.

Daraufhin ließ sich auch kein auf dem akteurzentrierten Institutionalismus basierendes **Handlungsmodell** ableiten, welches die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder im Zusammenhang mit dem Untersuchungsgegenstand zusammenfassend darstellen und die favorisierten Funktionen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und somit geeignete RWB-Maßnahmen abbilden sollte. Da die Entscheidungs- und Verhaltensmuster in erster Linie nicht an den abwasserwirtschaftlichen Bedürfnissen ausgerichtet sind, ließ sich auch kein differenziertes, auf die M-Typen ausgerichtetes und zur Anwendung kommendes **Maßnahmenprogramm** oder **Werkzeug** für den künftigen Umgang mit Niederschlagswasser für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung entwickeln. Es zeigte sich, dass die vielen synergetisch, supplementär und konträr wirkenden Herausforderungen der Großstädte zu einem individuellen Entscheidungsproblem führen, wodurch – trotz der grundlegenden Bereitschaft von anderen Großstädten lernen zu wollen (Aussage 2.4) – kaum vergleichbare Muster aufgedeckt werden konnten.

Stattdessen wird im nachfolgenden Kapitel 6.5 eine hierarchische Handlungsempfehlung vorgestellt, welche die Stakeholder bei niederschlagswasserbezogenen Entscheidungsprozessen unterstützen soll. Daraufhin lassen sich gesamtstädtische Strategien zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung ableiten, die als kommunale Gemeinschaftsaufgabe der lokalen Stakeholder zu verstehen sind und somit eine Einbeziehung aller Stakeholder erforderlich machen. So verdeutlichen allein die *M-Typen Siedler*, *Neutrum* wie auch *Ökonom* und deren Kontingenzen gegenüber gerade einmal sechs von 29 respektive 34 Merkmalsausprägungen, dass selbst bei vergleichbaren Rahmenbedingungen komplexere Interessenskonflikte bestehen. Ergänzend wird in Kapitel 7 eine Erweiterung des Analyseschemas aufgezeigt, das zur Erarbeitung eines niederschlagswasserbezogenen Handlungsmodelles hinzugezogen werden kann.

6.5 Ziele und Rahmenbedingungen einer flächendeckenden naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand und deren Konsequenzen für die Stakeholder

Eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung wirkt sich auf die baulich-räumliche Entwicklung des gesamten Siedlungsbestandes einer Großstadt aus. Aus der vorliegenden Forschungsarbeit geht hervor, dass derzeit der Nutzen von RWB-Maßnahmen nicht optimal ausgereizt wird, weil die Potenziale der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung weder wesentlich in Abhängigkeit vom Wissensstand noch aufgrund der kommunalen Aufgaben eines Stakeholder abgewogen werden (Kapitel 6.3 und 6.4). Da sich aber eine gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung mittel- und langfristig auf die Entwicklung des Entwässerungssystems und gleichzeitig auf

¹³ Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit wurden mit dem Geschlecht und dem Alter der Stakeholder zwei soziodemografische Merkmale untersucht, die lediglich als ergänzende Angaben vorgesehen waren. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle von einer generellen Schlussfolgerung abgesehen.

die Umwelt einer Großstadt auswirkt, ist und bleibt eine problemorientierte strategische Vorgehensweise unumgänglich, um einen systematischen Einfluss auf die räumliche Umsetzung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung seitens der Stakeholder ausüben zu können. Auf diese Weise soll diese Forschungsarbeit auch den Weg ebnen, der die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als selbstverständliche Handlungsalternative bei niederschlagswasserbezogenen Planungsprozessen mit einschließt.

Da die Anforderungen an die Abwasserbeseitigung und somit auch an die Funktionalität der Entwässerungssysteme dauerhaft gültig sind, ist es ratsam, eine **Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung** gesamtstädtisch auf die Anforderungen an das bestehende Entwässerungssystem unter Berücksichtigung der fortdauernden Veränderungen auszurichten. In Bezug auf den allgemeinen Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand ergeben sich mit dessen (Teil-) Abkopplung und der Beibehaltung einer zentralen Schmutz- und Niederschlagswasserbeseitigung grundsätzlich zwei Handlungsalternativen. In Anlehnung an GEIGER W. F. *et al.* (2009: 47ff) – welche in ihrer Arbeit das Abkopplungspotenzial anhand des baublockbezogenen Siedlungsstrukturtypes, der Bodenbeschaffenheiten und der zeitlichen Umsetzbarkeit untersuchen – sind auch bei der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung kurz-, mittel- und langfristige Handlungsszenarien wahrzunehmen. Ersteres trifft zu, wenn die erforderlichen RWB-Maßnahmen technisch einfach umzusetzen sind und gegebenenfalls entsprechende finanzielle Anreize geschaffen werden. Die Umsetzungsdauer zur Abkopplung von Niederschlagswasser beträgt weniger als zehn Jahre. Sind dagegen aufwändigere technische Anforderungen oder bauliche Maßnahmen erforderlich, die nur im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen im Straßenbau etc. zu realisieren sind, handelt es sich um mittelfristige Handlungsszenarien mit einem Zeithorizont von weniger als 20 Jahren. Auf diese Weise kann die Dringlichkeit einer Abkopplung des Niederschlagswassers für ein Gebiet in Abhängigkeit von den zu bewältigenden abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen beschrieben und folglich eine Optimierung der Handlungsalternativen vorgenommen werden. Handlungsalternativen, von denen ein geringerer Nutzen erwartet wird oder deren Aufwand zur Umsetzung vergleichsweise hoch ist, sind erst langfristig bzw. innerhalb der nächsten 40 Jahre umzusetzen. Eine solche gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung und deren Umsetzung sollte dabei stets von einem Monitoring begleitet werden. Die Erfassung der Informationen und deren Auswertung erlauben Lern- und Skaleneffekte zu erörtern, die wiederum einen inkrementellen iterativen Anpassungsprozess unterstützen, der den maximalen Nutzen einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung langfristig sicherstellen kann.

Als realisierbare Lösung des praxisrelevanten Entscheidungsproblems wird den Stakeholdern eine **hierarchische Handlungsempfehlung** mit fünf Stufen vorgeschlagen (Abb. 6.1), was die optimale Abwägung der Handlungsalternativen beim Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand sicherstellt. Im Unterschied zum bisherigen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder werden die Stakeholder angehalten, die individuellen abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse einer Großstadt (Kapitel 2) kohärent zu betrachten. Die Handlungsempfehlung baut auf dem bisherigen Analyseschema auf, zielt aber auf einen praxisnahen Entscheidungsprozess ab. Auf diese Weise soll trotz der unterschiedlichen Handlungsorientierungen der Stakeholder eine rationale Abwägung des Sachverhaltes erreicht werden, sodass der Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung optimal ausgereizt werden kann. Da seit einigen Jahren die Verfügbarkeit kommunaler Flächeninformationssysteme beständig zunimmt, wird an dieser Stelle empfohlen, die Aufarbeitung der Handlungsempfehlung mithilfe eines GIS durchzuführen. Einerseits wird eine transparente Zusammenführung der fünf Stufen der Handlungsempfehlung ermöglicht und andererseits können der Entscheidungsprozess und die getroffenen Entscheidungen visuell – wie auch von den Stakeholdern eindeutig gefordert (Aussage 3.4 und 4.5) – und somit verständlicher für die Stakeholder wie auch für Dritte dargestellt werden:

- **STUFE 1 – GEFÄHRDUNGSANALYSE:** Für die planungsrelevanten Akteure einer Großstadt sind die individuellen Herausforderungen der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung aufzuarbeiten, die aus den demografischen, wirtschaftlichen und sozialen wie auch klimatische Einflussfaktoren der Abwasserbeseitigung resultieren. Es wird empfohlen, großstadtunabhängig die Merkmalsausprägungen der *siedlungsstrukturellen Entwicklung, der Rückstau-, Überstau- und Überflutungsereignisse*, des Handlungsbedarfes der ober- und unterirdischen Gewässer nach dem *ökologischen Zustand/Potenzial* und *chemischen Zustand/Potenzial* wie auch die aufzuwendenden *Kosten für die Beseitigung des Niederschlagswassers* abzubilden. Andere Merkmalsausprägungen sollten nur bei besonders ortsspezifischen Herausforderungen hinzugezogen werden. Aus der infrastrukturellen Vulnerabilität resultieren kleinräumige Risiko-Schadens-Räume, welche den gesamtstädtischen Raum entsprechend der individuellen Herausforderungen einer Großstadt dreistufig in Abhängigkeit von schadenbezogenen Risiko unterteilt.
- **STUFE 2 – HANDLUNGSANALYSE:** Analog zu BIS/RW (Kapitel 3.4.2) sind unter Berücksichtigung der geogenen und siedlungsstrukturellen Rahmenbedingungen die umsetzbaren RWB-Maßnahmen je Risiko-Schadens-Raum zusammenzuführen, die zur Bewältigung der abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen beitragen können. Zuzüglich sind die kalkulierten Leistungen der RWB-Maßnahmen darzustellen, um auch den Wirkungsgrad einer jeden RWB-Maßnahme oder deren Kombinationen eindeutig aufzeigen zu können. An dieser Stelle wird empfohlen, auch alternative Adaptationen und deren Wirkungsgrade mit aufzuführen. Jedem Risiko-Schadens-Raum sind – in Abhängigkeit von geogenen und siedlungsstrukturellen Rahmenbedingungen – die Investitions- wie auch die Lebenszykluskosten der RWB-Maßnahmen und des vorhandenem Entwässerungssystems zuzuordnen. Im Falle alternativer Adaptationen wären diese Angaben auch dafür aufzunehmen. Der Betrachtungszeitraum ist nach kurz- (5 Jahre), mittel- (20 Jahre) und langfristigen Handlungsszenarien (40 Jahre) auszurichten.
- **STUFE 3 – ENTSCHEIDUNGSPROZESS:** Während die ersten zwei Stufen durch einen Experten bzw. ein Expertenteam wertneutral aufzuarbeiten und zusammenzuführen sind, ist darauf aufbauend eine gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung durch die planungsrelevanten Akteure zu erarbeiten. Aufgrund der wertneutralen Aufarbeitung der Problemstellung, Handlungsalternativen und Kostenstrukturen wird die Voraussetzung geschaffen, dass alle planungsrelevanten Akteure auf einem vergleichbaren Wissensstand ihre individuellen Interessen und die allgemeinen Interessen der Großstadt abwägen können. Für die Bewertung der Handlungsalternativen wird empfohlen, auf bewährte Verfahren aus anderen Planungsprozessen zurückzugreifen. Gegebenenfalls ist ein Moderator bzw. Mediator zur Unterstützung hinzuzuziehen. Im Anschluss an die Entscheidungsfindung, bei der weitere Einflussnahmen – wie die Fähigkeiten der Stakeholder oder deren Konstellationen und Interaktionen untereinander – nicht vollständig ausgeschlossen werden können, sind Umsetzungsphasen festzulegen, die den Zeitpunkt der (Teil-) Abkopplung des Niederschlagswassers im Siedlungsbestand kommunizieren. Während *Phase 0* die Beibehaltung der zentralen Beseitigung des Niederschlagswassers beschreibt, wird mit *Phase 5* der

kurzfristige, mit *Phase 20* der mittelfristige und mit *Phase 40* der langfristige Zeithorizont zur Umsetzung von RWB-Maßnahmen beschrieben.

- **STUFE 4 – KOMMUNIKATION:** Nachdem die Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung mit allen planungsrelevanten Akteuren gemeinsam festgelegt worden ist, sind die von einer Maßnahme oder der Kombination mehrerer Maßnahmen betroffenen Akteure zu informieren. Insofern es sich ausschließlich um öffentliche Räume handelt, wurden idealerweise die planungsrelevanten Träger der öffentlichen Belange bei der Erarbeitung der Handlungsempfehlung mit eingebunden, was die Abstimmung im Planungsverfahren begünstigt. Für den Fall, dass private Grundstücke betroffen sind, besteht zunächst keine unmittelbare Einflussnahme der öffentlichen Hand auf die Art des Umganges mit dem Niederschlagswasser. In solch einem Fall bedarf es eines Konsenses¹⁴ zwischen den Eigentümern und der Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung einer Großstadt, der beispielsweise durch eine transparente Öffentlichkeitsarbeit oder durch fördernde Maßnahmen erreicht werden kann.
- **STUFE 5 – MONITORING:** Mithilfe einer systematischen Erfassung, Analyse und Auswertung der strategischen Ziele, der realen Umsetzung von RWB-Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die räumlichen Gegebenheiten einer Großstadt kann die gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung iterativ und inkrementell angepasst werden. Hierzu sind die Daten und Informationen der Stufen 1 und 2 in einem vorgegebenen Turnus zu aktualisieren und fortzuschreiben. Über eine Soll-/Ist-Analyse ist die Einflussnahme der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung auf die städtische und infrastrukturelle Entwicklung zu bewerten, woraufhin die mit den strategischen Zielen in Konflikt stehenden Entwicklungen rechtzeitig erkannt werden können. Daraufhin lassen sich in Stufe 3 strategische Anpassungen des Umganges mit Niederschlagswasser vornehmen, deren Ergebnisse und Entscheidungen in Stufe 4 sowohl nach innen als auch nach außen hin zu kommunizieren sind. Eine solche zirkuläre Vorgehensweise, welche auch die Einbindung von Erfahrungswerten begünstigt, erlaubt es, die zur Verfügung stehenden Handlungsalternativen mittel- und langfristig auf die abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse einer Großstadt auszurichten.

Abb. 6.2 gibt beispielhaft eine Entscheidungsfindung entlang der Handlungsempfehlung wider, bei der sich die Stakeholder auf Grundlage der abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen und der zugrundeliegenden Rahmenbedingungen auf eine gemeinsame Strategie zum Umgang mit Niederschlagswasser geeinigt haben. Bei solch einer gesamtstädtischen Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung ergeben sich in der Regel hohe Investitionen sowohl für den kommunalen Haushalt als auch für die betroffenen Akteure der Wirtschaft und Bürger (Kapitel 2.1.4 und 2.4.4). Zur Rechtfertigung eines solchen kostenintensiven Transformationsprozesses erscheint es wichtig, dass nicht allein der finanzielle Aufwand für neue technische Anlagen und deren Auswirkungen auf das bestehende Entwässerungssystem eruiert werden. Vielmehr ist eine gesamtstädtische Bewertung aller Effekte vorzunehmen, um den realen Nutzen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung aufzeigen zu können. In diesem Zusammenhang wird empfohlen, bei der Bewertung auch die

¹⁴ Aufgrund der verschiedenen Akteure einer Großstadt, die vom Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung betroffen sind, ist von einem hohen Abstimmungsaufwand auszugehen (Aussage 7.1), sofern die finale Entscheidung der optimalen Handlungsalternativen von allen getragen werden soll. Dabei sind sich die Stakeholder einig, dass eine gemeinsame Diskussion und Abwägung der Handlungsalternativen zielführender ist, als die Bewertung der Kriterien voneinander losgelöst vorzunehmen (Aussage 7.4). Jedoch ist nicht davon auszugehen, dass bei der Erarbeitung einer solchen gesamtstädtischen Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für die Entscheidungsfindung die gesamte Bevölkerung hinzugezogen wird.

bevorstehenden Stadterneuerungs- und Entwicklungsmaßnahmen zu berücksichtigen, um Synergien auszunutzen und gleichzeitig die Akzeptanz gegenüber einer Abkopplung des Niederschlagswassers zu erhöhen. Lern- und Skaleneffekte versetzen die Stakeholder in die Lage, die gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung kontinuierlich an neue Rahmenbedingungen anzupassen und in ihrer individuellen Ausrichtung zu optimieren. Jedoch unterliegt – analog zu allen kommunalen Entscheidungsprozessen – auch ein niederschlagswasserbezogener Entscheidungsprozess üblicherweise dem Risiko, dass sich am Ende stärkere Interessensgruppen unabhängig von den Argumenten durchsetzen. Grundsätzlich sollten zur Entscheidungsfindung bestehende Machtverhältnisse, Persönlichkeitsstrukturen der Gruppenmitglieder, Koordinationshemmnisse etc. – wie HILDRETH J. A. D. & ANDERSON C. (2016: 261ff) und bereits SAATY T. L. (1994: 39) kritisieren – nach Möglichkeit nicht ausschlaggebend sein. Ebenfalls sollten die damit einhergehenden Bewertungen – wie FERNÁNDEZ E. *et al.* (2006: 261ff) und GIEGRICH J. (1995: 257) suggerieren – nicht aus einem Gefühl heraus getroffen werden. Ergo sind den Stakeholdern die nützlichen niederschlagswasserbezogenen Informationen und Anforderungen der Akteursgruppen zugänglich zu machen. Folglich müssen **administrative** und **bildungstechnische Voraussetzungen** geschaffen

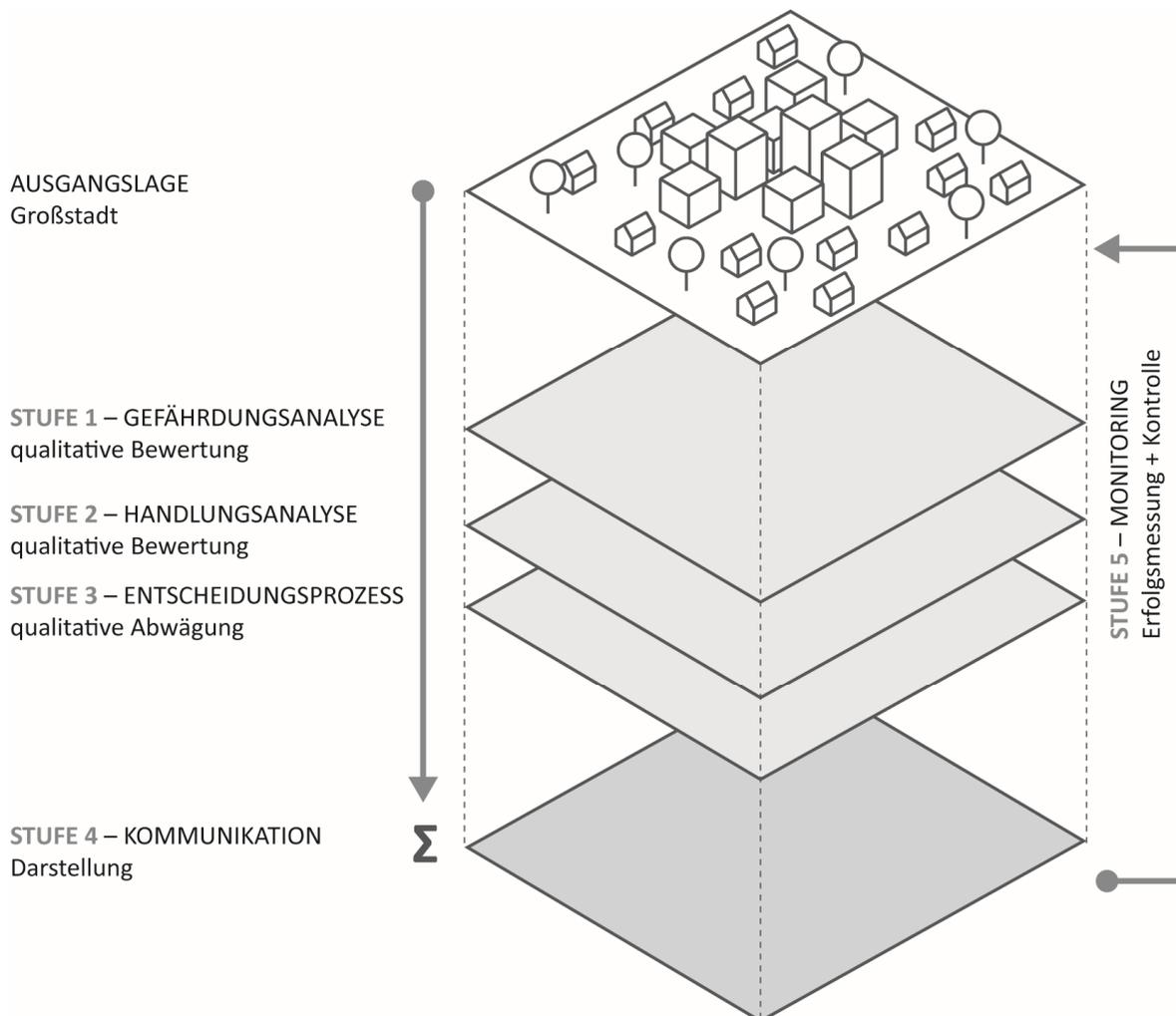


Abb. 6.1: Aufbau der hierarchischen Handlungsempfehlung zur Sicherstellung eines optimalen Beitrages der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

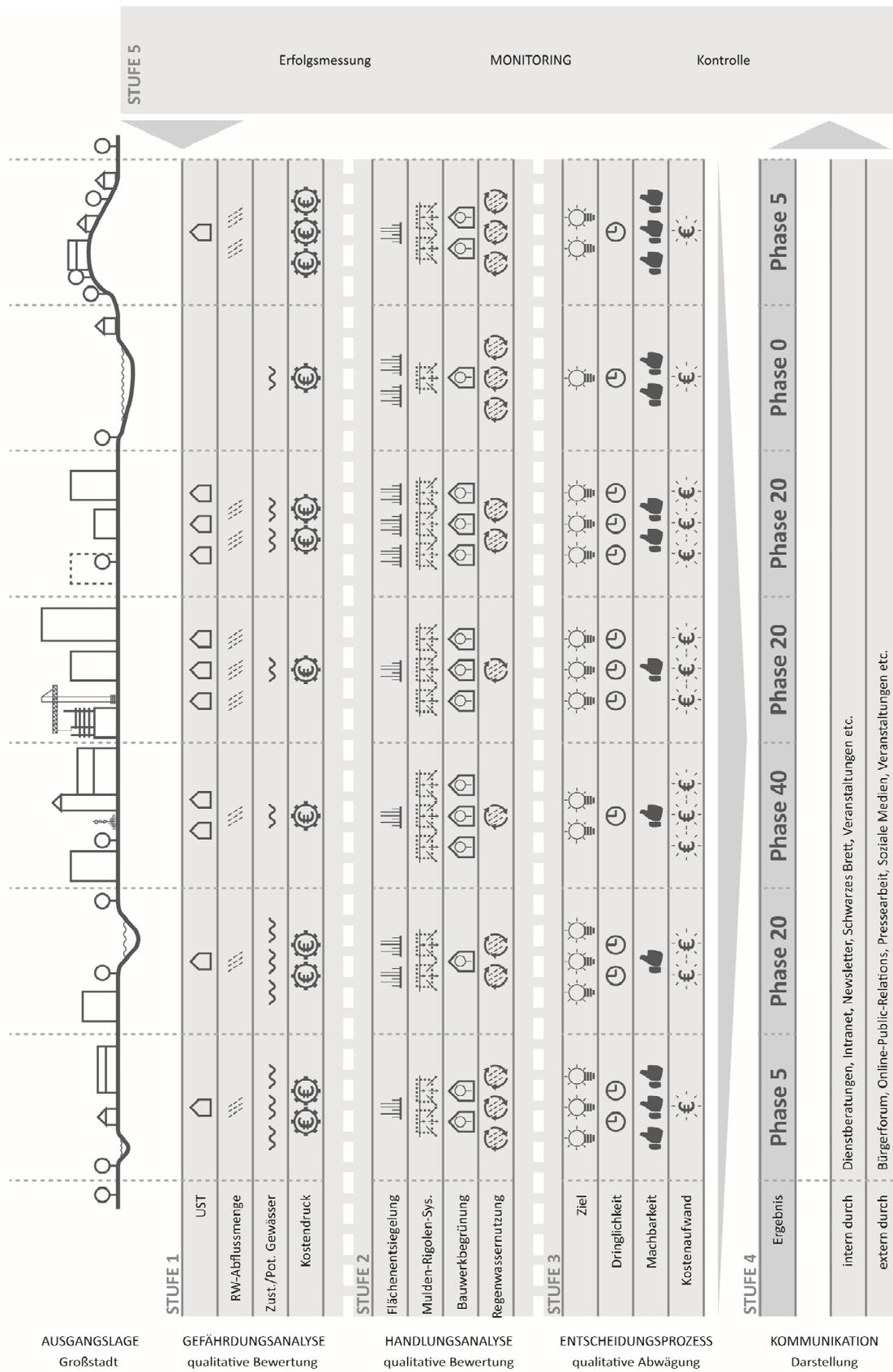


Abb. 6.2: Anwendungsbeispiel für die hierarchische fünfstufige Handlungsempfehlung

werden, um verantwortungsvolle Diskussionen, Abwägungen und Entscheidungen mithilfe der Handlungsempfehlung treffen zu können. Denn eine gegenwärtige Studie von FRONDEL M. *et al.* (2017: 173ff) macht deutlich, dass die Förderung von Adaptationen und somit der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung nur dann eine breite öffentliche Unterstützung erfährt, wenn ein gewisser Grad an gesellschaftlicher und persönlicher Risikowahrnehmung hinsichtlich der abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen vorhanden ist.

Des Weiteren bedarf es einer Anpassung der **formellen Instrumente**, unabhängig davon, ob das bestehende Mischwassersystem (in Teilen) zurückgebaut wird oder weiterhin aufrechtzuerhalten ist. Das maßgebende Ziel muss sein, gemäß § 1 (5) BauGB die sozialen, wirtschaftlichen und umweltschützenden Anforderungen einer Großstadt auch in Verantwortung gegenüber künftigen Generationen miteinander in Einklang zu bringen, wobei die Ausweisung von Adaptationen im Sinne von RWB-Maßnahmen einer sozialgerechten Bodenordnung nicht widersprechen darf. Solch ein gesamtstädtischer Ansatz wird am Ende auch den rechtlichen Anforderungen der EG-WRRL und der darauf basierenden nationalen Umsetzungen gerecht (Kapitel 2.1.2). Demzufolge sind die Stakeholder dazu angehalten, keine punktbezogenen analytischen Ansätze zu verfolgen, sondern vielmehr die abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse konsequent flächenhaft bzw. einzugsgebietsweit zu analysieren und zu bewerten. Formelle Instrumente bieten weiterhin die Möglichkeit, kommunale Vorgaben festzusetzen. Beispielsweise können mithilfe des Baugesetzbuches (BauGB) niederschlagswasserbezogene Festsetzungen in Bebauungsplänen geregelt werden, die wiederum mit den Anforderungen an Umweltschutz, Umweltvorsorge und Stadtökologie etc. abgestimmt sind. In der derzeitigen Fassung wird es gemäß § 9 (1) Nr. 14 BauGB den Großstädten ermöglicht, Flächen für den Rückhalt und die Versickerung von Niederschlagswasser auszuweisen. Gemäß § 9 (4) BauGB sind die Bundesländer ermächtigt, weitere Festsetzungen in Bebauungsplänen über eigene Rechtsvorschriften zuzulassen. Beispielsweise gab es immer noch keine rechtliche Anpassung, um eine Fläche multifunktional als Grün- und Entwässerungsfläche nutzen zu dürfen. Je nach Zielstellung ließen sich solche Steuerungsinstrumente direkt an oder losgelöst von RWB-Maßnahmen ausrichten, was auch Aussage 2.3 zu entnehmen ist. Obwohl die Stakeholder eine räumliche Klassifizierung in der Tendenz bevorzugen, ließe sich aus der vergleichsweise großen mittleren absoluten Abweichung zum Median ableiten, dass dies von Fall zu Fall abgewogen werden sollte.

Weil eine zunehmende Sichtbarkeit von Niederschlagswasser im urbanen Raum eine differenzierte Betroffenheit nach sich ziehen wird, tragen neben einer transparenten Entscheidungsfindung (Aussage 3.3) auch **informelle Instrumente** zu einer offenen Diskussion bei. So haben die beiden Akteursgruppen der Wirtschaft und Bürger üblicherweise das Recht – unter Berücksichtigung der gesetzlichen Rahmenbedingungen – ihre Entscheidungen an wirtschaftlichen bzw. privaten Interessen und nicht zwingend an gesamtstädtischen Zielvorstellungen auszurichten. So könnte die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung über das jeweilige Leitbild einer Großstadt stärker in die kommunale Planung eingebunden werden (vgl. DEISTER L. *et al.* 2016: 11), während gleichzeitig die Bürger über verschiedene Instrumente der Öffentlichkeitsarbeit informiert werden (vgl. DEG R. 2017: 39ff, FRÖHLICH R. *et al.* 2015: 85ff). Im Zusammenspiel mit formellen Instrumenten und förderpolitischer Unterstützung können Handlungsalternativen, die für den gesamtstädtischen Raum am günstigsten sind, problemorientiert gefördert werden. Darüber hinaus kann öffentliche Aufklärungsarbeit aufzeigen, dass Niederschlagswasser mit all seinen Facetten ein Teil des alltäglichen Lebens ist, einen

Beitrag zu den abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen leistet und letztlich die Lebensqualität in der Großstadt steigert. Ebenfalls sind die Konsequenzen hinsichtlich des Wertverlustes von öffentlichen und privaten technischen Infrastrukturen transparent aufzuarbeiten, der über Schmutz- und Niederschlagswassergebühren und Entgelte ausgeglichen werden muss. Demzufolge sind auch bei der gesamtstädtischen Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung die Investitionen und gleichzeitig der Kostenverlauf über den gesamten Lebenszyklus aller technischen Anlagen und Netze einer Großstadt nicht nur zu berücksichtigen, sondern auch transparent zu kommunizieren. Solche Abhängigkeiten verdeutlichen die Notwendigkeit eines konsensgetragenen Abstimmungsprozesses, was letzten Endes auch der Wahrnehmung der Stakeholder entspricht (Aussage 3.1).

Jedoch ist nicht auszuschließen, dass eine gesamtstädtische Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung erst durch **förderpolitische Unterstützung** von Erfolg gekrönt sein wird bzw. zur Verfügung stehende Fördermittel effizienter eingesetzt werden müssen. So konnte bereits in der Vergangenheit nachgewiesen werden, dass im Zusammenhang mit Stadtumbauprozessen infrastrukturelle Adaptationen gegenüber wohnungswirtschaftlichen Aspekten das Nachsehen haben (vgl. MOSS T. & NAUMANN M. 2007b: 154, MARSCHKE L. *et al.* 2005: 37f). Nach HERZ R. *et al.* (2005: 10) wird zwar der Rückbau von Anschlussleitungen, jedoch nicht der Netzzückbau oder dessen Anpassung gefördert. Zudem werden auch nicht immer alle zur Verfügung gestellten Mittel zum infrastrukturellen Rückbau abgerufen. Dies ist insofern widersprüchlich, als der häusliche und wirtschaftliche Wassergebrauch höchstwahrscheinlich auf dem derzeitigen geringen Niveau bleiben wird (Kapitel 2.2.2), sodass die Entwässerungssysteme unabhängig von der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung überdimensioniert bleiben. In den Studien von WOLFF M. & MARSCHKE L. (2008: 54f) und MARSCHKE L. *et al.* (2007: 50) wurde am Beispiel Stadtumbau Ost in Sachsen aufgezeigt, dass bereitgestellte Fördermittel zur infrastrukturellen Anpassung – wie Querschnittsveränderung von Trinkwasserversorgungsleitungen und Rückbau der Kanalisation inklusive Hausanschlüsse – nicht rechtzeitig für eine nachhaltige Siedlungsplanung abgerufen werden. Es sind keine aktuellen Studien bekannt, die diesbezüglich eine positive Entwicklung aufzeigen. Es kann also nicht ausgeschlossen werden, dass allein durch das Ausreizen bisheriger Förderprogramme mögliche finanzielle Barrieren auf ein Minimum reduziert werden können. Am Beispiel des Freistaates Sachsen zeichnen sich gegenwärtige Förderungen dadurch aus, dass Kommunen, Verwaltungsverbände und Zweckverbände als Aufgabenträger der öffentlichen Abwasserbeseitigung für neue und zu ertüchtigende Sonderbauwerke der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung einen Anspruch auf Förderung haben. Dabei ist eine Weiterleitung der Zuwendungen an Dritte nicht ausgeschlossen, sofern der Verwendungszweck erfüllt wird. Die Förderung kann in Form eines zinsverbilligten Darlehens und/oder eines Zuschusses für zuwendungsfähige Ausgaben erfolgen (vgl. HOPPE F. & NOACK T. 2017: 3f). Ergänzende Förderungen bei gleichzeitiger aufklärender Öffentlichkeitsarbeit würden letzten Endes zu einer steigenden Akzeptanz führen, wodurch die Bereitschaft, eine aufwendige Transformation der Abwasserbeseitigung zu unterstützen, ebenfalls stiege.

Am Ende stellt die Handlungsempfehlung eine zielorientierte Abwägung der Handlungsalternativen dar, wie mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand angesichts der abwasserwirtschaftlich relevanten Veränderungen umzugehen ist. Für die aufkommende abwasserwirtschaftliche Entwicklung integrierter Strategien und konkreter Maßnahmenkonzepte, mit denen zumeist ein interdisziplinä-

rer Planungsprozess einhergeht (vgl. DEISTER L. *et al.* 2016: 42ff), eignet sich die Handlungsempfehlung als unterstützendes Werkzeug im niederschlagswasserbezogenen Bewertungs- und Entscheidungsprozesses. Eine konzeptionelle Erweiterung der Handlungsempfehlung um weitere Bereiche, welche die Siedlungswasserwirtschaft umfasst (Trinkwasserversorgung, Schmutzwasserbeseitigung und naturnahe Regenwasserbewirtschaftung im Trennwassersystem) oder zumindest tangiert (demografische, soziale und wirtschaftliche wie auch ökologische und kulturelle Anforderungen einer Großstadt etc.), würde den Ansatz einer kohärenten Ausrichtung der Siedlungswasserbewirtschaftung sicherlich begünstigen.

7 Ausblick

Vor dem Hintergrund sich ändernder regionalspezifischer Herausforderungen im Bereich der Abwasserbeseitigung deutscher Großstädte – die durch demografische, wirtschaftliche und soziale wie auch klimatische Veränderungen sowie technische, rechtliche und planerische Anforderungen geprägt sind – wurden in dieser Forschungsarbeit die Einflussfaktoren auf die Motivation der Stakeholder hinsichtlich der Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung detailliert untersucht. Auf Grundlage einer bundesweiten Befragung wurden Stakeholder entsprechend ihrer Entscheidungs- und Verhaltensmuster den drei *M-Typen Siedler, Neutrum* und *Ökonom* eindeutig zugeordnet. Es ließen sich aber keine essenziellen und zugleich sachlogisch begründbaren Zusammenhänge zwischen den M-Typen und den Einflussfaktoren der Abwasserbeseitigung identifizieren. Ergo konnten auch kein Handlungsmodell und kein differenziertes, auf die M-Typen ausgerichtetes und zur Anwendung kommendes Maßnahmenprogramm oder Werkzeug für den Umgang mit Niederschlagswasser für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung aufgezeigt werden.

Es war festzustellen, dass – um künftig den Erfolg der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zu gewährleisten – sowohl planungsrelevante Akteure als auch die Öffentlichkeit über neueste wissenschaftliche, technische und wirtschaftliche Erkenntnisse gut zu informieren sind. Daher sind weitere Informationen über die derzeitigen abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen und deren Adaptationen, aber auch Maßnahmenprogramme oder Werkzeuge für den künftigen Umgang mit Niederschlagswasser im Sinne einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung erforderlich. Im Laufe dieser Forschungsarbeit ergaben sich hierzu neue Fragestellungen und Aufgaben. Fünf zentrale Forschungsschwerpunkte lassen sich identifizieren, deren Bearbeitung zur flächendeckenden Integration von RWB-Maßnahmen beitragen kann:

- **Theorie und Praxis:** Welche Diskrepanzen gibt es zwischen den motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder und der realen (politischen) Entscheidung einer Großstadt? Gibt es nochmals eine Diskrepanz zu den daraus resultierenden Handlungen? Welche Stakeholder sind für die Entscheidungsfindung ausschlaggebend und wie sind deren Fähigkeiten, die Konstellationen und Interaktionsformen zwischen den Stakeholdern, aber auch die soziodemografischen Merkmale der Stakeholder zu bewerten? Wie ist darauf aufbauend das kooperative Entscheidungs- und Verhaltensmuster innerhalb einer Großstadt zu bewerten?
- **Lern- und Skaleneffekte:** Welche Lern- und Skaleneffekte sind bei einer mittel- und langfristigen Umsetzung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in Bezug auf die motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder zu erwarten? Was sind die Ursachen für ein konstantes und nichtkonstantes Entscheiden und Handeln?
- **Übertragbarkeit:** Welche weiteren Einflussfaktoren sind zu berücksichtigen, um das fünfstufige Maßnahmenprogramm auch auf ein Trennwassersystem anwenden zu können? Lassen sich diese Erkenntnisse auf weitere Dezentralisierungsstrategien in der Siedlungswasserwirtschaft und/oder anderer Sektoren übertragen? Ist das (erweiterte) Maßnahmenprogramm auch für kleinere und mittlere Städte wie auch im ländlichen Raum anwendbar?

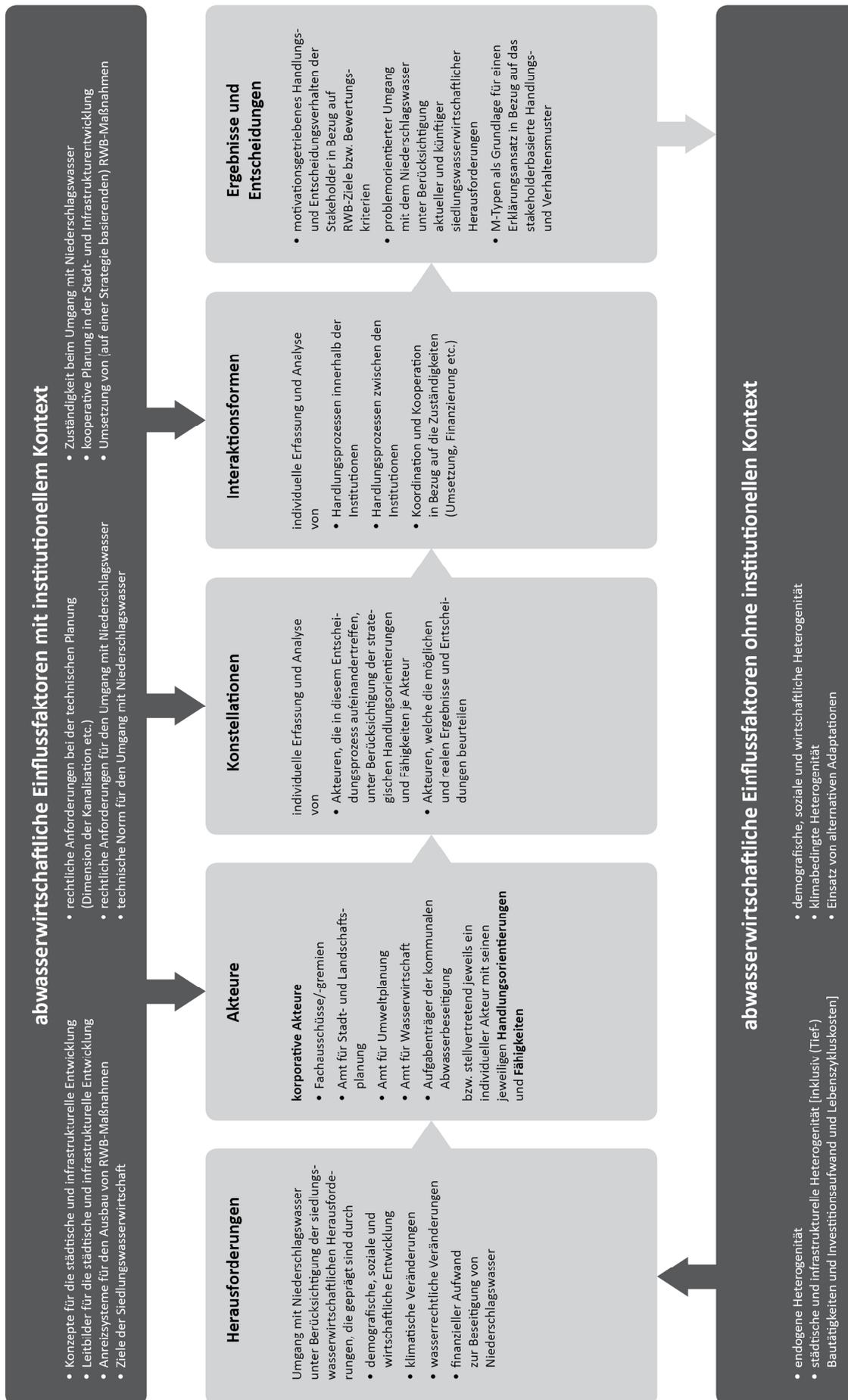


Abb. 7.1: Erweiterung des Analyseschemas für Forschungen im Bereich der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung

- **Infrastrukturelle Optimierung:** Welchen Effekt hat eine Optimierung des bestehenden zentralen Entwässerungssystems, das an der Funktionsfähigkeit der technischen Infrastruktur ausgerichtet ist? Welches Potenzial zur Abkopplung von Niederschlagswasser bleibt bestehen? Welche baulichen Anpassungen bestehen in einem Mischwassersystem, welche die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung begünstigen?
- **Kostenstruktur:** Bedarf es einer neuen Aufschlüsselung der Kosten, um die Kosten für Bau, Betrieb und Instandhaltung aller technischen Infrastrukturen für das bestehende Entwässerungssystem und für RWB-Maßnahmen, aber auch die weitreichenden monetären und nichtmonetären Effekte für die Großstadt und Umwelt verursachergerecht bewerten zu können? Sind hierfür neue Modelle erforderlich, welche unter anderem die Emissionsgrenzwerte und Umweltqualitätsnormen bei gleichzeitiger Wechselwirkung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer abbilden können?

Um den Einfluss auf die Risikowahrnehmung kohärent abzubilden, wird eine kooperative Zusammenarbeit zwischen Wirtschafts- und Sozialwissenschaften wie auch Psychologie empfohlen. Dabei bietet es sich an, kommende Untersuchungen auf das angewandte Analyseschema aufzubauen, um die bisher nicht berücksichtigten Bausteine des akteurzentrierten Institutionalismus zu erweitern und die Erkenntnisse dieser Forschungsarbeit mit einfließen zu lassen (Abb. 7.1).

8 Thesenbasierte Zusammenfassung

In der vorliegenden Forschungsarbeit wurde der Einfluss von abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen auf die Motivation von planungsrelevanten Akteuren zur Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung analysiert. Bereits in der Vergangenheit sorgten anthropogene Einflüsse dafür, dass es insbesondere im urbanen Raum zur Reduzierung der Infiltration von Niederschlagswasser kam, was wiederum das Verhältnis von Grundwasserneubildung, Evapotranspiration und Oberflächenabfluss veränderte. Gegenwärtig stehen planungsrelevante Akteure sich ändernden Herausforderungen in der Abwasserbeseitigung gegenüber, die aus demografischen, wirtschaftlichen und sozialen wie auch aus klimatischen Einflussfaktoren sowie aus technischen, rechtlichen und planerischen Anforderungen resultieren. Aufgrund dieser neuen Ausgangslage zeichnet sich ein Paradigmenwechsel beim Umgang mit Niederschlagswasser in den urbanen Räumen ab.

Während Niederschlagswasser bisher meist vollständig und so schnell wie möglich über ein zentrales Entwässerungssystem beseitigt wird, ermöglicht die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung eine Annäherung des Wasserhaushaltes im urbanen System an das natürliche System. Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zielt darauf ab, Niederschlagswasser möglichst ortsnahe zu speichern, zu behandeln bzw. zu reinigen und/oder gedrosselt abzuleiten. Im Siedlungsbestand wirkt sich jedoch eine Abkehr von der zentralen Beseitigung von Niederschlagswasser hin zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung nicht nur auf die Funktionsfähigkeit des bestehenden Entwässerungssystems aus, sondern beeinflusst auch teilweise die technischen Infrastrukturen der anderen Sektoren. Folglich ergeben sich aufwändige Transformationsprozesse, deren Nutzen es abzuwägen gilt. Darüber hinaus unterscheiden sich die in der Praxis üblichen RWB-Maßnahmen in ihrer Funktionsweise, sodass sich für die Akteure der Stadt- und Infrastrukturentwicklung unterschiedliche Ansätze zur Dezentralisierung ergeben.

Bisherige Studien haben sich darauf fokussiert, RWB-Maßnahmen zu realisieren und zu bewerten (Best-Practice-Beispiele). Zudem wurden Werkzeuge entwickelt und evaluiert, die das Abkoppelpotenzial von Flächen und/oder die Bewirtschaftungsart in Abhängigkeit von den geogenen und siedlungsstrukturellen Rahmenbedingungen eines Einzugsgebietes bestimmen. An dieser Stelle wird deutlich, dass die Erarbeitung von Ansätzen zu Entscheidungs- und Verhaltensmustern von Stakeholdern einen entscheidenden Beitrag zum Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand leisten kann. **Das zentrale Ziel der vorliegenden Forschungsarbeit ist eine detaillierte Analyse der Einflussfaktoren auf die Motivation der Stakeholder zur Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung.** Diesem Ziel folgend, lassen sich fünf Forschungsfragen formulieren.

- 1) **Welche Herausforderungen, induziert durch demografische, soziale, wirtschaftliche und klimatische Veränderungen, lassen sich hinsichtlich der Behandlung von Niederschlagswasser identifizieren?**

In Kapitel 2 wurde anhand einschlägiger Fachliteratur der Wissensstand zu den gegenwärtig relevanten Herausforderungen der Abwasserbeseitigung herausgearbeitet. Eine prekäre Situation ergibt sich bei zentralen Entwässerungssystemen, auf die durch synergetisch, supplementär aber auch konträr wirkende Veränderungen einwirken. Eine Anpassung der technischen Infrastruktur

auf eine konkrete abwasserwirtschaftliche Herausforderung erhöht somit das Risiko, dass sich die Auswirkungen anderer abwasserwirtschaftlicher Herausforderungen verstärken. Während neue wie auch konventionelle abwasserwirtschaftliche Ansätze bereits in Planungsprozessen berücksichtigt werden können, ist im Siedlungsbestand neben dem bestehenden Entwässerungssystem auch die technische Infrastruktur der anderen Sektoren zu berücksichtigen. Folglich erfordert eine Anpassung des zentralen Entwässerungssystems an abwasserwirtschaftliche Herausforderungen einen hohen ökonomischen, technischen und planerischen Aufwand. Unabhängig davon blieben die zentralen Entwässerungssysteme gegenüber sich ändernden Rahmenbedingungen weiterhin weitgehend statisch und unflexibel. Dagegen erlauben dezentrale Ansätze eine höhere Flexibilität, indem Niederschlagswasser von vornherein naturnah bewirtschaftet wird und somit das bestehende Entwässerungssystem nicht mehr so dominierend beeinflusst. Sofern ein Ausbau der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung angestrebt wird, sollten aber die unterschiedlichen und teilweise in Konflikt stehenden Anwendungsbereiche der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung abgewogen werden, um letzten Endes abwasser- respektive niederschlagswasserspezifische Adaptationen auf regionale wie auch lokale Anforderungen auswählen und umsetzen zu können. Obwohl die technischen Normen und rechtlichen Anforderungen mittlerweile den Einsatz von naturnahen RWB-Maßnahmen ermöglichen und sogar begünstigen, wird weiterhin die Anwendung von einzelnen auf abwasserwirtschaftliche Bedürfnisse ausgerichteten Handlungsalternativen rechtlich unterbunden.

Aus der Beantwortung der ersten Forschungsfrage resultiert folgende These: *Im Vergleich zu konventionellen Entwässerungssystemen begünstigt eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung flexible Anpassungen an die individuellen abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse einer Großstadt.*

2) Lässt sich eine Methode herleiten, um den Beitrag einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zu einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung zu bewerten? Kann eine solche Methode niederschlagswasserbezogene Planungsprozesse unterstützen?

In Kapitel 3 wurde ein auf dem akteurzentrierten Institutionalismus basierender theoretischer Untersuchungsrahmen hergeleitet, der die wissenschaftliche Korrektheit und Differenziertheit dieser Forschungsarbeit sicherstellte. Auf diese Weise wurde der aktuelle Wissensstand zu den abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren ohne institutionellen Kontext und den daraus resultierenden Herausforderungen wie auch zu den abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren mit institutionellem Kontext erfasst und prüfend strukturiert. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Interessen der intentional handelnden individuellen, kollektiven oder korporativen planungsrelevanten Akteure folgt eine (politische) Entscheidung zur künftigen Umsetzung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung. Zur Erfassung der Entscheidung wurde über eine onlinebasierte Befragung stellvertretend je ein planungsrelevanter Akteur aus Fachausschuss/-gremium, aus dem zuständigen Amt für Stadt- und Landschaftsplanung, aus dem Amt für Umweltplanung, aus dem Amt für Wasserwirtschaft und ein Aufgabenträger der kommunalen Abwasserbeseitigung aller deutschen Großstädte gebeten, die Vorzüge der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung hinsichtlich ihrer Eignung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung zu bewerten. Die Bewertungskriterien wurden aus den RWB-Zielen abgeleitet, welche die zu erreichenden abwasserwirtschaftlichen Zustände beschreiben und sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis validiert und somit

anerkannt sind. Mit dem AHP wurde eine multikriterielle Bewertungs- und Entscheidungsmethode implementiert, woraufhin die Stakeholder die Bewertungskriterien paarweise miteinander verglichen. Stakeholder mit demselben Entscheidungs- und Handlungsmuster, also bei denen die Bewertungen vergleichbar waren, wurden zu einem M-Typ zusammengefasst. Mithilfe der drei resultierenden *M-Typen Siedler, Neutrum* und *Ökonom* ließen sich schließlich die Ursachen beim Umgang mit Niederschlagswasser im Siedlungsbestand und deren kausale Wirkungszusammenhänge untersuchen.

Aus der Beantwortung der zweiten Forschungsfrage resultiert folgende These: *Eine Entscheidungsfindung hinsichtlich der Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung wird durch methodische Strukturierung des komplexen Sachverhaltes erleichtert, da sie transparente Bewertung im Sinne einer nachhaltigen Stadt- und Infrastrukturentwicklung ermöglichen.*

3) Wirken sich die oben genannten Veränderungen auf die motivationsgetriebenen Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder aus?

In Kapitel 5 wurde aufgezeigt, dass sich die befragten Stakeholder (Kapitel 4) bezüglich ihrer motivationsgetriebenen Handlungs- und Entscheidungsmuster den drei *M-Typen Siedler, Neutrum* und *Ökonom* eindeutig zuordnen ließen. Entgegen den Erwartungen wurden insgesamt sechs Kontingenzen zwischen den M-Typen und den untersuchten 26 respektive 31 räumlichen Gegebenheiten einer Großstadt, der einen Handlungsorientierung und den zwei soziodemografischen Merkmalen der Stakeholder identifiziert. Folglich ist in der Praxis von einer Diskrepanz zwischen dem Nutzen der verschiedenen RWB-Maßnahmen und den abwasserwirtschaftlichen Bedürfnissen einer Großstadt auszugehen. Zudem konnte die Analyse der sechs auf statistischem Wege identifizierten Kontingenzen nicht widerspruchsfrei bestätigen, dass die Umsetzung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung nicht uneingeschränkt auf deren Vorzüge gegenüber konkreten abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen abgestimmt ist. Demnach deutet alles darauf hin, dass eine Abkehr von der zentralen Beseitigung vom Niederschlagswasser hin zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung gegenwärtig nicht darauf ausgelegt ist, gezielt die an der kommunalen Aufgabe orientierten Interessen eines jeden Stakeholder oder den individuellen städtischen und infrastrukturellen Handlungsbedarf zu fördern. Folglich war es auch nicht möglich, die Großstädte der Bundesrepublik Deutschland in Abhängigkeit eines vergleichbaren Verhaltens der Stakeholder unter vergleichbaren Rahmenbedingungen zu klassifizieren.

Aus der Beantwortung der dritten Forschungsfrage resultiert folgende These: *Gegenwärtig kommen in der Praxis RWB-Maßnahmen unabhängig von ihrer Funktionsweise und ihrem konkreten Beitrag zur Bewältigung der individuellen abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen einer Großstadt zum Einsatz.*

4) Welche Empfehlungen hinsichtlich der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung lassen sich ableiten? Ist es möglich ein allgemein nutzbares Maßnahmenprogramm oder ein Werkzeug für den Umgang mit Niederschlagswasser für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung zu entwickeln?

Dem theoretischen Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus entsprechend war davon auszugehen, dass sich die Entscheidungs- und Verhaltensmuster der Stakeholder in Bezug auf die Bewertung des Beitrages einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Wesentlichen an den abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen der jeweiligen Großstadt orientieren. Da sich keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen den Entscheidungs- und Verhaltensmustern der Stakeholder und den sich ändernden großstädtischen Rahmenbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland identifizieren ließen, konnte in Kapitel 6 kein differenziertes, auf die M-Typen ausgerichtetes Maßnahmenprogramm oder Werkzeug für den Umgang mit Niederschlagswasser für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung erarbeitet werden. Demzufolge war es auch nicht möglich, basierend auf den Ergebnissen dieser Forschungsarbeit ein Handlungsmodell darzustellen.

Aus der Beantwortung der vierten Forschungsfrage resultiert folgende These: *Gegenwärtig steht den planungsrelevanten Akteuren kein Maßnahmenprogramm oder Werkzeug zur Verfügung, welches auf eine flächendeckende naturnahe Regenwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der individuellen abwasserwirtschaftlichen Herausforderungen einer Großstadt abzielt.*

5) Lassen sich aus dem Ergebnis einzelne Ziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung priorisieren und günstige Rahmenbedingungen zu ihrer Umsetzung ableiten? Welche Konsequenzen hat das für die Stakeholder?

Angesichts einer angestrebten nachhaltigen städtischen und infrastrukturellen Entwicklung unter Berücksichtigung der zunehmenden und komplexer werdenden abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse wurde in Kapitel 6 eine verallgemeinerbare hierarchische Handlungsempfehlung in fünf Stufen abgeleitet. Für die planungsrelevanten Akteure wird somit eine Vorgehensweise aufgezeigt, die als Unterstützung der Entscheidungsfindung hinsichtlich der optimalen Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung fungiert. Über die Handlungsempfehlung lässt sich aus den individuellen Herausforderungen der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Stufe 1) und den unter Berücksichtigung der geogenen und siedlungsstrukturellen Rahmenbedingungen tatsächlich umsetzbaren RWB-Maßnahmen (Stufe 2) eine Strategie zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung herleiten (Stufe 3), die auf die individuellen abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse einer Großstadt ausgerichtet ist. Die daraus resultierende Entscheidung bzw. das Ergebnis ist sowohl innerhalb als auch außerhalb der zuständigen Fachbereiche zu kommunizieren, um die Akzeptanz der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung zu fördern (Stufe 4). Schließlich kann mithilfe einer systematischen Erfassung, Analyse und Auswertung der strategischen Ziele, der realen Umsetzung von RWB-Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die räumlichen Gegebenheiten einer Großstadt die gesamtstädtische Strategie iterativ und inkrementell angepasst werden (Stufe 5). Jedoch sind für eine erfolgreiche Umsetzung einer gesamtstädtischen Strategie der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung die administrativen und bildungstechnischen Voraussetzungen zu schaffen, um den planungsrelevanten Akteuren die niederschlagswasserbezogenen Informationen und Anforderungen zugänglich zu machen. Weiterhin gibt es Handlungsalternativen, wie die multifunktionale Nutzung einer Fläche als Grün- und Entwässerungsfläche, die ohne rechtliche Anpassungen derzeit nicht umgesetzt werden können. Dagegen tragen neben einer transparenten Entscheidungsfindung auch auf den Umgang mit Niederschlagswasser abgestimmte informelle Instrumente zu einer

offenen Diskussion bei. Die Einbeziehung förderpolitischer Instrumente kann wiederum einen Teil dazu beitragen, die monetären Belastungen durch hohe Investitionen abzumindern.

Aus der Beantwortung der fünften Forschungsfrage resultiert folgende These: *Ein auf die abwasserwirtschaftlichen Bedürfnisse ausgerichtetes Handeln setzt einen gemeinsamen Entscheidungsprozess voraus, in dem die Anforderungen an die räumlichen Gegebenheiten wie auch die Handlungsorientierungen und Fähigkeiten der Stakeholder (Betroffenheitssituation) kohärent berücksichtigt werden.*

Es liegt im Wesen von wissenschaftlichen Arbeiten, dass sich offene Fragen und neue Forschungsschwerpunkte ergeben. Unabhängig davon ebnet die vorliegende Forschungsarbeit den Weg zur flächendeckenden Umsetzung einer naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im großstädtischen Raum, deren RWB-Maßnahmen in Abhängigkeit von individuellen abwasserwirtschaftlichen Einflussfaktoren bestmöglich ausgewählt werden. Mithilfe des akteurzentrierten Institutionalismus und des AHP wurde eine Handlungsempfehlung zur Entscheidungsfindung entwickelt. Es konnte aufgezeigt werden, dass eine differenzierte Bewertung von flächenbezogenen Bewertungskriterien der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung – die wiederum auf den RWB-Zielen basieren – grundsätzlich durchführbar ist, wodurch die unterschiedlichen Dimensionen einer nachhaltigen städtischen und infrastrukturellen Entwicklung kohärent berücksichtigt werden. Parallel dazu trägt die Forschungsarbeit zur Findung eines Konsenses zwischen den Stakeholdern von niederschlagswasserbezogenen Planungsprozessen und zu dessen finaler Entscheidung bei und unterstützt somit einen von allen planungsrelevanten Akteuren gemeinsam getragenen niederschlagswasserbezogenen Transformationsprozess.

Anhang A

Anhang A Maßnahmen für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung und deren Eigenschaften

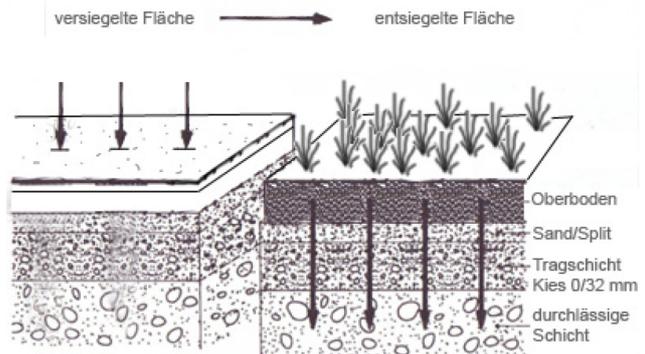
Entsiegelung der Fläche und wasserdurchlässiger Belag

Flächenentsiegelung

Entfernung des vorhandenen wasserundurchlässigen Belages und gegebenenfalls diesen entsprechend der Nutzungsart wasserdurchlässig befestigen.

Mittlere bis hohe Reinigungsleistung aufgrund der natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: gut bis mäßig durchlässiger Boden – ungenutzte Wege, Straßen und versiegelte Anteile von Haus- und Hofflächen sowie innerhalb von Gärten.



Flächenbefestigung mit wasserdurchlässigem Belag

Befestigung der Flächen mit wasserdurchlässigem Belag. Materialauswahl (Dränasphalt; Holzpflaster; Holzroste; Porensteine; Rasengittersteine; Rasenfugenpflaster; Rasenwabe; Rindenschrot; Schotterrasen; Lehm-, Kies- und Splittdecke; wassergebundene Decke etc.) abhängig von der Nutzungsart.

Mittlere bis hohe Reinigungsleistung aufgrund der natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: gut bis mäßig durchlässiger Boden.

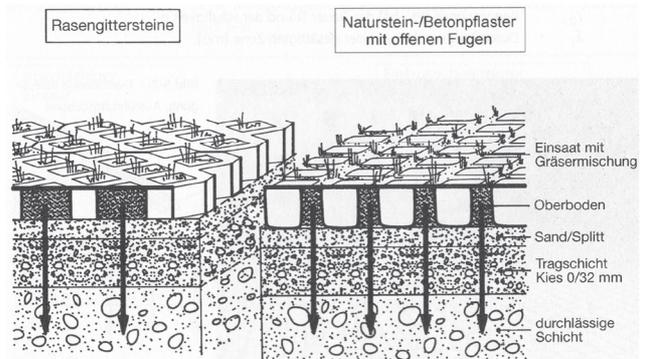


Abb. A.1: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Entsiegelung der Fläche und einen wasserdurchlässigen Belag (ang. an GEIGER W. F. et al. 2009: 59ff, SIEKER F. et al. 2006a: 40ff, Landeshauptstadt Dresden 2004: 12ff, GRAU A. 2003: 40ff, HUHN V. & STECKER A. 1996: 33ff; Abb. ang. an GEIGER W. F. et al. 2009: 59ff)

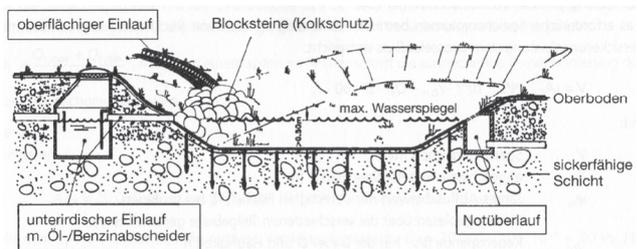
Versickerung der Niederschlagsabflüsse

Beckenversickerung bzw. zentrale Versickerung

Flächige Versickerung von Regenabflüssen aus mehreren Grundstücken und deren Zusammenführung in einer Anlage, wobei das Versickerungsbecken mitunter im Dauerstau betrieben wird.

Gute Reinigungsleistung aufgrund der natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: größere Einzugsgebiete (ab ca. einem Hektar).

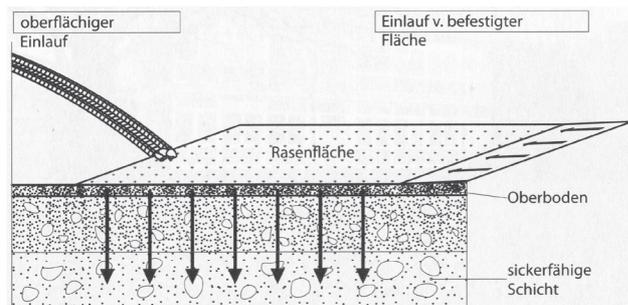


Flächenversickerung

Flächige Versickerung des Niederschlagswassers über unbefestigte Böden oder durchlässig befestigte Beläge ohne Zwischenspeicherung.

Hohe Reinigungsleistung aufgrund der natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: gut bis mäßig durchlässiger Boden – Flächen ohne jede Nutzungsbeschränkung (Geh- und Parkwege; Sportanlagen und Hofflächen).



Mulden, Gräben und Rinnen

Offene Längsentwässerung von Straßen und Wegen, bei denen neben der Ableitung des Niederschlagswassers durch den Bewuchs eine zeitweilige Rückhaltung und eine teilweise Versickerung durch die Bodenzone erfolgen. Während Mulden aus Sicht der Verkehrssicherheit den Gräben vorzuziehen sind, besitzen die Gräben eine größere hydraulische Leistungsfähigkeit.

Keine bis geringe Reinigungsleistung aufgrund der fehlenden bzw. geringen natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: Entwässerung von Verkehrsflächen außerhalb besiedelter bzw. in sehr dünn besiedelten Gebieten; Fließweg zu Oberflächengewässern.

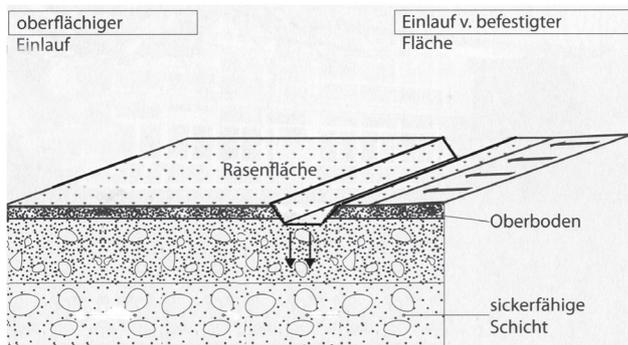


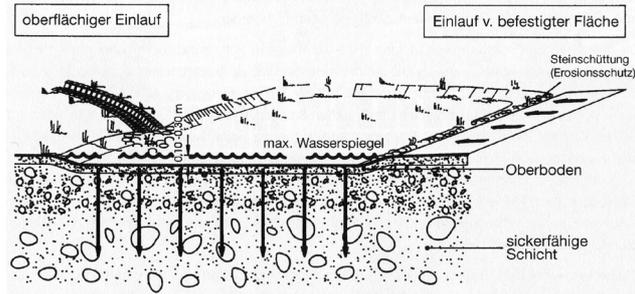
Abb. A.2: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Versickerung der Niederschlagswasserabflüsse (ang. an ebd. 2009: 59ff, SIEKER F. et al. 2006a: 40ff, Landeshauptstadt Dresden 2004: 12ff, GRAU A. 2003: 40ff, HUHNS V. & STECKER A. 1996: 33ff; Abb. ang. an GEIGER W. F. et al. 2009: 59ff)

Muldenversickerung

Versickerung des Niederschlagswassers über eine vegetative Bodensenke, sodass das Niederschlagswasser zeitweise auch oberirdisch zurückgehalten wird.

Sehr gute biologische Reinigungsleistung aufgrund der natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: gut bis mäßig durchlässiger Boden – Grundstücke mit ausreichend Grün- bzw. Freiflächen ohne intensive Flächenbelastung; Begleitstreifen von Geh- und Radwegen.

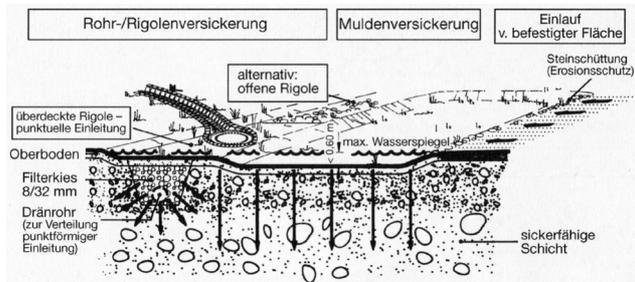


Mulden-Rigolen-Element und Mulden-Rigolen-System

Bei einem Mulden-Rigolen-Element wird das zu versickernde Niederschlagswasser erst nach einer zeitweiligen oberirdischen Rückhaltung durch die natürliche Bodenzone gut gereinigt und anschließend temporär in der Rigole zwischengespeichert. Von der Rigole ausgehend versickert das Niederschlagswasser in den angrenzenden Boden. Bei einem Mulden-Rigolen-System sind mehrere Mulden-Rigolen-Elemente miteinander vernetzt, bei dem Dränrohre oberhalb der Rigolensohle verlegt und außerhalb der Rigole als geschlossene Rohrleitung bis zu einem Drosselschacht weitergeführt werden. Die Funktionsweisen der Speicherung und Versickerung entsprechen weiterhin dem Mulden-Rigolen-Element, aber die vernetzten Elemente ermöglichen eine stark verzögerte Ableitung des Niederschlagswassers aus dem unterirdischen Speicher.

Sehr gute biologische Reinigung durch die natürliche Bodenzone wie auch Rückhalt von (un-) gelösten Stoffen.

Anwendungsbereich: unabhängig von Bodenarten bis hin zu kontaminiertem Boden – Grundstücke mit wenig Freifläche.

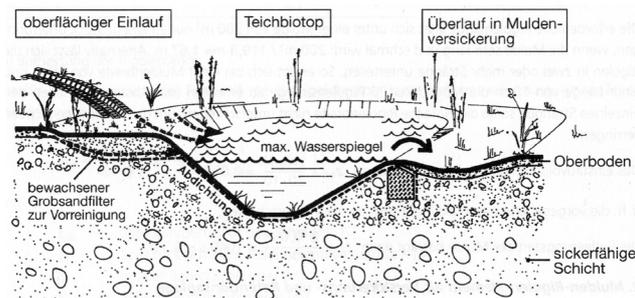


Retentionsraumversickerung bzw. -teich

Naturnahe Becken, die gegen den Untergrund abgedichtet sind und letztlich als rein mechanisches Absetzbecken sowie als biologische und natürliche Klärteiche wirken. Aufgrund des gedrosselten Abflusses erfolgt auch eine Speicherung des abzuleitenden Niederschlagswassers.

Sehr hohe Reinigungsleistung durch Sedimentation und Abbau von (un-) gelösten Stoffen im Teich wie auch biologische Reinigung durch die natürliche Bodenzone der Mulde.

Anwendungsbereich: gut bis mäßig durchlässiger Boden – Stadtrandgebiete mit hoher Flächenverfügbarkeit; zur Klimaverbesserung in Stadtgebieten; Vorbehandlung von Niederschlagswasser mit hohem Anteil an absetzbaren Stoffen.



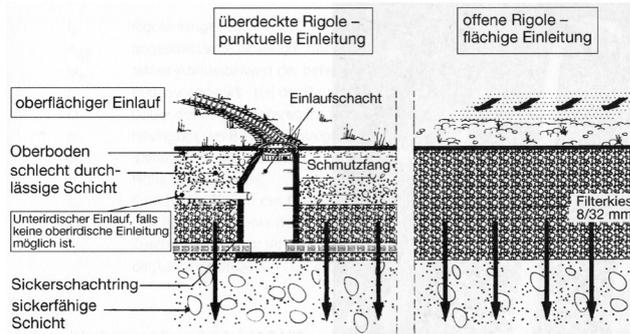
Fortführung der Abb. A.2

Rigolenversickerung

Oberflächennahe Versickerung über einen gut durchlässigen und künstlich eingebrachten Kieskörper, bei der das Niederschlagswasser zeitweilig unterirdisch zurückgehalten wird.

Geringfügige Reinigungsleistung aufgrund der fehlenden natürlichen Bodenzone.

Anwendungsbereich: mäßig bis gut durchlässiger Boden oder zum Durchdringen einer schlecht durchlässigen Bodenzone – Grundstücke mit wenig Freifläche.

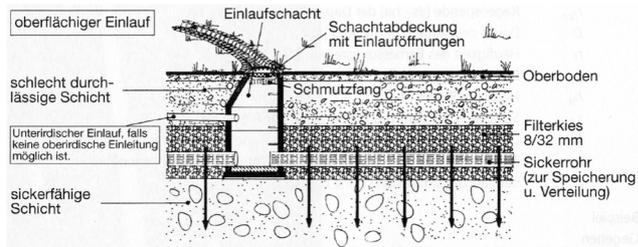


Rohrversickerung

Versickerung des Niederschlagswassers mit unterirdischer Speicherung über ein in Kies gebettetes und perforiertes Rohr, wobei Rohre und Kiesummantelung als Retentionsraum dienen.

Keine Reinigungsleistung.

Anwendungsbereich: gut bis mäßig durchlässiger Boden oder zum Durchdringen einer schlecht durchlässigen Bodenzone – Grundstücke mit wenig Freifläche.

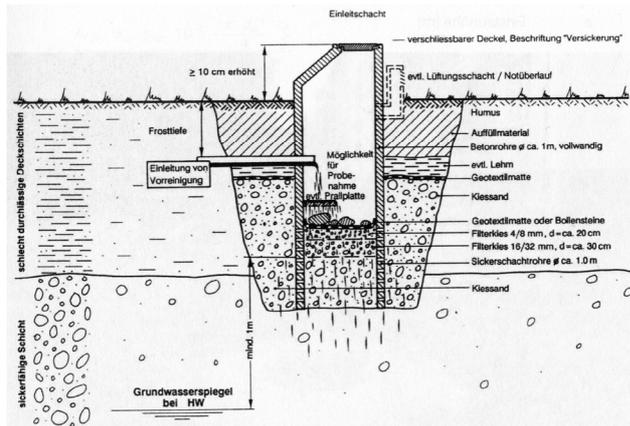


Schachtversickerung

Konzentrierte unterirdische Versickerung des Niederschlagswassers über einen Schacht mit künstlich eingebauten Filterschichten, sodass das zu versickernde Niederschlagswasser gut zurückgehalten wird.

Keine Reinigungsleistung.

Anwendungsbereich: mäßig bis gut durchlässiger Boden oder zum Durchdringen einer schlecht durchlässigen Bodenzone – Grundstücke mit wenig Freifläche, vor allem in innerstädtischen Gebieten; sehr gut für Einzelobjekte.



Fortführung der Abb. A.2

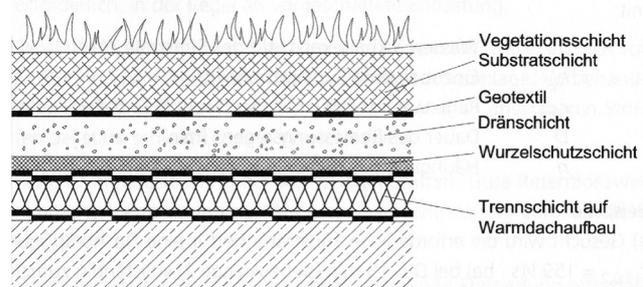
Retention und Verdunstung der Niederschlagsabflüsse

Bauwerkbegrünung (Dach- und teilweise Fassadenbegrünung)

Bauwerk mit extensiver (Dünnschichtaufbau mit Substrat, trockenheitsverträgliche Vegetation) und/oder intensiver Begrünung (vollwertiger Bodenaufbau bis hin zu Baumbepflanzung). Durch die Reduzierung des Gesamtabflussbeiwertes und der geringfügigen Reduzierung des Spitzenabflussbeiwertes wird die Zuflussmenge des Niederschlagswassers zur Kläranlage über das Mischwassersystem deutlich reduziert.

Biologische und mechanische Reinigung des Niederschlagswassers durch Filtrierung von Schadstoffen durch Pflanzen und im Substrat wie auch Reduzierung der Schadstoffe aus der Luft.

Anwendungsbereich: Dächer mit einer Neigung von bis zu 35 % ohne Sicherheitsmaßnahmen; insbesondere im innerstädtischen Bereiche bzw. Gewerbegebiete; Grundstücke mit wenig Freifläche.

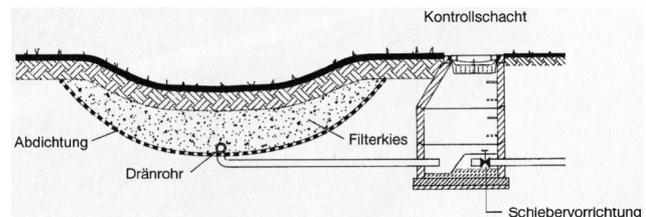


Filtermulde

Drainiertes und gleichzeitig untergründig abgedichtetes Muldensystem, welches das versickernde Niederschlagswasser durch Drainageröhre einem Kontrollschacht zuführt, dessen Abfluss gedrosselt werden kann. Dabei erfolgt die Rückhaltung ober- und unterirdisch.

Sehr gute biologische Reinigung durch die natürliche Bodenzone wie auch Rückhalt von gelösten Stoffen.

Anwendungsbereich: unabhängig von Bodenarten bis hin zu kontaminiertem Boden – vorgeschaltete Reinigung des Niederschlagswassers vor Ableitung in oberirdische Gewässer oder Kanalisation; Ableitung von Niederschlagswasser bei starker stofflicher Belastung.



Regenklärbecken

Reduzierung der Fließgeschwindigkeit durch Aufweitung des Fließquerschnittes zu einem Becken mit einem rechteckigen oder runden Querschnitt (Rückhaltekanal).

Reinigungsleistung (Reinigung durch Sedimentation wie auch Rückhalt von Schwimm- und Leichtstoffen an der Tauchwand) abhängig vom Verhältnis der Absetzgeschwindigkeit zur Oberflächenbeschickung.

Anwendungsbereich: zentrale Vorbehandlungsanlage im Trennwassersystem am Gebietsauslass vor Einleitung in ein Gewässer oder eine Versickerungsanlage; Vorbehandlung von Niederschlagswasser mit hohem Anteil an absetzbaren Stoffen bei stark schwankendem Wasseranfall.

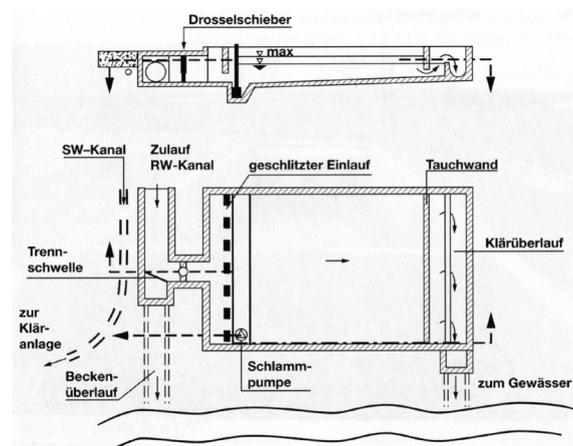


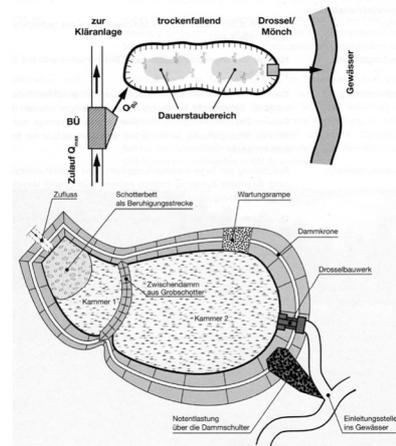
Abb. A.3: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Retention und Verdunstung der Niederschlagswasserabflüsse (ang. an ebd. 2009: 59ff, SIEKER F. et al. 2006a: 40ff, Landeshauptstadt Dresden 2004: 12ff, GRAU A. 2003: 40ff, HUHNS V. & STECKER A. 1996: 33ff; Abb. ang. an GEIGER W. F. et al. 2009: 59ff)

Regenrückhaltebecken

Naturnahe Teichanlagen oder technische ober- wie auch unterirdische Speicherbecken, die nach dem erforderlichen Speichervolumen für die Regenrückhaltung ausgelegt werden. Das Niederschlagswasser selbst fließt gedrosselt wieder ab.

Rückhalt von ungelösten Stoffen durch Sedimentation während der Einstauphase.

Anwendungsbereich: Reduzierung der Abflussspitzen von Starkregenereignissen ohne Qualitätsverbesserung; regelbarer Zufluss zu anderen Anlagen (Versickerungs- und Reinigungsanlagen etc.).

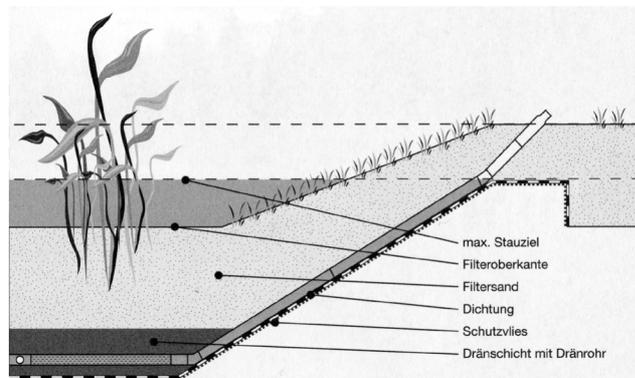


Retentionsbodenfilter

Reduzierung der Abflussbelastung durch vertikale Bodenpassage eines Filtersubstrates in einem gegen den Untergrund abgedichteten Filterbecken mit anschließender Fassung über Drainage.

Reinigung durch physikalisch-biologische Behandlung gelöster, partikulärer und partikulär gebundener Stoffe.

Anwendungsbereich: Behandlung von Entlastungsabflüssen aus Misch- oder Trennwassersystemen vor Einleitung in ein Gewässer zum Schutz vor akuten stofflichen und hydraulischen Belastungen aus den Entlastungsabflüssen.



Fortführung der Abb. A.3

Nutzung der Niederschlagsabflüsse

Regenwassernutzung

Nutzung des Niederschlagswassers zur Bewässerung der Garten- und Grünpflanzen bis hin zur Substitution des Trinkwassers (Toilettenspülung, Waschmaschine, Duschwasser etc.). Ableitung des Niederschlagswassers von den Dächern und dessen Speicherung in einer ober- oder unterirdisch installierten Zisterne. Entnahme und Nutzung des Niederschlagswassers über manuelle oder elektrische Pumpen bis hin im freien Gefälle. Bei einer Kopplung mit einer ganzjährigen Versickerung kann sowohl der Gesamtabfluss- und Spitzenabflussbeiwert im Mischwassersystem als auch das Volumen für den Trinkwassergebrauch und somit die Grundwasserentnahme reduziert werden.

Keine Reinigungsleistung.

Anwendungsbereich: jede Art von Wohn- und Gewerbebebauung mit oder ohne Gartennutzung; gewerbliche Gartenanlagen; Kleingartengrundstücke.

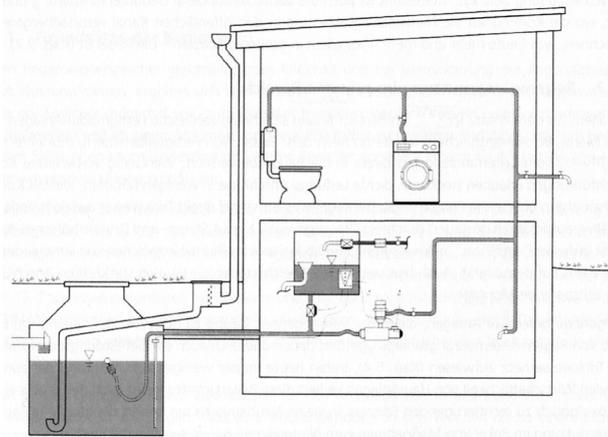


Abb. A.4: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Nutzung der Niederschlagswasserabflüsse (ang. an ebd. 2009: 59ff, SIEKER F. et al. 2006a: 40ff, Landeshauptstadt Dresden 2004: 12ff, GRAU A. 2003: 40ff, HUHN V. & STECKER A. 1996: 33ff; Abb. ang. an GEIGER W. F. et al. 2009: 59ff)

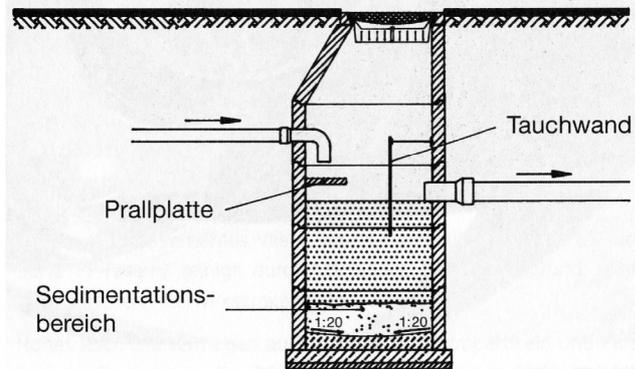
Vorreinigung der Niederschlagsabflüsse

Absetzschacht

Zwischenspeicherung von Niederschlagswasser und mechanische Reinigung durch Sedimentation in schachtartigen Bauwerken mit ausbetonierter Sohle.

Reinigung durch Sedimentation. Rückhalt von Schwimm- und Leichtstoffen durch Tauchwand. Rücklösung und Ausschwemmung bereits abgelagerter Partikel.

Anwendungsbereich: Vorbehandlung von Niederschlagswasser mit hohem Anteil an absetzbaren Stoffen bei geringem Wasseranfall.

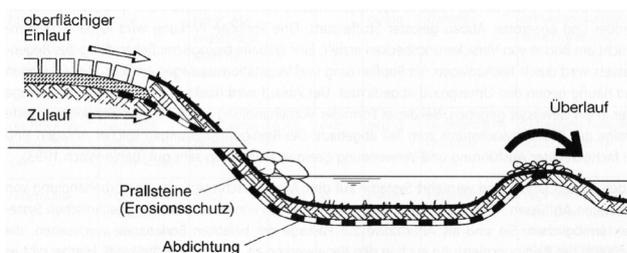


Absetzteich

Gegen den Untergrund abgedichtete Teiche, die als rein mechanisches Absetzbecken sowie als biologische und natürliche Klärteiche wirken.

Gute Sedimentationsleistung für kleine Partikel wie auch biologischer Abbau durch anaerobe und aerobe Reinigungsprozesse. Reinigungsleistung weiterhin abhängig von der Bepflanzungsstruktur.

Anwendungsbereich: Vorbehandlung von Niederschlagswasser mit hohem Anteil an absetzbaren Stoffen vor der Versickerung – Gebiete mit hoher Flächenverfügbarkeit.



geotextiler Filtersack für Versickerungsschächte

Zu einem Sack vernähtes Vlies reinigt durchströmtes Wasser aufgrund seiner mechanischen Filterwirksamkeit.

Hohes Rückhaltevermögen auch gegenüber Staubpartikel und Partikeln der Tonfraktion.

Anwendungsbereich: Vorbehandlung von Abflüssen mit vorwiegend ungelösten Inhaltsstoffen – Gebiete mit geringer Flächenverfügbarkeit.

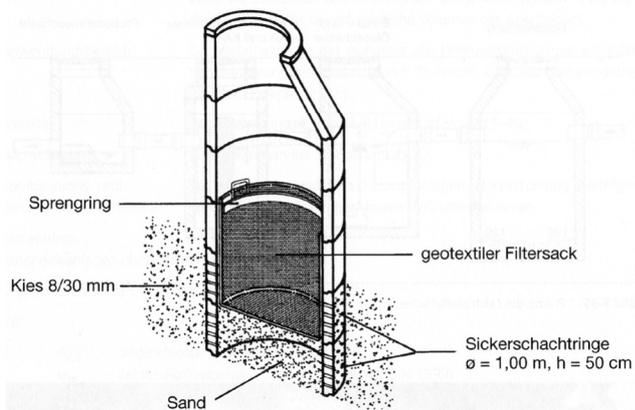


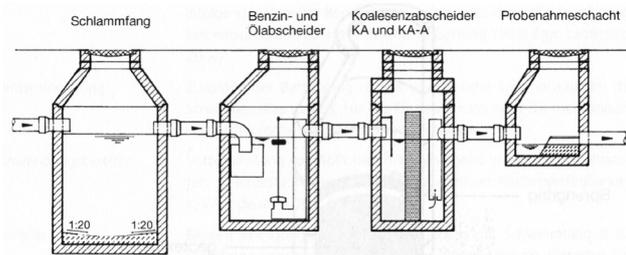
Abb. A.5: RWB-Maßnahmen der Praxis funktional ausgerichtet auf eine Vorreinigung der Niederschlagswasserabflüsse (ang. an ebd. 2009: 59ff, SIEKER F. et al. 2006a: 40ff, Landeshauptstadt Dresden 2004: 12ff, GRAU A. 2003: 40ff, HUHNER V. & STECKER A. 1996: 33ff; Abb. ang. an GEIGER W. F. et al. 2009: 59ff)

Leichtstoff- bzw. Leichtflüssigkeitsabscheider

Rückhalt von mechanisch abscheidbaren, wassergefährdenden Stoffen und leichtflüssigen Substanzen durch die Kombination von Schlammfang, Benzin-, Ölabscheider und/oder Koaleszenzabscheidern sowie Probenahmeschacht.

Ablaufkonzentration nach Benzinabscheider 20 bis 70 mg/l, nach Koaleszenz-abscheider unter 10 mg/l und nach Absorptions-Koaleszenzabscheider unter 5 mg/l.

Anwendungsbereich: Vorbehandlung des Abflusses von Herkunftsflächen mit erhöhter Verschmutzungsgefährdung durch Treibstoff- oder Mineralölprodukte (Straßen, Parkplätze etc.).



Fortführung der Abb. A.5

Anhang B

Anhang B.1 Verzeichnis der Stakeholder für die empirische Datenerhebung

Tab. B.1: Verzeichnis der Stakeholder (anonymisiert)

Token*	Kontakt	telefonische Vorankündigung	Rücklauf	Anmerkung
0101	persönlich	ja	-	-
0102	persönlich	ja	-	-
0103	persönlich	ja	-	-
0104	persönlich	ja	ja	-
0105	persönlich	ja	-	-
0201	persönlich	ja	-	-
0202	persönlich	nicht erreichbar	-	-
0203	persönlich	ja	ja	mehrfache Funktion
0204	persönlich	nicht erreichbar	-	mehrfache Funktion
0205	persönlich	ja	ja	-
0301	persönlich	-	-	-
0302	persönlich	-	-	-
0303	persönlich	-	-	-
0304	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0305	persönlich	-	-	-
0401	persönlich	-	-	-
0402	persönlich	-	-	-
0403	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0404	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0405	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0501	persönlich	nicht erreichbar	-	-
0502	persönlich	nicht erreichbar	-	-
0503	persönlich	ja	-	-
0504	persönlich	ja	-	-
0505	persönlich	ja	-	-
0601	persönlich	-	-	-
0602	persönlich	-	-	-
0603	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0604	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0605	persönlich	-	-	-
0701	persönlich	nicht erreichbar	-	-
0702	persönlich	ja	-	-
0703	abgesagt	ja	-	-
0704	persönlich	ja	-	-
0705	persönlich	ja	-	-
0801	nicht möglich	-	-	kein Kontakt vorhanden
0802	persönlich	-	-	-
0803	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0804	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
0805	persönlich	-	-	-
0901	persönlich	-	ja	-
0902	persönlich	-	-	-
0903	persönlich	-	-	-
0904	persönlich	-	-	-
0905	persönlich	-	-	-
1001	persönlich	nicht erreichbar	-	-
1002	persönlich	nicht erreichbar	ja	-
1003	persönlich	ja	ja	-
1004	persönlich	ja	-	-
1005	persönlich	nicht erreichbar	-	-
1101	persönlich	ja	-	-
1102	persönlich	ja	-	-
1103	persönlich	ja	-	-
1104	persönlich	ja	-	-
1105	persönlich	ja	-	-
1201	persönlich	ja	-	-
1202	persönlich	ja	-	-
1203	persönlich	ja	-	-
1204	persönlich	nicht erreichbar	ja	-
1205	persönlich	ja	-	-
1301	persönlich	-	-	-
1302	persönlich	-	-	-
1303	persönlich	-	-	-
1304	nicht möglich	-	-	kein Kontakt vorhanden
1305	persönlich	-	-	-
1401	persönlich	-	-	-
1402	persönlich	-	-	-
1403	persönlich	-	-	-
1404	persönlich	-	-	mehrfache Funktion
1405	persönlich	-	-	-

Fortsetzung Tab. B.1

Token*	Kontakt	telefonische Vorankündigung	Rücklauf	Anmerkung
1501	personengebunden	-	-	-
1502	personengebunden	-	-	-
1503	personengebunden	-	-	-
1504	personengebunden	-	-	-
1505	personengebunden	-	-	-
1601	personengebunden	-	-	-
1602	personengebunden	-	-	-
1603	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
1604	personengebunden	-	ja	mehrfache Funktion
1605	personengebunden	-	ja	-
1701	personengebunden	-	-	-
1702	personengebunden	-	-	-
1703	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
1704	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
1705	personengebunden	-	ja	-
1801	personengebunden	-	-	-
1802	personengebunden	-	-	-
1803	personengebunden	-	-	-
1804	personengebunden	-	-	-
1805	personengebunden	-	-	-
1901	personengebunden	-	-	-
1902	personengebunden	-	-	-
1903	personengebunden	-	-	-
1904	personengebunden	-	-	-
1905	personengebunden	-	-	-
2001	personengebunden	-	-	-
2002	personengebunden	-	-	-
2003	personengebunden	-	-	-
2004	personengebunden	-	-	-
2005	personengebunden	-	-	-
2101	personengebunden	-	-	-
2102	personengebunden	-	-	-
2103	personengebunden	-	-	-
2104	personengebunden	-	-	-
2105	personengebunden	-	ja	-
2201	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
2202	personengebunden	ja	ja	-
2203	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
2204	personengebunden	nicht erreichbar	ja	-
2205	personengebunden	nicht erreichbar	ja	-
2301	personengebunden	-	-	-
2302	personengebunden	-	-	-
2303	personengebunden	-	ja	mehrfache Funktion
2304	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
2305	personengebunden	-	-	-
2401	personengebunden	-	-	-
2402	personengebunden	-	-	-
2403	personengebunden	-	-	-
2404	personengebunden	-	-	-
2405	personengebunden	-	-	-
2501	personengebunden	-	-	-
2502	personengebunden	-	-	-
2503	personengebunden	-	-	-
2504	personengebunden	-	-	-
2505	personengebunden	-	-	-
2601	personengebunden	-	-	-
2602	personengebunden	-	-	-
2603	personengebunden	-	ja	-
2604	personengebunden	-	-	-
2605	personengebunden	-	-	-
2701	personengebunden	-	-	-
2702	personengebunden	-	-	-
2703	personengebunden	-	-	-
2704	personengebunden	-	-	-
2705	personengebunden	-	-	-
2801	personengebunden	ja	-	-
2802	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
2803	personengebunden	ja	-	-
2804	personengebunden	ja	-	-
2805	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
2901	personengebunden	-	-	-
2902	personengebunden	-	-	-
2903	personengebunden	-	-	-
2904	personengebunden	-	-	-
2905	personengebunden	-	-	-

Fortsetzung Tab. B.1

Token*	Kontakt	telefonische Vorankündigung	Rücklauf	Anmerkung
3001	persönliche	-	-	-
3002	persönliche	-	-	-
3003	persönliche	-	-	-
3004	persönliche	-	-	-
3005	persönliche	-	-	-
3101	abgesagt	ja	-	-
3102	persönliche	ja	-	-
3103	abgesagt	ja	-	-
3104	persönliche	ja	-	-
3105	persönliche	ja	-	-
3201	persönliche	ja	-	-
3202	persönliche	ja	-	-
3203	persönliche	ja	-	-
3204	abgesagt	ja	-	-
3205	persönliche	ja	-	-
3301	persönliche	-	ja	-
3302	persönliche	-	-	-
3303	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
3304	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
3305	persönliche	-	-	-
3401	persönliche	-	-	-
3402	persönliche	-	-	-
3403	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
3404	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
3405	persönliche	-	-	-
3501	persönliche	nicht erreichbar	-	-
3502	persönliche	ja	-	-
3503	nein	nicht erreichbar	-	-
3504	persönliche	ja	-	-
3505	persönliche	nicht erreichbar	-	-
3601	persönliche	-	-	-
3602	persönliche	-	-	-
3603	persönliche	-	ja	-
3604	persönliche	-	-	-
3605	persönliche	-	-	-
3701	persönliche	ja	-	-
3702	persönliche	ja	-	-
3703	persönliche	ja	-	-
3704	persönliche	ja	-	-
3705	persönliche	ja	ja	-
3801	persönliche	nicht erreichbar	-	-
3802	persönliche	ja	ja	-
3803	persönliche	ja	-	-
3804	persönliche	ja	-	-
3805	persönliche	ja	-	-
3901	nicht möglich	-	-	kein Kontakt vorhanden
3902	persönliche	-	-	-
3903	persönliche	-	-	-
3904	persönliche	-	-	-
3905	persönliche	-	ja	-
4001	persönliche	-	-	-
4002	persönliche	-	-	-
4003	persönliche	-	-	-
4004	persönliche	-	ja	-
4005	persönliche	-	-	-
4101	persönliche	-	-	-
4102	persönliche	-	-	-
4103	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
4104	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
4105	persönliche	-	-	-
4201	persönliche	ja	-	-
4202	persönliche	nicht erreichbar	ja	-
4203	persönliche	ja	-	mehrfache Funktion
4204	nein	nicht erreichbar	-	mehrfache Funktion
4205	persönliche	ja	-	-
4301	persönliche	-	-	-
4302	persönliche	-	ja	-
4303	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
4304	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
4305	persönliche	-	-	-
4401	persönliche	-	-	-
4402	persönliche	-	-	-
4403	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
4404	persönliche	-	-	mehrfache Funktion
4405	persönliche	-	-	-

Fortsetzung Tab. B.1

Token*	Kontakt	telefonische Vorankündigung	Rücklauf	Anmerkung
4501	personengebunden	-	-	-
4502	personengebunden	-	-	-
4503	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
4504	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
4505	personengebunden	-	ja	-
4601	personengebunden	-	-	-
4602	personengebunden	-	-	-
4603	personengebunden	-	-	-
4604	personengebunden	-	-	-
4605	personengebunden	-	ja	-
4701	personengebunden	-	ja	-
4702	personengebunden	-	-	-
4703	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
4704	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
4705	personengebunden	-	-	-
4801	personengebunden	-	-	-
4802	personengebunden	-	-	-
4803	personengebunden	-	-	-
4804	personengebunden	-	-	-
4805	personengebunden	-	ja	-
4901	personengebunden	-	-	-
4902	personengebunden	-	-	-
4903	personengebunden	-	-	-
4904	personengebunden	-	-	-
4905	personengebunden	-	-	-
5001	personengebunden	-	-	-
5002	personengebunden	-	-	-
5003	personengebunden	-	-	-
5004	personengebunden	-	-	-
5005	personengebunden	-	-	-
5101	personengebunden	-	-	-
5102	personengebunden	-	-	-
5103	personengebunden	-	-	-
5104	personengebunden	-	-	-
5105	personengebunden	-	-	-
5201	personengebunden	-	-	-
5202	personengebunden	-	-	-
5203	personengebunden	-	-	-
5204	personengebunden	-	-	-
5205	personengebunden	-	-	-
5301	personengebunden	-	-	-
5302	personengebunden	-	-	-
5303	personengebunden	-	ja	mehrfache Funktion
5304	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
5305	personengebunden	-	-	-
5401	personengebunden	-	-	-
5402	personengebunden	-	-	-
5403	personengebunden	-	-	-
5404	personengebunden	-	-	-
5405	personengebunden	-	-	-
5501	personengebunden	-	-	-
5502	personengebunden	-	-	-
5503	personengebunden	-	-	-
5504	personengebunden	-	-	-
5505	personengebunden	-	-	-
5601	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
5602	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
5603	personengebunden	-	-	-
5604	nicht möglich	-	-	kein Kontakt vorhanden
5605	personengebunden	-	-	-
5701	personengebunden	-	ja	-
5702	personengebunden	-	-	-
5703	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
5704	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
5705	personengebunden	-	-	-
5801	personengebunden	-	-	-
5802	personengebunden	-	-	-
5803	personengebunden	-	-	-
5804	nicht möglich	-	-	kein Kontakt vorhanden
5805	personengebunden	-	-	-
5901	personengebunden	-	-	-
5902	personengebunden	-	-	-
5903	personengebunden	-	-	-
5904	personengebunden	-	-	-
5905	personengebunden	-	-	-

Fortsetzung Tab. B.1

Token*	Kontakt	telefonische Vorankündigung	Rücklauf	Anmerkung
6001	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
6002	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
6003	perso nengeb und en	ja	-	-
6004	perso nengeb und en	ja	ja	mehrfache Funktion
6005	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
6 101	perso nengeb und en	-	-	-
6 102	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6 103	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6 104	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6 105	perso nengeb und en	-	ja	-
6201	perso nengeb und en	-	-	-
6202	perso nengeb und en	-	-	-
6203	perso nengeb und en	-	-	-
6204	perso nengeb und en	-	-	-
6205	perso nengeb und en	-	ja	-
6301	perso nengeb und en	-	-	-
6302	perso nengeb und en	-	-	-
6303	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6304	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6305	perso nengeb und en	-	ja	-
6401	perso nengeb und en	-	-	-
6402	perso nengeb und en	-	-	-
6403	perso nengeb und en	-	-	-
6404	perso nengeb und en	-	-	-
6405	perso nengeb und en	-	-	-
6501	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
6502	perso nengeb und en	ja	ja	-
6503	nein	nicht erreichbar	-	-
6504	perso nengeb und en	ja	-	-
6505	perso nengeb und en	ja	-	-
6601	perso nengeb und en	-	-	-
6602	perso nengeb und en	-	ja	-
6603	perso nengeb und en	-	-	-
6604	perso nengeb und en	-	-	-
6605	perso nengeb und en	-	-	-
6701	perso nengeb und en	-	-	-
6702	perso nengeb und en	-	-	-
6703	perso nengeb und en	-	-	-
6704	perso nengeb und en	-	-	-
6705	perso nengeb und en	-	ja	-
6801	perso nengeb und en	-	-	-
6802	perso nengeb und en	-	-	-
6803	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6804	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
6805	perso nengeb und en	-	-	-
6901	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
6902	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
6903	perso nengeb und en	ja	-	-
6904	perso nengeb und en	ja	ja	-
6905	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
7001	perso nengeb und en	-	-	-
7002	perso nengeb und en	-	-	-
7003	perso nengeb und en	-	-	-
7004	perso nengeb und en	-	-	-
7005	perso nengeb und en	-	-	-
7101	perso nengeb und en	-	-	-
7102	perso nengeb und en	-	-	-
7103	perso nengeb und en	-	-	-
7104	perso nengeb und en	-	-	-
7105	perso nengeb und en	-	-	-
7201	perso nengeb und en	-	-	-
7202	perso nengeb und en	-	-	-
7203	perso nengeb und en	-	ja	mehrfache Funktion
7204	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
7205	perso nengeb und en	-	-	-
7301	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
7302	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
7303	perso nengeb und en	ja	ja	-
7304	perso nengeb und en	ja	-	-
7305	perso nengeb und en	nicht erreichbar	-	-
7401	nicht möglich	-	-	kein Kontakt vorhanden
7402	perso nengeb und en	-	-	-
7403	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
7404	perso nengeb und en	-	-	mehrfache Funktion
7405	perso nengeb und en	-	ja	-

Fortsetzung Tab. B.1

Token*	Kontakt	telefonische Vorankündigung	Rücklauf	Anmerkung
7501	personengebunden	-	-	-
7502	personengebunden	-	-	-
7503	personengebunden	-	-	-
7504	personengebunden	-	-	mehrfache Funktion
7505	personengebunden	-	ja	-
7601	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
7602	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
7603	personengebunden	ja	-	-
7604	personengebunden	nicht erreichbar	-	-
7605	personengebunden	ja	-	-

* Token entsprechen einer ID, welche die Großstädte und den kommunalen Fachbereich der Stakeholder verschlüsselt.

Anhang B.2 Fragebogen der empirischen Datenerhebung

Datenblatt B.1: Fragebogen – Anschreiben und Einleitung

UNIVERSITÄT LEIPZIG - STUDIE ZUM THEMA UMGANG MIT DEM REGENWASSER IM SIEDLUNGSBESTAND

Anschreiben

Sehr geehrte Frau/geehrter Herr {FIRSTNAME} {LASTNAME},

wie mit Ihnen telefonisch besprochen bitten wir Sie an der folgenden Umfrage mit dem Titel '{SURVEYNAME}' teilzunehmen.

An der Universität Leipzig wird derzeit eine Methode zur Entscheidungsunterstützung bei der Abwägung des Beitrags der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand erforscht. Diese Methode soll insbesondere planungsrelevante Akteure deutscher Großstädte bei Fragen zum zukünftigen Umgang mit dem Regenwasser hinreichend unterstützen. Um praxisrelevante Aussagen ableiten zu können, sollen die Erfahrungen und Einschätzungen der Akteure in dieser Umfrage abgefragt werden.

Für den Erfolg der Studie ist Ihre Teilnahme, als planungsrelevanter Akteur, von großer Bedeutung und erfordert ca. 30 Minuten Ihrer Zeit.

Selbstverständlich ist es Ihnen bei persönlichem Interesse möglich, die Auswertung nach Abschluss der Untersuchung als digitale Datei anzufordern. Hierfür ist es notwendig, dass Sie am Ende der Befragung Ihre E-Mail-Adresse hinterlassen.

Ihre Angaben werden selbstverständlich streng vertraulich behandelt, anonymisiert ausgewertet und nicht an Dritte weitergeleitet.

Um an dieser Umfrage teilzunehmen, klicken Sie bitte auf den nachstehenden Link:

{SURVEYURL}

Wenn Sie an dieser Umfrage nicht teilnehmen und keine weiteren Erinnerungen erhalten möchten, klicken Sie bitte auf den folgenden Link:

{OPTOUTURL}

Wenn Sie geblockt sind, jedoch wieder teilnehmen und weitere Einladungen erhalten möchten, klicken Sie bitte auf den folgenden Link:

{OPTINURL}

Für Ihre Teilnahme an der Studie wären wir Ihnen sehr dankbar.

Mit freundlichen Grüßen

Stefan Minar

Bei möglichen Rückfragen und auftretenden Problemen stehe ich Ihnen als Verantwortlicher sehr gern zur Verfügung.

Stefan Minar

Wissenschaftlicher Mitarbeiter der Universität Leipzig

Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät - Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement

Grimmaische Straße 12 - 04109 Leipzig

E-Mail: minar@wifa.uni-leipzig.de

Tel.: 0341 - 97 33 557

Einleitung

Ausgehend vom globalen Wandel ergeben sich beim Umgang mit dem Regenwasser neue technische, rechtliche und planerische Anforderungen. Zu den wesentlichen globalen Einflussfaktoren zählen hierbei demografische/soziale, siedlungsstrukturelle, klimatische, wirtschaftliche, rechtliche und technische Veränderungen sowie die Ressourcenknappheit.

Infolgedessen gewinnt neben der bisherigen zentral-geprägten Regenwasserbeseitigung die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung - also das ortsnahe Versickern, Speichern, Behandeln bzw. Reinigen und/oder gedrosselte Ableiten von Regenwasser - immer weiter an Bedeutung. Jedoch erfordert eine Integration dezentraler Ansätze im Siedlungsbestand zumeist aufwändige Transformationsprozesse.

Aus diesem Grund soll eine Bewertungs- und Entscheidungsmethode entwickelt werden, die den Akteuren vermittelt, welche gebietsspezifische Handlungsalternative beim Umgang mit dem Regenwasser vorzuziehen ist.

Dabei liegt der Schwerpunkt der Forschung auf dem Mischsystem im Siedlungsbestand. Als räumliche Skalierung wurden die Teileinzugsgebiete der Abwasserbeseitigung gewählt. Es handelt sich hierbei um die Flächen, die jeweils einer Haltung zugewiesen sind. Die Summe aller Teileinzugsgebiete ergibt letztlich das Einzugsgebiet.

Zur Sicherung des Erfolgs der Studie werden im Rahmen dieser Untersuchung Akteure aus Politik, Verwaltung und Aufgabenträger deutscher Großstädte befragt, die einen unmittelbaren Bezug zu den abwasserbezogenen Planungsprozessen haben.

Bei der Befragung gibt es weder richtige noch falsche Antworten, nur Ihre persönliche Meinung ist von Bedeutung. Die Untersuchung wird lediglich zu Forschungszwecken ausgeführt und dient nicht der Bestimmung individueller Interessen mit möglichen Konsequenzen für das Individuum. Ihre Anonymität sowie ausreichender Datenschutz werden selbstverständlich garantiert.

Die Durchführung der Befragung wird vorgenommen durch den Verantwortlichen

Herrn Stefan Minar

Wissenschaftlicher Mitarbeiter der Universität Leipzig

Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät - Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement

Grimmaische Straße 12 - 04109 Leipzig

E-Mail: minar@wifa.uni-leipzig.de

Tel.: 0341 - 9733 557



UNIVERSITÄT LEIPZIG



Europa fördert Sachsen.
ESF
Europäischer Sozialfonds

Die Umfrage enthält 58 Fragen.

Teil 1.4

Bitte treffen Sie im Folgenden auch dann eine Entscheidung, wenn es Ihnen einmal schwer erscheinen sollte. Bitte die Option *Feld frei lassen* nur in Betracht ziehen, wenn Ihnen jeglicher Bezug zu der Frage fehlen sollte.

Regenwasserbezogene Kenngrößen Ihrer Stadt

Bitte geben Sie Ihre Antwort(en) hier ein:

Welchen prozentualen Anteil nimmt das Mischsystem am gesamten Abwasser-Kanalisationssystem in Ihrer Stadt ein? (Kanallänge als Bezugsgröße)

Welchen prozentualen Anteil nimmt die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung im Mischsystem ein? (angeschlossene Fläche an Kanalisation als Bezugsgröße)

Welcher prozentuale Anteil des über das Mischsystem abgeführten Regenwassers lässt sich darüber hinaus nach Ihrer Einschätzung noch abkoppeln? (angeschlossene Fläche an Kanalisation als Bezugsgröße)

Datenblatt B.3: Fragebogen – Teil 2: Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung¹⁵

Beitrag der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung für eine nachhaltige Stadt- und Infrastrukturentwicklung

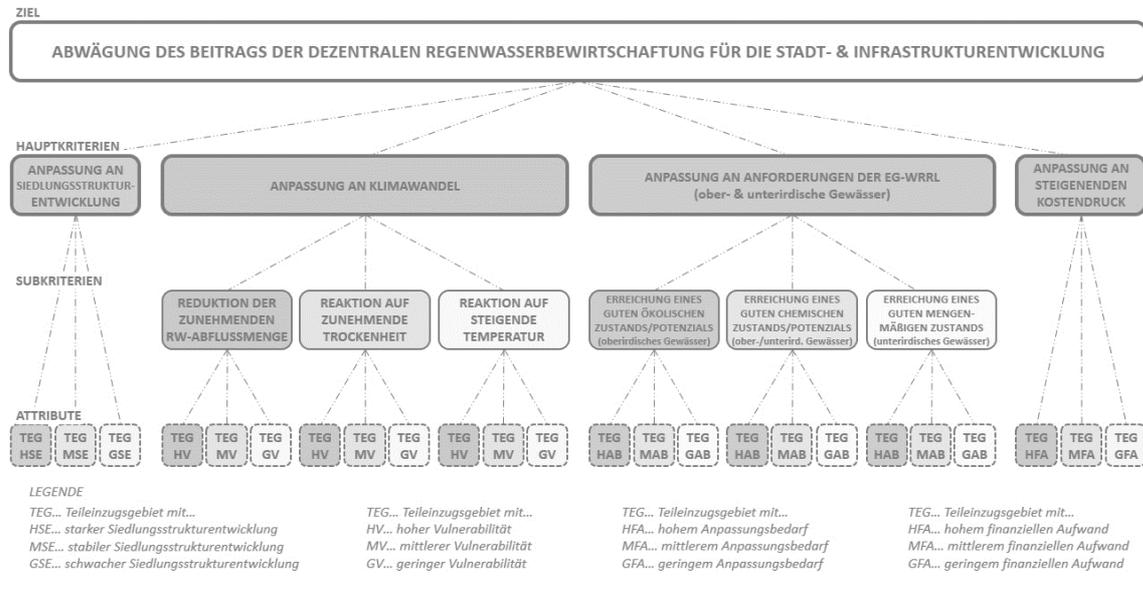
Für den zweiten Teil der Befragung wird angenommen, dass in Ihrer Stadt ein Konzept zur Abkopplung des Regenwassers erstellt werden soll. Aufgrund verschiedener Rahmenbedingungen ist die Regenwasserabkopplung im Siedlungsbestand nur eingeschränkt möglich.

Aus diesem Grund ist es nun Ihre Aufgabe, aus Ihrer Sicht den Beitrag der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung für die Stadt- und Infrastrukturentwicklung einzuschätzen. Auf Basis dieser Einschätzung werden auf der Ebene des Teileinzugsgebietes Vorranggebiete ermittelt, bei denen eine (Teil-) Abkopplung des Regenwassers einen besonders hohen Nutzen erzielt.

Hierfür wurden bereits in einer Vorstudie relevante Kriterien selektiert und in vier Haupt- und weitere Subkriterien aufgegliedert. In der untersten Ebene der Hierarchie werden die Attribute abgebildet, die jeweils die Merkmalsausprägung der übergeordneten Kriterien eines Teileinzugsgebietes beschreiben.

Um den Beitrag der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung hinsichtlich dieser Kriterien abzuwägen, sind nun alle Kriterien einer Ebene paarweise miteinander zu vergleichen und zu bewerten. Hierfür ist es erforderlich, dass Sie bei den folgenden Frageblöcken Ihre Auswahl treffen.

Aus dieser paarweisen Bewertung werden anschließend alle Einzelgewichte automatisch berechnet. Es ist daher zwingend erforderlich, dass Sie alle Bewertungen vornehmen, auch wenn Sie sich im Einzelfall nicht sicher sein sollten. Um bereits im Vorfeld mögliche sozial gewünschte Anpassungen auszuschließen, werden die berechneten Einzelgewichte während der Befragung nicht wiedergegeben.



¹⁵ An dieser Stelle sei betont, dass bei der onlinebasierten Befragung die paarweisen Vergleiche stets separat eingeblendet wurden und die Stakeholder somit eine unabhängige Antwort abgeben konnten. Die Zusammenführung der Paarvergleiche erfolgt einzig aus Gründen der Übersicht.

Zudem sei erwähnt, dass die Begrifflichkeiten der textlichen Ausführung nicht den zur onlinebasierenden Befragung gleichen, inhaltlich aber dieselbe Bedeutung haben (über- und untergeordnetes Bewertungskriterium = Haupt- und Subkriterium; naturnahe Regenwasserbewirtschaftung = dezentrale Regenwasserbewirtschaftung).

Für eine verständlichere Unterscheidung der Bewertungskriterien waren diese im Rahmen der onlinebasierten Befragung unterschiedlich farbig dargestellt.

Teil 2.1

Bewertung der übergeordneten Bewertungskriterien



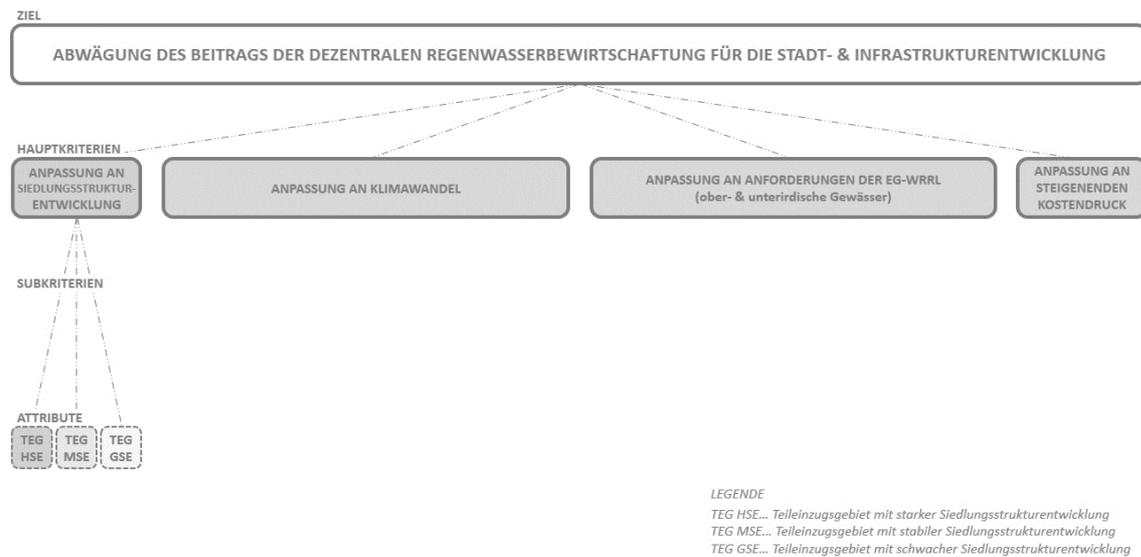
Als Erstes ist abzuwägen, welches Hauptkriterium für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Die...

- a) ... ANPASSUNG AN DIE SIEDLUNGSSTRUKTURENTWICKLUNG ist gegenüber der ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL ...
- b) ... ANPASSUNG AN DIE SIEDLUNGSSTRUKTURENTWICKLUNG ist gegenüber der ANPASSUNG AN DIE ANFORDERUNGEN DER EG-WRRL für ober- & unterirdische Gewässer ...
- c) ... ANPASSUNG AN DIE SIEDLUNGSSTRUKTURENTWICKLUNG ist gegenüber der ANPASSUNG AN DEN STEIGENDEN KOSTENDRUCK ...
- d) ... ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL ist gegenüber der ANPASSUNG AN DIE ANFORDERUNGEN DER EG-WRRL für ober- & unterirdische Gewässer ...
- e) ... ANPASSUNG AN DEN KLIMAWANDEL ist gegenüber der ANPASSUNG AN DEN STEIGENDEN KOSTENDRUCK ...
- f) ... ANPASSUNG AN DIE ANFORDERUNGEN DER EG-WRRL für ober- & unterirdische Gewässer ist gegenüber der ANPASSUNG AN DEN STEIGENDEN KOSTENDRUCK ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.2

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *Anpassung an siedlungsstrukturelle Entwicklung*

In der Regel unterscheidet sich die Siedlungsstrukturentwicklung (insbesondere die Entwicklung der Bevölkerung) nicht nur zwischen den Städten, sondern auch innerhalb der Stadt selbst. Bitte geben Sie an, welche siedlungsstrukturelle Ausprägung für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

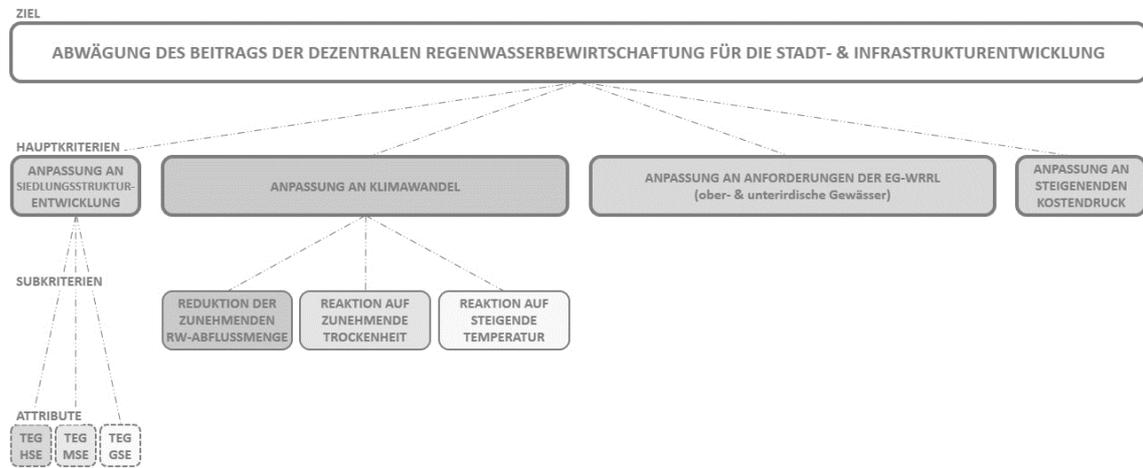
- a) ... STRUKTURSTARKES TEILEINZUGSGEBIET ist gegenüber einem STRUKTURSTABILEN TEILEINZUGSGEBIET ...
- b) ... STRUKTURSTARKES TEILEINZUGSGEBIET ist gegenüber einem STRUKTURSCHWACHEN TEILEINZUGSGEBIET ...
- c) ... STRUKTURSTABILES TEILEINZUGSGEBIET ist gegenüber einem STRUKTURSCHWACHEN TEILEINZUGSGEBIET ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.3

Bewertung der untergeordneten Bewertungskriterien in Bezug auf die *Anpassung an Klimawandel*



Das Hauptkriterium Anpassung an den Klimawandel kann im Hinblick auf drei Teilziele (Subkriterien) erfolgen. Bitte geben Sie an, welches dieser Subkriterien für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Eine...

a) ... REDUZIERUNG DER ZUNEHMENDEN REGENWASSER-ABFLUSSMENGE ist gegenüber einer REAKTION AUF DIE ZUNEHMENDE TROCKENHEIT ...

b) ... REDUZIERUNG DER ZUNEHMENDEN REGENWASSER-ABFLUSSMENGE ist gegenüber einer REAKTION AUF DIE STEIGENDE TEMPERATUR ...

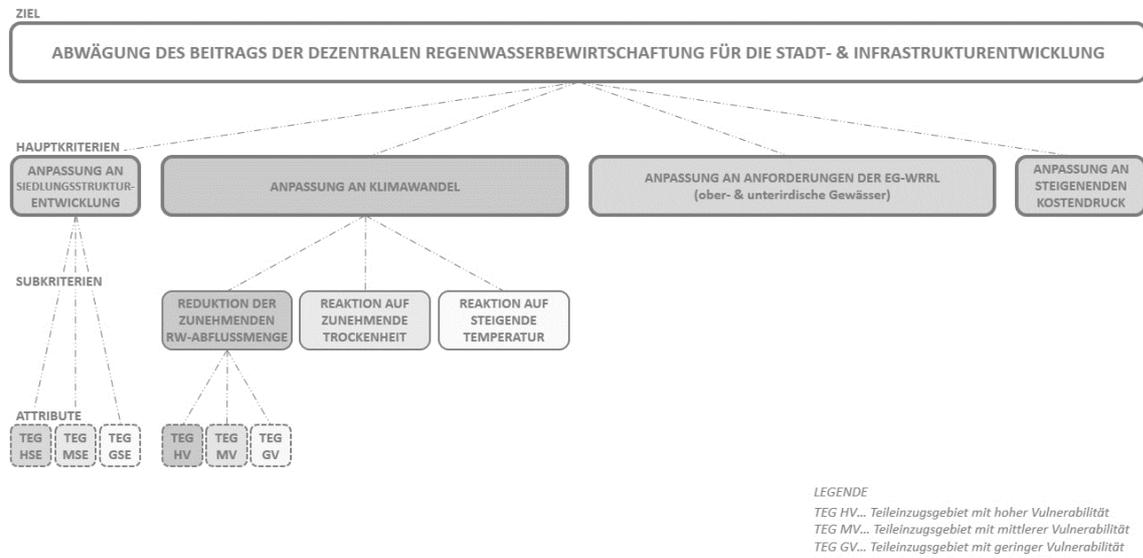
c) ... REAKTION AUF DIE ZUNEHMENDE TROCKENHEIT ist gegenüber einer REAKTION AUF DIE STEIGENDE TEMPERATUR ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.4

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *Reduktion der zunehmenden Regenwasserabflussmenge*



Der Anpassungsbedarf zur Reduzierung der Regenwasserabflussmenge ist abhängig von der gebietspezifischen Vulnerabilität. Bitte geben Sie an, welche Empfindlichkeit für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

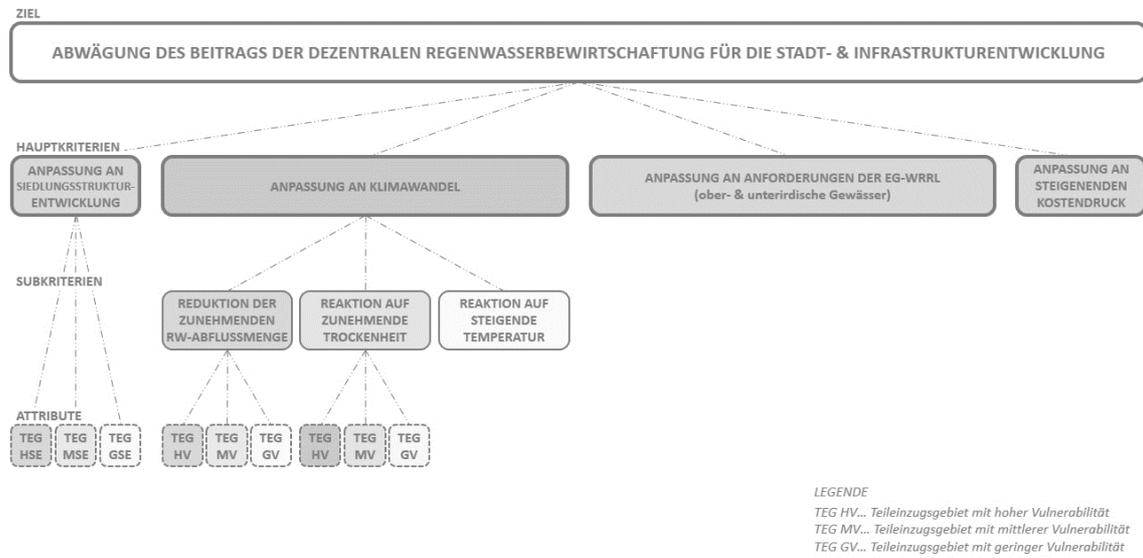
- a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLERER VULNERABILITÄT ...
- b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGER VULNERABILITÄT ...
- c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLERER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGER VULNERABILITÄT ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.5

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *Reaktion auf zunehmende Trockenheit*



Der Anpassungsbedarf zur Reaktion auf die zunehmende Trockenheit ist abhängig von der gebietspezifischen Vulnerabilität. Bitte geben Sie an, welche Empfindlichkeit für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLERER VULNERABILITÄT ...

b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGER VULNERABILITÄT ...

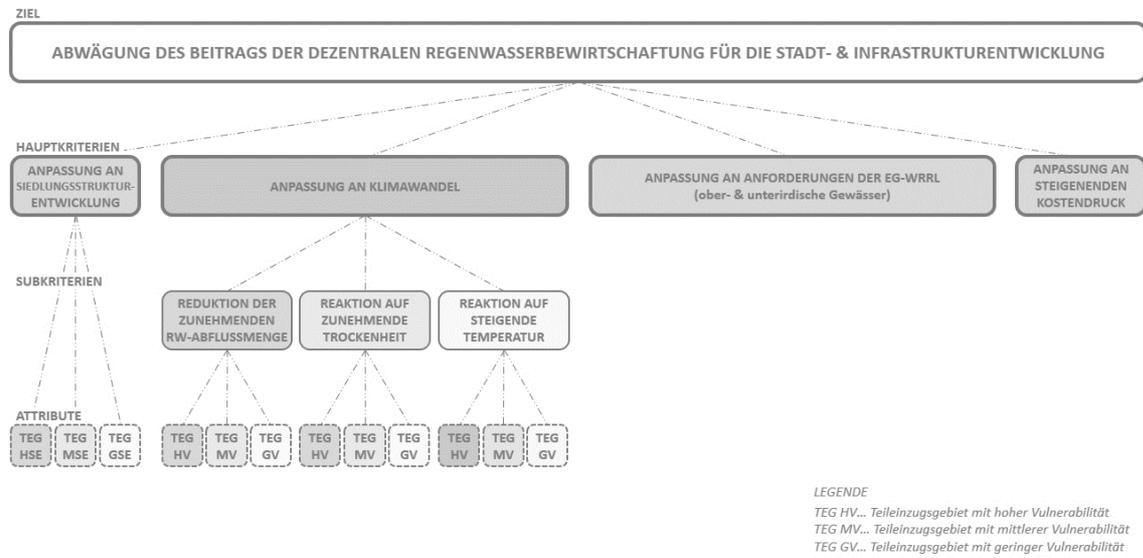
c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLERER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGER VULNERABILITÄT ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.6

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *Reaktion auf steigende Temperatur*



Der Anpassungsbedarf zur Reaktion auf die steigende Temperatur ist abhängig von der gebietspezifischen Vulnerabilität. Bitte geben Sie an, welche Empfindlichkeit für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLERER VULNERABILITÄT ...

b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGER VULNERABILITÄT ...

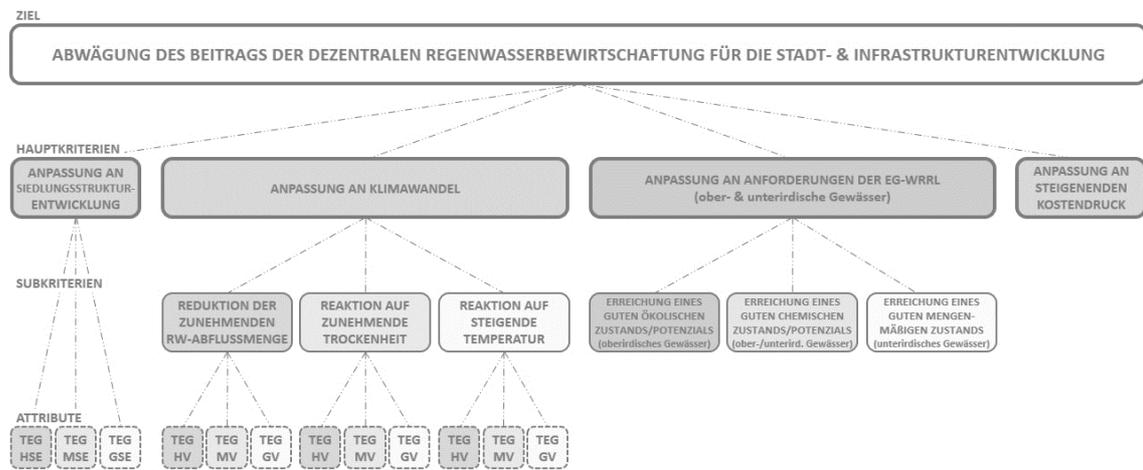
c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLERER VULNERABILITÄT ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGER VULNERABILITÄT ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.7

Bewertung der untergeordneten Bewertungskriterien in Bezug auf die Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL



Das Hauptkriterium Anpassung an die Anforderungen der EG-WRRL kann im Hinblick auf drei Teilziele (Sub-kriterien) erfolgen. Bitte geben Sie an, welches dieser Subkriterien für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Das...

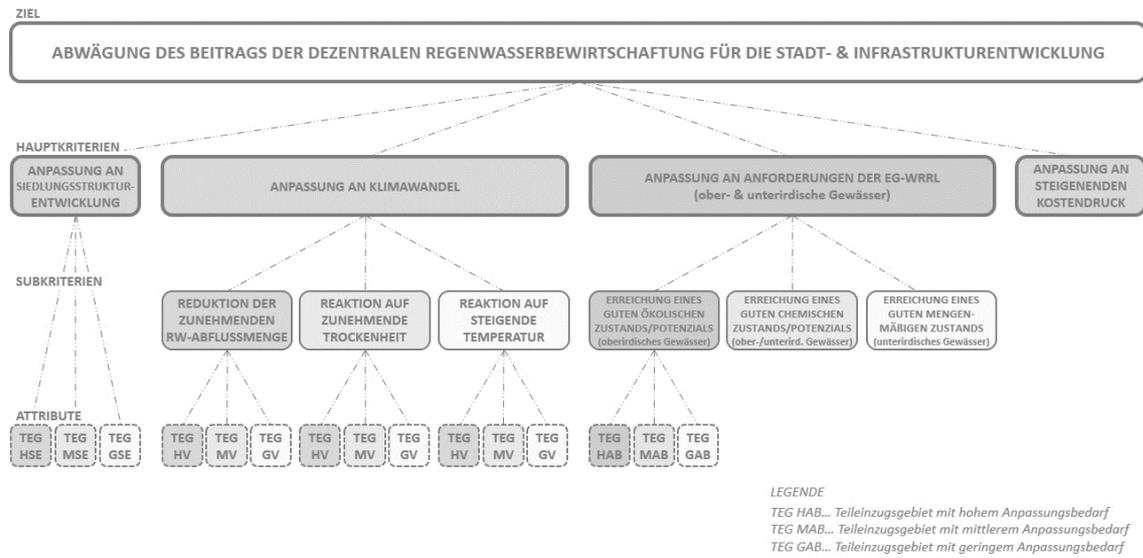
- a) ... ERREICHEN EINES GUTEN ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDS/POTENZIALS des oberirdischen Gewässers ist gegenüber dem ERREICHEN EINES GUTEN CHEMISCHEN ZUSTANDS/POTENZIALS des ober- & unterirdischen Gewässers ...
- b) ... ERREICHEN EINES GUTEN ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDS/POTENZIALS des oberirdischen Gewässers ist gegenüber dem ERREICHEN EINES GUTEN MENGENMÄßIGEN ZUSTANDS des unterirdischen Gewässers ...
- c) ... ERREICHEN EINES GUTEN CHEMISCHEN ZUSTANDS/POTENZIALS des ober- & unterirdischen Gewässers ist gegenüber dem ERREICHEN EINES GUTEN MENGENMÄßIGEN ZUSTANDS des unterirdischen Gewässers ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.8

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *guter ökologischer Zustand/Potenzial*



Der Anpassungsbedarf zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenziales oberirdischer Gewässer bezieht sich auf die Empfindlichkeiten des Oberflächengewässers und die Belastung aus dem entwässerten Teileinzugsgebiet. Bitte geben Sie an, welches Teileinzugsgebiet für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM ANPASSUNGSBEDARF ...

b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM ANPASSUNGSBEDARF ...

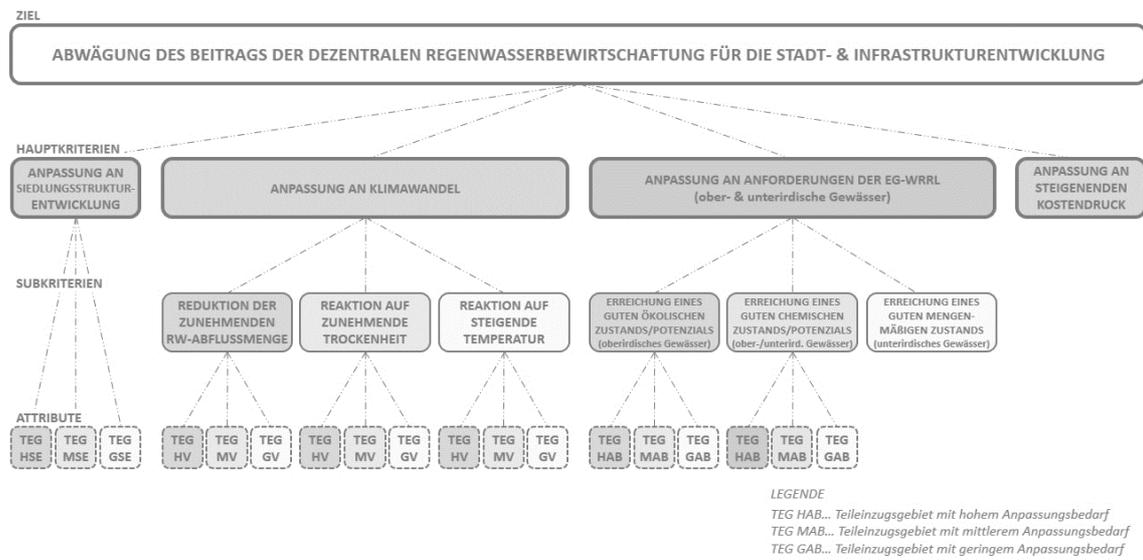
c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM ANPASSUNGSBEDARF ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.9

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums guter chemischer Zustand/Potenzial



Der Anpassungsbedarf zur Erreichung eines guten chemischen Zustands/Potenziales ober- und unterirdischer Gewässer bezieht sich auf die Empfindlichkeiten des Oberflächengewässers bzw. Grundwassers und die Belastung aus dem entwässerten Teilzugsgebiet. Bitte geben Sie an, welches Teilzugsgebiet für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM ANPASSUNGSBEDARF ...

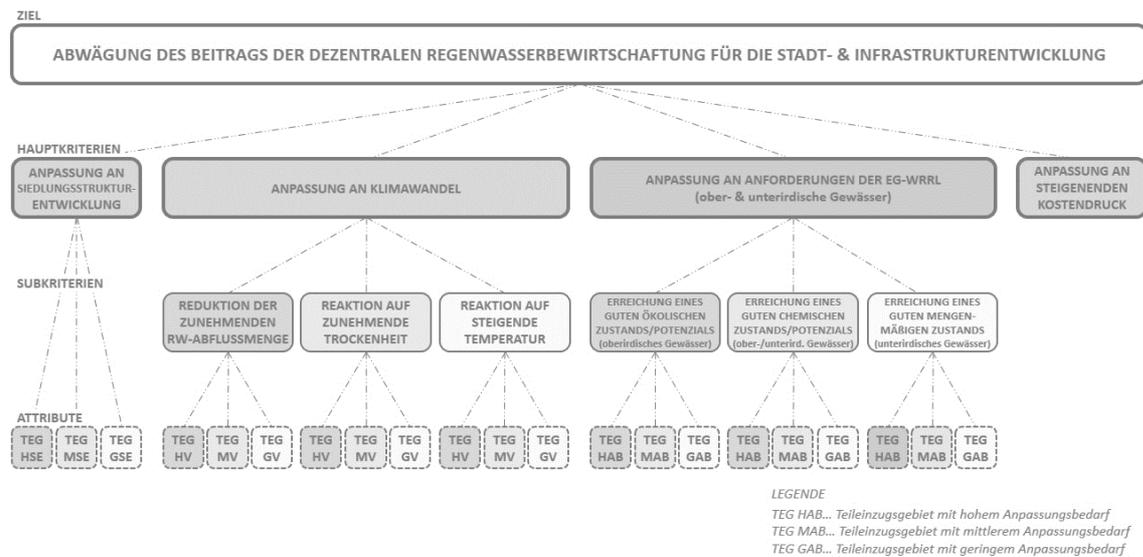
b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM ANPASSUNGSBEDARF ...

c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM ANPASSUNGSBEDARF ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.10

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *guter mengenmäßiger Zustand*

Der Anpassungsbedarf zur Erreichung eines guten mengenmäßigen Zustands unterirdischer Gewässer bezieht sich auf die Empfindlichkeiten des Grundwassers und die Belastung aus dem entwässerten Teileinzugsgebiet. Bitte geben Sie an, welches Teileinzugsgebiet für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM ANPASSUNGSBEDARF ...

b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM ANPASSUNGSBEDARF ...

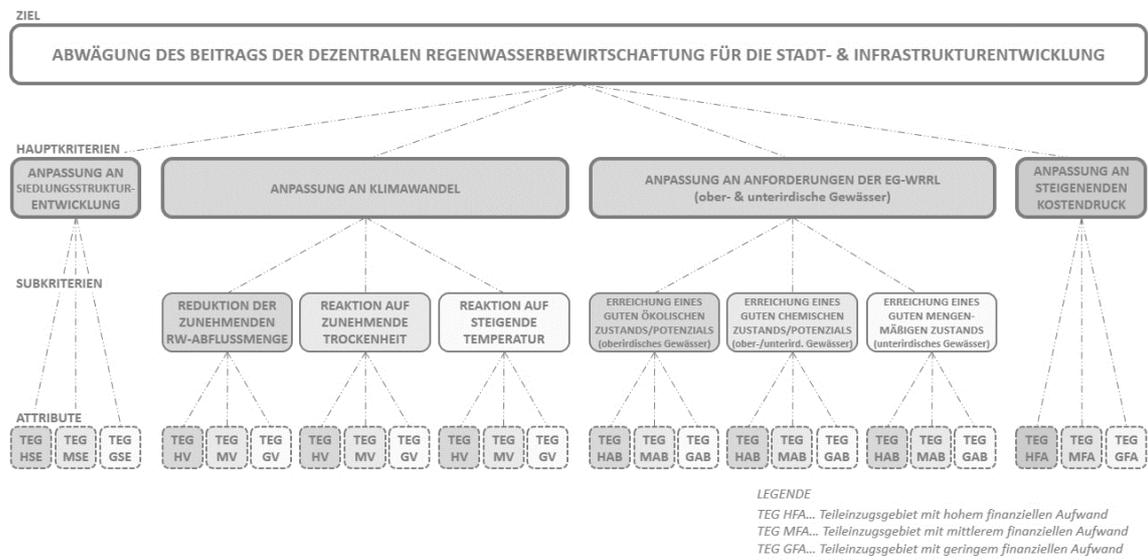
c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM ANPASSUNGSBEDARF ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM ANPASSUNGSBEDARF ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 2.11

Bewertung der Attribute des übergeordneten Bewertungskriteriums *Anpassung an steigenden Kostendruck*



Bei der Abwasserbeseitigung entstehen Kosten, die unter anderem von der Entfernung zu den Kläranlagen und der Anzahl der Pumpstationen abhängig sind. Bitte geben Sie an, welche kostenspezifische Ausprägung für Sie eine höhere Relevanz bei der Dezentralisierung der Regenwasserbewirtschaftung hat. Ein...

- a) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM FINANZIELLEN AUFWAND ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM FINANZIELLEN AUFWAND ...
- b) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT HOHEM FINANZIELLEN AUFWAND ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM FINANZIELLEN AUFWAND ...
- c) ... TEILEINZUGSGEBIET MIT MITTLEREM FINANZIELLEN AUFWAND ist gegenüber einem TEILEINZUGSGEBIET MIT GERINGEM FINANZIELLEN AUFWAND ...

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ... absolut dominierend.
- ... sehr viel bedeutender.
- ... viel bedeutender.
- ... etwas bedeutender.
- ... gleich bedeutend.
- ... etwas unbedeutender.
- ... viel unbedeutender.
- ... sehr viel unbedeutender.
- ... absolut unterlegen.

Teil 3.4**Im Kontext eines Abstimmungsprozesses**

Bitte wählen Sie die zutreffende Antwort für jeden Punkt aus:

Der Abstimmungsaufwand des Entscheidungsprozesses nimmt mit zunehmender Anzahl an Beteiligten ab.

stimme nicht zu						stimme zu		keine Angabe
1	2	3	4	5	6			
<input type="radio"/>								

Eine anerkannte Entscheidungs- und Bewertungsmethode stellt eine solide Grundlage für Gruppenentscheidungen dar, auch wenn die beteiligten Akteure ihre Bewertungen unabhängig voneinander abgeben.

<input type="radio"/>							
-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------

Sie würden den Einsatz dieser Methode bei dem vorliegenden Entscheidungsproblem empfehlen.

<input type="radio"/>							
-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------

Bei dieser Entscheidungsfindung würden Sie bevorzugen, dass alle beteiligten Akteure durch eine gemeinsame Diskussion und einen Kompromiss zu einer einheitlichen Bewertung der Kriterien gelangen.

<input type="radio"/>							
-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------

Teil 3.5

Sie werden regelmäßig mit Methoden zur Entscheidungsfindung (konventionelle Nutzwertanalysen, Outranking, hierarchische Verfahren etc.) konfrontiert.

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ja
 nein

Listen Sie bitte die Verfahren auf.

Teil 3.6

Sie arbeiten selbst regelmäßig mit Methoden zur Entscheidungsfindung (konventionelle Nutzwertanalysen, Outranking, hierarchische Verfahren etc.).

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- ja
 nein

Listen Sie bitte die Verfahren auf.

Datenblatt B.5: Fragebogen – Teil 4: Soziodemografische Daten des Interviewpartners**Soziodemografische Daten des Interviewpartners**

Als letztes bitte ich Sie vollständigkeithalber um ein paar Angaben zu Ihrer Person. An dieser Stelle soll noch einmal darauf verwiesen werden, dass Ihre Anonymität und ein ausreichender Datenschutz garantiert werden.

Geschlecht?

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- weiblich
 männlich

Alter?

Jede Antwort muss zwischen 0 und 99 sein. In diesem Feld kann nur ein ganzzahliger Wert eingetragen werden.

Bitte geben Sie Ihre Antwort hier ein:

Welcher institutionellen Einrichtung* sind Sie zugehörig?

(*... Aufgrund der sich regional unterscheidenden Begrifflichkeiten können lediglich übergeordnete oder inhaltsnahe Bezeichnungen vorgeschlagen werden. Ich bitte dies zu entschuldigen.)

Bitte wählen Sie nur eine der folgenden Antworten aus:

- Fachausschuss oder Fachgremium, welches sich (auch) den Fragen der Abwasserbeseitigung annimmt
 Amt für Stadt- und Landschaftsplanung
 Amt für Umwelplanung
 Amt für Wasserwirtschaft
 Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung
 Sonstiges (bitte um genaue Angabe in der Kommentar-Box)

Bitte schreiben Sie einen Kommentar zu Ihrer Auswahl

Wenn Sie an einer Auswertung der Ergebnisse interessiert sind, dann hinterlassen Sie bitte noch Ihre E-Mail-Adresse.

Bitte geben Sie Ihre Antwort hier ein:

Falls Sie weitere Anmerkungen oder Kommentare haben, dann bitte ich Sie, mir diese im nachstehenden Textfeld zu übermitteln.

Bitte geben Sie Ihre Antwort hier ein:

Es ist geschafft. Ich danke Ihnen herzlich für Ihre Mitarbeit und dafür, dass Sie sich für die Forschung im Bereich des zukünftigen Umgangs mit dem Regenwasser im Siedlungsbestand Zeit genommen haben.

Mit freundlichen Grüßen

Stefan Minar



UNIVERSITÄT LEIPZIG



EUROPEISCHE UNION
Europäischer Sozialfonds



Vielen Dank für die Beantwortung des Fragebogens.

Anhang B.3 Einschätzungen der Bewertungskriterien durch die Stakeholder

Tab. B.2: Einschätzungen der über- und untergeordneten Bewertungskriterien und deren Attribute inklusiv der zugehörigen CR-Werte

Token*	Ebene 1			Ebene 2			Ebene 3																						
	Konsistenz	[A] vs. [B]	[A] vs. [C]	[A] vs. [D]	[B] vs. [C]	[B] vs. [D]	[C] vs. [D]	[A] vs. [B]	[A] vs. [C]	[A] vs. [D]	[B] vs. [C]	[B] vs. [D]	[C] vs. [D]	[A.1] vs. [A.2]	[A.1] vs. [A.3]	[A.2] vs. [A.3]	[B.1] vs. [B.2]	[B.1] vs. [B.3]	[B.2] vs. [B.3]	[C.1] vs. [C.2]	[C.1] vs. [C.3]	[C.2] vs. [C.3]	[D.1] vs. [D.2]	[D.1] vs. [D.3]	[D.2] vs. [D.3]				
0205	+	7	3 7 1/3	7	7	7	1	3 3 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	5 3	0,12	3	3 3	0,03	3	3 3	0,01	7	3	1/3	1/5	1/3	0,03	
1003	+	1/5	1/5 1 1 5	5	5	5	3	1/3 1/3 3	0,00	0,12	0,12	0,00	0,00	5	7 5	0,03	5	7 5	0,03	5	7 5	0,16	7	5	3	5	3	0,03	
0104	+	3	3 3 1/3 1/3	1/3	1/3	1	5	1 1 1	0,06	0,26	0,27	0,03	0,03	3	5 3	0,03	3	5 3	0,03	5	7 5	0,16	7	5	5	7	5	0,16	
0204	+	7	5 1 1/3 1/3	1/3	1/3	1/3	5	5 1 1	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	5	7 5	0,00	5	7 5	0,00	5	7 5	0,00	7	5	1	1	1	0,00	
6502	+	5	5 1 3 1	1/5	1/5	1/5	5	5 3 1	0,10	0,02	0,03	0,03	0,03	1	5 7	0,06	5	7 3	0,03	5	7 3	0,16	3	3	1	1/3	1/3	5	0,06
2105	+	1	3 5 3 5	3	3	3	7	5 1 1	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	1	1 1	0,00	1	1 1	0,00	3	5 1/3	0,26	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	0,26	
4505	+	1	1 1 1 1	1	1	1	5	5 1 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	5 3	0,06	5	7 3	0,03	5	7 3	0,03	1	1	1	5	7	3	0,06
1604	+	1	3 1 1 1/5 1/5	1/5	1/5	1/5	9	9 1 1	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	1	1 1	0,06	5	7 5	0,12	5	7 3	0,26	3	3	3	3	1	1	0,12
3603	+	3	3 3 1 5	5	5	5	5	5 3 3	0,13	0,00	0,12	0,12	0,12	3	3 3	0,12	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1	1	1	1	1	1	0,27
2603	+	1/3	1/5 1/5 1/5 1/3	5	5	5	9	9 1 1	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	5	3 1/3	0,06	5	7 3	0,12	5	7 3	0,03	5	3	5	5	7	3	0,06
2204	-	5	1/7 1/3 1 3	7	7	7	7	3 3 3	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	3	3 5	0,06	5	7 3	0,12	5	7 3	0,16	7	5	5	5	5	5	0,27
6004	+	3	1/3 1/5 1/5 1/3 3	3	3	3	1/3	3 3 3	0,15	0,12	0,00	0,00	0,00	1	1 1	0,26	3	1/5 3	0,12	3	1/3 5	0,77	5	3	3	3	3	1	0,00
6705	+	5	1 5 1/5 1 5	5	5	5	5	5 1 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	5 5	0,03	1/3	1/5 1/3	0,03	5	7 5	0,03	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	0,03
4004	+	5	3 1 1/5 1/5 3	3	3	3	9	9 1 1	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	3	3 3	0,12	1/3	1/3 1/3	0,12	1/3	1/3 1/3	0,12	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	0,12
6904	-	7	1/3 1/3 1/3 1/3 3	3	3	3	7	7 1 1	0,26	0,00	0,12	0,12	0,01	1/3	1/5 1/3	0,03	7	5 5	0,12	7	5 7	0,27	7	7	7	9	9	9	0,54

Fortführung der Tab. B.2

Token*	Konsistenz			Ebene 1						Ebene 2						Ebene 3																												
	CR ^{Ebene1}	CR ^{Ebene2}	CR ^{Ebene3}	[A] vs. [B]	[A] vs. [C]	[A] vs. [D]	[B] vs. [C]	[B] vs. [D]	[C] vs. [D]	[B.a] vs. [B.b]	[B.a] vs. [B.c]	[B.b] vs. [B.c]	[C.a] vs. [C.b]	[C.a] vs. [C.c]	[C.b] vs. [C.c]	[A.1] vs. [A.2]	[A.1] vs. [A.3]	[A.2] vs. [A.3]	[B.a.1] vs. [B.a.2]	[B.a.1] vs. [B.a.3]	[B.a.2] vs. [B.a.3]	[B.b.1] vs. [B.b.2]	[B.b.1] vs. [B.b.3]	[B.b.2] vs. [B.b.3]	[B.c.1] vs. [B.c.2]	[B.c.1] vs. [B.c.3]	[B.c.2] vs. [B.c.3]	[C.a.1] vs. [C.a.2]	[C.a.1] vs. [C.a.3]	[C.a.2] vs. [C.a.3]	[C.b.1] vs. [C.b.2]	[C.b.1] vs. [C.b.3]	[C.b.2] vs. [C.b.3]	[C.c.1] vs. [C.c.2]	[C.c.1] vs. [C.c.3]	[C.c.2] vs. [C.c.3]	[D.1] vs. [D.2]	[D.1] vs. [D.3]	[D.2] vs. [D.3]					
7303	+	+	-	1	3	1/5	5	1/3	1/3	1	1	1	1	1/3	1	1	5	1	3	5	3	5	3	5	3	3	5	3	3	5	3	3	5	3	3	5	3	3	7	1/3	1/5	1/3	0,03	
4701	+	-	-	7	7	1	1	1	1	1	7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	5	7	3	5	5	3	3	3	3	7	5	3	7	5	3	0,21
4202	+	+	-	1	1	1/3	1	1/3	1/3	3	1	1	1	1	1	1/5	1/5	1/5	7	9	5	7	9	5	5	7	5	7	5	7	5	7	9	7	7	9	7	7	1/3	1/5	1/3	0,03		
1605	-	-	-	5	1	1	3	5	1	7	3	1	5	7	1	1	1	1	5	7	3	3	5	1	3	5	1	3	3	1	3	1	3	3	1	3	3	1	5	7	1	0,01		
4302	+	-	-	3	3	1/3	1/3	1/5	1	9	9	1	7	7	7	5	5	1	3	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1/3	1/5	1/3	0,03		
6105	+	+	+	1/5	3	5	5	5	3	7	7	3	1	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1	5	7	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	3	0,03	
2205	+	+	+	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	5	1	3	3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	5	7	5	5	7	3	3	3	7	3	1/3	1/5	1/3	0,03			
4805	+	+	+	9	9	1	1	1/5	1/7	9	9	1	3	3	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	5	5	3	5	7	3	3	3	5	3	3	3	3	3	3	0,12	
0901	-	-	-	5	5	1/3	1/3	1/3	5	5	5	1	1	5	5	1/5	3	5	3	5	3	3	5	3	3	5	1/3	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1/3	1/5	1/3	0,03		
3705	+	-	-	1/5	1/3	1	1	5	5	5	5	1	1	5	5	7	9	5	7	9	5	7	9	5	7	9	5	3	5	3	3	3	3	3	3	3	5	1/3	3	1/5	1/3	0,26		
1204	+	-	-	1	1	1	5	5	1	5	1	1	7	7	5	1	3	3	5	7	5	7	5	5	7	5	5	5	7	5	5	7	5	5	5	7	5	7	7	9	5	0,19		
1002	+	+	+	5	5	1/3	3	1/3	1/5	9	7	1/3	1	3	5	1	1/3	1	3	5	3	3	3	3	3	5	1	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3	5	7	3	0,06			

* Tokenentsprechen einer ID, welche die Großstädte und den kommunalen Fachbereich der Stakeholder vershüsselt.

Fortführung der Tab. B.2

Legende

Bewertungsskala	Bewertungskriterien
9 ...absolut dominierend.	A.1 [A] Anpassung an Siedlungsstrukturentwicklung: Gebiet mit wachsender siedlungsstruktureller Entwicklung
7 ...sehr viel bedeutender.	A.2 [A] Anpassung an Siedlungsstrukturentwicklung: Gebiet mit stabiler siedlungsstruktureller Entwicklung
5 ...viel bedeutender.	A.3 [A] Anpassung an Siedlungsstrukturentwicklung: Gebiet mit schrumpfender siedlungsstruktureller Entwicklung
3 ...etwas bedeutender.	B.a.1 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.a] Reduktion des Niederschlagswasserabflusses: Gebiet mit hoher Vulnerabilität
1 ...gleich bedeutend.	B.a.2 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.a] Reduktion des Niederschlagswasserabflusses: Gebiet mit mittlerer Vulnerabilität
1/3 ...etwas unbedeutender.	B.a.3 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.a] Reduktion des Niederschlagswasserabflusses: Gebiet mit geringer Vulnerabilität
1/5 ...viel unbedeutender.	B.b.1 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.b] Reaktion auf zunehmende Trockenheit: Gebiet mit hoher Vulnerabilität
1/7 ...sehr viel unbedeutender.	B.b.2 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.b] Reaktion auf zunehmende Trockenheit: Gebiet mit mittlerer Vulnerabilität
1/9 ...absolut unterlegen.	B.b.3 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.b] Reaktion auf zunehmende Trockenheit: Gebiet mit geringer Vulnerabilität
	B.c.1 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.c] Reaktion auf steigende Temperatur: Gebiet mit hoher Vulnerabilität
	B.c.2 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.c] Reaktion auf steigende Temperatur: Gebiet mit mittlerer Vulnerabilität
	B.c.3 [B] Anpassung an Klimawandel - [B.c] Reaktion auf steigende Temperatur: Gebiet mit geringerer Vulnerabilität
	C.a.1 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.a] guter ökologischer Zustand/Potenzial: Gebiet mit hohem Anpassungsbedarf
	C.a.2 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.a] guter ökologischer Zustand/Potenzial: Gebiet mit mittlerem Anpassungsbedarf
	C.a.3 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.a] guter ökologischer Zustand/Potenzial: Gebiet mit geringem Anpassungsbedarf
	C.b.1 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.b] guter chemischer Zustand/Potenzial: Gebiet mit hohem Anpassungsbedarf
	C.b.2 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.b] guter chemischer Zustand/Potenzial: Gebiet mit mittlerem Anpassungsbedarf
	C.b.3 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.b] guter chemischer Zustand/Potenzial: Gebiet mit geringem Anpassungsbedarf
	C.c.1 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.c] guter mengenmäßiger Zustand/Potenzial: Gebiet mit hohem Anpassungsbedarf
	C.c.2 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.c] guter mengenmäßiger Zustand/Potenzial: Gebiet mit mittlerem Anpassungsbedarf
	C.c.3 [C] Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL - [C.c] guter mengenmäßiger Zustand/Potenzial: Gebiet mit geringem Anpassungsbedarf
	D.1 [D] Anpassung an steigenden Kostendruck: Gebiet mit hohem finanziellen Aufwand
	D.2 [D] Anpassung an steigenden Kostendruck: Gebiet mit mittlerem finanziellen Aufwand
	D.3 [D] Anpassung an steigenden Kostendruck: Gebiet mit geringem finanziellen Aufwand

Anhang B.4 Globale Prioritäten der Bewertungskriterien

Tab. B.3: Einschätzungen der über- und untergeordneten Bewertungskriterien und deren Attribute durch die Stakeholder

Token*	Konsistenz	Globale Prioritäten										Summe
		Anpassung an Siedlungsstruktur-entwicklung	Reduktion des Niederschlags-wasserabflusses	Anpassung an Klimawandel		Reaktion auf steigende Temperatur		Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL		Anpassung an steigenden Kostendruck		
	CR _{Ebene2}			Reaktion auf zunehmende Trockenheit	Reaktion auf steigende Temperatur	guter ökologischer Zustand/Potenzial	guter chemischer Zustand/Potenzial	guter mengenmäßiger Zustand/Potenzial				
0205	+	0,5747	0,0589	0,0589	0,0184	0,1623	0,0508	0,0508	0,0508	0,0402	1	
1003	+	0,0833	0,2737	0,1110	0,0320	0,0606	0,2625	0,0936	0,0833	0,0833	1	
0104	-	0,4874	0,0369	0,0126	0,0460	0,1462	0,0500	0,0123	0,2085	0,2085	1	
0204	+	0,4646	0,0498	0,0100	0,0100	0,0612	0,0098	0,0080	0,3353	0,3353	1	
6502	-	0,4622	0,1280	0,0369	0,0132	0,0414	0,0098	0,0133	0,2951	0,2951	1	
2105	+	0,3899	0,2880	0,0460	0,0559	0,0508	0,0508	0,0508	0,0679	0,0679	1	
4505	+	0,2500	0,1786	0,0357	0,0357	0,0035	0,0035	0,2431	0,2500	0,2500	1	
1604	+	0,2826	0,1200	0,0133	0,0133	0,0460	0,0460	0,0105	0,4683	0,4683	1	
3603	-	0,4732	0,1626	0,0469	0,0168	0,0902	0,0434	0,0926	0,0743	0,0743	1	
2603	+	0,0606	0,0923	0,0103	0,0103	0,2689	0,2689	0,0613	0,2275	0,2275	1	
2204	-	0,1961	0,1274	0,0348	0,0185	0,1617	0,1617	0,1617	0,1382	0,1382	1	
6004	+	0,1304	0,0212	0,0441	0,0067	0,1642	0,1642	0,1642	0,3051	0,3051	1	
6705	+	0,4167	0,0595	0,019	0,019	0,1956	0,1956	0,0255	0,0833	0,0833	1	
4004	+	0,4099	0,0444	0,0049	0,0049	0,1395	0,1395	0,0318	0,2251	0,2251	1	
6904	-	0,2061	0,0572	0,0082	0,0082	0,0818	0,1179	0,2506	0,2700	0,2700	1	
5304	+	0,2313	0,0685	0,0098	0,0098	0,0590	0,0590	0,0134	0,5490	0,5490	1	
4605	-	0,4987	0,0000	0,0000	0,0766	0,0195	0,0098	0,1708	0,2246	0,2246	1	
2202	+	0,3178	0,1305	0,0435	0,0435	0,0694	0,1001	0,2127	0,0826	0,0826	1	
1705	+	0,4319	0,0518	0,0173	0,0173	0,0330	0,0330	0,0330	0,3827	0,3827	1	
3301	-	0,1158	0,0818	0,2454	0,2454	0,0167	0,0025	0,2593	0,0331	0,0331	1	
6205	-	0,1434	0,0287	0,0057	0,0057	0,4819	0,1649	0,0405	0,1291	0,1291	1	
7505	-	0,4889	0,2288	0,0327	0,0327	0,1220	0,0244	0,0244	0,0462	0,0462	1	
7203	-	0,1317	0,4450	0,0636	0,0636	0,0282	0,0282	0,0026	0,2372	0,2372	1	
2303	-	0,1544	0,1691	0,1691	0,1691	0,0224	0,0324	0,0688	0,2116	0,2116	1	
6305	+	0,5706	0,0098	0,0033	0,2320	0,0381	0,0939	0,0099	0,0424	0,0424	1	
6602	-	0,6595	0,0196	0,0196	0,0196	0,0529	0,0473	0,0054	0,1761	0,1761	1	
3905	-	0,6907	0,1729	0,0247	0,0247	0,0443	0,0092	0,0025	0,0310	0,0310	1	
5701	-	0,2341	0,0067	0,0139	0,3030	0,0238	0,0251	0,0841	0,3093	0,3093	1	
7405	+	0,4805	0,0165	0,0165	0,0165	0,1314	0,1314	0,0171	0,1901	0,1901	1	
3802	-	0,1556	0,1103	0,0123	0,0123	0,1388	0,0380	0,0074	0,5255	0,5255	1	
7303	+	0,1702	0,0746	0,0746	0,0746	0,0149	0,0214	0,0456	0,5242	0,5242	1	
4701	-	0,5395	0,0684	0,0358	0,0151	0,0398	0,0398	0,0398	0,2219	0,2219	1	

Fortführung Tab. B.3

Token*	globale Prioritäten											Summe
	Konsistenz	Anpassung an Klimawandel			Anpassung an Anforderungen der EG-WRRL			Anpassung an steigenden Kostendruck				
	CR _{E,benz2}	Anpassung an Siedlungsstruktur-entwicklung	Reduktion des Niederschlags-wasserabflusses	Reaktion auf zunehmende Trockenheit	Reaktion auf steigende Temperatur	guter ökologischer Zustand/Potenzial	guter chemischer Zustand/Potenzial	guter mengenmäßiger Zustand/Potenzial				
4202	+	0,1667	0,0665	0,0320	0,0682	0,0556	0,0556	0,0556	0,5000			1
1605	-	0,4103	0,1932	0,0366	0,0635	0,1143	0,0204	0,0172	0,1445			1
4302	-	0,2909	0,0600	0,0067	0,0067	0,1615	0,0442	0,0086	0,4216			1
6105	+	0,2275	0,4681	0,0965	0,0345	0,0530	0,0530	0,0069	0,0606			1
2205	+	0,3310	0,0625	0,0625	0,0625	0,1014	0,1202	0,0191	0,2407			1
4805	+	0,4854	0,0512	0,0057	0,0057	0,0342	0,0114	0,0114	0,3950			1
0901	-	0,3741	0,0376	0,0075	0,0075	0,1446	0,1446	0,0189	0,2652			1
3705	-	0,0990	0,3085	0,0617	0,0617	0,1797	0,1797	0,0234	0,0864			1
1204	-	0,2304	0,1889	0,0647	0,2354	0,1075	0,0263	0,0065	0,1403			1
1002	+	0,3240	0,0324	0,0027	0,0880	0,0257	0,0305	0,0048	0,4919			1

* Token entsprechen einer ID, welche die Großstädte und den kommunalen Fachbereich der Stakeholder verschlüsselt.

Anhang C

Anhang C.1 Merkmalausprägungen der deutschen Großstädte als Tabelle

Tab. C.1: Demografische, soziale und wirtschaftliche Merkmalausprägungen der deutschen Großstädte

GROßSTÄDTE BRD (mind. 100.000 EW)	Altes/Neues Bundesland	Bundesland	Einwohner- anzahl	gesamt- städtischer Siedlungs- strukturtyp (2008 - 2013)	Bevölkerungs- entwicklung (2008 - 2013)* [%]	jährlicher Wanderungsaldo (2009-2013) [je 1000 EW]*	erwerbsfähige Bevölkerung (2008 - 2013) [%]*	sozialver- sicherungs- pflichtig Beschäftigte (2008 - 2013) [%]*	Arbeitslosen- quote (2008 - 2013) [%]*	Gewerbesteuer (2008 - 2013) [€ EW]*	Bevölkerungs- entwicklung (2008 - 2013)** [%]	jährlicher Wanderungsaldo (2009-2013) [je 1000 EW]**	erwerbsfähige Bevölkerung (2008 - 2013) [%]**	sozialver- sicherungs- pflichtig Beschäftigte (2008 - 2013) [%]**	Arbeitslosen- quote (2008 - 2013) [%]**	Gewerbesteuer (2008 - 2013) [€ EW]**	Bruttoinland- produkt (2008 - 2013) [%]
BKG 2015	BKG 2015	BKG 2015	DESTATIS 2014a	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	BBSR 2015	DESTATIS 2014b
Aachen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stabil	0,51	3,92	0,34	5,34	-1,97	24,03	0,42	0,97	0,06	-1,21	-1,39	6,17	1,15
Augsburg	Altes Bundesland	Bayern	<500.000	stark wachsend	4,08	9,62	5,96	6,94	-1,94	-30,53	3,99	6,68	5,65	0,34	-1,49	-8,40	1,31
Bergisch Gladbach	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<200.000	stabil	0,71	4,12	2,41	2,71	-1,39	2,24	0,61	1,18	2,11	-3,72	-0,88	7,87	1,20
Berlin	Neues Bundesland	Berlin	≥1000.000	wachsend	4,33	8,81	2,37	12,86	-2,70	3,33	4,24	5,87	2,08	5,92	-2,01	4,33	2,94
Bielefeld	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	0,60	2,10	2,71	5,42	-0,84	-35,22	0,51	-0,84	2,41	-1,10	-0,10	-27,92	1,91
Bochum	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-1,90	1,36	-1,98	2,51	-0,64	-36,51	-2,00	-1,59	-2,26	-3,87	0,14	-30,33	1,39
Bonn	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stark wachsend	3,64	7,43	4,04	6,60	-1,07	-0,08	3,54	4,49	3,74	-0,02	-0,58	51,27	1,10
Bottrop	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<200.000	stabil	-1,96	0,68	-0,61	1,76	-1,08	-5,27	-2,05	-2,26	-0,91	-4,64	-0,47	-7,65	2,45
Braunschweig	Altes Bundesland	Niedersachsen	<500.000	stark wachsend	2,92	8,65	4,37	7,52	-2,58	33,59	2,83	5,70	4,06	0,87	-2,20	52,84	2,68
Bremen	Altes Bundesland	Bremen	<1000.000	schrumpfend	0,90	4,61	1,66	4,56	-0,52	-46,67	0,80	1,67	1,36	-1,93	0,26	-25,49	1,19
Bremerhaven	Altes Bundesland	Bremen	<200.000	stabil	-1,34	2,97	-1,56	7,01	-2,94	8,06	-1,43	0,02	-1,84	0,38	-2,12	10,31	3,31
Chemnitz	Neues Bundesland	Sachsen	<500.000	wachsend	0,17	5,48	-3,30	1,96	-3,29	19,87	0,08	2,54	-3,58	-4,41	-2,70	22,61	1,20
Darmstadt	Altes Bundesland	Hessen	<500.000	stark wachsend	7,31	13,56	8,83	5,96	-2,11	-36,06	7,22	10,62	8,52	-0,60	-1,71	-36,87	2,74
Dortmund	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<1000.000	schrumpfend	-0,44	3,46	1,99	6,89	-0,95	-21,07	-0,13	0,52	1,70	0,23	-0,07	-12,80	1,78
Dresden	Neues Bundesland	Sachsen	<1000.000	stark wachsend	5,76	9,79	2,86	7,01	-3,13	-13,36	5,66	6,84	2,56	0,40	-2,63	-2,27	1,01
Duisburg	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-1,36	1,28	0,33	1,97	-0,61	-5,07	-1,46	-1,67	0,04	-4,43	0,30	-17,07	0,53
Düsseldorf	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<1000.000	stark wachsend	2,89	5,84	2,68	4,21	-1,29	-47,21	2,80	2,90	2,38	-2,28	-0,71	-85,30	0,60
Erfurt	Neues Bundesland	Thüringen	<500.000	stark wachsend	2,69	6,74	-0,50	3,16	-4,71	-6,93	2,60	3,80	-0,79	-3,27	-4,42	2,89	2,32
Erlangen	Altes Bundesland	Bayern	<200.000	wachsend	2,31	4,73	4,24	11,39	-3,62	-36,31	2,21	1,79	3,93	4,53	-0,27	2,09	4,17
Essen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<1000.000	schrumpfend	-0,58	3,63	1,11	3,96	-0,46	-35,84	-0,67	0,69	0,82	-2,52	0,41	-57,42	3,07
Frankfurt am Main	Altes Bundesland	Hessen	<1000.000	stark wachsend	7,59	11,50	8,66	5,57	-1,59	-109,00	7,49	8,56	8,35	-1,00	-1,13	-100,07	1,27
Freiburg im Breisgau	Altes Bundesland	Baden-Württemberg	<500.000	stark wachsend	6,53	11,91	6,07	9,30	-1,48	17,13	6,43	8,96	5,77	2,54	-1,11	13,22	2,57
Fürth	Altes Bundesland	Bayern	<500.000	stark wachsend	4,77	10,11	7,06	0,71	-1,55	5,12	4,68	7,17	6,75	-5,58	-1,01	11,93	0,24
Gelsenkirchen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-2,04	0,67	-0,10	6,57	-1,71	-100,05	-2,13	-2,27	-0,39	-0,05	-0,74	-104,52	1,37
Göttingen	Altes Bundesland	Niedersachsen	<200.000	wachsend	0,02	1,84	-0,54	9,73	-5,24	36,93	-0,07	-1,11	-0,83	2,96	-4,94	45,55	1,79
Hagen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stabil	-3,17	-1,65	-0,67	-1,43	-0,97	-9,48	-3,26	-4,60	-0,97	-7,59	-0,14	-9,92	0,04
Halle (Saale)	Neues Bundesland	Sachsen-Anhalt	<500.000	wachsend	0,58	4,70	-1,75	1,05	-3,36	-4,02	0,48	1,76	-2,03	-5,33	-2,66	0,39	2,26
Hamburg	Altes Bundesland	Hamburg	≥1000.000	wachsend	2,58	6,11	1,76	9,13	-1,22	-34,05	2,49	3,17	1,46	2,37	-0,72	-22,15	1,31
Hamm	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-0,87	1,87	-0,41	1,82	-0,21	-14,19	-0,96	-1,07	-0,70	-4,55	0,54	-9,01	2,09
Hannover	Altes Bundesland	Niedersachsen	<1000.000	stark wachsend	2,56	6,19	3,30	7,23	-1,56	22,82	2,46	3,25	3,00	0,59	-0,92	26,42	1,92
Heidelberg	Altes Bundesland	Baden-Württemberg	<500.000	stark wachsend	5,20	9,23	5,06	8,24	-1,06	-14,84	5,11	6,28	4,76	1,53	-0,69	9,81	2,80
Heilbronn	Altes Bundesland	Baden-Württemberg	<500.000	stark wachsend	2,19	6,68	1,84	4,79	-0,17	47,10	2,10	3,74	1,54	-1,69	0,50	40,41	2,49
Herne	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-2,79	1,71	-2,87	-3,01	-0,10	-9,70	-2,87	-1,24	-3,16	-9,19	0,97	-11,75	2,52
Ingoistadt	Altes Bundesland	Bayern	<500.000	stark wachsend	4,68	8,57	6,26	14,55	-1,08	224,11	4,59	5,63	5,95	7,61	-0,81	283,36	9,97
Jena	Neues Bundesland	Thüringen	<200.000	stark wachsend	3,31	5,01	1,12	11,94	-2,76	6,18	3,21	2,07	0,82	5,06	-2,36	17,46	3,12
Karlsruhe	Altes Bundesland	Baden-Württemberg	<500.000	stark wachsend	4,58	9,90	6,63	6,75	-1,16	-14,52	4,49	6,96	6,32	0,13	-0,79	-8,08	1,25
Kassel	Altes Bundesland	Hessen	<500.000	stark wachsend	2,08	5,87	3,47	8,10	-3,15	5,88	1,98	2,92	3,17	-2,55	9,57	0,54	
Kiel	Altes Bundesland	Schleswig-Holstein	<500.000	stark wachsend	3,31	7,72	4,20	4,87	-1,84	-49,91	3,21	4,78	3,89	-1,65	-1,24	-27,85	2,82
Koblenz	Altes Bundesland	Rheinland-Pfalz	<200.000	stark wachsend	3,02	8,61	6,11	6,37	-1,48	13,84	5,66	5,81	-0,21	-1,04	-10,4	39,66	1,62
Köln	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	≥1000.000	stark wachsend	4,21	7,27	5,52	8,59	-1,80	-50,21	4,11	4,33	5,21	1,88	-1,18	-54,51	1,31
Krefeld	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-1,53	2,25	-1,72	2,38	-0,39	-25,98	-0,70	-0,70	-2,01	-4,00	0,49	-22,49	-1,02
Leipzig	Neues Bundesland	Sachsen	<1000.000	stark wachsend	7,02	14,88	5,10	11,44	-5,02	-8,89	6,93	11,94	4,80	4,59	-4,53	-0,93	4,06
Leverkusen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	0,67	3,65	1,81	3,17	-2,11	4,28	0,58	0,71	1,52	-3,29	-1,59	-18,46	0,09
Lübeck	Altes Bundesland	Schleswig-Holstein	<500.000	wachsend	0,94	6,07	2,30	7,39	-2,26	-7,58	0,85	3,12	2,01	0,74	-1,63	-8,44	2,35
Ludwigshafen am Rhein	Altes Bundesland	Rheinland-Pfalz	<500.000	stark wachsend	2,56	6,40	3,00	9,24	-0,47	127,27	2,47	3,46	2,70	2,52	0,22	114,88	2,02
Magdeburg	Neues Bundesland	Sachsen-Anhalt	<500.000	stark wachsend	1,74	6,51	-0,91	0,04	-2,95	1,21	1,65	-1,21	-6,27	-2,23	8,57	2,03	
Mainz	Altes Bundesland	Rheinland-Pfalz	<500.000	stark wachsend	3,34	5,85	3,88	5,22	-0,65	-7,29	3,25	2,91	3,58	-1,34	-0,19	-5,22	2,49
Mannheim	Altes Bundesland	Baden-Württemberg	<500.000	wachsend	1,93	6,90	2,47	6,33	-1,92	17,03	1,84	3,95	2,17	-0,28	-1,52	-6,89	1,18
Moers	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<200.000	schrumpfend	-2,31	-0,72	-1,60	5,59	0,62	18,01	-2,40	-3,66	-1,89	-0,96	1,37	14,32	3,49
Mönchengladbach	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stabil	-0,53	2,61	1,20	4,51	-1,22	-3,77	-0,63	-0,33	0,90	-2,00	-0,38	-1,55	1,00
Mülheim an der Ruhr	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	schrumpfend	-0,80	3,49	-0,06	4,51	-1,53	-73,81	-0,89	0,55	-0,35	-2,03	-1,05	-98,49	-0,75
München	Altes Bundesland	Bayern	≥1000.000	stark wachsend	7,03	10,52	6,57	9,83	-0,72	15,55	6,94	7,58	6,27	3,06	-0,31	2,56	2,11
Münster	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stark wachsend	8,87	15,78	12,47	9,16	-0,71	-35,50	8,77	12,84	12,14	2,41	-0,31	-14,46	0,15
Neuss	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stabil	1,20	3,26	0,79	4,40	-0,94	-4,76	1,11	0,31	0,49	-2,07	-0,32	2,69	2,01
Nürnberg	Altes Bundesland	Bayern	<1000.000	wachsend	2,67	7,32	2,61	3,97	-1,12	-8,62	2,57	4,38	2,31	-2,49	-0,53	10,54	2,08
Oberhausen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	stabil	-2,14	0,83	-0,53	9,09	-1,00	-13,52	-2,23	-2,11	-0,82	2,35	-0,12	-7,90	3,15
Offenbach am Main	Altes Bundesland	Hessen	<500.000	stark wachsend	6,24	8,79	5,44	-3,02	-0,80	-30,52	6,15	5,85	5,14	-9,19	0,03	-12,21	0,37
Oldenburg	Altes Bundesland	Niedersachsen	<500.000	stark wachsend	2,21	6,30	2,87	10,37	-2,10	-3,02	2,12	3,35	2,56	3,57	-1,63	0,43	1,42
Osnabrück	Altes Bundesland	Niedersachsen	<500.000	wachsend	1,36	5,76	2,32	4,81	-0,87	2,32	1,27	2,82	2,02	-1,67	-0,25	22,92	0,72
Paderborn	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<500.000	wachsend	1,95	2,71	3,78	5,91	-1,82	-24,17	1,85	-0,23	3,48	-0,66	-1,31	-1,49	1,15
Pforzheim	Altes Bundesland	Baden-Württemberg	<200.000	stark wachsend	2,31	7,48	2,76	7,43	0,19	75,51	4,54	2,46	0,80	0,97	66,26	3,75	
Potsdam	Neues Bundesland	Brandenburg	<500.000	stark wachsend	6,34	10,17	3,15	6,71	-1,43	4,02	6,24	7,23	2,85	0,11	-0,95	0,37	3,27
Recklinghausen	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<200.000	schrumpfend	-2,53	0,17	-1,88	9,98	0,28	10,04	-2,62	-2,77	-2,17	3,19	1,25	11,02	2,65
Regensburg	Altes Bundesland	Bayern	<500.000	stark wachsend	5,21	10,27	7,36	7,58	-2,13	145,76	5,11	7,33	7,06	0,99	-1,81	62,31	2,34
Remscheid	Altes Bundesland	Nordrhein-Westfalen	<200.000	schrumpfend	-3,70	-3,91	-1,17	-0,62	0,15	-2,21	-3,79	-6,85	-1,46	-6,80			

Tab. C.2: Klimatische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte

GROßSTÄDTE BRD (mind. 100.000 EW)	jährlich mittlere Temperatur (1981 - 2010)	jährlich mittlere Temperatur (2021 - 2050)	jährlich mittlerer Niederschlag (1981 - 2010)	jährlich mittlerer Niederschlag (2021 - 2050)	jährlich mittlerer Stark- niederschlag (1980 - 2010)	jährlich mittlerer Stark- niederschlag (2021 - 2050)	jährlich mittlere ungewöhnliche Trocken- periode (1981 - 2010)	jährlich mittlere ungewöhnliche Trocken- periode (2021 - 2050)	jährlich längste Trocken- periode (2021 - 2050)
BKG 2016	DWD 201a	UFZ 2015c	DWD 2013	UFZ 2015e	DWD 2014	UFZ 2015f	UFZ 2015a	UFZ 2015d	UFZ 2015b
Aachen	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	6 bis 7 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Augsburg	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Bergisch Gladbach	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	100 bis <125 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	6 bis 7 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Berlin	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Bielefeld	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Bochum	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Bonn	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Botrop	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Braunschweig	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Bremen	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Bremerhaven	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Chemnitz	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Darmstadt	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Dortmund	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Dresden	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Duisburg	8 bis <20 °C	20 bis <22 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Düsseldorf	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Erfurt	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	-2 bis 0 Tage
Erlangen	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-4 bis -2 Tage
Essen	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Frankfurt am Main	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Freiburg im Breisgau	8 bis <20 °C	20 bis <22 °C	100 bis <125 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	6 bis 7 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Fürth	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-4 bis -2 Tage
Gelsenkirchen	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Göttingen	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Hagen	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	100 bis <125 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	6 bis 7 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Halle (Saale)	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Hamburg	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Hamm	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Hannover	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	0 bis 1 Perioden	2 bis 4 Tage
Heidelberg	8 bis <20 °C	20 bis <22 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Heilbronn	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Herne	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	6 bis 7 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Ingolstadt	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	0 bis 1 Perioden	-2 bis 0 Tage
Jena	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	trocken	0 bis 1 Perioden	-2 bis 0 Tage
Karlsruhe	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Kassel	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Kiel	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Koblenz	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Köln	8 bis <20 °C	20 bis <22 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Krefeld	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Leipzig	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Leverkusen	8 bis <20 °C	20 bis <22 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Lübeck	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Ludwigshafen am Rhein	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Magdeburg	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Mainz	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Mannheim	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Moers	8 bis <20 °C	20 bis <22 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Mönchengladbach	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Mülheim an der Ruhr	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
München	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	100 bis <125 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	6 bis 7 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	-2 bis 0 Tage
Münster	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Neuss	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Nürnberg	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Oberhausen	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Offenbach am Main	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Oldenburg	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Osnabrück	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Paderborn	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Pforzheim	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Potsdam	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Recklinghausen	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Regensburg	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Remscheid	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	125 bis <400 mm	0 bis +10 %	4 bis 5 Tage	6 bis 7 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Reutlingen	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Rostock	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Saarbrücken	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Solingen	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	100 bis <125 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	≥ 8 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Stuttgart	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	4 bis 5 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Trier	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	4 bis 5 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Ulm	8 bis <18 °C	8 bis <18 °C	75 bis <100 mm	0 bis +10 %	2 bis 3 Tage	0 bis 1 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage
Wiesbaden	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	trocken	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Wolfsburg	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	0 bis 1 Tage	feucht	0 bis 1 Perioden	0 bis 2 Tage
Wuppertal	8 bis <18 °C	8 bis <20 °C	125 bis <400 mm	0 bis +10 %	4 bis 5 Tage	6 bis 7 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	0 bis 2 Tage
Würzburg	8 bis <20 °C	8 bis <20 °C	50 bis <75 mm	0 bis +10 %	0 bis 1 Tage	2 bis 3 Tage	feucht	-1 bis 0 Perioden	-2 bis 0 Tage

Legende

jährlich mittlere Temperatur (1981 - 2010) Großstädte klassifiziert entsprechend des Monitorings der jährlichen mittleren Temperatur im Jahresmittel für den Zeitraum 1981 - 2010 (vgl. DWD 201a).

jährlich mittlere Temperatur (2021 - 2050) Großstädte klassifiziert entsprechend der möglichen jährlichen mittleren Temperatur im Jahresmittel für den Zeitraum 2021 - 2050 (vgl. UFZ 2015c).

jährlich mittlerer Niederschlag (1981 - 2010) Großstädte klassifiziert entsprechend des Monitorings des Jährlichen mittleren Niederschlages im Jahresmittel für den Zeitraum 1981 - 2010 (vgl. DWD 2013).

jährlich mittlerer Niederschlag (2021 - 2050) Großstädte klassifiziert entsprechend der möglichen mittleren Änderung des Niederschlages im Jahresmittel für den Zeitraum 2021 - 2050 im Vergleich zu 1961 - 1990 (vgl. UFZ 2015e).

jährlich mittlerer Starkniederschlag (1980 - 2010) Großstädte klassifiziert entsprechend der Anzahl der Starkregentage im Jahr für den Zeitraum 1981 - 2010 (vgl. DWD 2014).

jährlich mittlerer Starkniederschlag (2021 - 2050) Großstädte klassifiziert entsprechend der möglichen Anzahl der Starkregentage im Jahr für den Zeitraum 2021 - 2050 (vgl. UFZ 2015f).

jährlich mittlere ungewöhnliche Trockenperiode (1981 - 2010) Großstädte klassifiziert entsprechend des Monitorings der jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode im Jahresmittel für den Zeitraum 1981 - 2010. Die Dürre bezeichnet die Abweichung der Bodenfeuchte vom langjährigen Zustand im jeweiligen Monat (statistischer Vergleich mit dem Zeitraum 1951 - 2015), jedoch keine absolute Trockenheit. Die Kartierung der Trockenheit erfolgt ursprünglich in sechs Dürreklassen: keine Auffälligkeiten (Bodenfeuchteindex SM I > 0,30), ungewöhnlich trocken (Bodenfeuchteindex SM I 0,30), moderate Dürre (Bodenfeuchteindex SM I 0,20), schwere Dürre (Bodenfeuchteindex SM I 0,10), extreme Dürre (Bodenfeuchteindex SM I 0,05), außergewöhnliche Dürre (Bodenfeuchteindex SM I 0,02). Die Klassifikation der Großstädte erfolgt wiederum durch die Bildung des Medians auf Grundlage der Einzelwerte in eher feuchte und eher trockende Großstädte (vgl. UFZ 2015a).

jährlich mittlere ungewöhnliche Trockenperiode (2021 - 2050) Großstädte klassifiziert entsprechend der möglichen mittleren Änderung der Anzahl der Trockenperioden im Jahresmittel für den Zeitraum 2021 - 2050 im Vergleich zu 1961 - 1990 (vgl. UFZ 2015d).

jährlich längste Trockenperiode (2021 - 2050) Großstädte klassifiziert entsprechend der möglichen mittleren Änderung der Dauer der längsten Trockenperiode im Jahresmittel für den Zeitraum 2021 - 2050 im Vergleich zu 1961 - 1990 (vgl. UFZ 2015b).

Tab. C.3: Niederschlagswasserspezifische Merkmalsausprägungen der deutschen Großstädte

GROßSTÄDTE BRD (mind. 100.000 EW)	Leitbild der Stadtentwicklung (2017)	Art des Entwässerungssystems (2016)	Naturraum I. Ordnung (2015)	EG-WRRL ökologischer Zustand/ Potenzial (2015)	EG-WRRL chemischer Zustand/ Potenzial (2015)	EG-WRRL chemischer Zustand (2015)	EG-WRRL mengenmäßiger Zustand (2015)	Niederschlagswassergebühr (2015)	Schmutzwassergebühr (2015)	Anteil Mischwassersystem am gesamten Entwässerungssystem (2015)	Anteil naturnaher RWB im Mischwassersystem (2015)	Anteil Regenwasser-Abkopplungspotenzial (2015)	Legende		
													BKG 2016	KOMMUNALE WEBSITE	BROMBACHH. & DETTMAR J. 2016
Aachen	positiv*	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	mittel	ja	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Augsburg	positiv	südlich vom MWÄ	Alpenvorland	gering	keiner	hoch	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	≥ 10 %	≥ 10 %			
Bergisch Gladbach	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	gering	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Berlin	positiv*	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	gering	hoch	keiner	≥ Median	≥ Median	< 50 %	< 10 %	< 10 %			
Bielefeld	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	< Median	≥ Median	-	-	-			
Bochum	positiv*	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	mittel	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Bonn	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	hoch	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Bottrop	positiv*	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	hoch	keiner	≥ Median	≥ Median	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe			
Braunschweig	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	mittel	mittel	keiner	< Median	≥ Median	-	-	-			
Bremen	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	keiner	hoch	keiner	< Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Bremerhaven	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	keiner	hoch	keiner	< Median	≥ Median	< 50 %	keine Angabe	keine Angabe			
Chemnitz	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	keiner	hoch	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Darmstadt	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	mittel	mittel	keiner	< Median	≥ Median	-	-	-			
Dortmund	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Dresden	positiv*	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	gering	hoch	keiner	≥ Median	< Median	-	-	-			
Duisburg	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	hoch	mittel	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Düsseldorf	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	hoch	keiner	≥ Median	< Median	-	-	-			
Erfurt	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	gering	mittel	keiner	< Median	< Median	< 50 %	< 10 %	< 10 %			
Erlangen	negativ	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	gering	mittel	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Essen	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	< 10 %			
Frankfurt am Main	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	mittel	mittel	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Freiburg im Breisgau	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Fürth	positiv*	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	mittel	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	≥ 10 %	≥ 10 %			
Gelsenkirchen	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Göttingen	positiv	nördlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	keiner	keiner	< Median	≥ Median	-	-	-			
Hagen	negativ	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	hoch	gering	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Halle (Saale)	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Hamburg	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	gering	hoch	hoch	ja	< Median	< Median	< 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Hamm	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	hoch	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	< 10 %			
Hannover	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	keiner	mittel	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Heidelberg	positiv*	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	gering	hoch	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Heilbronn	negativ	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	< 10 %			
Herne	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	≥ Median	< Median	-	-	-			
Ingolstadt	positiv	südlich vom MWÄ	Alpenvorland	mittel	gering	keiner	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	keine Angabe	keine Angabe			
Jena	positiv*	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	mittel	mittel	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	≥ 10 %	keine Angabe			
Karlsruhe	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	≥ 10 %	≥ 10 %			
Kassel	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	keiner	keiner	keiner	< Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	< 10 %			
Kiel	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Koblenz	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	hoch	mittel	mittel	keiner	< Median	< Median	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe			
Köln	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	mittel	keiner	≥ Median	< Median	-	-	-			
Krefeld	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	hoch	ja	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	≥ 10 %	≥ 10 %			
Leipzig	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	keiner	hoch	ja	< Median	< Median	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe			
Leverkusen	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	gering	keiner	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	< 10 %			
Lübeck	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	keiner	gering	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Ludwigshafen am Rhein	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	hoch	hoch	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Magdeburg	positiv*	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe	keine Angabe	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Mainz	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	hoch	gering	hoch	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	≥ 10 %	< 10 %			
Mannheim	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	hoch	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Moers	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	hoch	ja	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Mönchengladbach	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	gering	keiner	≥ Median	≥ Median	< 50 %	keine Angabe	≥ 10 %			
Mülheim an der Ruhr	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
München	positiv	südlich vom MWÄ	Alpenvorland	mittel	keiner	keiner	keiner	≥ Median	< Median	-	-	-			
Münster	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Neuss	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	hoch	ja	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Nürnberg	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	gering	gering	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Oberhausen	positiv*	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	keine Angabe	keine Angabe			
Offenbach am Main	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	mittel	hoch	keiner	≥ Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Oldenburg	positiv*	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	keiner	hoch	keiner	< Median	< Median	< 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Osnabrück	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	keiner	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Paderborn	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	hoch	mittel	keiner	≥ Median	< Median	-	-	-			
Pforzheim	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	keiner	keiner	keiner	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	keine Angabe			
Potsdam	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	gering	mittel	keiner	≥ Median	≥ Median	< 50 %	≥ 10 %	≥ 10 %			
Recklinghausen	negativ	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	mittel	keiner	≥ Median	< Median	≥ 50 %	≥ 10 %	≥ 10 %			
Regensburg	positiv*	südlich vom MWÄ	Alpenvorland	gering	keiner	mittel	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Reimscheid	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	hoch	keiner	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Reutlingen	negativ	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Rostock	positiv*	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	keiner	hoch	keiner	< Median	≥ Median	< 50 %	< 10 %	< 10 %			
Saarbrücken	positiv*	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	hoch	keiner	keiner	≥ Median	≥ Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Solingen	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	gering	keiner	≥ Median	≥ Median	-	-	-			
Stuttgart	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	-	-	-			
Trier	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	mittel	gering	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	< 10 %	≥ 10 %			
Ulm	negativ	südlich vom MWÄ	Alpenvorland	gering	keiner	keiner	keiner	< Median	< Median	≥ 50 %	keine Angabe	keine Angabe			
Wiesbaden	negativ	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	mittel	keiner	mittel	keiner	< Median	≥ Median	-	-	-			
Wolfsburg	positiv	nördlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	mittel	gering	mittel	keiner	< Median	≥ Median	-	-	-			
Wuppertal	positiv	südlich vom MWÄ	Norddeutsches Tiefland	hoch	hoch	gering	keiner	≥ Median	≥ Median	< 50 %	keine Angabe	keine Angabe			
Würzburg	positiv	südlich vom MWÄ	Mittelgebirgsland	gering	keiner	hoch	keiner	< Median	< Median	-	-	-			

Legende

Leitbild der Stadtentwicklung (Stand 2017) Großstädte klassifiziert, inwieweit sie ein Leitbild (positiv), ein Leitbild einschließlich naturnaher Regenwasserbewirtschaftung (positiv*) oder kein Leitbild (negativ) vorzuweisen haben.

Art des Entwässerungssystems (Mischwasser-Äquator) (Stand 2016) Großstädte klassifiziert nach räumlicher Zuordnung südlich oder nördlich vom Mischwasser-Äquator (MWÄ) (vgl. BROMBACHH. & DETTMAR J. 2016).

Naturraum I. Ordnung (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach räumlicher Zuordnung Alpenvorland, Mittelgebirgsland oder Norddeutsches Tiefland (vgl. MEYNEN E. et al. 1953-62).

EG-WRRL ökologischer Zustand/Potenzial (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach dem geringen, mittleren oder hohen Handlungsbedarf hinsichtlich des ökologischen Zustandes/Potenziales der oberirdischen Gewässer (vgl.).

EG-WRRL chemischer Zustand/Potenzial (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach dem geringen, mittleren oder hohen Handlungsbedarf hinsichtlich des chemischen Zustandes/Potenziales der oberirdischen Gewässer (vgl. EG-WRRL).

EG-WRRL chemischer Zustand (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach dem geringen, mittleren oder hohen Handlungsbedarf hinsichtlich des chemischen Zustandes der unterirdischen Gewässer (vgl. EG-WRRL).

EG-WRRL mengenmäßiger Zustand (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach einem oder keine Handlungsbedarf hinsichtlich des mengenmäßigen Zustandes der unterirdischen Gewässer (vgl. EG-WRRL).

Niederschlagswassergebühr (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach Höhe der Niederschlagswassergebühr auf Grundlage des Medians.

Schmutzwassergebühr (Stand 2015) Großstädte klassifiziert nach Höhe der Schmutzwassergebühr auf Grundlage des Medians.

Anteil Mischwassersystem am gesamten Entwässerungssystem (Stand 2014/2015) Großstädte klassifiziert nach prozentualen Anteil Mischwassersystem am gesamten Entwässerungssystem.

Anteil naturnaher RWB im Mischwassersystem (Stand 2014/2015) Großstädte klassifiziert nach prozentualen Anteil naturnaher RWB im Mischwassersystem.

Anteil Regenwasser-Abkopplungspotenzial (Stand 2014/2015) Großstädte klassifiziert nach prozentualen Anteil Regenwasser-Abkopplungspotenzial im Mischwassersystem.

Anhang C.2 Merkmalausprägungen der deutschen Großstädte als Themenkarte



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt
- Altes und Neues Bundesland**
- Altes Bundesland
- Neues Bundesland

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.1
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.1: Merkmalausprägung der deutschen Großstädte gemäß West- und Ostdeutschland

Großstädte der Bundesrepublik Deutschland

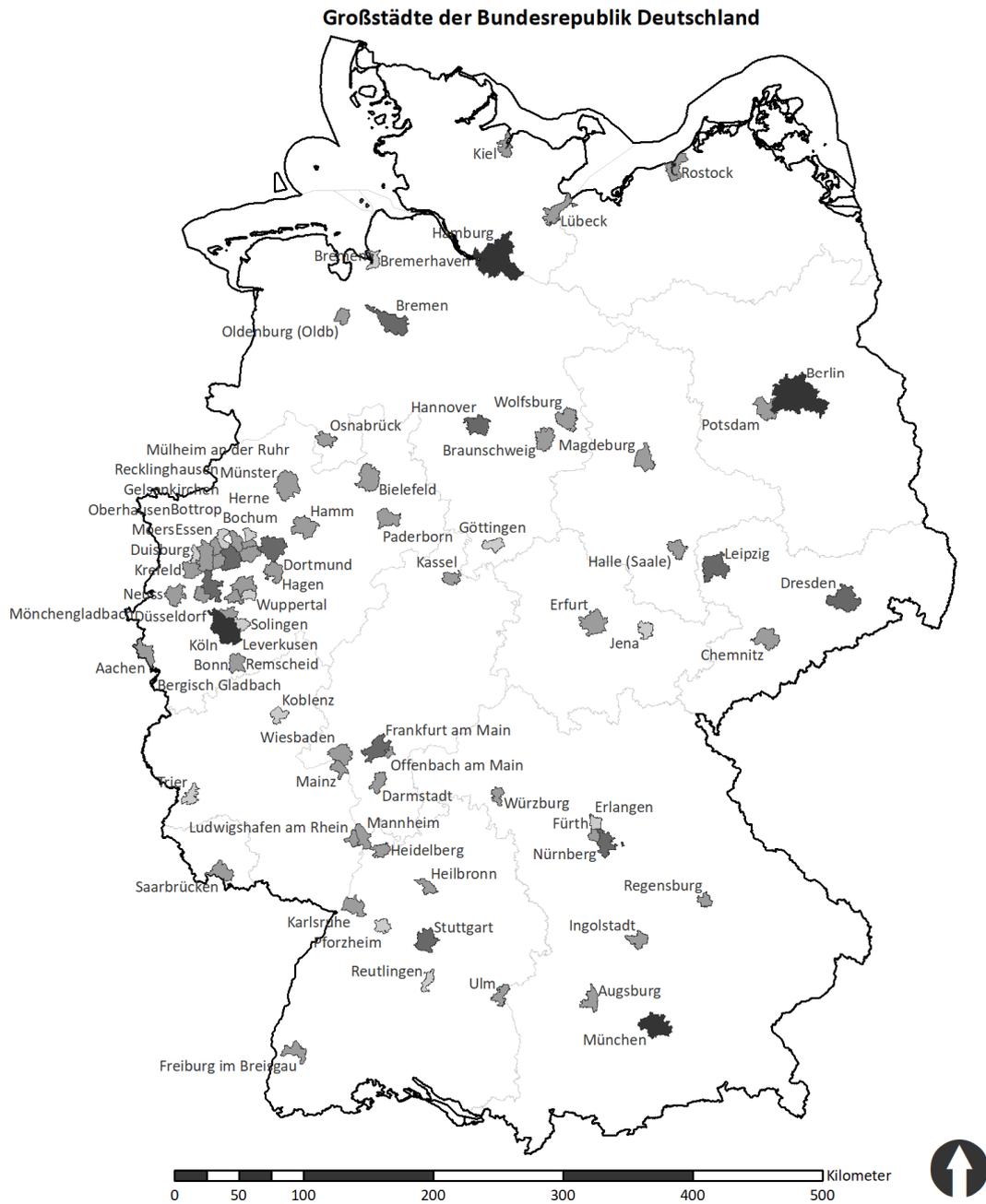


Legende

- | | |
|-----------------------------------|------------------------|
| Grenze Bundesrepublik Deutschland | Hessen |
| Grenze Bundesland | Mecklenburg-Vorpommern |
| Grenze Großstadt | Niedersachsen |
| Bundesland | Nordrhein-Westfalen |
| Baden-Württemberg | Rheinland-Pfalz |
| Bayern | Saarland |
| Berlin | Sachsen |
| Brandenburg | Sachsen-Anhalt |
| Bremen | Schleswig-Holstein |
| Hamburg | Thüringen |

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.1
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.2: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Bundesländer



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Einwohneranzahl (2013)

- 100.000 EW bis <200.000 EW
- 200.000 EW bis <500.000 EW
- 500.000 EW bis <1.000.000 EW
- ≥1.000.000 EW

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.1
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.3: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Einwohneranzahl 2013



Abb. C.4: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Bruttoinlandprodukt (2008 bis 2013)

- 1,0 bis <0 %
- 0 bis <1,5 %
- 1,5 bis <3,0 %
- ≥3,0 %

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.1
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.5: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Bruttoinlandproduktes 2008 bis 2013



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt
- jährlich mittlere Temperatur (1981 bis 2010)**
- 16 bis <18 °C
- 18 bis <20 °C

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.2
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.6: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlichen mittleren Temperatur 1981 bis 2010



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

jährlich mittlerer Niederschlag (1981 bis 2010)

- 50 bis <75 mm
- 75 bis <100 mm
- 100 bis <125 mm
- ≥125 mm

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.2
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.7: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Niederschlages 1981 bis 2010

**Legende**

□ Grenze Bundesrepublik Deutschland

□ Grenze Bundesland

□ Grenze Großstadt

jährlich mittlerer Starkniederschlag (1981 bis 2010)

□ 0 bis 1 Tage

■ 2 bis 3 Tage

■ 4 bis 5 Tage

Kartenersteller: Stefan Minar

Datenquelle: siehe Tab. B.2

Projektion: Transverse Mercator

Datum: WSG 1984

KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.8: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Starkniederschlages 1981 bis 2010



Abb. C.10: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlichen mittleren Temperatur 2021 bis 2050



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

jährlich mittlerer Niederschlag (2021 bis 2050)

- 0 bis 10 %

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.2
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.11: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Niederschlages 2021 bis 2050



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

jährlich mittlerer Starkniederschlag (2021 bis 2050)

- 0 bis 1 Tage
- 2 bis 3 Tage
- 4 bis 5 Tage
- 6 bis 7 Tage
- ≥8 Tage

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.2
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.12: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des jährlichen mittleren Starkniederschlages 2021 bis 2050



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

jährlich mittlere Trockenperiode (2021 bis 2050)

- 1 bis 0 Perioden
- 0 bis 1 Perioden

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.2
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.13: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlich mittleren Trockenperiode 2021 bis 2050



Abb. C.14: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der jährlich längsten Trockenperiode 2021 bis 2050



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung (2017)

- negativ
- positiv
- positiv einschließlich naturnaher Regenwasserbewirtschaftung

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.15: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des gesamtstädtischen Leitbildes 2017

**Legende**

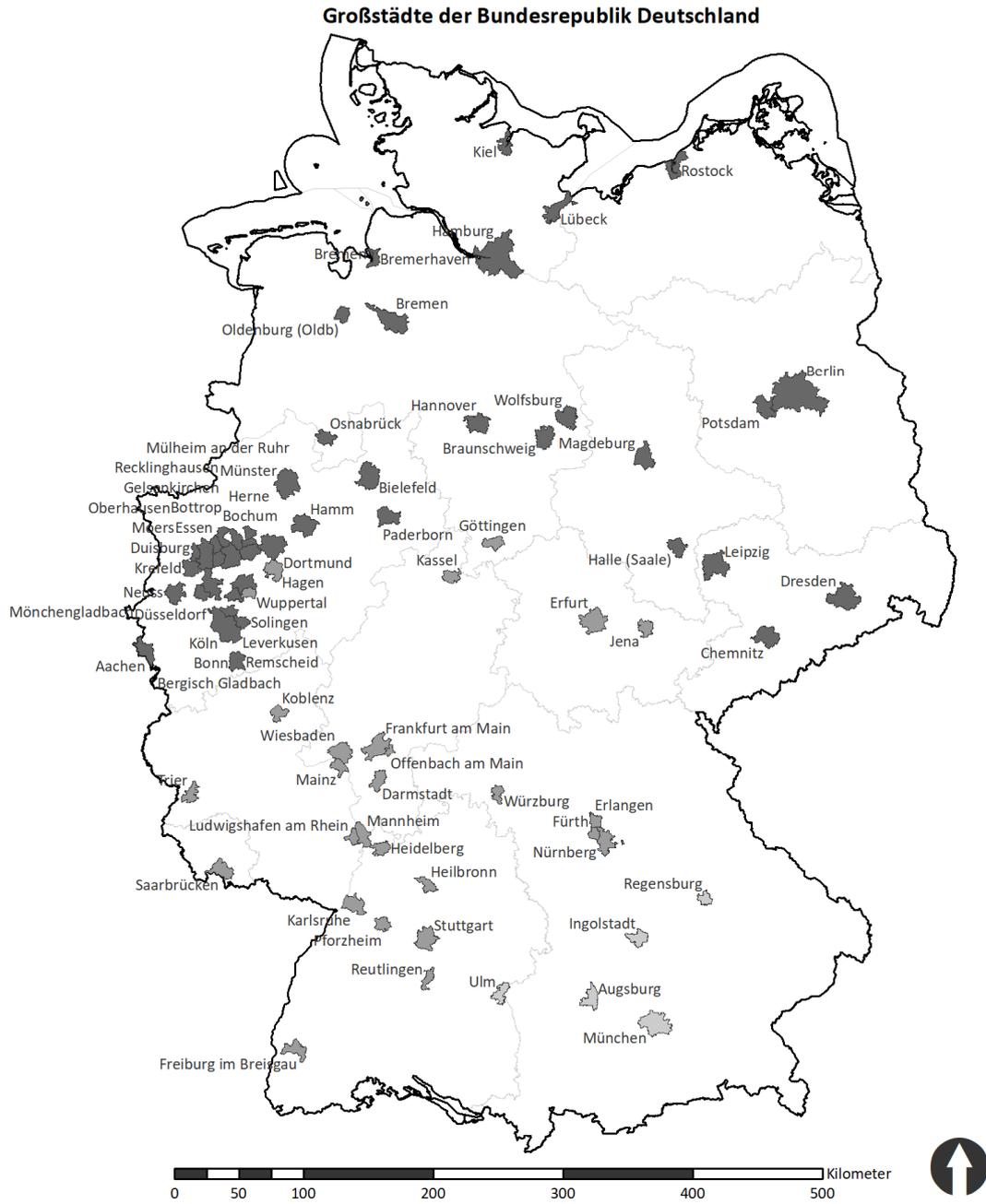
- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Art des Entwässerungssystems (2016)

- nördlich vom Mischwasseräquator
- südlich vom Mischwasseräquator

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.16: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Art des Entwässerungssystems 2016



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Naturraum 1. Ordnung

- Alpenvorland
- Mittelgebirgsland
- Norddeutsches Tiefland

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.17: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Naturraumes 1. Ordnung



Abb. C.18: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des ökologischen Zustandes/Potenziales von oberirdischen Gewässern 2015

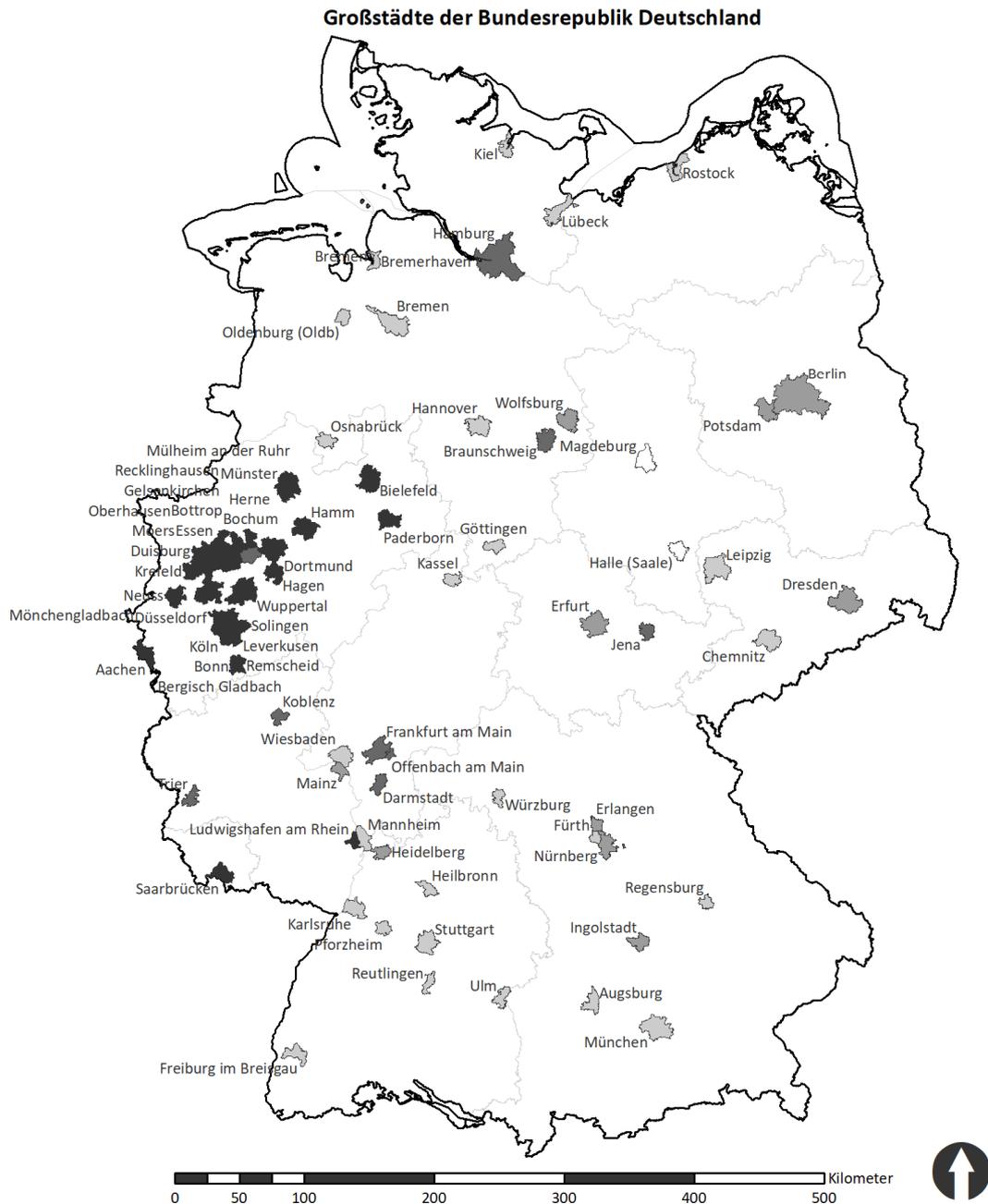


Abb. C.19: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des chemischen Zustandes/Potenziales von oberirdischen Gewässern 2015



Abb. C.20: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des chemischen Zustandes von unterirdischen Gewässern 2015



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

mengenmäßiger Zustand unterirdischer Gewässer (2015)

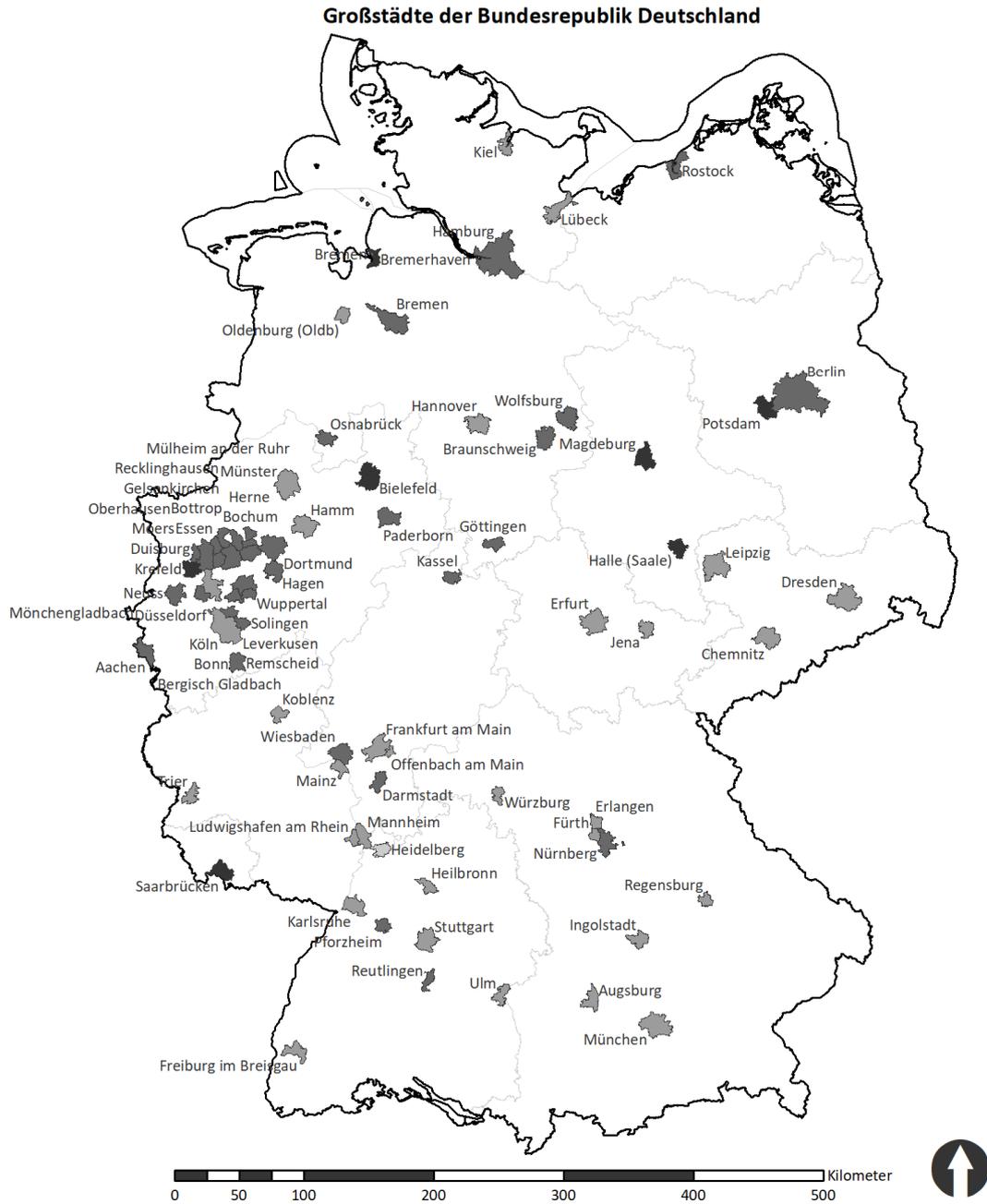
- keine Angaben
- kein Handlungsbedarf
- geringer Handlungsbedarf
- mittlerer Handlungsbedarf
- hoher Handlungsbedarf

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.21: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des mengenmäßigen Zustandes von unterirdischen Gewässern 2015



Abb. C.22: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Niederschlagswassergebühr 2015



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Schmutzwassergebühr (2015)

- 0,00 bis <1,00 €/m³
- 2,00 bis <2,00 €/m³
- 2,00 bis <3,00 €/m³
- ≥3,00 €/m³

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.23: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß der Schmutzwassergebühr 2015



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Anteil Mischwassersystem am gesamten Entwässerungssystem (2015)

- keine Angabe
- <50 %
- ≥50 %

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.24: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Anteiles des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem 2015



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem (2015)

- keine Angabe
- <10 %
- ≥10 %

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.25: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Anteiles der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung am Mischwassersystem 2015



Legende

- Grenze Bundesrepublik Deutschland
- Grenze Bundesland
- Grenze Großstadt

Anteil Regenwasser-Abkopplungspotenzial im Mischwassersystem (2015)

- keine Angabe
- <10 %
- ≥10 %

Kartenersteller: Stefan Minar
 Datenquelle: siehe Tab. B.3
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: WSG 1984
 KO-System: WGS 1984 UTM Zone 32N

Abb. C.26: Merkmalsausprägung der deutschen Großstädte gemäß des Anteiles des Regenwasser-Abkopplungspotenziales im Mischwassersystem 2015

Anhang D

Anhang D Multivariate nichtparametrische Tests

Datenblatt D.1: Kontingenz zwischen den M-Typen und West- und Ostdeutschland

Motivation: Bedingt durch die historisch differenzierte politische Ausgangslage zwischen den alten und neuen Bundesländern kam es zu einer sich unterscheidenden städtischen sowie infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder derselben postpolitischen Herkunft die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit von West- und Ostdeutschland unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den alten und neuen Bundesländern kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach West- und Ostdeutschland gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den alten und neuen Bundesländern bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach West- und Ostdeutschland besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,596 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 77) = 0,043$ mit $p = 0,835 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der Herkunft der Stakeholder nach West- und Ostdeutschland statistisch vergleichbar. Letztlich sind 86 % der Stakeholder aus Westdeutschland und 14 % aus Ostdeutschland vertreten. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den alten wie auch neuen Bundesländern verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.1:).

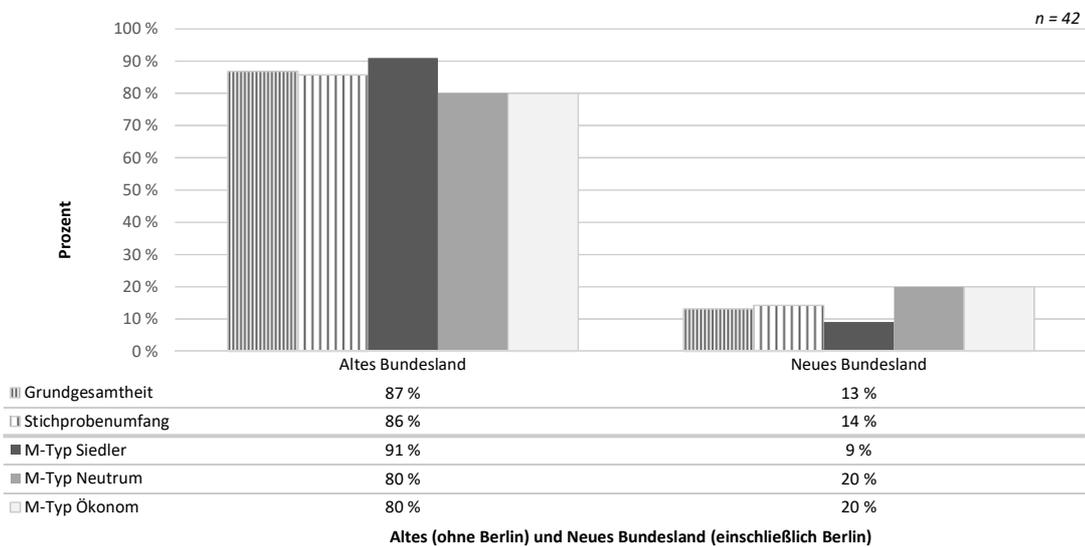


Abb. D.1: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach West- und Ostdeutschland

Datenblatt D.2: Kontingenz zwischen den M-Typen und Bundesland

Motivation: Aufgrund des politischen Prinzips der Bundesrepublik Deutschland besitzen die 16 Bundesländer bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung eine – wenn auch eingeschränkte – Eigenständigkeit (Föderalismus) (Kapitel 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus ein und demselben Bundesland die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der einzelnen Bundesländer unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer bundeslandbezogenen Zugehörigkeit bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach den einzelnen Bundesländern gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der bundeslandbezogenen Zugehörigkeit der einzelnen Stakeholder bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach den einzelnen Bundesländern besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Aufgrund der zugrundeliegenden 42 Datensätze und einer Anzahl von 16 Bundesländern innerhalb der Bundesrepublik Deutschland ist keine verteilungsfreie Analyse mittels exaktem Test durchführbar. Von einer Zusammenführung der einzelnen Bundesländer wird an dieser Stelle abgesehen, da mit der Unterscheidung zwischen West- und Ostdeutschland sowie nach der Art der Abwasserbeseitigung (nördlich und südlich vom Mischwasseräquator) bereits zwei weitere und gleichzeitig sachlogisch begründete räumliche Differenzierungen berücksichtigt werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(13, n = 42) = 15,190$ mit $p = 0,296 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Während die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung mit den realen Werten der Grundgesamtheit vergleichbar ist (Abb. D.2), kann zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach den einzelnen Bundesländern keine statistische Aussage getroffen werden. In diesem Zusammenhang wird auf Datenblatt D.1 und Datenblatt D.16 verwiesen, welche weitere Tests auf einer übergeordneten räumlichen Differenzierung darlegen. Vollständigkeitshalber soll erwähnt sein, dass auf der Ebene der Bundesländer Nordrhein-Westfalen (26 %) vor Baden-Württemberg (19 %) am häufigsten an der onlinebasierten Befragung teilgenommen hat. Darüber hinaus sind keine Stakeholder aus Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein vertreten. Alle anderen Bundesländer weisen eine Teilnahmequote von unter zehn Prozent auf.

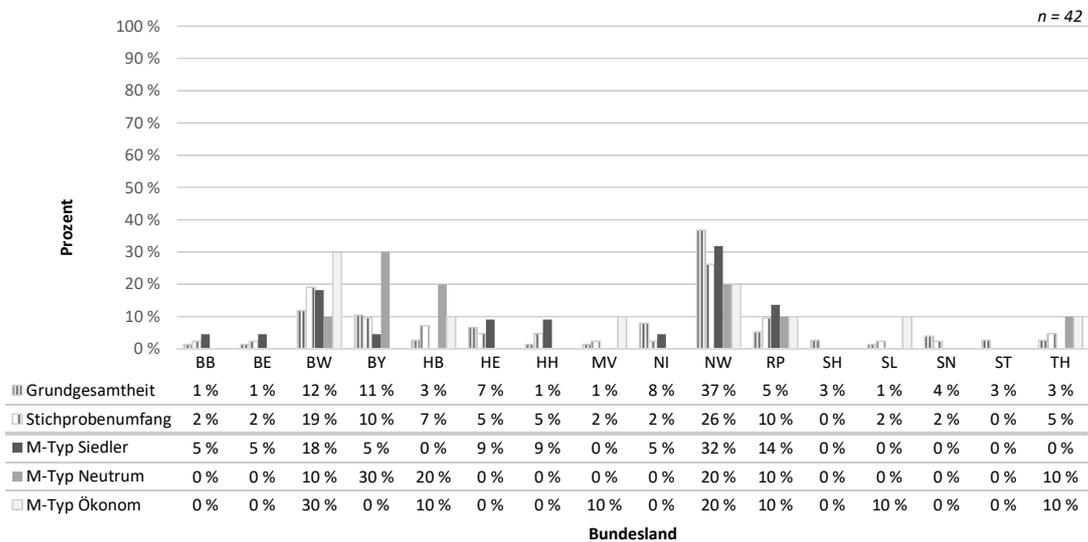


Abb. D.2: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Bundesland

Datenblatt D.3: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer Einwohneranzahl 2013

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen Einwohneranzahl zwischen den einzelnen Großstädten, die sich unter anderem auf die Dichte und räumliche Ausbreitung der Bebauung auswirkt, ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit besonders hohen sowie niedrigen einwohneranzahlbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Siedler* zugehörig sind, da dieser die gesamtstädtische Siedlungsstrukturentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der Einwohneranzahl der jeweiligen Großstädte unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Herkunft differenziert nach der Einwohneranzahl bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Einwohneranzahl der jeweiligen Großstadt gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Herkunft differenziert nach der Einwohneranzahl bzw. zwischen den M-Typen und der Einwohneranzahl der jeweiligen Großstadt besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Zwischenschritt: Aus Sicht der großstädtischen Einwohneranzahl nahmen an der onlinebasierten Befragung Stakeholder aus Großstädten mit weniger als einer halben Million und gleichzeitig mehr als 200.000 Einwohner (65 %) am häufigsten teil. Großstädte mit weniger als 200.000 Einwohner (17 %) sind am zweithäufigsten vertreten. Die Teilnahme von Stakeholdern aus Großstädten mit mehr als einer halben Million Einwohner (13 %) sowie aus einer Millionenstadt (5 %) liegen nochmals darunter (Abb. D.3). In diesem Zusammenhang unterscheiden sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung und die realen Werte der Grundgesamtheit angesichts eines $\chi^2(3, n = 42) = 0,793$ mit $p = 0,851 > 0,1$ nicht signifikant voneinander. Aufgrund der zugrundeliegenden 42 Datensätze erscheint eine 5-stufige Klassifikation dieser Merkmalausprägung als zu kleingliedrig. Für eine widerspruchsfreiere statistische Auswertung wurden daher die beiden letztgenannten Klassen zu Großstädten größer als eine halbe Million Einwohner zusammengeführt. Auf diese Weise nähern sich die Klassenbesetzungen an, die auf der Anzahl an Datensätzen basieren.

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,953 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 42) = 0,162$ mit $p = 0,922 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

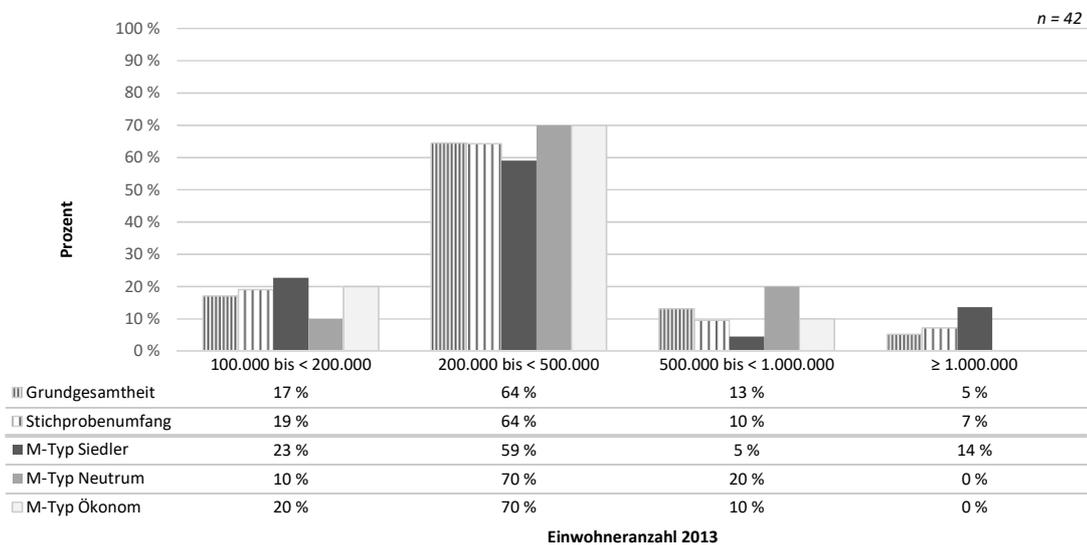


Abb. D.3: 4-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer Einwohneranzahl 2013

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der großstädtischen Einwohneranzahl statistisch vergleichbar. Letztlich sind fast zwei Drittel der Stakeholder aus Großstädten mit einer Einwohneranzahl von 200.000 bis kleiner 500.000 (64 %) vertreten, während die beiden anderen Kategorien 100.000 bis kleiner 200.000 Einwohner (19 %) und größer gleich 500.000 Einwohner (17 %) nahezu gleichauf liegen. Die Präsenz der einzelnen M-Typen Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten unabhängig von der Einwohneranzahl verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.4).

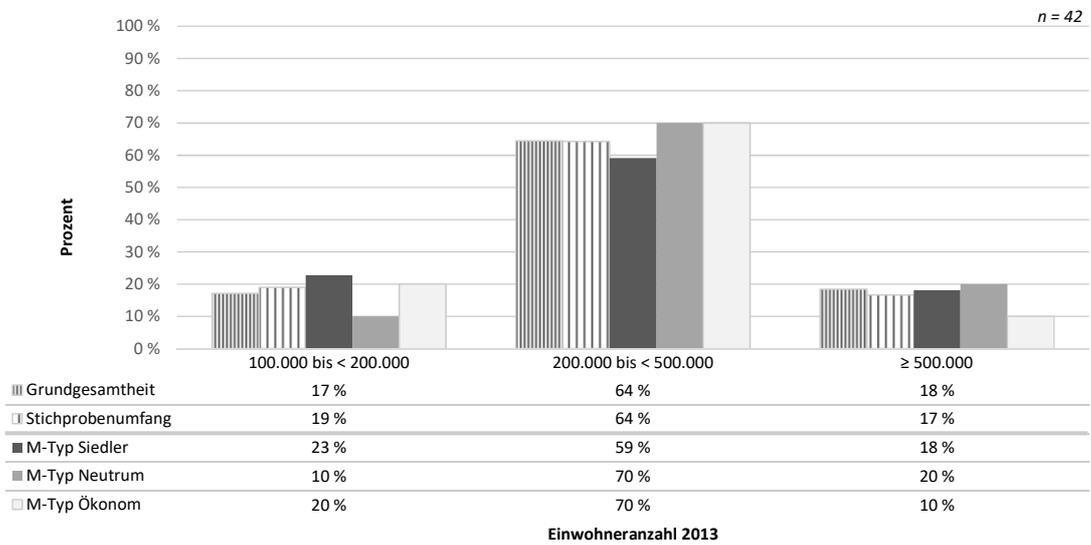


Abb. D.4: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer Einwohneranzahl 2013

Datenblatt D.4: Kontingenz zwischen den M-Typen und der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen siedlungsstrukturellen Entwicklung zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen wie auch Herausforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1.5 und 2.4). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit wachsenden siedlungsstrukturellen Auswirkungen dem *M-Typ Siedler* zugehörig sind, da dieser den infrastrukturellen Anpassungsbedarf am stärksten berücksichtigt. Weiterhin ist anzunehmen, dass die Stakeholder aus schrumpfenden Großstädten dem *M-Typ Ökonom* zugehörig sind, da dieser neben dem infrastrukturellen Anpassungsbedarf auch den steigenden ökonomischen Druck am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach der siedlungsstrukturellen Entwicklung der jeweiligen Großstadt bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach der siedlungsstrukturellen Entwicklung der jeweiligen Großstadt bzw. zwischen den M-Typen und der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Zwischenschritt: Aus Sicht der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung nahmen an der onlinebasierten Befragung Stakeholder aus Großstädten mit einer stark wachsenden Siedlungsstruktur (45 %) am häufigsten teil. Schrumpfende Großstädte (28 %) sind am zweithäufigsten vertreten. Die Teilnahme von Stakeholdern aus Großstädten mit einer wachsenden siedlungsstrukturellen Entwicklung (15 %) und mit einer stabilen siedlungsstrukturellen Entwicklung (12 %) liegt noch einmal niedriger. Dagegen gibt es zum Zeitpunkt der Untersuchung überhaupt keine stark schrumpfenden Großstädte in der Bunderepublik Deutschland (Abb. D.5). In diesem Zusammenhang unterscheiden sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung und die realen Werte der Grundgesamtheit angesichts eines $\chi^2(3, n = 42) = 0,342$ mit $p = 0,952 > 0,1$ nicht signifikant voneinander. Analog zu Datenblatt D.3 wurden die Kategorien mit derselben Entwicklungsrichtung zu den beiden Kategorien (*stark*) schrumpfende gesamtstädtische Siedlungsstrukturentwicklung und (*stark*) wachsende Siedlungsstrukturentwicklung zusammengefasst, während die Kategorie stabile Siedlungsstrukturentwicklung beibehalten wurde.

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,572 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

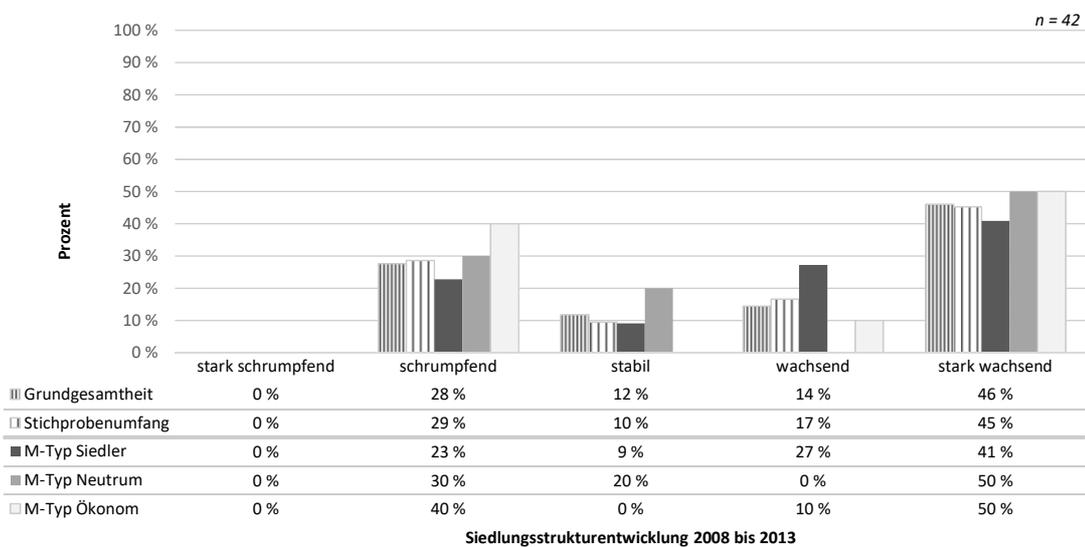


Abb. D.5: 5-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen entsprechend der großstädtischen Herkunft der Stakeholder differenziert nach gesamtstädtischer Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 42) = 0,211$ mit $p = 0,900 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der siedlungsstrukturellen Entwicklung der einzelnen Großstädte statistisch vergleichbar. Letztlich sind fast zwei Drittel der Stakeholder aus Großstädten mit einer (stark) wachsenden siedlungsstrukturellen Entwicklung (62 %) vertreten. Etwas weniger als ein Drittel der Stakeholder ist mit einer (stark) schrumpfenden gesamtstädtischen Siedlungsstruktur (29 %) konfrontiert, während die verbliebenen Stakeholder aus Großstädten mit einer stabilen siedlungsstrukturellen Entwicklung (10 %) kommen. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach der gesamtstädtischen Siedlungsstrukturentwicklung verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.6).

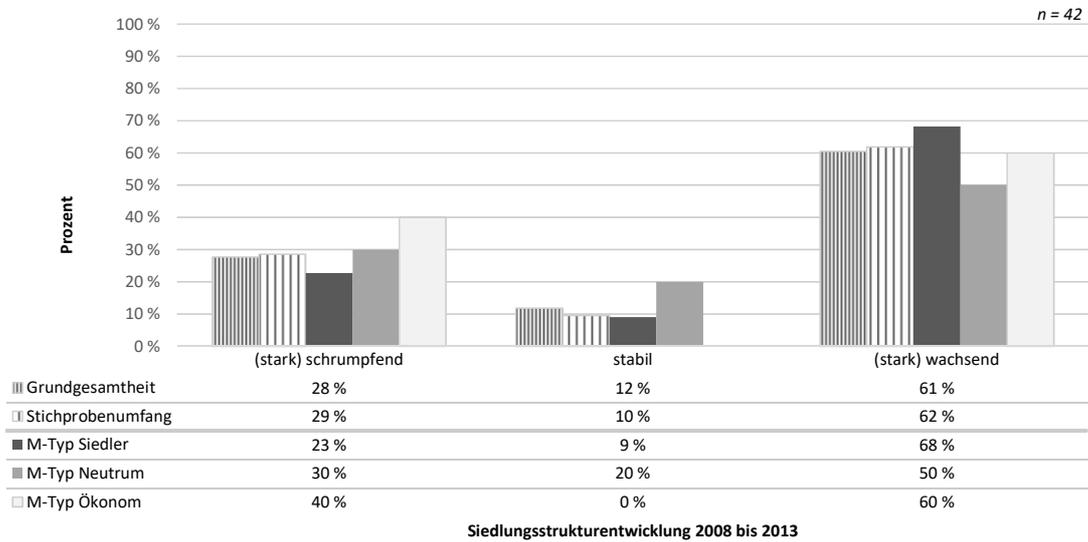


Abb. D.6: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach gesamtstädtischer Siedlungsstrukturentwicklung 2008 bis 2013

Datenblatt D.5: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem BIP 2008 bis 2013

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen wirtschaftlichen Leistungen der Volkswirtschaft zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte ökonomische Voraussetzungen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (Kapitel 2.1 und 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren BIP-bezogenen Auswirkungen aufgrund einer geringeren wirtschaftliche Leistung dem *M-Typ Ökonom* zugehörig sind, da dieser den steigenden Kostendruck am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der differenzierten Höhe des großstädtischen BIP unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem BIP bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Höhe des großstädtischen BIP gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem BIP bzw. zwischen den M-Typen und der Höhe des großstädtischen BIP besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 1,000 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,381$ mit $p = 0,537 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der Höhe des großstädtischen BIP statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus Großstädten mit einem unter dem Median (55 %) und über dem bundesweiten Median liegenden BIP (45 %) gleichermaßen vertreten. Des Weiteren Typen ist nach den statistischen Kennzahlen die Präsenz der einzelnen M-Typen in den Großstädten mit einem unter und über dem Median liegenden BIP verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.7).

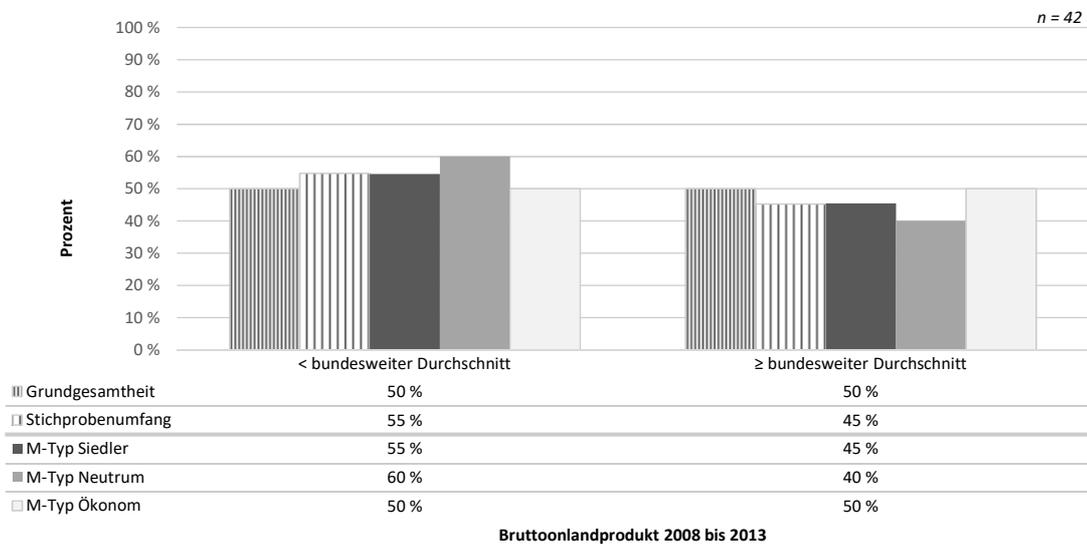


Abb. D.7: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem BIP 2008 bis 2013

Datenblatt D.6: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 1981 bis 2010

Motivation: Bedingt durch die differenzierte jährliche mittlere Temperatur von 1981 bis 2010 zwischen den einzelnen Großstädten ergaben sich unterschiedliche Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren temperaturbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine steigende Temperaturentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit von der großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den kühleren und wärmeren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur von 1981 bis 2010 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den kühleren und wärmeren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur von 1981 bis 2010 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,059 \leq 0,1$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,394 mit $p = 0,038 \leq 0,05$ beschrieben werden. Ebenfalls ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda mit $\lambda = 0,316$ und einer $p = 0,047 \leq 0,05$ zurate zu ziehen.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,079$ mit $p = 0,779 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung der großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010 ist mit den realen Werten der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus den kühleren (45 %) und wärmeren Großstädten (55 %) gleichermaßen vertreten.

Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein schwacher statistischer und gleichzeitig geringsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 1981 bis 2010. Im Vergleich zur erwartenden Häufigkeitsverteilung präferieren die Stakeholder aus den kühleren Großstädten überdurchschnittlich den *M-Typ Neutrum*, während die anderen beiden M-Typen im gleichen Maße weniger vorkommen. Demgegenüber ist die Präsenz der M-Typen in den Großstädten mit einer höheren jährlichen mittleren Temperatur reziprok (Abb. D.8). Ausgehend von Lambda lassen sich mit der zugrundeliegenden Merkmalausprägung die M-Typen mit einer 31 %igen Sicherheit statistisch vorhersagen.

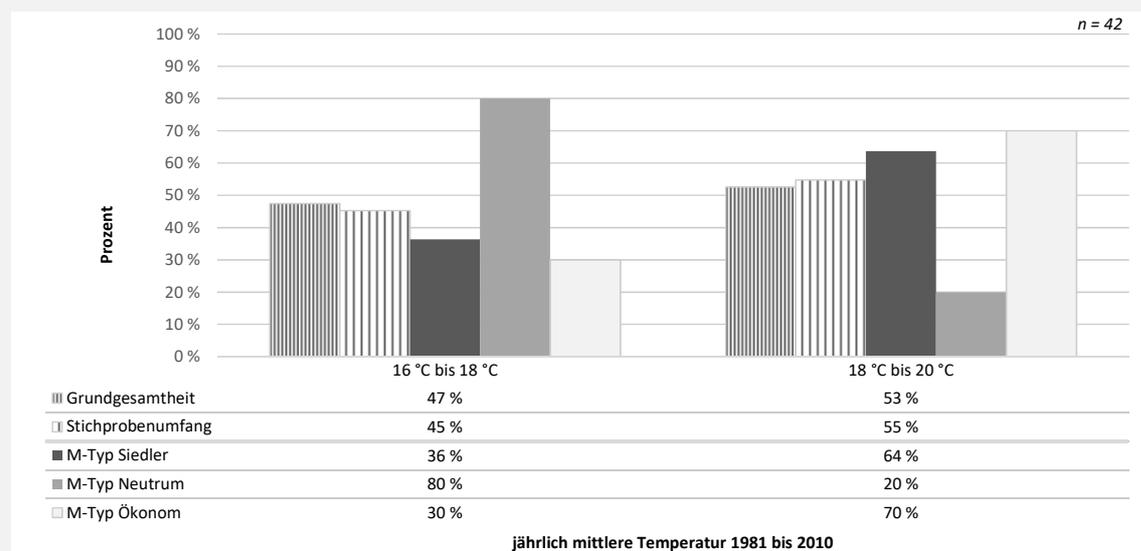


Abb. D.8: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 1981 bis 2010

Datenblatt D.7: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem jährlichem mittlerem Niederschlag 1981 bis 2010

Motivation: Bedingt durch den differenzierten jährlichen mittleren Niederschlag von 1981 bis 2010 zwischen den einzelnen Großstädten ergaben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren niederschlagsbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine zunehmende Menge an Niederschlagswassersabfluss am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen jährlichen mittleren Niederschlages von 1981 bis 2010 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den niederschlagswasserärmeren und niederschlagswassereicheren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen jährlichen mittleren Niederschlag von 1981 bis 2010 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den niederschlagswasserärmeren und niederschlagswassereicheren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen jährlichen mittleren Niederschlag von 1981 bis 2010 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Zwischenschritt: Aus Sicht des großstädtischen jährlichen mittleren Niederschlages nahmen an der onlinebasierten Befragung Stakeholder aus Großstädten mit einem Niederschlagsvolumen von 75 bis kleiner 100 mm/a (60 %) am häufigsten teil. Großstädte, bei denen es weniger als 75 mm/a niederschlägt (38 %), sind am zweithäufigsten vertreten. Die Teilnahme von Stakeholdern aus Großstädten mit einem Niederschlagsvolumen von größer gleich 125 mm/a (2 %) lag darunter. Dagegen haben bei der Untersuchung überhaupt keine Stakeholder aus einer Großstadt mit einem Niederschlagsvolumen von 100 bis kleiner 125 mm/a teilgenommen (Abb. D.9). In diesem Zusammenhang unterscheiden sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung und die realen Werte der Grundgesamtheit angesichts eines $\chi^2(2, n = 42) = 0,025$ mit $p = 0,987 > 0,1$ nicht signifikant voneinander. Analog zu Datenblatt D.3 wurden die beiden letzten Kategorien zu einer Kategorie jährlicher mittlerer Niederschlag größer gleich 100 mm zusammengefasst, während die beiden anderen Kategorien beibehalten wurden.

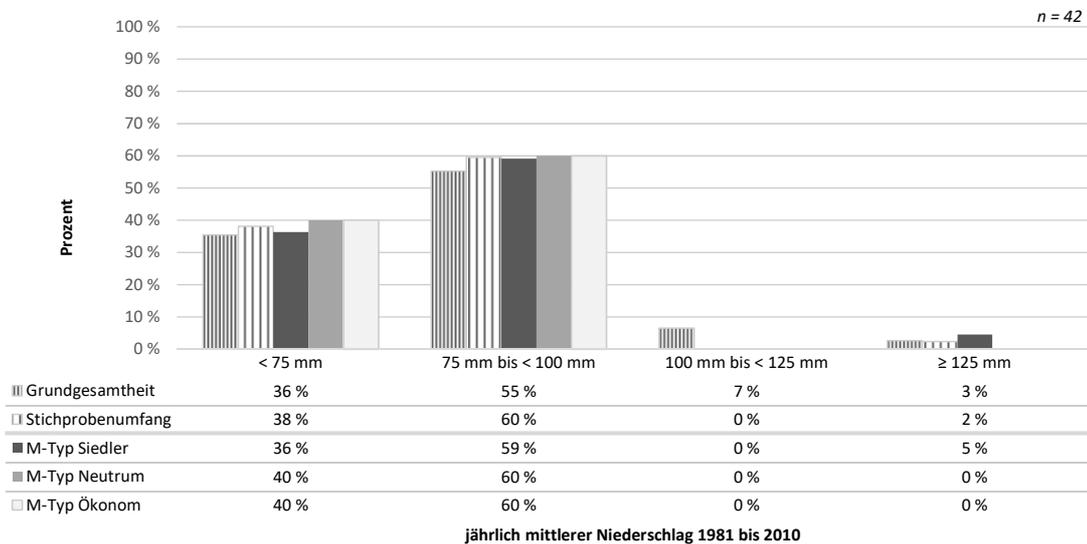


Abb. D.9: 4-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen entsprechend großstädtischer Herkunft der Stakeholder differenziert nach jährlichem mittlerem Niederschlag 1981 bis 2010

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 1,000 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 42) = 2,338$ mit $p = 0,311 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von dem großstädtischen jährlichen mittleren Niederschlag von 1981 bis 2010 statistisch vergleichbar. Letztlich sind Stakeholder aus Großstädten mit einem Niederschlagsvolumen von 75 bis kleiner 100 mm/a (60 %) am häufigsten vertreten, während der Anteil der Großstädte mit einem Niederschlagsvolumen von weniger als 75 mm/a (38 %) und mit größer gleich 100 mm/a (2 %) niedriger ist. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem jährlichen mittleren Niederschlag von 1981 bis 2010 verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.10).

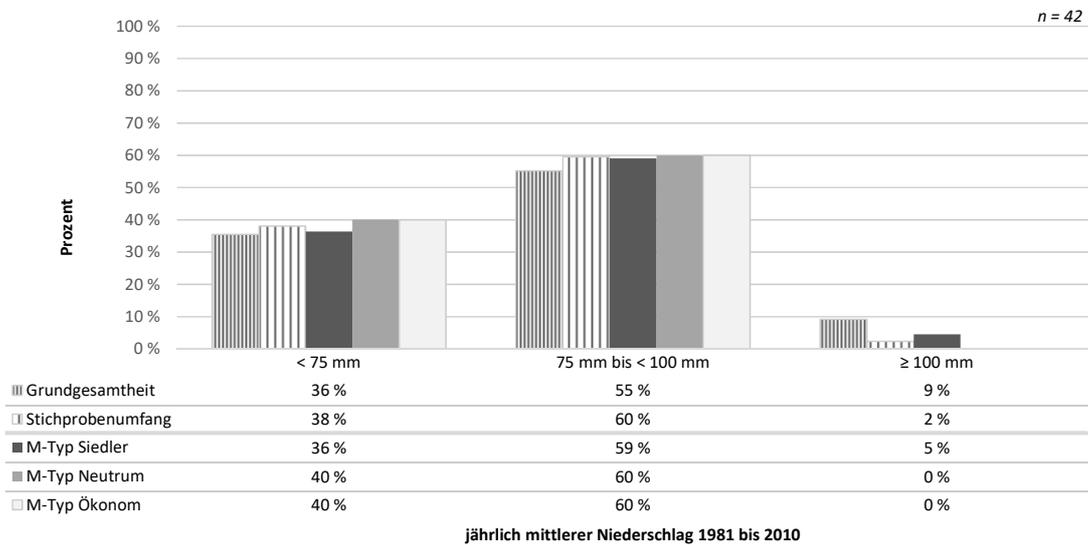


Abb. D.10: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen entsprechend großstädtischer Herkunft der Stakeholder differenziert nach jährlichem mittlerem Niederschlag 1981 bis 2010

Datenblatt D.8: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 1981 bis 2010

Motivation: Bedingt durch den differenzierten jährlichen mittleren Starkniederschlag von 1981 bis 2010 zwischen den einzelnen Großstädten ergaben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren starkniederschlagbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine zunehmende Menge an Niederschlagswasserabfluss am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlages von 1981 bis 2010 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den starkniederschlagärmeren und starkniederschlagreicheren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlag von 1981 bis 2010 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus starkniederschlagärmeren und starkniederschlagreicheren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen dem großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlag von 1981 bis 2010 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,869 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 42) = 0,708$ mit $p = 0,702 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von dem großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlag von 1981 bis 2010 statistisch vergleichbar. Letztlich sind fast zwei Drittel der Stakeholder aus Großstädten mit bis zu einem Starkniederschlagsereignis pro Jahr (64 %) vertreten. Der Anteil von Großstädte mit zwei bis drei Starkniederschlagsereignisse pro Jahr (33 %) liegt bei einem Drittel und ist mit vier bis fünf Starkniederschlagsereignissen pro Jahr (2 %) am niedrigsten. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem jährlichen mittleren Starkniederschlag von 1981 bis 2010 verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.11).

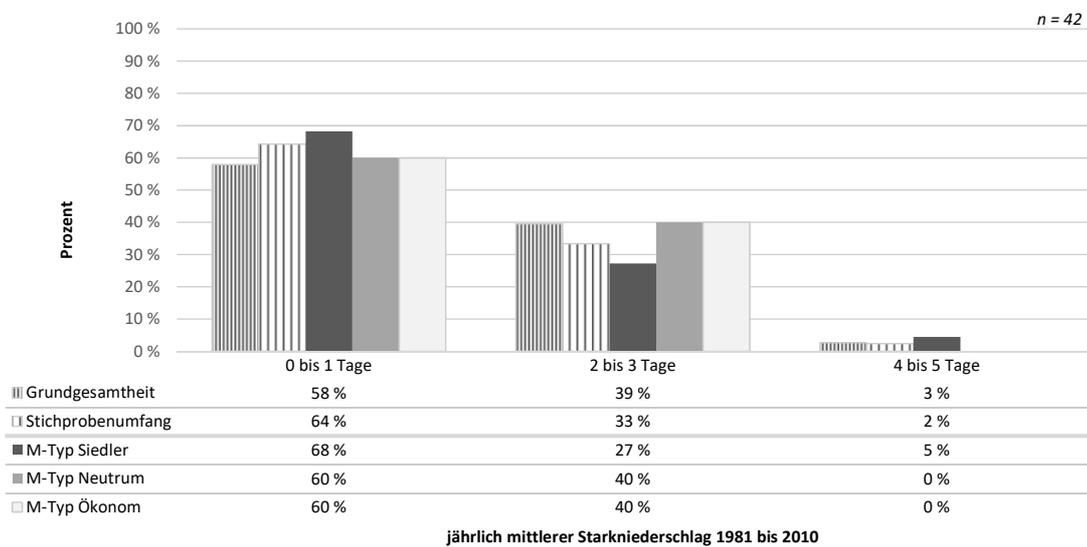


Abb. D.11: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem jährlichen mittleren Starkniederschlag 1981 bis 2010

Datenblatt D.9: Kontingenz zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode 1981 bis 2010

Motivation: Bedingt durch die differenzierte jährliche mittlere ungewöhnliche Trockenperiode von 1981 bis 2010 zwischen den einzelnen Großstädten ergaben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren trockenheitsbezogenen Auswirkungen den *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine zunehmende Trockenheitsentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der großstädtischen jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode von 1981 bis 2010 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den trockeneren und feuchteren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode von 1981 bis 2010 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den trockeneren und feuchteren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode von 1981 bis 2010 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,598 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,028$ mit $p = 0,662 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der großstädtischen jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode 1981 bis 2010 statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus den trockeneren (50 %) und feuchteren Großstädten (50 %) gleichhäufig vertreten. Des Weiteren ist nach den statistischen Kennzahlen die Präsenz der einzelnen M-Typen in den Großstädten differenziert nach der jährlichen mittleren ungewöhnlichen Trockenperiode verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.12).

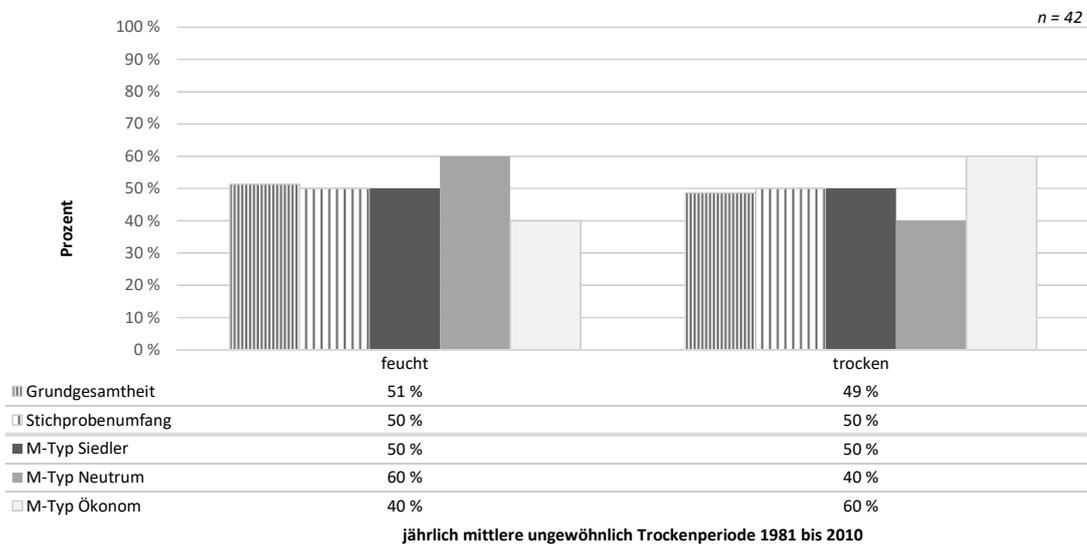


Abb. D.12: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer ungewöhnlicher Trockenperiode 1981 bis 2010

Datenblatt D.10: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 2021 bis 2050

Motivation: Bedingt durch die erwartete differenzierte jährliche mittlere Temperatur von 2021 bis 2050 zwischen den einzelnen Großstädten werden sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung ergeben (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit erwarteten höheren temperaturbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine steigende Temperaturentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der großstädtischen erwarteten jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den erwarteten kühleren und wärmeren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den erwarteten kühleren und wärmeren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,051 \leq 0,1$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,310 mit $p = 0,088 \leq 0,1$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda nicht zurate zu ziehen. Die Berechnung ist in diesem Fall nicht möglich, da der asymptotische Standardfehler gleich null ist.

Repräsentativität: Da χ^2 (2, $n = 42$) = 1,210 mit $p = 0,546 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung der zu erwartenden großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050 ist mit den realen Werten der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus den wärmeren Großstädten (81 %) am häufigsten vertreten. Der Anteil der kühleren Großstädte (14 %) und der sehr warmen Großstädte (5 %) liegt darunter.

Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein schwacher statistischer und gleichzeitig geringsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der zu erwartenden großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur von 2021 bis 2050. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung präferieren die Stakeholder aus den kühleren Großstädten überdurchschnittlich den *M-Typ Neutrum*, während die anderen beiden M-Typen im gleichen Maße weniger vorkommen. Demgegenüber ist die Präsenz der M-Typen in den Großstädten mit einer höheren jährlichen mittleren Temperatur reziprok. Letzteres scheint – trotz der wenigen zugrundeliegenden Datensätze – auch für die Großstädte mit der höchsten zu erwartenden großstädtischen jährlichen mittleren Temperatur zu zutreffen (Abb. D.13).

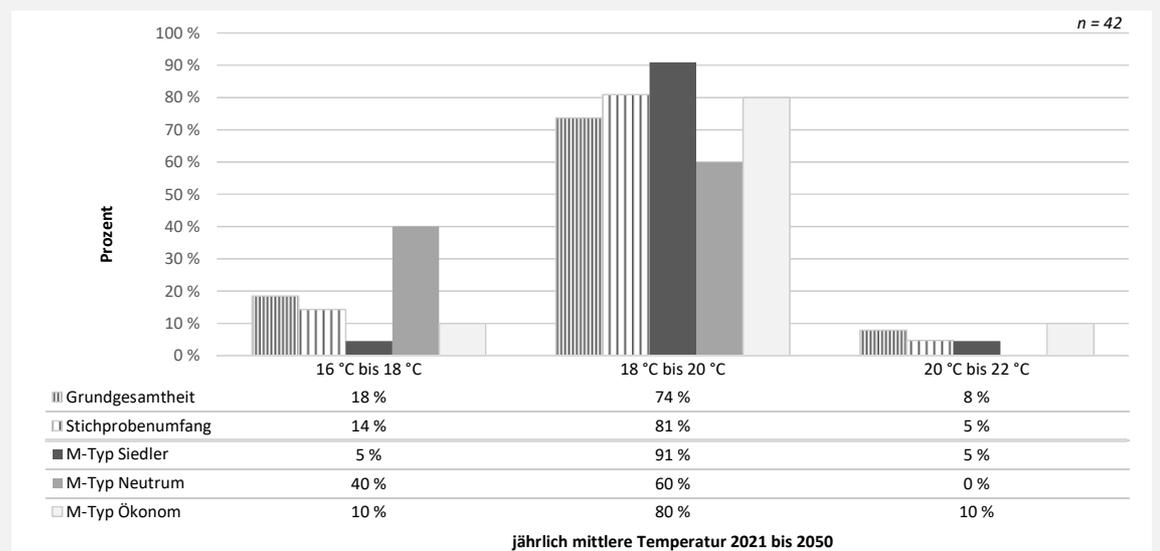


Abb. D.13: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Temperatur 2021 bis 2050

Datenblatt D.11: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 2021 bis 2050

Motivation: Bedingt durch den erwarteten differenzierten jährlichen mittleren Starkniederschlag von 2021 bis 2050 zwischen den einzelnen Großstädten werden sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung ergeben (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit erwarteten höheren starkniederschlagbezogenen Auswirkungen den *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine Menge an Niederschlagswasserabfluss am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlages von 2021 bis 2050 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den erwarteten starkniederschlagärmeren und starkniederschlagreicheren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlag von 2021 bis 2050 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den erwarteten starkniederschlagärmeren und starkniederschlagreicheren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und dem erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlag von 2021 bis 2050 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Zwischenschritt: Aus Sicht des gesamtstädtischen erwarteten jährlichen mittleren Starkniederschlages 2021 bis 2050 nahmen an der onlinebasierten Befragung Stakeholder aus Großstädten mit Starkniederschlagereignissen von zwei bis drei Tagen pro Jahr (48 %) am häufigsten teil, gefolgt von vier bis fünf Starkniederschlagereignissen (36 %), null bis einem Starkniederschlagereignis (14 %) und sechs bis sieben Starkniederschlagereignissen (2 %) jeweils pro Jahr. Großstädte, bei denen mehr als sieben Starkniederschlagereignisse pro Jahr vorkommen, sind dagegen nicht vertreten (Abb. D.14). In diesem Zusammenhang unterscheidet sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung von den realen Werten der Grundgesamtheit angesichts einem $\chi^2(3, n = 42) = 3,646$ mit $p = 0,302 > 0,1$ nicht signifikant. Analog zu Datenblatt D.3 wurden die drei letzten Klassen zu einer Kategorie mit größer gleich vier Starkniederschlagereignissen pro Jahr zusammengefasst, während die beiden anderen Kategorien beibehalten wurden.

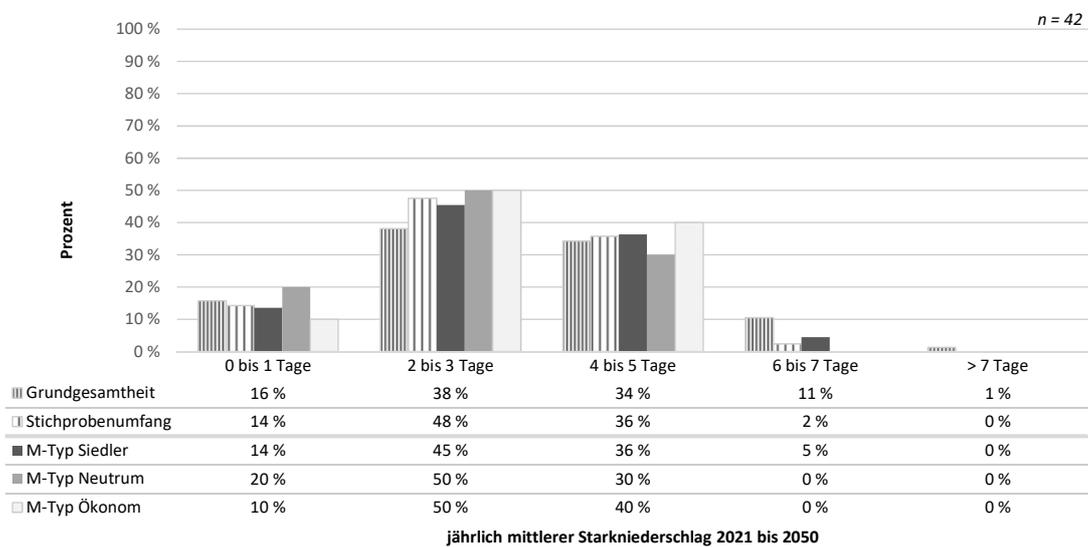


Abb. D.14: 5-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 2021 bis 2050

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,963 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 42) = 1,622$ mit $p = 0,444 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von dem zu erwartenden großstädtischen jährlichen mittleren Starkniederschlag von 2021 bis 2050 statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus Großstädten mit zwei bis drei Starkniederschlagsereignissen pro Jahr (48 %) am häufigsten vertreten. Der Anteil von Großstädten mit größer gleich vier Starkniederschlagsereignissen pro Jahr (38 %) und mit bis zu einem Starkniederschlagsereignis pro Jahr (14 %) liegt somit darunter. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem zu erwartenden jährlichen mittleren Starkniederschlag von 2021 bis 2050 verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.15).

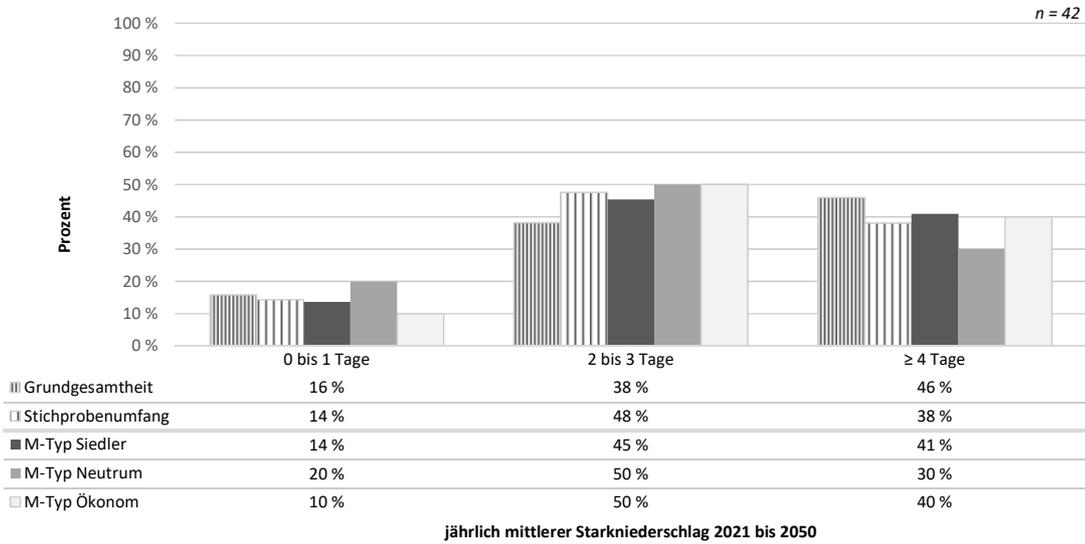


Abb. D.15: 3-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischem jährlichem mittlerem Starkniederschlag 2021 bis 2050

Datenblatt D.12: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher mittlerer Trockenperiode 2021 bis 2050

Motivation: Bedingt durch die erwartete differenzierte jährliche mittlere Trockenperiode von 2021 bis 2050 zwischen den einzelnen Großstädten werden sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung ergeben (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit erwarteten höheren trockenheitsbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine zunehmende Trockenheitsentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der großstädtischen erwarteten jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den erwarteten trockeneren und feuchteren Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den erwarteten trockeneren und feuchteren Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und der erwarteten großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,007 \leq 0,01$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,471 mit $p = 0,009 \leq 0,01$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß *Lambda* nicht zurate zu ziehen. Die Berechnung ist in diesem Fall nicht möglich, da der asymptotische Standardfehler gleich null ist.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 77) = 0,235$ mit $p = 0,628 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung der zu erwartenden großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050 ist mit den realen Werten der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind Stakeholder aus den Großstädten mit einer rückläufigen Anzahl an Trockenperioden um bis zu einer Periode (86 %) am häufigsten vertreten. Der Anteil der Stakeholder aus Großstädten, wo eine steigende Anzahl an Trockenperioden um bis zu eine Periode zu erwarten ist (14 %), ist somit niedriger.

Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein mittlerer statistischer und gleichzeitig hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen mittleren Trockenperiode von 2021 bis 2050. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung präferieren die Stakeholder aus erwarteten trockeneren Großstädten überdurchschnittlich den *M-Typ Siedler* und gleichzeitig unterdurchschnittlich den *M-Typ Neutrum*. Demgegenüber ist die Präsenz der M-Typen in den erwarteten feuchteren Großstädten reziprok (Abb. D.16).

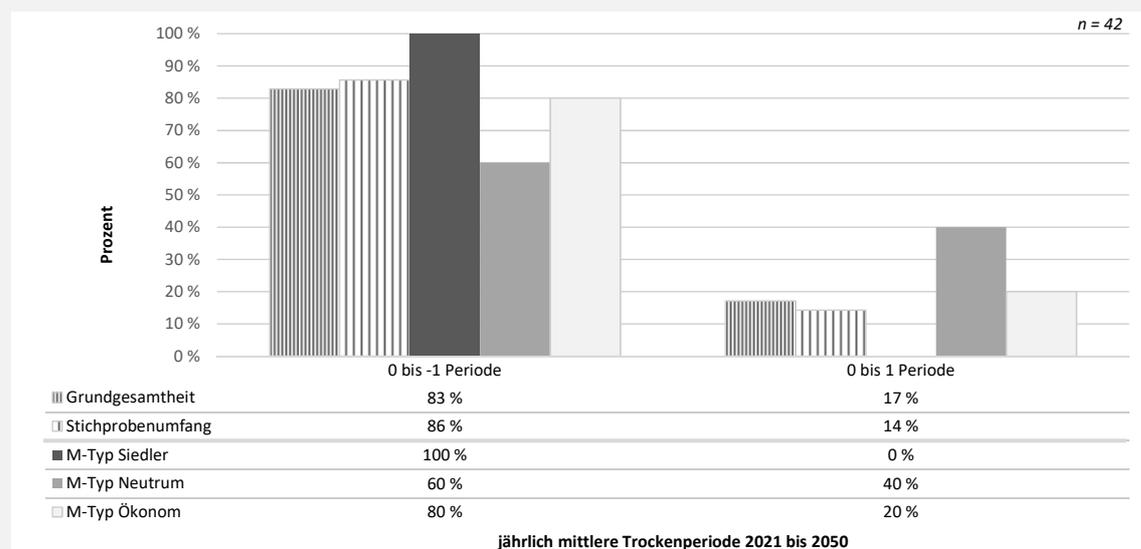


Abb. D.16: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher mittlerer Trockenperiode 2021 bis 2050

Datenblatt D.13: Kontingenz zwischen den M-Typen und großstädtischer jährlicher längster Trockenperiode 2021 bis 2050

Motivation: Bedingt durch die erwartete differenzierte jährliche längste Trockenperiode von 2021 bis 2050 zwischen den einzelnen Großstädten werden sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung ergeben (Kapitel 2.3). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit erwarteten höheren trockenheitsbezogenen Auswirkungen den *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser eine zunehmende Trockenheitsentwicklung am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der großstädtischen erwarteten jährlichen längsten Trockenperiode von 2021 bis 2050 unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den erwarteten länger und kürzer trockenen Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der großstädtischen jährlichen längsten Trockenperiode von 2021 bis 2050 gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den erwarteten länger und kürzer trockenen Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und der großstädtischen erwarteten jährlichen längsten Trockenperiode von 2021 bis 2050 besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Zwischenschritt: Aus Sicht der gesamtstädtischen erwarteten jährlichen längsten Trockenperiode 2021 bis 2050 nahmen an der onlinebasierten Befragung Stakeholder aus Großstädten mit einer zunehmenden längsten Trockenperiode von null bis zwei Tagen (57 %) am häufigsten teil. Der Anteil von Großstädten mit einer abnehmenden längsten Trockenperiode von zwei bis null Tagen (38 %) über vier bis zwei Tage (5 %) war somit geringer. Großstädte, bei denen die längste Trockenperiode um zwei bis vier Tage zunehmen wird, sind dagegen nicht vertreten (Abb. D.17). In diesem Zusammenhang unterscheidet sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung von den realen Werten der Grundgesamtheit angesichts eines $\chi^2(2, n = 42) = 2,042$ mit $p = 0,360$ nicht signifikant. Analog zu Datenblatt D.3 wurden die Klassen mit derselben Entwicklungsrichtung zu den beiden Kategorien abnehmende längste Trockenperiode von vier bis null Tagen und zunehmende längste Trockenperiode von null bis vier Tagen zusammengefasst.

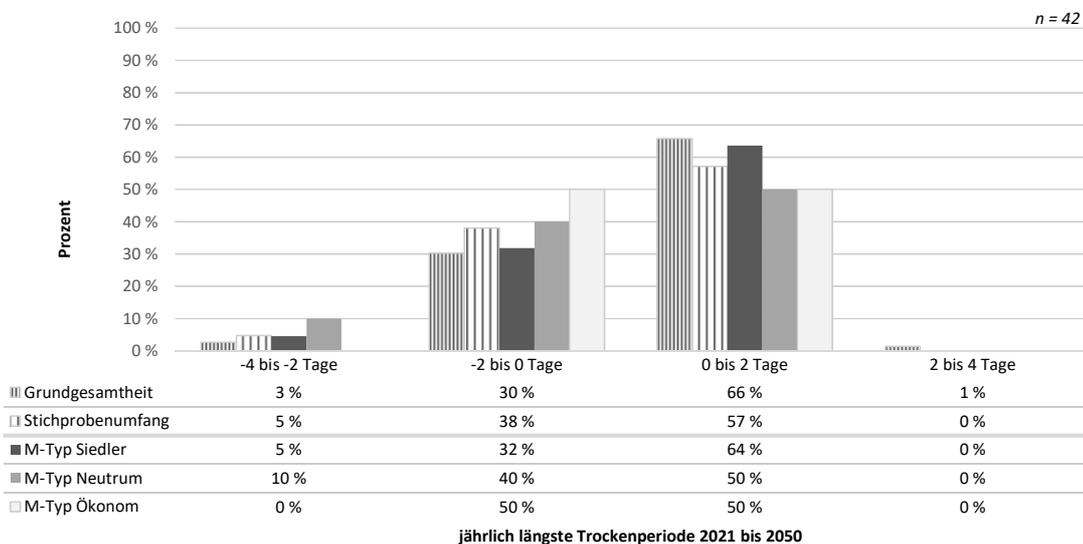


Abb. D.17: 4-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher längster Trockenperiode 2021 bis 2050

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,771 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 1,886$ mit $p = 0,170 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der zu erwartenden großstädtischen jährlichen längsten Trockenperiode von 2021 bis 2050 statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus Großstädten, deren längste Trockenperiode eines Kalenderjahres bis zu vier Tagen zunehmen wird, mit 57 % vertreten. Der Anteil von Großstädte, bei denen die längste Trockenperiode eines Kalenderjahres bis zu vier Tage abnehmen wird, liegt bei 43 %. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach der zu erwartenden jährlichen längsten Trockenperiode von 2021 bis 2050 verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.18).

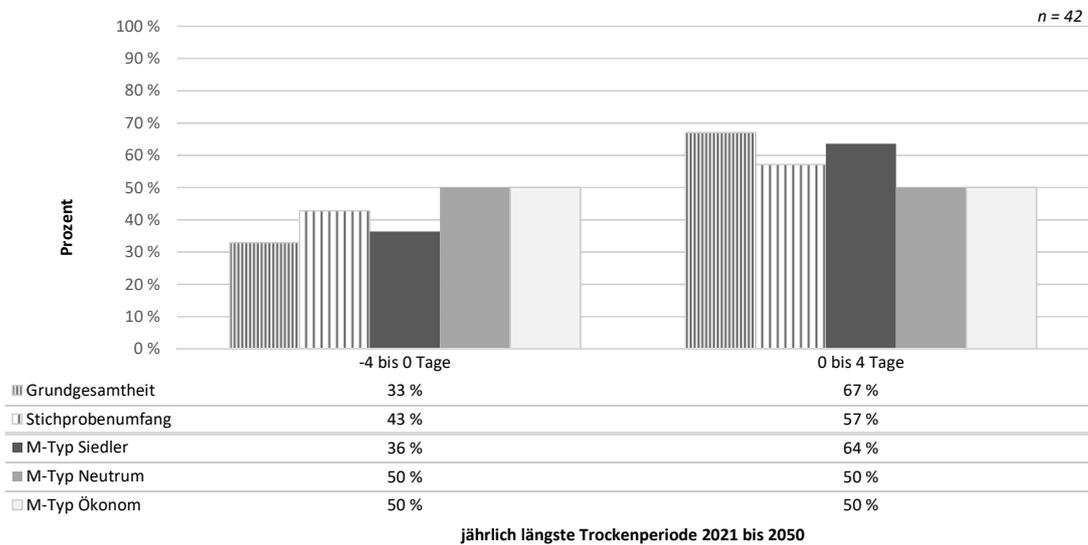


Abb. D.18: 2-stufige Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach großstädtischer jährlicher längster Trockenperiode 2021 bis 2050

Datenblatt D.14: Kontingenz zwischen den M-Typen und Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung 2017

Motivation: Bedingt dadurch, dass die städtische und infrastrukturelle Entwicklung einzelner Großstädte durch ein Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung geprägt sind und andere nicht, ergeben sich differenzierte Anforderungen (Kapitel 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten ohne leitbildbezogene Prägung dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser die Bewertungskriterien gleichermaßen berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen Leitbildes der Stadt- und Infrastrukturentwicklung unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus (nicht) leitbildgeprägten Großstädten kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus (nicht) leitbildgeprägten Großstädten bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,756 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,084$ mit $p = 0,772 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von dem zu erwartenden großstädtischen Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus leitbildgeprägten Großstädten (83 %) am häufigsten vertreten. Der Anteil von Großstädten ohne ein gesamtstädtisches Leitbild für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (18 %) ist somit niedriger. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.19).

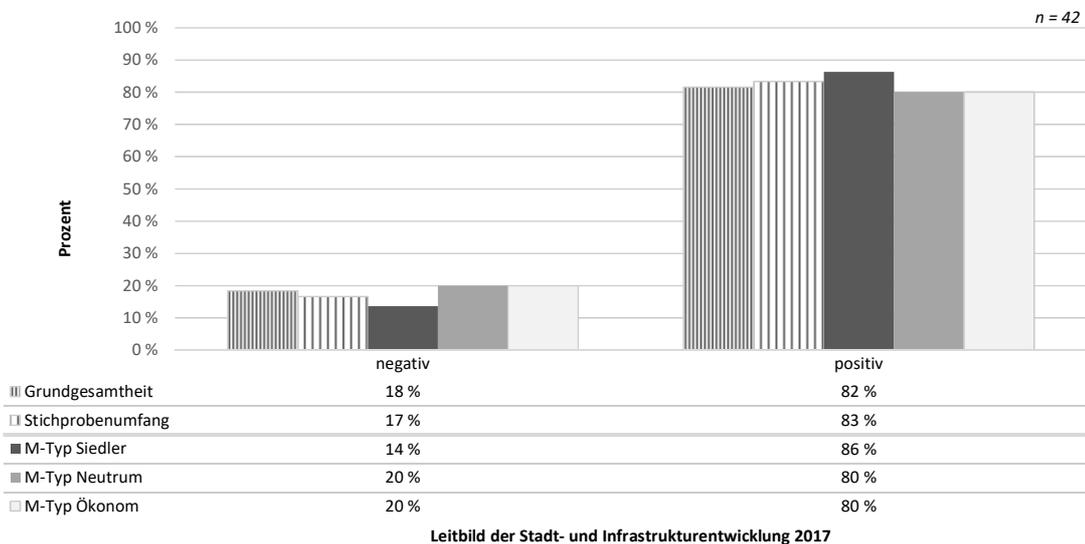


Abb. D.19: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung 2017

Datenblatt D.15: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung 2017

Motivation: Bedingt dadurch, dass die städtische und infrastrukturelle Entwicklung einzelner Großstädte durch ein Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung mit einem konkreten Bezug zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung geprägt sind und andere nicht, ergeben sich differenzierte Anforderungen (Kapitel 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus leitbildprägenden Großstädten – welche in ihrem jeweiligen Leitbild die die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung nicht explizit mit einbeziehen – dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser die Bewertungskriterien gleichermaßen berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen Leitbildes der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus leitbildgeprägten Großstädten mit konkretem Bezug zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus leitbildgeprägten Großstädten mit konkretem Bezug zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,126 \leq 0,1$ ($n = 35$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 35) = 0,708$ mit $p = 0,212 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung des zu erwartenden großstädtischen Leitbildes der Stadt- und Infrastrukturentwicklung mit konkretem Bezug zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung ist mit den realen Werten der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind über zwei Drittel der Stakeholder aus leitbildgeprägten Großstädten (69 %), deren Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung explizit die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung einbezieht. Niedriger ist damit der Anteil der Stakeholder aus Großstädten (31 %), wo das Leitbild dagegen keinen Bezug auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung nimmt. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung mit einem Bezug auf die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung verhältnismäßig gleich verteilt. Auch wenn aus der Abb. D.20 ein Unterschied zwischen den Häufigkeitsverteilungen der einzelnen M-Typen zu erkennen ist, so konnte dieser nicht statistisch nachgewiesen werden.

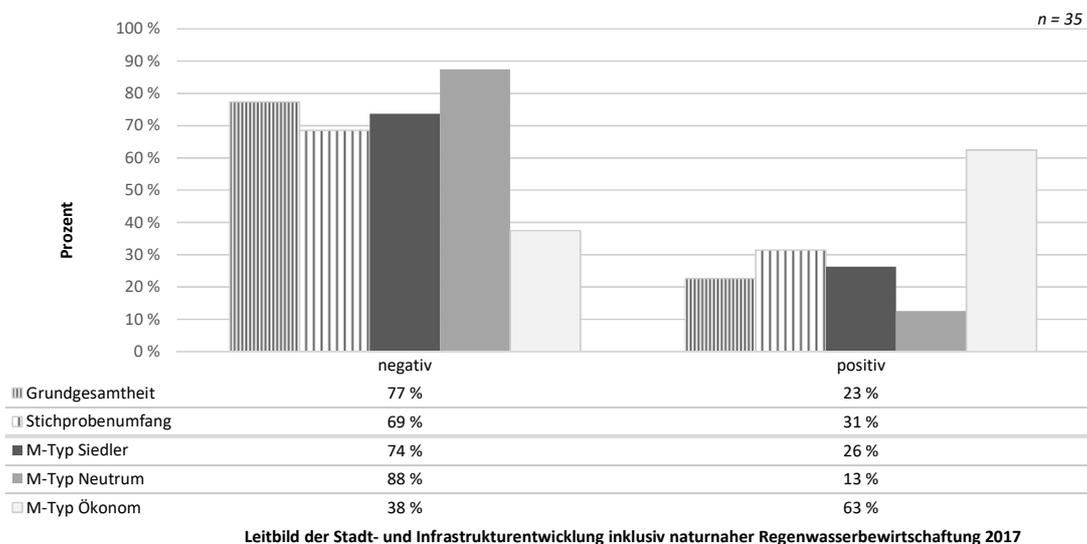


Abb. D.20: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Leitbild der Stadt- und Infrastrukturentwicklung inklusiv naturnaher Regenwasserbewirtschaftung 2017

Datenblatt D.16: Kontingenz zwischen den M-Typen und der Art des Entwässerungssystems 2016

Motivation: Bedingt durch die unterschiedliche Art des Entwässerungssystems zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus derselben mischwasseräquatorbezogenen Herkunft die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der Art des Entwässerungssystems unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den trennwassersystemprägenden (nördlich vom Mischwasseräquator) und mischwassersystemprägenden Großstädten (südlich vom Mischwasseräquator) kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der großstädtischen Art des Entwässerungssystems gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder nördlich vom Mischwasseräquator und südlich vom Mischwasseräquator bzw. zwischen den M-Typen und der großstädtischen Art des Entwässerungssystems besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,897 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,032$ mit $p = 0,859 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von der Art des Entwässerungssystems statistisch vergleichbar. Letztlich sind überwiegend die Stakeholder südlich vom Mischwasseräquator (76 %) und weniger nördlich vom Mischwasseräquator (24 %) vertreten. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach den trenn- bzw. mischwassersystemprägenden Großstädten verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.21).

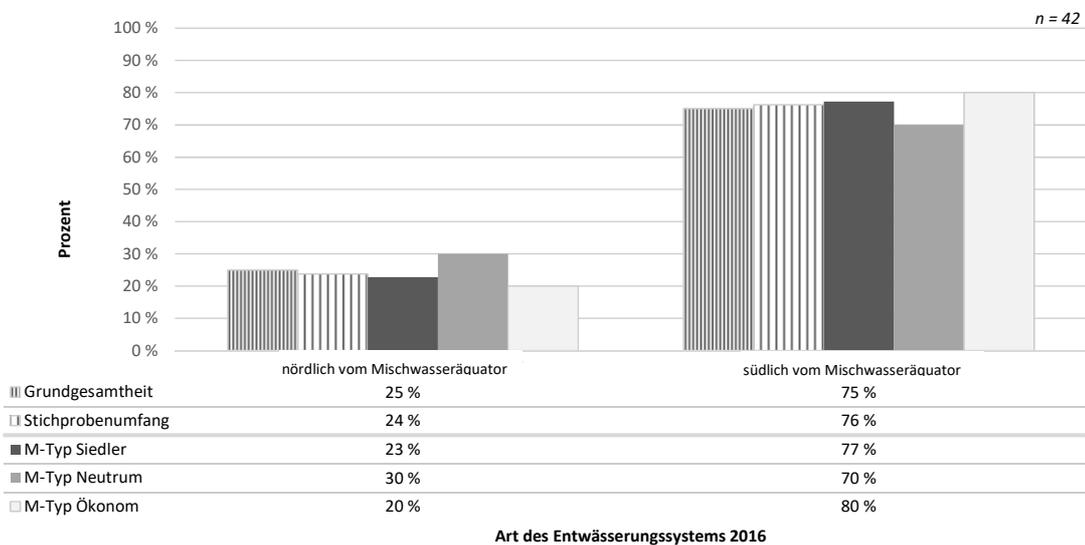


Abb. D.21: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Art des Entwässerungssystems 2016

Datenblatt D.17: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung

Motivation: Bedingt durch den unterschiedlichen Naturraum 1. Ordnung zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.4). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus derselben naturraumbezogenen Herkunft die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen Naturraumes 1. Ordnung unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus Alpen, Alpenvorland, Mittelgebirge und Norddeutschen Tiefland kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus Alpen, Alpenvorland, Mittelgebirge und Norddeutschen Tiefland bzw. zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,050 \leq 0,05$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,375 mit $p = 0,018 \leq 0,05$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß *Lambda* mit $\lambda = 0,095$ und einer $p = 0,525 > 0,1$ nicht zurate zu ziehen.

Repräsentativität: Da $\chi^2(2, n = 42) = 1,112$ mit $p = 0,574 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung des Naturraumes 1. Ordnung ist mit den realen Werten der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich ist die Hälfte der Stakeholder aus dem Norddeutschen Tiefland (50 %) vertreten, gefolgt von den Stakeholdern aus dem Mittelgebirgsland (43 %) und dem Alpenvorland (7 %) und dem Alpenraum der Alpen. Dagegen gibt es zum Zeitpunkt der Untersuchung überhaupt keine Großstädte der Bundesrepublik Deutschland in dem Naturraum der Alpen.

Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein schwacher statistischer und gleichzeitig signifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und dem Naturraum 1. Ordnung. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung präferieren die Stakeholder aus dem Alpenvorland ausschließlich den *M-Typ Neutrum*. Demgegenüber ist im Mittelgebirgsland die Präsenz des *M-Typen Neutrum* vergleichsweise niedrig, die des *M-Typen Ökonom* dafür höher. Innerhalb des Norddeutschen Tieflandes ist die Häufigkeitsverteilung wiederum verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.22).

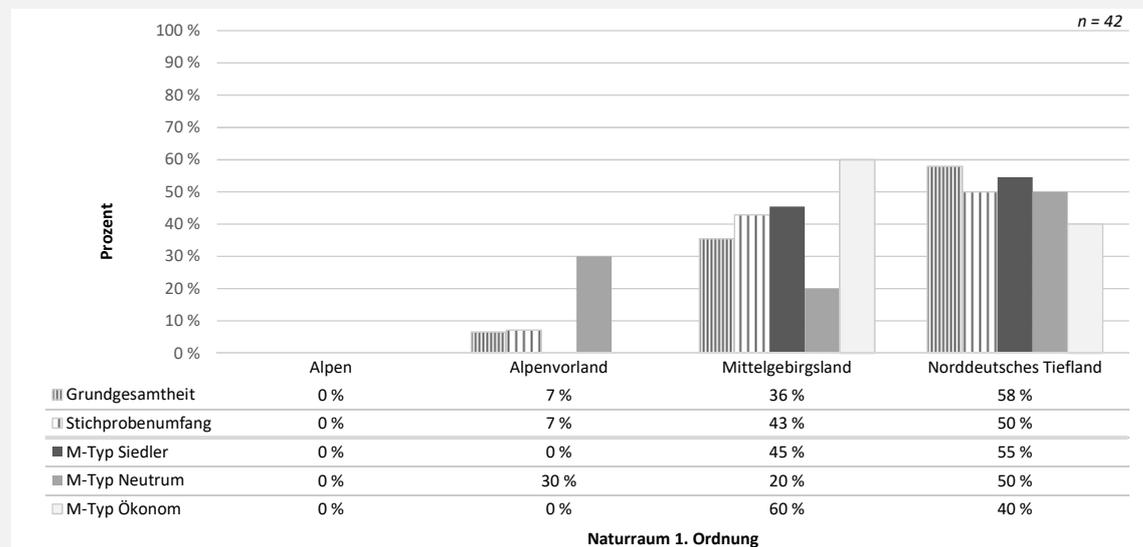


Abb. D.22: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Naturraum 1. Ordnung

Datenblatt D.18: Kontingenz zwischen M-Typen und ökologischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015

Motivation: Bedingt durch den unterschiedlichen gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren gewässerbezogenen Auswirkungen dem M-Typ *Neutrum* zugehörig sind, da dieser die Anforderungen nach EG-WRRL am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen ökologischen Zustandes/Potenziales oberirdischer Gewässer unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,732 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da χ^2 ($2, n = 42$) = 2,114 mit $p = 0,348 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig vom gewässerspezifischen Handlungsbedarf mit dem ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus Großstädten mit einem mittleren Handlungsbedarf (43 %) am häufigsten vertreten, gefolgt von den Stakeholdern aus Großstädten mit einem hohen Handlungsbedarf (36 %) und geringem Handlungsbedarf (21 %). Dagegen besteht zum Zeitpunkt der Untersuchung bei keiner der Großstädte der Bunderepublik Deutschland kein Handlungsbedarf. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem ökologischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.23).

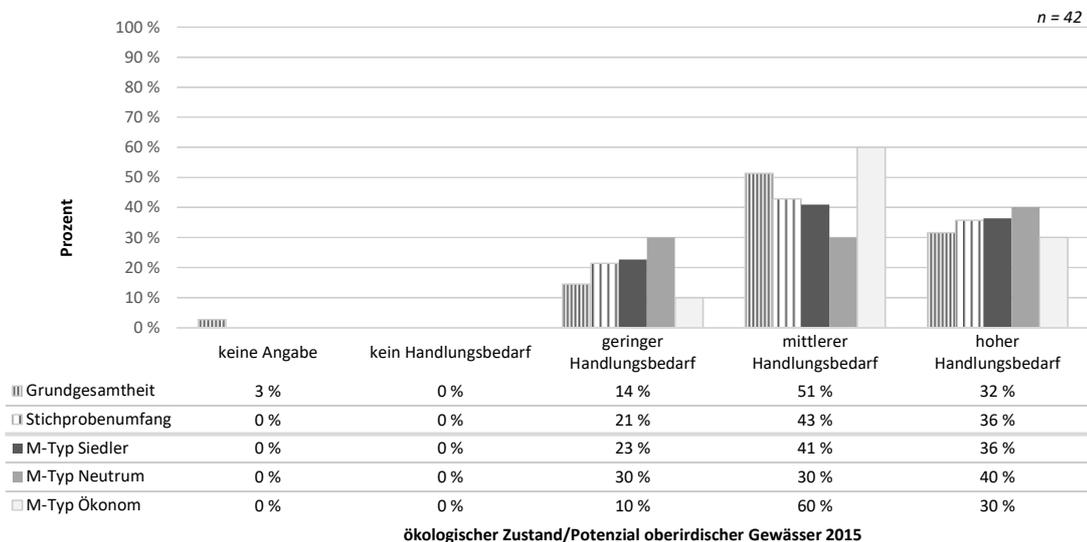


Abb. D.23: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach ökologischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015

Datenblatt D.19: Kontingenz zwischen den M-Typen und chemischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015

Motivation: Bedingt durch den unterschiedlichen gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren gewässerbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser die Anforderungen nach EG-WRRL am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen ökologischen Zustandes/Potenziales oberirdischer Gewässer unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem chemischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,502 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da χ^2 ($3, n = 42$) = 3,891 mit $p = 0,273 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig vom gewässerspezifischen Handlungsbedarf mit dem chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus Großstädten, wo kein Handlungsbedarf besteht (38 %), am häufigsten vertreten. Der Anteil der Stakeholder aus Großstädten mit einem hohen Handlungsbedarf (26 %), mit einem mittleren Handlungsbedarf (19 %) und mit einem geringen Handlungsbedarf (17 %) ist somit niedriger. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.24).

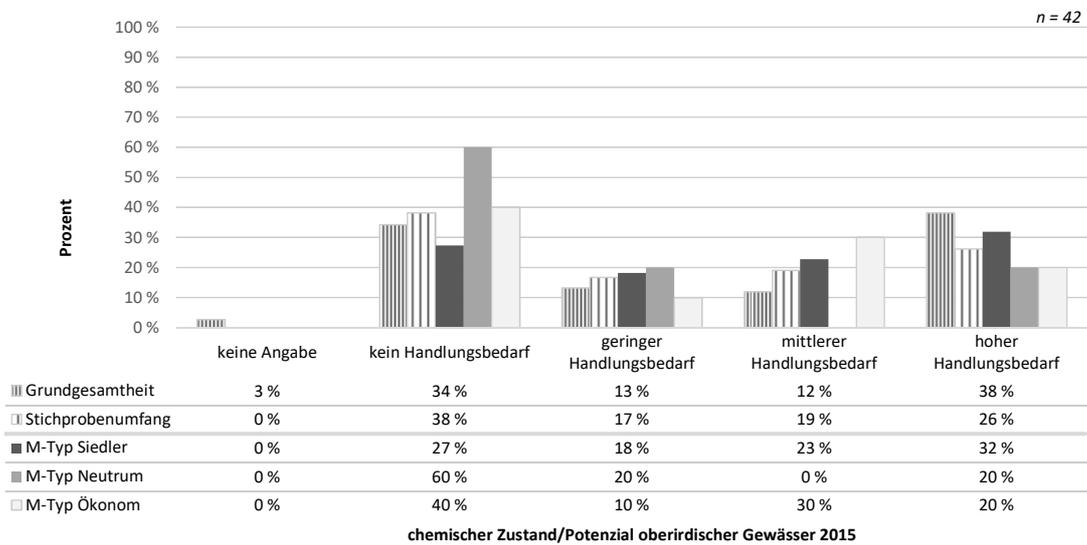


Abb. D.24: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach chemischem Zustand/Potenzial oberirdischer Gewässer 2015

Datenblatt D.20: Kontingenz zwischen den M-Typen und chemischem Zustand unterirdischer Gewässer 2015

Motivation: Bedingt durch den unterschiedlichen gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren gewässerbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser die Anforderungen nach EG-WRRL am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen ökologischen Zustandes/Potenziales oberirdischer Gewässer unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen chemischen Zustand unterirdischer Gewässer besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,964 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(3, n = 42) = 4,532$ mit $p = 0,209 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig vom gewässerspezifischen Handlungsbedarf mit dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer statistisch vergleichbar. Letztlich sind die Stakeholder aus Großstädten mit einem hohen Handlungsbedarf (48 %) am häufigsten vertreten, gefolgt von den Stakeholdern aus Großstädten mit einem mittleren Handlungsbedarf (26 %) und mit geringem Handlungsbedarf (10 %). Großstädte, wo kein Handlungsbedarf besteht (17 %), kommen am wenigsten vor. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.25).

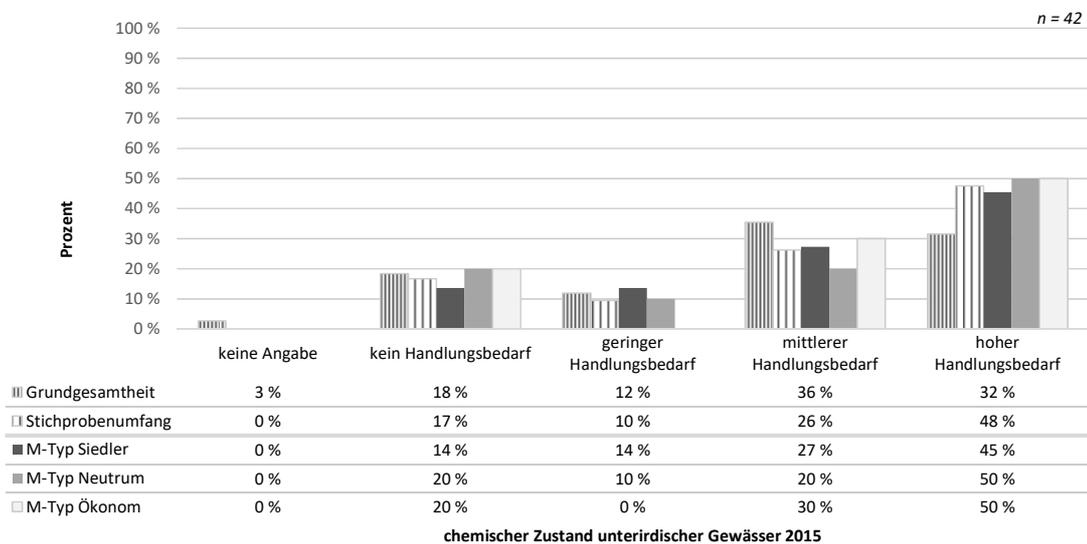


Abb. D.25: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach chemischem Zustand unterirdischer Gewässer 2015

Datenblatt D.21: Kontingenz zwischen den M-Typen und mengenmäßigem Zustand unterirdischer Gewässer 2015

Motivation: Bedingt durch den unterschiedlichen gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Anforderungen bei der städtischen und infrastrukturellen Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren gewässerbezogenen Auswirkungen dem *M-Typ Neutrum* zugehörig sind, da dieser die Anforderungen nach EG-WRRRL am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des großstädtischen mengenmäßigen Zustandes oberirdischer Gewässer unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der Stakeholder aus den Großstädten mit keinem, geringem, mittlerem und hohem gewässerspezifischem Handlungsbedarf gegenüber dem chemischen Zustand unterirdischer Gewässer bzw. zwischen den M-Typen und dem großstädtischen chemischen Zustand unterirdischer Gewässer besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,518 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 1,168$ mit $p = 0,280 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig vom gewässerspezifischen Handlungsbedarf mit dem mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer statistisch vergleichbar. Letztlich nahmen mehr Stakeholder aus Großstädten, wo kein Handlungsbedarf besteht (90 %) gegenüber Großstädten mit einem Handlungsbedarf (10 %) an der onlinebasierten Befragung teil. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach dem gewässerspezifischen Handlungsbedarf gegenüber dem mengenmäßigen Zustand unterirdischer Gewässer verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.26).

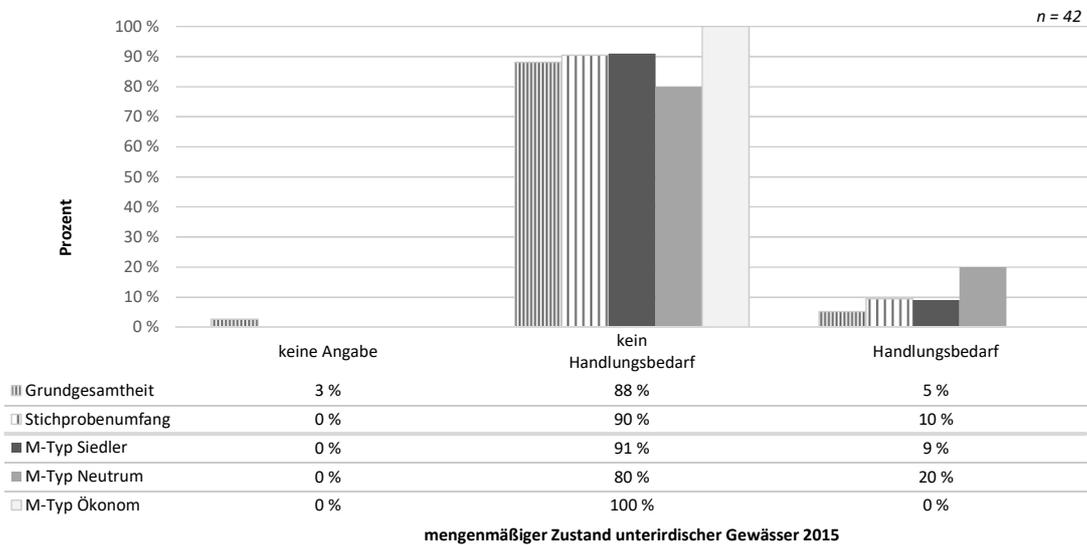


Abb. D.26: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach mengenmäßigem Zustand unterirdischer Gewässer 2015

Datenblatt D.22: Kontingenz zwischen den M-Typen und der Niederschlagswassergebühr 2015

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen niederschlagswasserbezogenen Einnahmen zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Voraussetzungen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren niederschlagswassergebührbezogenen Auswirkungen aufgrund höherer finanzieller Belastungen dem *M-Typ Ökonom* zugehörig sind, da dieser den steigenden Kostendruck am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der differenzierten Höhe der großstädtischen Niederschlagswassergebühr unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach der Niederschlagswassergebühr bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe der großstädtischen Niederschlagswassergebühr gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach der Niederschlagswassergebühr bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe der großstädtischen Niederschlagswassergebühr besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,263 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 1,458$ mit $p = 0,227 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von den niederschlagswasserbezogenen Einnahmen zwischen den einzelnen Großstädten statistisch vergleichbar. Letztlich sind mehr Stakeholder aus Großstädten vertreten, deren Niederschlagswassergebühr unter (62 %) als deren Niederschlagswassergebühr über dem Median (38 %) liegt. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach der Höhe der Niederschlagswassergebühr verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.27).

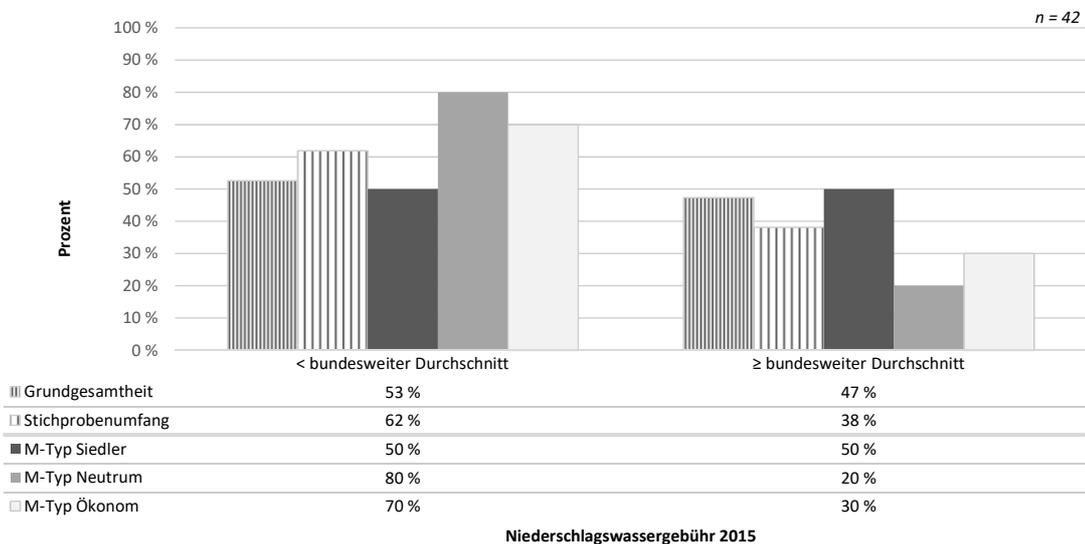


Abb. D.27: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Niederschlagswassergebühr 2015

Datenblatt D.23: Kontingenz zwischen den M-Typen und der Schmutzwassergebühr 2015

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen schmutzwasserbezogenen Einnahmen zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Voraussetzungen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (Kapitel 2.1). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder aus Großstädten mit höheren schmutzwassergebührbezogenen Auswirkungen aufgrund höherer finanzieller Belastungen dem *M-Typ Ökonom* zugehörig sind, da dieser den steigenden Kostendruck am stärksten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit von der differenzierten Höhe der großstädtischen Schmutzwassergebühr unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach der Schmutzwassergebühr bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe der großstädtischen Schmutzwassergebühr gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach der Schmutzwassergebühr bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe der großstädtischen Schmutzwassergebühr besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 1,000 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Da $\chi^2(1, n = 42) = 0,348$ mit $p = 0,555 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Analog zu der stichprobenbezogenen Häufigkeitsverteilung gegenüber den realen Werten der Grundgesamtheit sind auch die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen abhängig von den niederschlagswasserbezogenen Einnahmen zwischen den einzelnen Großstädten statistisch vergleichbar. Letztlich sind etwas mehr Stakeholder aus Großstädten vertreten, deren Schmutzwassergebühr unter (57 %) als deren Schmutzwassergebühr über dem Median (43 %) liegt. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen in den Großstädten differenziert nach der Höhe der Schmutzwassergebühr verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.28).

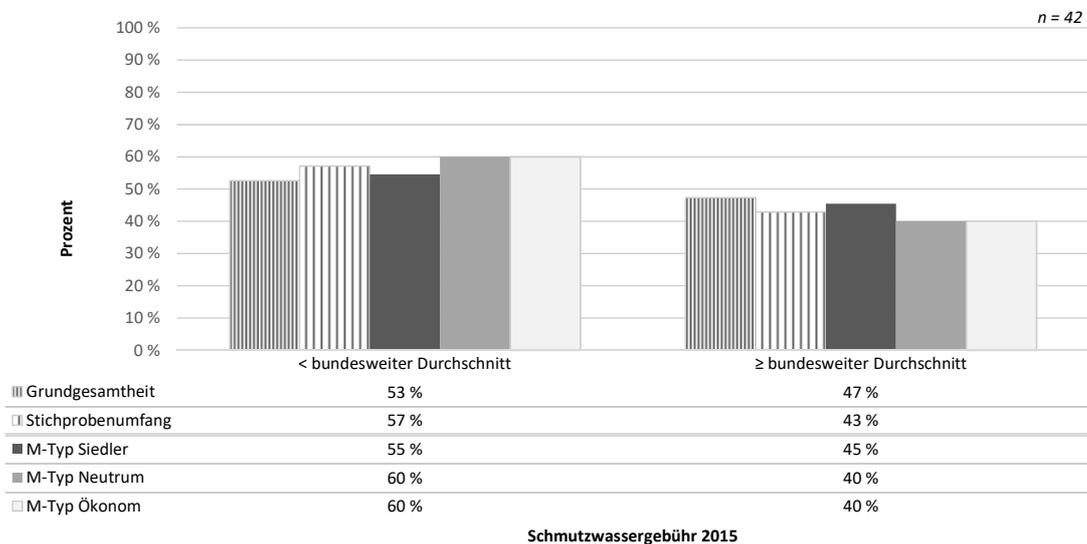


Abb. D.28: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Schmutzwassergebühr 2015

Datenblatt D.24: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem 2015

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen Anteile des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Voraussetzungen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (Kapitel 2.4). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder derselben abwassersystembezogenen Herkunft die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der differenzierten Höhe der großstädtischen Anteile des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem unterscheidet. Hierbei sollen gleichzeitig die Ergebnisse, die auf der Art des Entwässerungssystems (nördlich und südlich vom Mischwasseräquator) basieren, untermauert werden. Da diese Informationen nicht öffentlich zugänglich waren, basiert die Datengrundlage ausschließlich auf den Angaben der Stakeholder.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe des großstädtischen Anteiles des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe des großstädtischen Anteiles des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,326 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Entfällt, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist und diese auch nicht abgeleitet werden kann.

Ergebnis: An der onlinebasierten Befragung haben 24 % der Stakeholder teilgenommen, in deren Großstädten der Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem unter 50 % beträgt. Weitere 64 % der Stakeholder kommen aus den Großstädten, wo dieser Anteil 50 % und mehr beträgt. Die verbliebenen Stakeholder (12 %) hatten hierzu keine Angaben getätigt. Die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen sind abhängig von dem großstädtischen Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem statistisch gleich verteilt. Zu den realen Werten der Grundgesamtheit kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist (Abb. D.29).

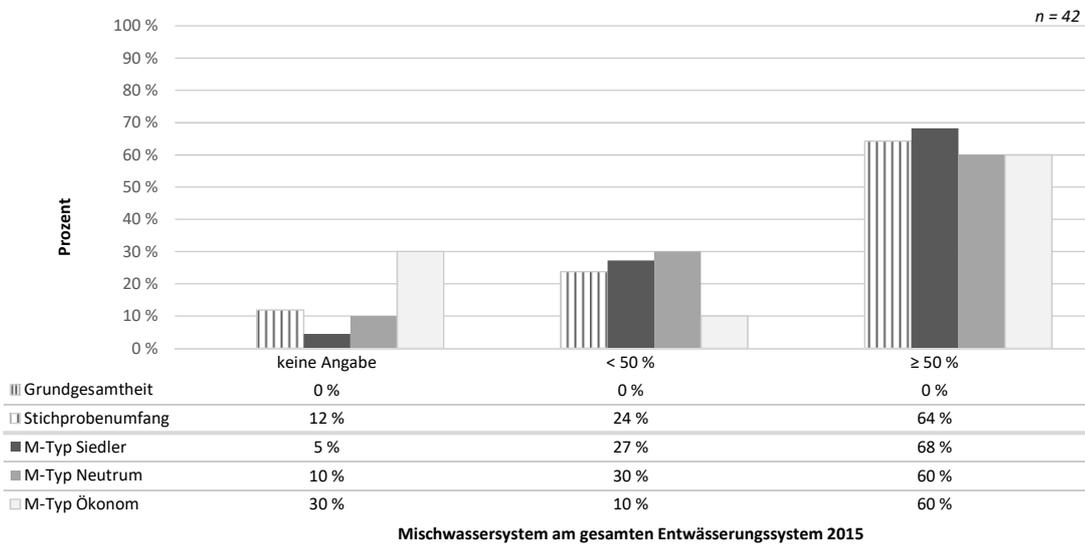


Abb. D.29: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Anteil des Mischwassersystems am gesamten Entwässerungssystem 2015

Datenblatt D.25: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem 2015

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen Anteile naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Voraussetzungen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (Kapitel 2.4). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder mit einem vergleichbaren niederschlagswasserbewirtschaftungsbezogenen Anteil die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der differenzierten Höhe der großstädtischen Anteile naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem unterscheidet. Da diese Informationen nicht öffentlich zugänglich waren, basiert die Datengrundlage ausschließlich auf den Angaben der Stakeholder.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe des großstädtischen Anteiles naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe des großstädtischen Anteiles naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,159 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Entfällt, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist und diese auch nicht abgeleitet werden kann.

Ergebnis: An der onlinebasierten Befragung haben 50 % der Stakeholder teilgenommen, in deren Großstädten der Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem unter 10 % beträgt. Weitere 24 % der Stakeholder kommen aus den Großstädten, wo dieser Anteil 10 % und mehr beträgt. Die verbliebenen Stakeholder (26 %) hatten hierzu keine Angaben getätigt. Die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen sind abhängig von dem großstädtischen Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem statistisch vergleichbar. Die visuell zu erkennenden Auffälligkeiten können durch keinem statistischen Kennwert belegt werden. Zu den realen Werten der Grundgesamtheit kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit vorhanden ist (Abb. D.30).

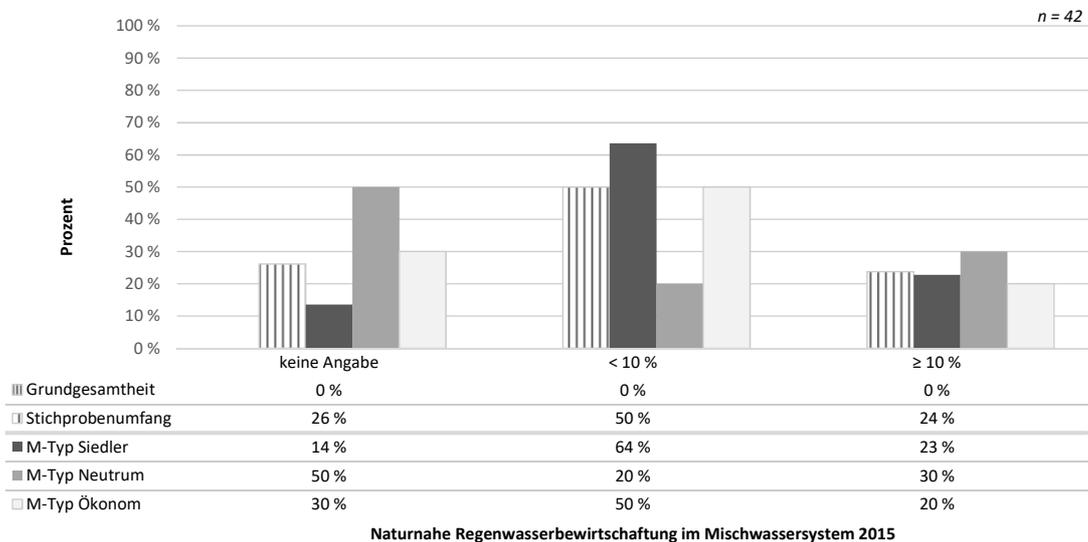


Abb. D.30: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Anteil naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Mischwassersystem 2015

Datenblatt D.26: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales 2015

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen Anteile des Regenwasser-Abkopplungspotenziales zwischen den einzelnen Großstädten ergeben sich differenzierte Voraussetzungen für die städtische und infrastrukturelle Entwicklung (Kapitel 2.4). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder derselben abkopplungspotenzialbezogenen Herkunft die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der differenzierten Höhe der großstädtischen Anteile des Regenwasser-Abkopplungspotenziales unterscheidet. Da diese Informationen nicht öffentlich zugänglich waren, basiert die Datengrundlage ausschließlich auf den Angaben der Stakeholder.

Nullhypothese: Die Stakeholder kommen unabhängig von ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe des großstädtischen Anteiles des Regenwasser-Abkopplungspotenziales gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich ihrer großstädtischen Zugehörigkeit differenziert nach dem Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales bzw. zwischen den M-Typen und der Herkunft der Stakeholder nach der Höhe des großstädtischen Anteiles des Regenwasser-Abkopplungspotenziales besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,411 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Entfällt, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist und diese auch nicht abgeleitet werden kann.

Ergebnis: An der onlinebasierten Befragung haben 21 % der Stakeholder teilgenommen, in deren Großstädten der Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales im Mischwassersystem unter 10 % beträgt. Weitere 50 % der Stakeholder kommen aus den Großstädten, wo dieser Anteil 10 % und mehr beträgt. Die verbliebenen Stakeholder hatten hierzu keine Angaben getätigt. Die Häufigkeitsverteilungen der M-Typen sind abhängig von dem großstädtischen Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales im Mischwassersystem statistisch vergleichbar. Die visuell zu erkennenden Auffälligkeiten können durch keinen statistischen Kennwert belegt werden. Zu den realen Werten der Grundgesamtheit kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist (Abb. D.31).

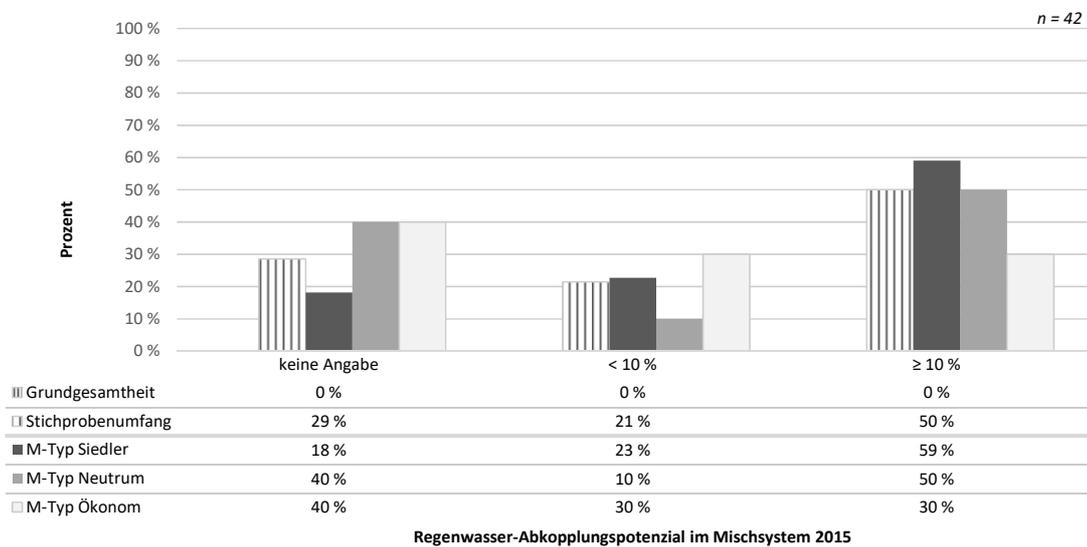


Abb. D.31: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Anteil des Regenwasser-Abkopplungspotenziales 2015

Datenblatt D.27: Kontingenz zwischen den M-Typen und der kommunalen der Stellung der Stakeholder

Motivation: Aufgrund der unterschiedlichen Aufgabengebiete zwischen den kommunalen Stellungen innerhalb einer Großstadt ergeben sich differenzierte Interessensgruppen bei den Stakeholdern (Kapitel 2.1.5). Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder derselben kommunalen Stellung die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Entsprechend des wissenschaftlichen Wissens wird den Stadt- und Landschaftsplanern unterstellt, dass sie dem *M-Typ Siedler* zugehörig sind, welcher im Vergleich zu den anderen beiden M-Typen die siedlungsstrukturelle Entwicklung stärker berücksichtigt. Die Präferenzen der Stakeholder des Amtes für Umwelt/Wasser müssten somit dem *M-Typ Neutrum* entsprechen, da dieser die klimatischen und niederschlagswasserspezifischen Bewertungskriterien begünstigt. Dagegen wird angenommen, dass die Aufgabenträger am ehesten zu dem *M-Typ Ökonom* gehören. Die Interessen des Fachausschusses/-gremiums – der die fachübergreifenden Belange vereint – sind wiederum innerhalb des *M-Typen Neutrum* wiederzufinden, da dieser die Bewertungskriterien am ausgeglichtesten berücksichtigt. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der kommunalen Stellung der Stakeholder unterscheidet.

Nullhypothese: Die verschiedenen kommunalen Stellungen der Stakeholder kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der kommunalen Stellung der Stakeholder gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich hinsichtlich der kommunalen Stellung der Stakeholder bzw. zwischen den M-Typen und der kommunalen Stellung der Stakeholder besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Zwischenschritt: Aus Sicht der kommunalen Stellung der Stakeholder nahmen an der onlinebasierten Befragung die Aufgabenträger (50 %) am häufigsten teil. Das Amt für Umwelt/Wasser (38 %) ist am zweithäufigsten vertreten. Die Teilnahme von Stadt- und Landschaftsplanern (10 %) und des Fachausschusses/-gremiums (2 %) war demnach niedriger (Abb. D.32). Da sich die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung und die realen Werte der Grundgesamtheit – deren Häufigkeitsverteilung mit Ausnahme der Zusammenführung zweier Ämter zum Amt für Umwelt/Wasser ausgewogen ist – angesichts eines $\chi^2(3, n = 42) = 25,494$ mit $p = 0,000 \leq 0,01$ hochsignifikant voneinander unterscheiden, bedurfte es eines Gewichtungsfaktors für die erhobenen Datensätze (vgl. Brosius F. 2013: 652).

Die zugrundeliegenden 42 Datensätze sind in Abhängigkeit von ihrer kommunalen Zugehörigkeit mit dem Gewichtungsfaktor zu multiplizieren. Der Gewichtungsfaktor resultiert aus dem Verhältnis zwischen dem Soll- und Istzustand. In diesem Fall wurde darauf Wert gelegt, dass keiner der Datensätze durch einen Gewichtungsfaktor kleiner eins abgemildert worden wäre. Eine Ausnahme galt es bei dem Fachausschuss/-gremium vorzunehmen, dessen Merkmalsausprägungen 11-fach in die weiterführende statistische Untersuchung eingehen würden. Auch wenn hierbei die Stichprobe mathematisch exakt an die Grundgesamtheit angepasst wäre, entsprächen diese Ergebnisse wahrscheinlich nicht der Realität und führten zu einer Verzerrung der Werte. Aus diesem Grund wurde der Datensatz des Fachausschusses/-gremiums entfernt. Auf der Grundlage der neuen Häufigkeitsverteilung mit 51 % Aufgabenträgern und 39 % Stakeholdern des Amtes für Umwelt/Wasser sowie 10 % Stadt- und Landschaftsplanern ergab sich bei der Gewichtung folgende Vorgehensweise:

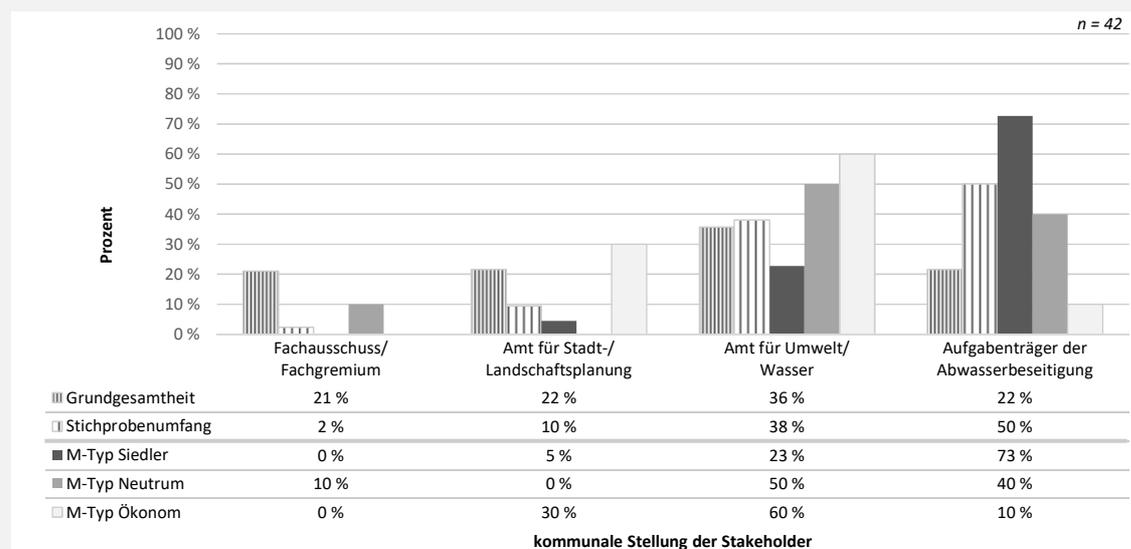


Abb. D.32: Häufigkeitsverteilung der M-Typen (ungewichtet) nach kommunaler Stellung der Stakeholder

Fachausschuss/-gremium: Gewichtungsfaktor = 0, sodass der Datensatz ausschließlich bei verteilungsfreien Analysen differenziert nach der kommunalen Stellung der Stakeholder entfernt wurde;

Amt für Stadt- und Landschaftsplanung: Gewichtungsfaktor = $5,6 \left(\frac{\text{Sollzustand } 27\%}{\text{Istzustand } 10\%} \times 2 \right)$, sodass die entsprechenden Datensätze ausschließlich bei verteilungsfreien Analysen differenziert nach der kommunalen Stellung der Stakeholder um das Fünfeinhalbfache berücksichtigt wurden;

Amt für Wasser und Umwelt: Gewichtungsfaktor = $2,3 \left(\frac{\text{Sollzustand } 45\%}{\text{Istzustand } 39\%} \times 2 \right)$, sodass die entsprechenden Datensätze ausschließlich bei verteilungsfreien Analysen differenziert nach der kommunalen Stellung der Stakeholder um das Zweieinhalbfache berücksichtigt wurden und

Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung: Gewichtungsfaktor = $1,1 \left(\frac{\text{Sollzustand } 27\%}{\text{Istzustand } 51\%} \times 2 \right)$, sodass die entsprechenden Datensätze auch bei verteilungsfreien Analysen differenziert nach der kommunalen Stellung der Stakeholder nahezu ungewichtet blieben.

In Folge der Gewichtung entsprechen die Häufigkeitsverteilungen der Stichprobe den realen Werten der Grundgesamtheit. Somit sind die Stakeholder des Amtes für Umwelt/Wasser (47 %) am häufigsten vertreten, während die beiden anderen kommunalen Stellungen (jeweils 27 %) gleichhäufig vorkommen (Abb. D.33). Da SPSS die Gewichtung für jede Berechnung individuell ausführt und die Ergebnisse ausschließlich auf ganzzahlige Fälle rundet, kann sich im Laufe der verteilungsfreien Analyse die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung in Abhängigkeit des merkmalspezifischen Differenzierungsgrades marginal unterscheiden. An dieser Stelle sei noch einmal betont, dass die Gewichtung ausschließlich für die verteilungsfreien Analysen differenziert nach der kommunalen Stellung der Stakeholder zur Anwendung kommt.

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,000 \leq 0,01$ ($n = 83$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,428 mit $p = 0,000 \leq 0,01$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß *Lambda* mit $\lambda = 0,178$ und einer $p = 0,299 > 0,1$ nicht zurate zu ziehen.

Repräsentativität: Da χ^2 (2, $n = 77$) = 0,638 mit $p = 0,727 > 0,1$, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe und die realen Werte der Grundgesamtheit nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Ergebnis: Nach der Gewichtung der Datensätze ist die stichprobenbezogene Häufigkeitsverteilung der kommunalen Stellung der Stakeholder mit den realen Werten der Grundgesamtheit statistisch vergleichbar. Letztlich sind etwas weniger als die Hälfte der Stakeholder dem Amt für Umwelt/Wasser (45 %) zugehörig, während die beiden anderen kommunalen Stellungen (jeweils 27 %) gleichhäufig vorkommen.

Darauf aufbauend ergibt sich aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ein mittlerer statistischer und gleichzeitig hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und der kommunalen Stellung der Stakeholder. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung präferieren die Stadt- und Landschaftsplaner überdurchschnittlich den *M-Typ Ökonom* und überhaupt nicht den *M-Typ Neutrum*. Dagegen vertreten die Stakeholder des Amtes für Umwelt/Wasser vergleichsweise häufig den *M-Typ Neutrum*, während die Häufigkeitsverteilung der beiden anderen M-Typen jeweils dem Erwartungswert ähnelt. Weiterhin ist zu erkennen, dass bei dem *M-Typ Siedler* die Präferenz der Aufgabenträger überdurchschnittlich gegeben ist, wogegen der *M-Typ Ökonom* unter dem Erwartungswert liegt (Abb. D.33).

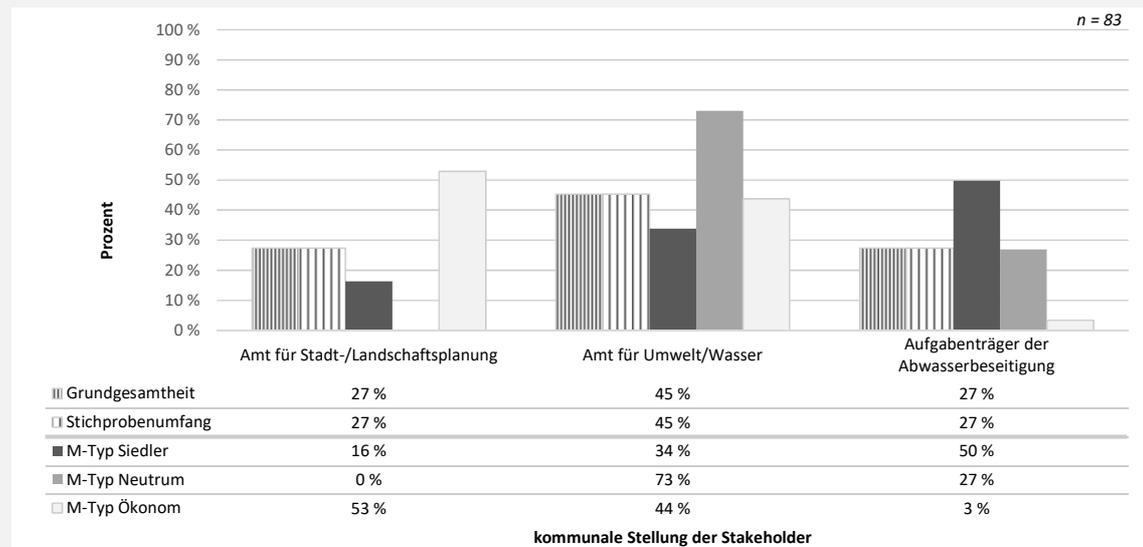


Abb. D.33: Häufigkeitsverteilung der M-Typen (gewichtet) differenziert nach kommunaler Stellung der Stakeholder

Datenblatt D.28: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Geschlecht der Stakeholder

Motivation: In vielen Bereichen der Sozialforschung wurden bereits die unterschiedlichen Interessen zwischen Frau und Mann aufgezeigt. Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder desselben Geschlechtes die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen (*white-male effect*; vgl. OLOFSSON A. & RASHID S. 2011: 1023ff, MCCRIGHT A. & DUNLAP R. E. 2011: 1167ff, FINUCANE M. L. *et al.* 2000: 163ff) und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit des Geschlechtes der Stakeholder unterscheidet.

Nullhypothese: Die weiblichen und männlichen Stakeholder kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und dem Geschlecht der Stakeholder gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich zwischen den weiblichen und männlichen Stakeholdern bzw. zwischen den M-Typen und dem Geschlecht der Stakeholder besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,343 > 0,1$ ($n = 42$), kann die Nullhypothese nicht verworfen werden.

Repräsentativität: Entfällt, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist und diese auch nicht abgeleitet werden kann.

Ergebnis: Bei der onlinebasierten Befragung sind über zwei Drittel der Stakeholder (69 %) männlich und somit die verbliebenen Stakeholder (31 %) weiblich. Mit den realen Werten der Grundgesamtheit kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist. Die Präsenz der einzelnen M-Typen ist nach den statistischen Kennzahlen differenziert nach dem Geschlecht der Stakeholder verhältnismäßig gleich verteilt (Abb. D.34).

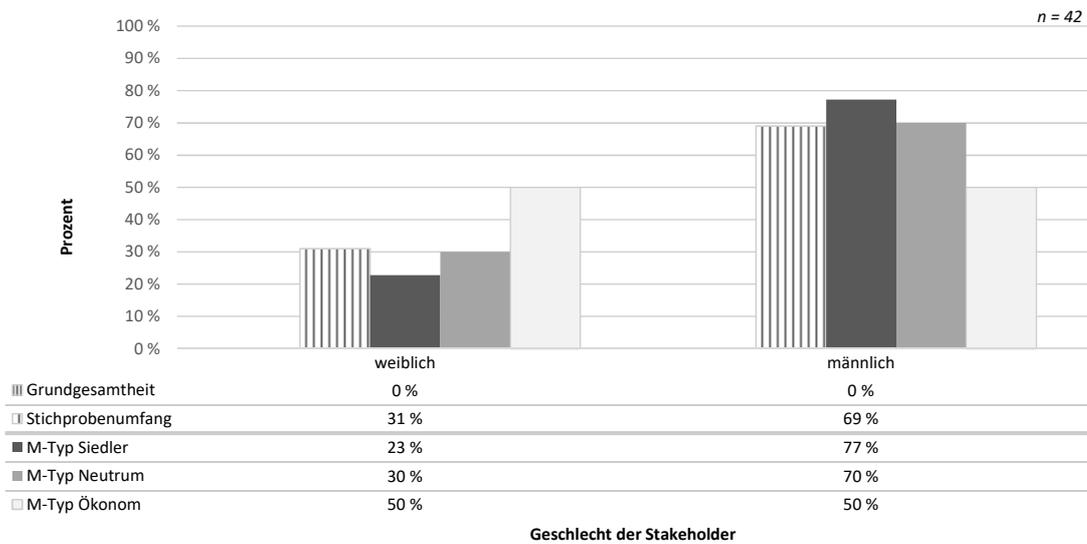


Abb. D.34: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach Geschlecht der Stakeholder

Datenblatt D.29: Kontingenz zwischen den M-Typen und dem Alter der Stakeholder

Motivation: Bedingt durch die unterschiedliche Altersstruktur der Stakeholder sind einerseits die stakeholderbezogenen Erfahrungswerte und andererseits der Ausbildungsweg differenziert. Darauf aufbauend wird angenommen, dass die Stakeholder desselben Alters die gleichen planungsrelevanten Ziele verfolgen und somit die gleichen Bewertungskriterien präferieren. Es soll daher überprüft werden, ob sich die Präsenz der M-Typen in Abhängigkeit der stakeholderbezogenen Altersstruktur unterscheidet.

Nullhypothese: Die Stakeholder mit derselben Altersstruktur kommen bei allen drei M-Typen gleich häufig vor bzw. zwischen den M-Typen und der stakeholderbezogenen Altersstruktur gibt es keinen Zusammenhang.

Alternativhypothese: Die Präsenz der M-Typen unterscheidet sich zwischen den Stakeholdern mit derselben Altersstruktur bzw. zwischen den M-Typen und der stakeholderbezogenen Altersstruktur besteht ein Zusammenhang (ungerichtete Alternativhypothese).

Entscheidung: Da bei der Erweiterung des Fishers exakten Tests $p = 0,027 \leq 0,05$ ($n = 42$), ist die Nullhypothese zu verwerfen. Die Stärke des Zusammenhangs kann durch *Cramer-V* = 0,416 mit $p = 0,046 \leq 0,05$ beschrieben werden. Dagegen ist das asymmetrische Zusammenhangsmaß Lambda nicht zurate zu ziehen. Die Berechnung ist in diesem Fall nicht möglich, da der asymptotische Standardfehler gleich null ist.

Repräsentativität: Entfällt, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist und diese auch nicht abgeleitet werden kann. Obwohl die vollständige Altersstruktur innerhalb der untersuchungsrelevanten Fachbereiche unbekannt ist, nähert sich die Häufigkeitsverteilung der Stichprobe zumindest die der allgemeingültigen Bevölkerungspyramide an.

Ergebnis: An der onlinebasierten Befragung hat der größte Teil der Stakeholder ein Alter von 40 Jahren oder mehr (86 %) erreicht, während die verbliebenen Stakeholder jünger als 40 Jahre (14 %) sind. Zu den realen Werten der Grundgesamtheit kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden, da keine Kenntnis über die Grundgesamtheit bekannt ist.

Aus der verteilungsfreien Analyse kleiner Stichproben ergibt sich ein mittlerer statistischer und gleichzeitig signifikanter Zusammenhang zwischen den M-Typen und dem Alter der Stakeholder. Im Vergleich zur erwarteten Häufigkeitsverteilung präferieren die jüngeren Stakeholder den *M-Typ Neutrum*, während die anderen beiden M-Typen im gleichen Maße weniger vorkommen. Demgegenüber ist die Präsenz der M-Typen bei den älteren Stakeholder reziprok (Abb. D.35).

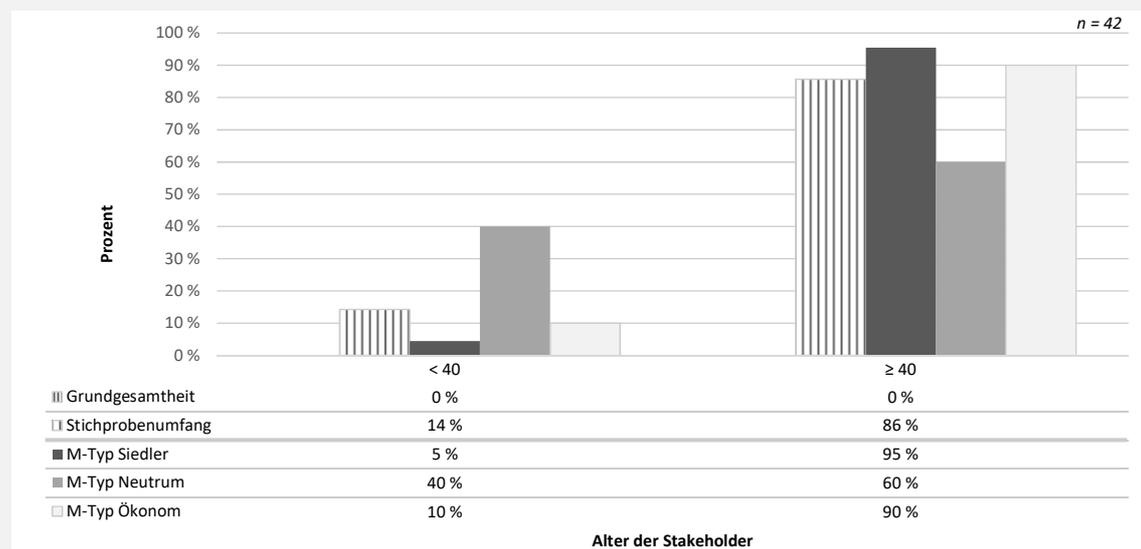


Abb. D.35: Häufigkeitsverteilung der M-Typen differenziert nach dem Alter der Stakeholder

Tab. D.1: Korrelationen zwischen den sechs im bundesweiten Trend gemessenen Entwicklungsindikatoren und den gesamtstädtischen Siedlungsstrukturtypen nach Spearman-Rho

Entwicklungsindikatoren basierend auf beobachteten Werten		[A]	[B]	[C]	[D]	[E]	[F]	[G]
[A] gesamtstädtischer UST 2008 - 2013	Korrelationskoeffizient	1,000	0,77**	0,782**	0,624**	0,425**	-0,489**	0,219
	Signifikanz (2-seitig)	.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,058
	n	76	76	76	76	76	76	76
[B] Bevölkerungs-entwicklung 2008 - 2013 [%]	Korrelationskoeffizient	0,771**	1,000	0,947**	0,868**	0,442**	-0,300**	0,019
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	.	0,000	0,000	0,000	0,008	0,873
	n	76	76	76	76	76	76	76
[C] jährlicher Wanderungssaldo 2009 - 2013 [je 1000 EW]	Korrelationskoeffizient	0,782**	0,947**	1,000	0,820**	0,420**	-0,354**	0,092
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	.	0,000	0,000	0,002	0,431
	n	76	76	76	76	76	76	76
[D] erwerbsfähige Bevölkerung 2008 - 2013 [%]	Korrelationskoeffizient	0,624**	0,868**	0,820**	1,000	0,436**	-0,139	-0,032
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	.	0,000	0,230	0,781
	n	76	76	76	76	76	76	76
[E] sozialversicherungs-pflichtig Beschäftigte 2008 - 2013 [%]	Korrelationskoeffizient	0,425**	0,442**	0,420**	0,436**	1,000	-0,283*	0,224
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000	.	0,013	0,052
	n	76	76	76	76	76	76	76
[F] Arbeitslosenquote 07/08 - 12/13 [%]	Korrelationskoeffizient	-0,489**	-0,300**	-0,354**	-0,139	-0,283*	1,000	-0,119
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,008	0,002	0,230	0,013	.	0,304
	n	76	76	76	76	76	76	76
[G] Gewerbesteuer 07/08 - 12/13 [€EW]	Korrelationskoeffizient	0,219	0,019	0,092	-0,032	0,224	-0,119	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	0,058	0,873	0,431	0,781	0,052	0,304	.
	n	76	76	76	76	76	76	76

Entwicklungsindikatoren basierend auf beobachteten Werten		[A]	[B]	[C]	[D]	[E]	[F]	[G]
[A] gesamtstädtischer UST 2008 - 2013	Korrelationskoeffizient	1,000	0,77**	0,782**	0,624**	0,427**	-0,542**	0,38**
	Signifikanz (2-seitig)	.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
	n	76	76	76	76	76	76	76
[B] Bevölkerungs-entwicklung 2008 - 2013 [%]	Korrelationskoeffizient	0,771**	1,000	0,947**	0,868**	0,442**	-0,373**	0,135
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	.	0,000	0,000	0,000	0,001	0,244
	n	76	76	76	76	76	76	76
[C] jährlicher Wanderungssaldo 2009 - 2013 [je 1000 EW]	Korrelationskoeffizient	0,782**	0,947**	1,000	0,820**	0,420**	-0,422**	0,182
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	.	0,000	0,000	0,000	0,116
	n	76	76	76	76	76	76	76
[D] erwerbsfähige Bevölkerung 2008 - 2013 [%]	Korrelationskoeffizient	0,624**	0,868**	0,820**	1,000	0,435**	-0,205	0,061
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	.	0,000	0,076	0,599
	n	76	76	76	76	76	76	76
[E] sozialversicherungs-pflichtig Beschäftigte 2008 - 2013 [%]	Korrelationskoeffizient	0,427**	0,442**	0,420**	0,435**	1,000	-0,344**	0,289*
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,000	.	0,002	0,011
	n	76	76	76	76	76	76	76
[F] Arbeitslosenquote 07/08 - 12/13 [%]	Korrelationskoeffizient	-0,542**	-0,373**	-0,422**	-0,205	-0,344**	1,000	-0,216
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,001	0,000	0,076	0,002	.	0,061
	n	76	76	76	76	76	76	76
[G] Gewerbesteuer 07/08 - 12/13 [€EW]	Korrelationskoeffizient	0,38**	0,135	0,182	0,061	0,289*	-0,216	1,000
	Signifikanz (2-seitig)	0,001	0,244	0,116	0,599	0,011	0,061	.
	n	76	76	76	76	76	76	76

** Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig)

* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig)

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung dieser Forschungsarbeit unterstützt und motiviert haben. Zuerst gebührt mein Dank Herrn Prof. Dr.-Ing. Robert Holländer, welcher mir das Thema dieser Forschungsarbeit überlassen, betreut und begutachtet hat und mir somit die ausgezeichnete Möglichkeit gab, es zu bearbeiten. Für die hilfreichen Anregungen und die konstruktive Kritik bei der Erstellung der vorliegenden Forschungsarbeit möchte ich mich bei Ihnen und Herrn Prof. Dipl.-Ing. Architekt Johannes Ringel herzlich bedanken. Dem Europäischen Sozialfond (ESF) gilt mein Dank, dass Sie diese Forschungsarbeit zu Beginn finanzierten. Ebenfalls möchte ich mich bei meinem wertgeschätzten ehemaligen Kollegen Dr. Stefan Geyler, aber auch bei Dr. Pierre Karrasch, Marco Schubert und Felix Heckler für ihr Interesse und ihre Impulse bedanken, die zu neuen und weitreichenden Denkprozessen geführt haben. Fabian Thümmeler und Sven Hofmann danke ich für das Reflektieren und die grafische Gestaltung meiner Skizzen. Eine große Freude war für mich, dass mir Klaus Welfle und Lisa Friedrichs bzw. Dr.-Ing. Christian Karpf und Urte Paul ihre professionelle Unterstützung für ein Korrektorat bzw. Fachlektorat angeboten haben. Ein besonderer Dank gilt allen an meiner onlinebasierten Befragung teilgenommenen planungsrelevanten Akteure und ihrer Informationsbereitschaft sowie ihren interessanten Beiträgen und Antworten auf meine Fragen, ohne die diese Forschungsarbeit nicht hätte entstehen können. Dieser Dank ist auch an das Statistische Bundesamt (Destatis), den Deutschen Wetterdienst (DWD) und das Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ) gerichtet, welche die Daten zur Beschreibung der deutschen Großstädte kostenfrei zur Verfügung gestellt haben. Abschließend möchte ich mich bei meiner Familie und Freunden bedanken, dass sie die Entbehrungen aufgrund meiner zeitintensiven Forschung klaglos akzeptiert und den anhaltenden thematischen Gesprächen zugehört haben.

Quellenverzeichnis

ABWV (2013): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung). Fassung vom 17. Juni 2004. Bundesrechtsverordnung.

AFGFL SAARBRÜCKEN (2012): Städtische Freiraumplanung als Handlungsfeld für Adaptionsmaßnahmen. Abschlussbericht des Saarbrücker Modellprojekts im Rahmen des ExWoSt-Forschungsprogramms „Urbane Strategien zum Klimawandel – Kommunale Strategien und Potenziale“. Amt für Grünanlagen, Forsten und Landwirtschaft Saarbrücken. Saarbrücken. 129 S.

AFU LEIPZIG (2010): Stadtklimaentwicklung Leipzig. Amt für Umweltschutz Leipzig. Leipzig. 66 S.

AHN H. (1997): Optimierung von Produktentwicklungsprozessen. Entscheidungsunterstützung bei der Umsetzung des Simultaneous Engineering. Wiesbaden. Dt. Univ.-Verl.; Gabler. 258 S.

ALBERS G. (1983a): Wesen und Entwicklung der Stadtplanung. In: ALBERS G. (Hrsg.): Grundriss der Stadtplanung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Hannover. C. R. Vincentz. S. 1–35.

ALBERS G. (1983b): Zur Arbeitsweise der Stadtplanung. In: ALBERS G. (Hrsg.): Grundriss der Stadtplanung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Hannover. C. R. Vincentz. S. 341–353.

ALBERS G. (2005): Stadtplanung. In: RITTER E.-H. (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Hannover. ARL. S. 1085–1092.

AMD (2001): Standards zur Qualitätssicherung für Online-Befragungen. https://www.adm-ev.de/qualisierung_online-befragung/, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

ANGERMAIR G., BRAUNSCHEIDT S., OBERMAYER A. (2012): Entwicklung eines Vorgehensmodells zur Führung eines Überflutungsnachweises in urbanen Gebieten. GeoCPM: Geowissenschaftliche Simulation städtischer Abflussvorgänge. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 59/5. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 414–425.

ARL (2003): Vorbeugender Hochwasserschutz – Handlungsempfehlungen für die Regional- und Bauleitplanung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Hannover. 6 S.

ARL (2017): Leitbilder der Stadtentwicklung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung. <http://www.arl-net.de/lexica/de/leitbilder-der-stadtentwicklung?lang=en>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

ARLT G., BLUM A., GRUHLER K., LEHMANN I. (2010): Siedlungsraumbezogene Strukturtypen. In: BLUM A.; GRUHLER K. (Hrsg.): Typologien der gebauten Umwelt. Modellierung und Analyse der Siedlungsentwicklung mit dem Strukturtypenansatz. Aachen. Shaker. S. 25–37.

AUBRECHT C., STEINNOCHER K. (2007): Der Übergang von Bodenbedeckung über urbane Struktur zu urbaner Funktion - ein integrativer Ansatz von Fernerkundung und GIS. In: SCHRENK M.; POPOVICH V. V.; BENEDIKT J. (Hrsg.): Real Corp 007: To Plan Is Not Enough. 12th International Conference on Urban Planning and Spatial Development in the Information Society. Schwechat-Rannersdorf. CORP, Competence Center of Urban and Regional Planning. S. 667–675.

BACKHAUS K., ERICHSON B., PLINKE W., WEIBER R. (2016, 14. Aufl.): Multivariate Analysemethoden. Berlin, Heidelberg. Springer Berlin, Heidelberg; Imprint: Springer Gabler. 647 S.

BAUGB (2016): Baugesetzbuch. Fassung vom 08.12.1986. Bundesgesetz.

BAUR N., FLORIAN M. J. (2009): Stichprobenprobleme bei Online-Umfragen. In: JACKOB N.; SCHOEN H.; ZERBACK T. (Hrsg.): Sozialforschung im Internet. Methodologie und Praxis der Online-Befragung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. S. 109–128.

BBR (2006): Siedlungsentwicklung und Infrastrukturfolgekosten – Bilanzierung und Strategieentwicklung. Endbericht Mai 2006. BBR – Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung. Bonn. 405 S.

- BBSR** (Hrsg.) (2015): Wachsen oder schrumpfen? BBSR-Typisierung als Beitrag für die wissenschaftliche und politische Debatte. BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. Bonn. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR). 24 S.
- BDEW** (2017): Wasserfakten im Überblick. Stand: Juni 2017. BDEW – Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. 5 S.
- BECKER M., RASCH U.** (2002): Sustainable Rainwater Management in the Emscher River Catchment Area. In: Water Science and Technology. Bd. 45/3. IWA Publishing. S. 159–166.
- BECKER M., WESSELS K.** (2007): Das Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser. Ein GIS-Portal für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in der Emscherregion. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 54/6. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 589–594.
- BECKER M.** (2013): Regenwassermanagement - Erfahrungen aus der Emscherregion. Fachsymposium „Regenwasserbewirtschaftung – Stormwater Management“. Wasser Berlin International 23. – 26. April 2013. Berlin.
- BECKMANN G., DOSCH F., HOYMANN J.** (2012): Trends der Siedlungsflächenentwicklung. Status quo und Projektion 2030. BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. Bonn. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. 20 S.
- BELLEFONTAINE K., BREITENBACH H.** (2008): Auswirkungen der demografischen Entwicklung auf die Gebührenkalkulation und die Gebührenentwicklung in der Wasserwirtschaft. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 55/9. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 996–1001.
- BETTS T. K., WIENGARTEN F., TADISINA S. K.** (2015): Exploring the Impact of Stakeholder Pressure on Environmental Management Strategies at the Plant Level. What does Industry have to do with it? In: Journal of Cleaner Production. Bd. 92. S. 282–294.
- BIB** (2017): Zahlen und Fakten. Binnenwanderungen in Deutschland. Bundesinstitut für Bevölkerungsforschung. <http://www.bib-demografie.de/DE/ZahlenundFakten/Wanderungen/Abbildungen/binnenwanderung.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- BILL R.** (2010, 5., völlig neu bearb. Aufl.): Grundlagen der Geoinformationssysteme. Berlin. Wichmann. 804 S.
- BIRKHOLZ T., PFEIFFER W.** (2006): Auswirkungen der demografischen Veränderungen auf die Ver- und Entsorgungsunternehmen in Mecklenburg-Vorpommern. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 147/9. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 576–584.
- BKG** (2013): GeoBasis-DE. Gemeindedaten. BKG – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. <http://www.bkg.bund.de>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- BLENIGER T., JIRKA G. H., LEONHARD D., HAUSSCHILD I., SCHLENKHOFF A.** (2004): Immissionsorientierte Bewertung von Einleitungen in Gewässer: Mischzonen oder Opferstrecken, wo gelten die Gütekriterien? In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 51/3. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 246–249.
- BLUM A., GRUHLER K., THINH N. X.** (2010): Typenbildung. In: BLUM A.; GRUHLER K. (Hrsg.): Typologien der gebauten Umwelt. Modellierung und Analyse der Siedlungsentwicklung mit dem Strukturtypenansatz. Aachen. Shaker. S. 7–23.
- BLUM A., GRUHLER K.** (Hrsg.) (2010): Typologien der gebauten Umwelt. Modellierung und Analyse der Siedlungsentwicklung mit dem Strukturtypenansatz. Aachen. Shaker. 202 S.
- BMI** (2018): Baufachliche Richtlinien Abwasser. Arbeitshilfen zu Planung, Bau und Betrieb von abwassertechnischen Anlagen in Liegenschaften des Bundes. BMI – Bundesministerium des Innern, für Bau und Heimat. 1194 S.
- BMU** (2017): Flächenverbrauch – Worum geht es? <http://www.bmub.bund.de/themen/nachhaltigkeit-internationales/nachhaltige-entwicklung/strategie-und-umsetzung/reduzierung-des-flaechenverbrauchs/>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- BMUB** (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1: Grundlagen. Berlin. 153 S.
- BMUB** (2016): Arbeitshilfe Abwasser. A-5.1.2 Regenwasserbewirtschaftung – Regenwasserversickerung – Rechtliche Aspekte. BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

- BMVBS** (2007): Leipzig Charta zur nachhaltigen europäischen Stadt. BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. 8 S.
- BOHLEY P.** (2000, 7., grünl. überarb. u. aktual. Aufl.): Statistik. Einführendes Lehrbuch für Wirtschafts- und Sozialwissenschaftler. München. Oldenbourg. 784 S.
- BORRMANN M.** (2013): Regenwasser als Betriebswasser für Wasserspiele. In: fbr-wasserspiegel. Bd. 18/3. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e. V. S. 3.
- BORTZ J., DÖRING N.** (2006, 4., überarb. Aufl.): Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler. Mit 87 Tabellen. Berlin, Heidelberg, New York. Springer. 897 S.
- BORTZ J.** (2008, 3., aktual. u. bearb. Aufl.): Kurzgefasste Statistik für die klinische Forschung. Leitfaden für die verteilungsfreie Analyse kleiner Stichproben. Berlin, Heidelberg. Springer Medizin Verlag Heidelberg. Online-Datei.
- BPB** (2009): Wassergebrauch in Deutschland. bpb – Bundeszentrale für politische Bildung. <http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/dossier-umwelt/61365/wassergebrauch>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- BRAUN W.** (1997): Politischer Stellenwert der Leitbilddiskussion. In: RAUSCHELBACH B.; KLECKER P. M. (Hrsg.): Regionale Leitbilder, Vermarktung oder Ressourcensicherung? Material zur angewandten Geographie/27. Bonn. Verlag Irene Kuron. S. 13–19.
- BROMBACH H., DETTMAR J.** (2016): Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 63/03. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 176–186.
- BROSIOUS F.** (2013): SPSS 21. Heidelberg. mitp/bhv. Online-Ressource.
- BROSIOUS H.-B.** (2016, 7., überarb. u. aktual. Aufl.): Methoden der empirischen Kommunikationsforschung. Eine Einführung. Wiesbaden. Springer VS. 265 S.
- BROWN J.** (2000): Wer bezahlte die hygienisch saubere Stadt? Finanzielle Aspekte der sanitären Reform in England, USA und Deutschland um 1910. In: VÖGELE J.; WOELK W. (Hrsg.): Stadt, Krankheit und Tod. Geschichte der städtischen Gesundheitsverhältnisse während der epidemiologischen Transition (vom 18. bis ins frühe 20. Jahrhundert). Schriften zur Wirtschafts- und Sozialgeschichte/62. Berlin. Duncker & Humblot. S. 237–257.
- BRZENCZEK K., WIEGANDT C.-C.** (2009): Peculiarities in the Visual Appearance of German Cities – About Locally Specific Routines and Practices in Urban Design Related Governance. In: Erdkunde. Bd. 63/3. S. 245–255.
- BÜHNER M.** (2012, 3., aktual. u. erw. Aufl.): Einführung in die Test- und Fragebogenkonstruktion. München. Pearson Studium. 640 S.
- BUNDESREGIERUNG** (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 2016. Ziele für nachhaltige Entwicklung. 256 S.
- BUNDSCHUH M., STORM K., SCHULZ R.** (2012): Erweiterte Abwasserreinigungsverfahren in kommunalen Kläranlagen. Eine ökotoxikologische Beurteilung. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 59/4. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 320–324.
- BWK-M 3** (2008): Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3. BWK-Regelwerk. Stuttgart. Fraunhofer-IRB-Verlag. 50 S.
- BWK-MERKBLATT** (2007): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse – Merkblatt BWK-M 3. Fraunhofer-IRB-Verlag.
- COLOGNA V., BARK R. H., PAAVOLA J.** (2017): Flood Risk Perceptions and the UK Media. Moving Beyond „Once in a Lifetime“ to „Be Prepared“ Reporting. In: Climate Risk Management. Bd. 17. S. 1–10.
- DASCHKEIT A.** (2011): Das Klima der Region und mögliche Entwicklungen in der Zukunft bis 2100. In: STORCH H. V.; CLAUSSEN M. (Hrsg.): Klimabericht für die Metropolregion Hamburg. Berlin. Springer. S. 61–90.
- DEG R.** (2017, 6., überarb. u. erw. Aufl.): Basiswissen Public Relations. Professionelle Presse- und Öffentlichkeitsarbeit. Wiesbaden. Springer VS. 236 S.

DEISTER L., BRENNÉ F., STOKMAN A., HENRICH S., JESKULKE M., HOPPE H., UHL M. (2016): Wassersensible Stadt- und Freiraumplanung. Handlungsstrategien und Maßnahmenkonzepte zur Anpassung an Klimatrends und Extremwetter. 134 S.

DELLMANN K., GRÜNIG R. (1999): Die Bewertung von Gesamtunternehmensstrategien mit Hilfe des Analytischen Netzwerk Prozesses respektive des Analytischen Hierarchischen Prozesses. In: GRÜNIG R.; PASQUIER M.; KÜHN R. (Hrsg.): Strategisches Management und Marketing. Festschrift für Prof. Dr. Richard Kühn zum 60. Geburtstag. Bern. Paul Haupt. S. 33–56.

DELMAS M. A., TOFFEL M. W. (2008): Organizational Responses to Environmental Demands. Opening the Black Box. In: Strategic Management Journal. Bd. 29/10. S. 1027–1055.

DESTATIS (2012): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung nach Ländern, Anschlussgrad und Wasserabgabe. Destatis – Statistisches Bundesamt. Wiesbaden. 3 S.

DESTATIS (2014a): Zahlen & Fakten. Städte (alle Gemeinden mit Stadtrecht) nach Fläche, Bevölkerung und Bevölkerungsdichte. Destatis – Statistisches Bundesamt.

DESTATIS (2014b): Zahlen & Fakten. Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder, Bruttoinlandsprodukt, Bruttowertschöpfung in den kreisfreien Städten und Landkreisen der Bundesrepublik Deutschland 2000 bis 2013. Destatis – Statistisches Bundesamt.

DESTATIS (2015): Bevölkerung Deutschlands bis 2060. 13. koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung. Destatis – Statistisches Bundesamt. Wiesbaden. 62 S.

DICKHAUT W., MICHALIK K., SOMMER H. (2011): Der Beitrag von Regenwassernutzungsanlagen zur Reduktion von Spitzenabflüssen aus Siedlungsgebieten. In: WuA – Wasser und Abfall. Boden – Altlasten – Umweltschutz. Bd. 13/7/8. BKW – Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. S. 44–47.

DIEKMANN A. (2010, 4. vollst. überarb. u. erw. Aufl.): Empirische Sozialforschung. Grundlagen, Methoden, Anwendungen. Reinbek bei Hamburg. rowohlt's enzyklopädie im Rowohlt Taschenbuch Verlag. 783 S.

DIERSCH H.-J., KADE S., MICHELS I. (2001): Wasserbewirtschaftung im neuen Jahrtausend. Grundwasser – Oberflächenwasser – Geoinformationssysteme. Berlin. Verlag Bauwesen. 314 S.

DIETRICH J. (2006): Entwicklung einer Methodik zur systematischen Unterstützung adaptierbarer Entscheidungsprozesse bei der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung. Unter Mitarbeit v. Schumann, A.; Streit, U. Ruhr-Universität Bochum. Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik. Bochum. 200 S.

DILLER C. (2013): Ein nützliches Forschungswerkzeug! Zur Anwendung des Akteurzentrierten Institutionalismus in der Raumplanungsforschung und den Politikwissenschaften. In: pnd | online/1. S. 1–15.

DILLER C. (2015): Koordination in der Regionalplanung: Theoretische Überlegungen, empirische Ergebnisse und Forschungsperspektiven. In: KARL H. (Hrsg.): Koordination raumwirksamer Politik – Mehr Effizienz und Wirksamkeit von Politik durch abgestimmte Arbeitsteilung. Forschungsberichte der ARL/4. Hannover. Akademie für Raumforschung und Landesplanung. S. 113–130.

DIN EN 752 (2008): Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden – DIN EN 752. DIN Deutsches Institut für Normung e. V. Beuth Verlag.

DOPFER J., BELOW N., FÜHR M. (2011): Wissensgenerierung im Rahmen partizipativer Stadtentwicklungsprozesse am Beispiel von München und Frankfurt. Vorstudie im Rahmen des LOEWE-Schwerpunktes „Eigenlogik der Städte“. Darmstadt. Sofia. 186 S.

DREIER V. (1997): Empirische Politikforschung. München. Oldenbourg. 586 S.

DVWK (1989): Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung. Beitrag des DVWK-Fachausschusses Projektplanungs- und Bewertungsverfahren. Bonn. DVWK. 253 S.

DWA (2004): Vom Sinn des Wassersparens. ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-5.1 „Nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 51/12. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1381–1384.

DWA (2006): DWA-Regelwerk. Leitlinien der Integralen Siedlungsentwässerung. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef. DWA. 43 S.

DWA (2010): Klimawandel – Herausforderungen und Lösungsansätze für die deutsche Wasserwirtschaft. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef. DWA. 32 S.

DWA (2011): Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen nach Artikel 9 Wasserrahmenrichtlinie – Teil 1: Angemessene Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 „Ökonomische Aspekte der WRRL“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/4. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 362–369.

DWA (2012): Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung. Kurzfassung eines Arbeitsberichts der DWA-Arbeitsgruppe ES-2.6. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 59/7. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 628–634.

DWA (2013a): Starkregen und urbane Sturzfluten. Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef (Sieg). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. 61 S.

DWA (2013b): UBA empfiehlt vierte Reinigungsstufe für große Kläranlagen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 60/1. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 8.

DWA (2014): Wirtschaftsdaten der Abwasserbeseitigung 2014. Ergebnisse einer in 2013 durchgeführten gemeinsamen Umfrage der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) und des Deutschen Städtetages sowie des Deutschen Städte- und Gemeindebundes. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. 8 S.

DWA-A 118 (2006): Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen – Arbeitsblatt DWA-A 118. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

DWA-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen – Arbeitsblatt DWA-A 128. ATV-Regelwerk Abwasser – Abfall Arbeitsblatt. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

DWA-ARBEITSGRUPPE WI-1.4 (2013): Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen nach Artikel 9 Wasserrahmenrichtlinie – Teil 2: Angemessener Beitrag der Wassernutzung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 „Ökonomische Aspekte der WRRL“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 60/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 103–110.

DWA-M 143-14 (2006): Sanierung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden – Merkblatt DWA-M 143-14. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

DWA-M 149-3 (2007): Zustandserfassung und -beurteilung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden – Merkblatt DWA-M 149-3. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser – Merkblatt DWA-M 153. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

DWD (2011a): CDC FTP-Server Rasterdaten. Jährliche mittlere Temperatur 1981 bis 2010. DWD – Deutscher Wetterdienst.

DWD (2011b): Forschungsprojekt zum Klimawandel. Gefahren durch extreme Niederschläge werden ab 2040 deutlich zunehmen. In: ZIEGLER C. (Hrsg.): Regenwasserbewirtschaftung. Ausführliche Informationen für Planung und Ausführung mit gesetzlichen Rahmenbedingungen, Anwendungsbeispielen aus der Praxis und nützlichen Adressen. Edition GWF : Wasser, Abwasser/1. München. Oldenbourg. S. 58–61.

DWD (2013): CDC FTP-Server Rasterdaten. Jährliche mittlerer Niederschlag 1981 bis 2010. DWD – Deutscher Wetterdienst.

DWD (2014): Klima und Umwelt. Klimawandel. DWD – Deutscher Wetterdienst.

- DYER J. S.** (1990a): A Clarification of „Remarks on the Analytic Hierarchy Process“. In: Management Science. Bd. 36/3. S. 274–275.
- DYER J. S.** (1990b): Remarks on the Analytic Hierarchy Process. In: Management Science. Bd. 36/3. S. 249–258.
- DYNAKLIM** (2015): dynaklim-Pilotprojekte. http://www.dynaklim.de/dynaklim2pub/index/2000_dynaklim/2300_pilotprojekte.html, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- DZIOMBA M.** (2009): Städtebauliche Großprojekte der urbanen Renaissance. Die Phase der Grundstücksverkäufe und ihr Einfluss auf den Projekterfolg. Berlin. Lit Verlag. 231 S.
- EG-GWRL** (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. Fassung vom 12.12.2006. Richtlinie.
- EG-WRRL** (2000): 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 (Wasserrahmenrichtlinie). Fassung vom 22.12.2000. Richtlinie.
- EISENFÜHR F., LANGER T., WEBER M.** (2010, 5., überarb. u. erw. Aufl.): Rationales Entscheiden. Berlin. Springer. 475 S.
- ELGETI T., HURCK R., FRIES S.** (2006): Das Verschlechterungsverbot nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 53/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 134–139.
- ELGETI T., MASKOW B.** (2009): Marktwirtschaftliche Instrumente und ihre Bedeutung für die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 56/3. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 279–286.
- ENGEL N., FUCHS L., GRUNWALD G., KÖNIGER W., MÄNNIG F., SCHMITT T. G., SITZMANN D., THOMAS M., VERWORN W.** (2004): Bewertung der hydraulischen Leistungsfähigkeit bestehender Entwässerungssysteme. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 51/1. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 69–75.
- EVANS R. J.** (1991): Tod in Hamburg. Stadt, Gesellschaft u. Politik in d. Cholera-Jahren 1830 – 1910. Reinbek bei Hamburg. Rowohlt. 848 S.
- FACH S., STUBBE H.** (2008): Wasserdurchlässig befestigte Verkehrsflächen als Beitrag für ein ganzheitliches Entwässerungskonzept in urbanen Gebieten. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 149/4. DIV - Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 338–347.
- FERNÁNDEZ E., JUNQUERA B., ORDIZ M.** (2006): Managers' Profile in Environmental Strategy. A Review of the Literature. In: Corporate Social Responsibility and Environmental Management. Bd. 13/5. S. 261–274.
- FINK K., PLODER C.** (Hrsg.) (2006, 1. Aufl.): Wirtschaftsinformatik als Schlüssel zum Unternehmenserfolg. Wiesbaden. Dt. Univ.-Verl. 289 S.
- FINUCANE M. L., SLOVIC P., MERTZ C. K., FLYNN J., SATTERFIELD T. A.** (2000): Gender, Race, and Perceived Risk: The „White Male“ Effect. In: Health, Risk and Society. Bd. 2/4. S. 159–172.
- FOHRER N.** (Hrsg.) (2016): Hydrologie. Stuttgart. Haupt Verlag. 389 S.
- FREHMANN T., HANSEN C., HASSE J. U., LIESENFELD J., QUIRMBACH M., SIEKMANN T.** (2011): Die Emscher-Lippe-Region auf dem Weg zur Anpassung an den Klimawandel. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 138–144.
- FREYMUTH J., FRANZ T., FREHMANN T., JATHE R., OBERMAYER A., TRÄNCKNER J., WINKLER U.** (2011): Wirtschaftliche Auswirkungen struktureller Veränderungen – Ein Blick von oben. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 159–164.
- FRIEDRICHS J.** (1990, 14. Aufl.): Methoden empirischer Sozialforschung. Opladen. Westdeutscher Verlag. 429 S.
- FRIEDRICHS J.** (2005): Stadtentwicklung. In: RITTER E.-H. (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Hannover. ARL. S. 1059–1067.

- FRIES S., NAFO I. I.** (2006): Das Kostendeckungsprinzip – und die unbeantwortete Frage nach der richtigen Methodik. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 53/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 154–159.
- FRÖHLICH R., SZYSCZA P., BENTELE G.** (Hrsg.) (2015, 3. überarb. u. erw. Aufl.): Handbuch der Public Relations. Wissenschaftliche Grundlagen und berufliches Handeln. Mit Lexikon. Wiesbaden. Springer VS. 11173 S.
- FRONDEL M., SIMORA M., SOMMER S.** (2017): Risk Perception of Climate Change. Empirical Evidence for Germany. In: Ecological Economics. Bd. 137. S. 173–183.
- FRYD O., BACKHAUS A., BIRCH H., FRATINI C. F., INGVERTSEN S. T., JEPPESEN J., PANDURO T. E., ROLDIN M., JENSEN M. B.** (2013): Water Sensitive Urban Design Retrofits in Copenhagen – 40 % to the Sewer, 60 % to the City. In: Water Science and Technology. Bd. 67/9. IWA Publishing. S. 1945–1952.
- FUCHS O., ROHR-ZÄNKER R., FÜRST D.** (2002): Neue Kooperationsformen zwischen Kommune, Bürger und Wirtschaft. In: BBSR (Hrsg.): Neue Kooperationsformen in der Stadtentwicklung. Werkstatt: Praxis/2. Berlin. BBSR – Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung. S. 1–88.
- FUHRMANN P.** (2001): Die EG-Wasserrahmenrichtlinie. Auswirkungen auf die deutsche Wasserwirtschaft. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 142/13. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S.39-S41.
- FÜRST D., RUDOLPH A., ZIMMERMANN K.** (2003): Koordination in der Regionalplanung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. 179 S.
- FÜRST J.** (2004): GIS in Hydrologie und Wasserwirtschaft. Heidelberg. H. Wichmann. 336 S.
- GANTNER K.** (2002): Erste internationale Regenwasserkonferenz in Deutschland. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 143/1. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 71–72.
- GANTNER K.** (2003): Nachhaltigkeit urbaner Regenwasserbewirtschaftungsmethoden. Teil I: Grundlagen. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 144/3. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 240–245.
- GASTES D.** (2011): Erhebungsprozesse und Konsistenzanforderungen im Analytic Hierarchy Process (AHP). Frankfurt/Main. Lang, Peter. 148 S.
- GAWEL E., FÄLSCH M.** (2012): Zur Lenkungswirkung von Wasserentnahmeentgelten. Teil 1: Grundlagen und Lenkungszwecke. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 59/1. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 46–51.
- GEIGER W. F., DREISEITL H.** (2001, 2. Aufl.): Neue Wege für das Regenwasser. Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. München. Oldenbourg. 303 S.
- GEIGER W. F., DREISEITL H., STEMPLEWSKI J.** (2009, 3., vollst. überarb. Aufl.): Neue Wege für das Regenwasser. Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. München. Oldenbourg. 256 S.
- GEYLER S., BEDTKE N., GAWEL E.** (2014): Nachhaltige Regenwasserbewirtschaftung im Siedlungsbestand. Teil 1: Ziele, Optionen und Herausforderungen. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 147/1. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 96–102.
- GI GEOINFORMATIK GMBH** (2012): ArcGIS 10.1 und 10.0. Berlin. Wichmann. 705 S.
- GIEGRICH J.** (1995): Die Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. In: SCHMIDT M.; SCHORB A. (Hrsg.): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. Berlin. Springer. S. 255–279.
- GILLENKIRCH R. M.** (2017, Version 9): Gabler Wirtschaftslexikon. Entscheidungstheorie. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/56961/entscheidungstheorie-v9.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- GLÄSER J., LAUDEL G.** (2010, 4. Aufl.): Experteninterviews und qualitative Inhaltsanalyse. Als Instrumente rekonstruierender Untersuchungen. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. 347 S.
- GÖTTLE A., JONECK M.** (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf technische Regeln, Genehmigungsverfahren und Risikomanagement. In: WuA – Wasser und Abfall. Boden – Altlasten – Umweltschutz. Bd. 11/10. BKW – Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. S. 10–15.

- GÖTZE U.** (2006, 5., überarb. Aufl.): Investitionsrechnung. Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsvorhaben. Berlin, Heidelberg. Springer. 506 S.
- GRAHAM S., MARVIN S.** (2001): Splintering Urbanism. Networked Infrastructures, Technological Mobilities and the Urban Condition. London, New York. Routledge. 479 S.
- GRAU A.** (2003): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser nach der neuen ATV DVWK A 138. In: WILDERER P. A.; HELMREICH B.; ATHANASIADIS K. (Hrsg.): Regenwasserversickerung – eine Möglichkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung. Abwassertechnisches Seminar/31. Technische Universität München. S. 19–51.
- GRÜN E., BECKER M., SPENGLER B., GERETSHAUSER G.** (2008): Regen auf richtigen Wegen. Werkzeuge für eine zukunftsfähige Wasserwirtschaft. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 55/12. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1299–1305.
- GRÜN E., BECKER M., RAASCH U., GETTA M.** (2013): Wasserwirtschaftliche Auswirkungen der Kanalisierung im Emschergebiet. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 154/3. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 322–329.
- GRÜNING R., KÜHN R.** (2013, 4., korr. u. überarb. Aufl.): Entscheidungsverfahren für komplexe Probleme. Ein heuristischer Ansatz. Berlin. Springer. 274 S.
- GRWV** (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung). Fassung vom 9. November 2010. Bundesrechtsverordnung.
- GUTFLEISCH R.** (2008): Leitfaden Clusteranalyse – Teil 2. Was ist eine Clusteranalyse, wann und wie wird sie angewendet? 7 S.
- GWECHENBERGER M.** (2006): Öffentlich-private Kooperation bei der Stadtentwicklung. Analyse und Perspektiven zur kommunalen Verkehrsplanung in den Metropolregionen Rhein-Main und Rhein-Neckar. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Mikus, W.; Gebhardt, H. Ruprecht-Karls-Universität. Naturwissenschaftlich-Mathematischen Gesamtfakultät. Heidelberg. 243 S.
- GWF** (2011): Gefahren durch extreme Niederschläge werden ab 2040 deutlich zunehmen. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 152/3. DIV - Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 226–227.
- HÄCKEL H.** (2016, 8., vollst. überarb. u. erw. Auflage): Meteorologie. Stuttgart. Verlag Eugen Ulmer. 473 Seiten.
- HÄDER M.** (2010, 2., überarb. Aufl.): Empirische Sozialforschung. Eine Einführung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. 503 S.
- HAEDRICH G., KUß A., KREILKAMP E.** (1986): Der Analytic Hierarchy Process. In: WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium. Bd. 15/3. S. 120–126.
- HALLER B. E.** (2013): Entwicklung eines global übertragbaren raumbezogenen Planungsinstruments für das integrierte urbane Wassermanagement. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Hirth, T.; Hochschul, V. Universität Stuttgart. Institut für Grenzflächenverfahren und Plasmatechnologie IGVP. Stuttgart. 244 S.
- HAMBURG WASSER** (2017): RISA – das Gemeinschaftsprojekt zur Umsetzung einer zukunftsfähigen Regenwasserbewirtschaftung in Hamburg. <http://www.risa-hamburg.de/hintergrund-ziele/>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- HARKER P. T., VARGAS L. G.** (1987): The Theory of Ratio Scale Estimation: Saaty's Analytic Hierarchy Process. In: Management Science. Bd. 33/11. S. 1383–1403.
- HARKER P. T.** (1989): The Art and Science of Decision Making. The Analytic Hierarchy Process. In: GOLDEN B. L.; WASIL E. A.; HARKER P. T. (Hrsg.): The Analytic Hierarchy Process. Applications and Studies. Berlin, Heidelberg. Springer Berlin, Heidelberg. S. 3–36.
- HEIDENREICH E.** (2004): Fließräume. Die Vernetzung von Natur, Raum und Gesellschaft seit dem 19. Jahrhundert. Frankfurt am Main, New York. Campus. 305 S.
- HEIDER K.** (2002): Öffentliche und private Akteure im Städtebau. Zur Organisation, Aufgabenverteilung und Optimierung städtebaulicher Planung. Dissertation. Universität Bonn. Institut für Geodäsie und Geoinformatik. Bonn. 176 S.

- HEINISCH T.** (2010): Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems zur Anpassung an den Klimawandel am Beispiel der Wasserwirtschaft. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Günthert, W.; Disse, M.; Jacoby, C., Göttle, A. Universität der Bundeswehr München. Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen. München. 211 S.
- HENNEBERG S. C.** (2006): Randbedingungen und Aspekte bei der Aufstellung des Maßnahmenprogramms für eine Flussgebietseinheit. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 53/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 140–145.
- HENNEF C. B., FALK C.** (2009): Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2009. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. 15 S.
- HERZ R., MARSCHKE L., SCHMIDT T.** (2005): Stadtumbau und Stadttechnik (Teil 1). Ursachen und Folgen für die Stadttechnik. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxismagazin für die Trink- und Abwassermanagement/10. HUSS MEDIEN GmbH. S. 8–12.
- HISSL H., TOUSSAINT D., BECKER M., DYRBUSCH A., GEISLER S., HERBST H., PRAGER J. U.** (2003): Alternativen der kommunalen Wasserversorgung und Abwasserentsorgung – AKWA 2100. Heidelberg. Physica-Verlag. 203 S.
- HISSL H., HILLENBRAND T., KLUG S., LANGE M., VÖCKLINGHAUS S., FLORES C., WEILANDT M.** (2012): Nachhaltige Weiterentwicklung urbaner Wasserinfrastrukturen unter sich stark ändernden Randbedingungen (NAUWA). ISI – Frauenhofer-Institut für System- und Innovationsforschung. Karlsruhe, Düsseldorf, Essen. 87 S.
- HILDRETH J. A. D., ANDERSON C.** (2016): Failure at the Top: How Power Undermines Collaborative Performance. In: Journal of Personality and Social Psychology. Bd. 110/2. S. 261–286.
- HILLENBRAND T., HISSL H.** (2006): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 1: Klimawandel, demographischer Wandel, neue ökologische Anforderungen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 53/12. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1265–1271.
- HILLENBRAND T., HISSL H.** (2007): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 2: Technologischer Fortschritt und sonstige Veränderungen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 54/1. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 47–53.
- HILLENBRAND T., NIEDERSTE-HOLLENBERG J., MENGER-KRUG E., KLUG S., HOLLÄNDER R., LAUTENSCHLÄGER S., GEYLER S.** (2010): Demografischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur. UBA – Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 253 S.
- HILLENBRAND T., NIEDERSTE-HOLLENBERG J., HOLLÄNDER R., LAUTENSCHLÄGER S., GALANDER C.** (2011): Demografischer Wandel – Auswirkungen und Lösungsansätze für die Abwasserinfrastruktur. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/12. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1132–1138.
- HIMMELMANN S., POHL A., TÜNNESEN-HARMES C.** (Hrsg.) (1995): Handbuch des Umweltrechts. A.2 Prinzipien des Umweltrechts. München. C. H. Beck. 32 S.
- HOFFMEISTER J., TETTINGER S., STABEN N.** (2008): Demografische und wirtschaftliche Entwicklung in Deutschland. Konsequenzen für die wasserwirtschaftliche Infrastruktur. In: WuA – Wasser und Abfall. Boden – Altlasten – Umweltschutz. Bd. 10/6. BKW – Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. S. 10–16.
- HOLLAUS M.** (2007): Der Einsatz von Online-Befragungen in der empirischen Sozialforschung. Aachen. Shaker. 271 S.
- HOLM K.** (Hrsg.) (1991, 4. Aufl.): Die Befragung – 1. Der Fragebogen – die Stichprobe. Tübingen. Francke. 209 S.
- HOPPE F., NOACK T.** (2017): Förderung nach Richtlinie Siedlungswasserwirtschaft 2016. Kommunale und strukturierte Finanzierungen. 23 S.
- HOPPE H., GRÜNING H.** (2007): Neue Herausforderungen an integrierte Planungen von Misch- und Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Vom Emissions- zum Immissionsansatz – Theorie und Planungspraxis. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 148/7/8. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 548–555.
- HOPPE H., SCHMITT T. G., EINFALT, T.** (2012): KISS – Klimawandel in Stadtentwässerung und Stadtentwicklung. Methoden und Konzepte. Technische Universität Kaiserslautern. 111 S.

HÖTTGES J. (2011): GIS-gestützte Niederschlagswasserbeseitigungskonzepte. Aufgaben und Inhalte. In: KÖLLING V.; PINNEKAMP J. (Hrsg.): 44. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Zukunftsfähige Wasserwirtschaft – kosteneffizient und energiebewusst. 23. bis 25. März 2011 im Eurogress Aachen. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser/223. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen. Ges. zur Förderung d. Siedlungswasserwirtschaft an d. RWTH Aachen. 29/1-29/14.

HUANG I. B., KEISLER J., LINKOV I. (2011): Multi-criteria Decision Analysis in Environmental Sciences: Ten Years of Applications and Trends. In: Science of the Total Environment. Bd. 409/19. Elsevier B. V. S. 3578–3594.

HUHN V., STECKER A. (1996): Leitfaden zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung. In: SIEKER F. (Hrsg.): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Grundlagen, Leitfaden und Anwendungsbeispiele. Germany. Expert Verlag. S. 25–72.

HWANG C. L., YOON K. (1981): Multiple Attribute Decision Making. Methods and Applications: A State-of-the-Art Survey. Berlin, New York. Springer. 259 S.

IED (2010): Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung). Fassung vom 24.11.2010. Richtlinie.

ILLGEN M. (2013): Starkregen und urbane Sturzfluten. Handlungsempfehlungen zur kommunalen Überflutungsvorsorge. In: WuA – Wasser und Abfall. Boden – Altlasten – Umweltschutz. Bd. 15/10. BKW – Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. S. 10–16.

IÖR (2002): 7-Punkte Programm zum Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. IÖR – Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. Dresden. 6 S.

IPCC (2007): Climate Change 2007 Synthesis Report: Synthesis Report. IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2014): Klimaänderung 2013. Naturwissenschaftliche Grundlagen. Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. Beitrag der Arbeitsgruppe I zum fünften Sachstandsbericht des zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 28 S.

IPCC (2017): Organization and Publications. IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc.ch/organization/organization.shtml>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

IWAS (2015): Internationale WasserforschungsAllianz Sachsen (I-WAS). Publikationsliste des I-WAS. Technische Universität Dresden; Helmholtz Zentrum für Umweltforschung; Stadtentwässerung Dresden; DREBERIS. <http://www.iwas-initiative.de/>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

JAKUBOWSKI P., HERZ S. (2005): Effizientere Stadtentwicklung durch Kooperation? Abschlussbericht zum ExWoSt-Forschungsfeld „3stadt2 – Neue Kooperationsformen in der Stadtentwicklung“. BMVBW – Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnwesen. Bonn. BBR. 121 S.

JUCHHEIM K., SPENGLER B. (2012): Freiraumgestaltung mit naturnaher Regenwasserbewirtschaftung. Wasser als Gestaltungselement. In: fbr-wasserspiegel. Bd. 17/4. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e. V. S. 3–4.

KAPLITZA G. (1991): Die Stichprobe. In: HOLM K. (Hrsg.): Die Befragung – 1. Der Fragebogen – die Stichprobe. UTB/372. Tübingen. Francke. S. 136–186.

KEELING R. (2017): CO2 Concentration at Mauna Loa Observatory, Hawaii. Scripps CO2 Program Ralph. <http://scrippsco2.ucsd.edu/>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.

KEENEY R. L., RAIFFA H. (1993): Decisions with Multiple Objectives. Preferences and Value Tradeoffs. Cambridge [England], New York, NY, USA. Cambridge University Press. 569 S.

KEPLINGER D., MAIR M. (2016): Forschungsfrage und Hypothesenmodell: So machen Sie (sich) Ihre Projektziele klar! In: Tourismus Wissen – quarterly/5/6.

KIKER G. A., BRIDGES T. S., VARGHESE A., SEAGER P. T. P., LINKOV I. (2005): Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making. In: Integrated Environmental Assessment and Management. Bd. 1/2. S. 95–108.

- KIRSTEIN W.** (2009): Der Klimawandel macht eine Pause... – Klimamodelle und Fakten. In: MÖRSDORF F. L.; RINGEL J.; STRAUSS C. (Hrsg.): *Anderes Klima. Andere Räume! Zum Umgang mit Erscheinungsformen des veränderten Klimas im Raum*. ISB, Institut für Stadtentwicklung und Bauwirtschaft, Universität Leipzig/19. Norderstedt. Books on Demand GmbH. S. 57–69.
- KLUGE S.** (1999): *Empirisch begründete Typenbildung. Zur Konstruktion von Typen und Typologien in der qualitativen Sozialforschung*. Opladen. Leske + Budrich. 296 S.
- KLUGE T.** (2000): *Wasser und Gesellschaft. Von der hydraulischen Maschinerie zur nachhaltigen Entwicklung*. Opladen. Leske + Budrich. 254 S.
- KLUGE T., LIBBE J.** (Hrsg.) (2006): *Transformation netzgebundener Infrastruktur. Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser*. Berlin. Difu. 420 S.
- KLUGE T., SCHEELE U.** (2008): Von dezentralen zu zentralen Systemen und wieder zurück? Räumliche Dimensionen des Transformationsprozesses in der Wasserwirtschaft. In: Moss T. (Hrsg.): *Infrastrukturnetze und Raumentwicklung. Zwischen Universalisierung und Differenzierung*. München. Oekom. S. 143–172.
- KNIELING J., FÜRST D., DANIELZYK R.** (2003): *Kooperative Handlungsformen in der Regionalplanung. Zur Praxis der Regionalplanung in Deutschland*. Dortmund. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur. 221 S.
- KNOPP A.** (2004): *Marktentwicklungen und ökonomische Randbedingungen alternativer Technikbausteine im Bereich der Wasserver- und Abwasserentsorgung*. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung. Karlsruhe.
- KÖCK W.** (2005): Schutz des Ökosystems Grundwasser im deutschen Recht. In: *GWF – Wasser/Abwasser*. Bd. 146/7/8. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 555–559.
- KÖNIG K. W.** (2008a): Teil 1: Geschichtlicher Rückblick: Regenwassernutzung hat Tradition. In: Mall GmbH (Hrsg.): *Aktualisierter Auszug aus: Ökologie aktuell Regenwassernutzung von A – Z. Ein Anwenderhandbuch für Planer, Handwerker und Bauherrn*. DS-Pföhren. S. 10–17.
- KÖNIG K. W.** (2008b): Teil 2: Planung einer modernen Regenwassernutzungsanlage. In: Mall GmbH (Hrsg.): *Aktualisierter Auszug aus: Ökologie aktuell Regenwassernutzung von A – Z. Ein Anwenderhandbuch für Planer, Handwerker und Bauherrn*. DS-Pföhren. S. 22–51.
- KÖSTER S.** (2008): Die deutsche Trinkwasserverordnung im (Klima-) Wandel. In: *GWF – Wasser/Abwasser*. Bd. 149/3. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 200–206.
- KOZIOL M., VEIT A., WALTHER J.** (2006): *Stehen wir vor einem Systemwechsel in der Wasserver- und Abwasserentsorgung? Sektorale Randbedingungen und Optionen im stadttechnischen Transformationsprozess ; Gesamtbericht des Analysemoduls „Stadttechnik“ im Forschungsverbund NetWORKS*. Berlin. Dt. Inst. für Urbanistik. 148 S.
- KOZIOL M.** (2006): *Transformationsmanagement unter den besonderen Bedingungen der Schrumpfung*. In: KLUGE T.; LIBBE J. (Hrsg.): *Transformation netzgebundener Infrastruktur. Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser*. Difu-Beiträge zur Stadtforschung/45. Berlin. Difu. S. 355–400.
- KOZIOL M.** (2008): *Räumliche Differenzierung der Infrastrukturversorgung. Chancen und Restriktionen im Rahmen des Stadumbaus*. In: Moss T. (Hrsg.): *Infrastrukturnetze und Raumentwicklung. Zwischen Universalisierung und Differenzierung*. München. Oekom. S. 173–186.
- KREKELER M., ZIMMERMANN T.** (2014): *Politikwissenschaftliche Forschungsheuristiken als Hilfsmittel bei der Evaluation von raumbedeutsamen Instrumenten*. In: KÜPPER P.; LEVIN-KEITEL M.; MAUS F.; MÜLLER P.; REIMANN S.; SONDERMANN M.; STOCK K.; WIEGAND T. (Hrsg.): *Raumentwicklung 3.0 – Gemeinsam die Zukunft der räumlichen Planung gestalten 15. Junges Forum der ARL 6. bis 8. Juni 2012 in Hannover. Arbeitsberichte der ARL/8*. Hannover. Akademie für Raumforschung und Landesplanung. S. 74–90.
- KREUTZ H., TITSCHER S.** (1974): Die Konstruktion von Fragebögen. In: KOOLWIJK J.; ALBRECHT G. (Hrsg.): *Techniken der empirischen Sozialforschung – 4. Erhebungsmethoden: Die Befragung/4*. München, u. a. Oldenbourg. S. 24–82.

- KREUZER V., SCHOLZ T.** (2011): Altersgerechte Stadtentwicklung. Eine aufgaben- und akteursbezogene Untersuchung am Beispiel Bielefeld. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Reicher, C.; Selle, K. Technische Universität Dortmund. Fakultät Raumplanung. Dortmund. 486 S.
- KROMREY H., STRUCK E.** (2000, 9., korr. Aufl.): Empirische Sozialforschung. Kombipack. Beinhaltet: UTB 8187: PC-Tutor Empirische Sozialforschung und UTB 1040: Empirische Sozialforschung. Opladen, Tübingen. Leske + Budrich; Vandenhoeck & Ruprecht. 538 S.
- KRUPA J.** (2010): Regionaler Wissenstransfer zwischen Fachhochschulen und Unternehmen. Eine Analyse institutioneller Einflussfaktoren aus Sicht der Neuen Institutionenökonomik am Beispiel der Stadtregionen Eberswalde und Brandenburg an der Havel. Marburg. Tectum-Verlag. 347 S.
- KUCKARTZ U.** (2001): Aggregation und Dis-Aggregation in der sozialwissenschaftlichen Umweltforschung. Methodische Anmerkungen zum Revival der Typenbildung. In: HAAN G.; LANTERMANN E.-D.; LINNEWEBER V.; REUSSWIG F. (Hrsg.): Typenbildung in der sozialwissenschaftlichen Umweltforschung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. S. 17–38.
- KUDER T.** (2001): Städtebauliche Leitbilder – Begriff, Inhalt, Funktion und Entwicklung, gezeigt am Beispiel der Funktions-trennung und -mischung. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Daub, M.; Schmidt-Eichenstaedt. Technische Universität Berlin. Architektur, Umwelt, Gesellschaft. Berlin. 230 S.
- LAHNER M.** (2009): Regional Governance in Biosphärenreservaten. Eine Analyse am Beispiel der Regionen Rhön und Schaalsee unter Einbeziehung von Place-Making. Stuttgart. Ibidem-Verlag. 323 S.
- LAMNEK S.** (2010, 5., überarb. Aufl.): Qualitative Sozialforschung. Lehrbuch. Weinheim, Basel. Beltz. 748 S.
- LANDESHAUPTSTADT DRESDEN** (2004, 1., korr. Nachdruck): Mit Regen wirtschaften. Umweltamt. 48 S.
- LAUX H., GILLENKIRCH R. M., SCHENK-MATHES H. Y.** (2012, 8., erw. und vollst. überarb. Aufl.): Entscheidungstheorie. Berlin, Heidelberg. Springer Gabler. 577 S.
- LAWA** (2015): Nutzen-Kosten-Analyse in der Wasserwirtschaft. Methoden im europäischen Vergleich und die Ableitung eines kohärenten Verfahrens für die LAWA. Leipzig. 79 S.
- LEIST H.-J.** (2002): Anforderungen an eine nachhaltige Trinkwasserversorgung. Teil II: Nebenwirkungen von Wassersparmaßnahmen. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 143/2. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 44–53.
- LEIST H.-J.** (2007): Wasserversorgung in Deutschland. Kritik und Lösungsansätze. München. Oekom. 266 S.
- LINDENBERG M., MÄNNIG F.** (2006): Die Kanalisationsplanung in einem gesamtstädtischen Hochwasserschutzkonzept am Beispiel Dresden. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 53/8. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 780–786.
- LINDENBERG M.** (2009): Hochwasserschutz für Kanalnetze. Anforderungen und Beispiele. 36 S.
- LÖBER T.** (2001): Städtebaulich neuorientierte Regenwasserbehandlung. Wasserwirtschaftlich-städtebauliche Untersuchung der Aufwandsverteilung bei Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zwischen dem öffentlichen und privaten Bereich unter Berücksichtigung zunehmend restriktiver Einleitbedingungen in öffentliche Gewässer. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Hilbers, F.-J.; Tepasse, H.; Sieker, F. Hochschule der Künste Berlin. Fakultät Gestaltung. Berlin. 219 S.
- LONDONG D.** (1997): Die Regenwasserbewirtschaftung vor Ort und ihre Kosten. In: Entsorgungspraxis. Bd. 15/10. S. 43–47.
- LONDONG J., HILLENBRAND T., NIEDERSTE-HOLLENBERG J.** (2011): Demografischer Wandel: Anlass und Chance für Innovationen in der Wasserwirtschaft. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 152–158.
- LÜPSEN H.** (2017, Version 2.4): Varianzanalysen – Prüfen der Voraussetzungen und nichtparametrische Methoden sowie praktische Anwendungen mit R und SPSS. Köln. 216 S.
- LUSTI M.** (2001): Data Warehousing und Data Mining. Eine Einführung in entscheidungsunterstützende Systeme. Interaktive Folien zu Kapitel 2. Nutzwertanalyse am Beispiel von AHP. 66 S.

- LUSTI M.** (2002, 2., überarb. und erw.): Data Warehousing und Data Mining. Eine Einführung in entscheidungsunterstützende Systeme. Berlin, Heidelberg, New York. Springer. 444 S.
- LUX A.** (2009): Wasserversorgung im Umbruch. Der Bevölkerungsrückgang und seine Folgen für die öffentliche Wasserwirtschaft. Frankfurt am Main, New York. Campus. 307 S.
- MAIER G. W., KIRCHGEORG M.** (2016, Version 6): Gabler Wirtschaftslexikon. Motivation. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/55007/motivation-v6.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- MAIER M.** (2005): Wie sollen sich die Wasserversorgungsunternehmen an der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie beteiligen? In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 146/13. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S37-S40.
- MAKROPOULOS C. K., BUTLER D.** (2006): Spatial ordered Weighted Averaging. Incorporating Spatially Variable Attitude towards Risk in Spatial Multi-Criteria Decision-Making. In: Environmental Modelling and Software. Bd. 21/1. S. 69–84.
- MANHELLER W.** (2006): Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie, Basis für einen europäischen Gleichklang im Gewässerschutz – Anspruch und Wirklichkeit. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 53/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 124–128.
- MARCON A., NGUYEN G., RAVA M., BRAGGION M., GRASSI M., ZANOLIN M. E.** (2015): A Score for Measuring Health Risk Perception in Environmental Surveys. In: Science of the Total Environment. Bd. 527–528. S. 270–278.
- MARSCHKE L., SCHMIDT T., GUILLEMENET A.** (2005): Stadtumbau und Stadttechnik (Teil 2). Der Infrastrukturelle Entwicklungsplan (ISEP©) – ein Beitrag der Stadttechnik zur integrierten Stadtentwicklungsplanung. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxismagazin für die Trink- und Abwassermanagement/11/12. HUSS MEDIEN GmbH. S. 37–41.
- MARSCHKE L., BRÄUNINGER S., BÖHNISCH S.** (2007): Stadtumbau und Stadttechnik (Teil 6). Der Infrastrukturelle Entwicklungsplan (ISEP©) – weitere Anwendungsbeispiele aus Merseburg und Riesa. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxismagazin für die Trink- und Abwassermanagement/10. HUSS MEDIEN GmbH. S. 50–54.
- MATSUSHITA J., OZAKI M., NISHIMURA S., OHGAKI S.** (2001): Rainwater Drainage Management for Urban Development based on Public-Private Partnership. In: Water Science and Technology. Bd. 44/2/3. IWA Publishing. S. 295–303.
- MAURER M., JANDURA O.** (2009): Masse statt Klasse? Einige kritische Anmerkungen zu Repräsentativität und Validität von Online-Befragungen. In: JACKOB N.; SCHOEN H.; ZERBACK T. (Hrsg.): Sozialforschung im Internet. Methodologie und Praxis der Online-Befragung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. S. 61–74.
- MAYNTZ R., SCHARPF F. W.** (1995a): Der Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus. In: MAYNTZ R.; SCHARPF F. W. (Hrsg.): Gesellschaftliche Selbstregulierung und politische Steuerung. Schriften des Max-Planck-Instituts für Gesellschaftsforschung, Köln/23. Frankfurt, New York. Campus. S. 39–72.
- MAYNTZ R., SCHNEIDER V.** (1995): Die Entwicklung technischer Infrastruktursysteme zwischen Steuerung und Selbstorganisation. In: MAYNTZ R.; SCHARPF F. W. (Hrsg.): Gesellschaftliche Selbstregulierung und politische Steuerung. Schriften des Max-Planck-Instituts für Gesellschaftsforschung, Köln/23. Frankfurt, New York. Campus. S. 73–100.
- MAYNTZ R., SCHARPF F. W.** (Hrsg.) (1995b): Gesellschaftliche Selbstregulierung und politische Steuerung. Frankfurt, New York. Campus. 368 S.
- MAYNTZ R.** (2009): Sozialwissenschaftliches Erklären. Probleme der Theoriebildung und Methodologie. Frankfurt/Main. Campus. 182 S.
- MCCRIGHT A., DUNLAP R. E.** (2011): Cool Dudes: The Denial of Climate Change among Conservative White Males in the United States. In: Global Environmental Change. Bd. 21/4. S. 1163–1172.
- MEINEL G., HECHT R., HEROLD H., SCHILLER G.** (Hrsg.) (2008): Automatische Ableitung von stadtstrukturellen Grundlagendaten und Integration in einem geographischen Informationssystem. Abschlussbericht. Ein Projekt des „Forschungsprogramms Stadtverkehr (FoPS)“ des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) und des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (BBR). BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung; BBR – Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung. Bonn. 98 S.
- MEIXNER O., HAAS R.** (2002): Computergestützte Entscheidungsfindung. Expert Choice und AHP – innovative Werkzeuge zur Lösung komplexer Probleme. Frankfurt am Main. Redline Wirtschaft bei Überreuter. 262 S.

- MERKEL W., LEUCHS W., ODENKIRCHEN G.** (2008): Herausforderungen des globalen Klimawandels für die Wasserwirtschaft in Deutschland: Praxisberichte, Handlungsfelder und Forschungsbedarf. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 149/4. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 332–337.
- MERTEN O., KOLL C., WERNER E., GROBE O.** (2012): Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Bereich Kommunalabwasser. Minderung der Stickstoff- und Phosphoremissionen in ausgewählten Kläranlagen im Land Brandenburg. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 59/6. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 551–559.
- MEYEN M., LÖBLICH M., PFAFF-RÜDIGER S., RIESMEYER C.** (2011): Qualitative Forschung in der Kommunikationswissenschaft. Eine praxisorientierte Einführung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. 208 S.
- MEYNEN E., SCHMIDTHÜSEN J., GELLERT J., NEEF E., MÜLLER-MINY H., SCHULZE J. H.** (Hrsg.) (1953-62): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bad Godesberg. Remagen.
- MINAR S.** (2012): Mesoskalige Parametrisierbarkeit ausgewählter ländlicher Siedlungsstrukturtypen für die hydrologische Modellierung. Masterarbeit. Unter Mitarbeit v. Schanze, J.; Trümper, J. Technische Universität Dresden. Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften. Dresden. 97 S.
- MÖLLRING B.** (2003): Toiletten und Urinale für Frauen und Männer. Die Gestaltung von Sanitärobjekten und ihre Verwendung in öffentlichen und privaten Bereichen. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Dörhöfer, K.; Pallowski, K. Universität der Künste Berlin. Fakultät Bildende Kunst. Berlin. 180 S.
- MOORE S. L., STOVIN V. R., WALL M., ASHLEY R. M.** (2012): A GIS-based Methodology for Selecting Stormwater Disconnection Opportunities. In: Water Science and Technology. Bd. 66/2. IWA Publishing. S. 275–283.
- MOOSMANN L., SCHRÖDER M., CLASSEN N., ZIEGLER J., WALDHOFF A.** (2014): Leitfaden zur Versickerungspotenzialkarte. Stand: 25. April 2014. Erstellt im Rahmen des Projektes RISA – RegenInfraStrukturAnpassung, AK Kartenwerk der AG Siedlungswasserwirtschaft/QT Technische Grundlagen. 20 S.
- MOSS T., NAUMANN M.** (2007a): „Infrastructure Stress“ durch Nutzungswandel und die Anpassungsfähigkeit der Wasser- und Abwasserentsorgung. In: BEETZ S. (Hrsg.): Die Zukunft der Infrastrukturen in ländlichen Räumen. Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume – LandInnovation. Materialien/14. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin. S. 39–48.
- MOSS T., NAUMANN M.** (2007b): Neue Räume der Wasserbewirtschaftung. Anpassungsstrategien der Kommunen. In: HAUG P.; Rosenfeld, M. T. W. (Hrsg.): Die Rolle der Kommunen in der Wasserwirtschaft. Hallesches Kolloquium zur Kommunalen Wirtschaft 2005. Schriften des Instituts für Wirtschaftsforschung Halle/25. Baden-Baden. Nomos. S. 139–159.
- MÜNCH P.** (1993): Stadthygiene im 19. und 20. Jahrhundert. Die Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallbeseitigung unter besonderer Berücksichtigung Münchens. Göttingen. Vandenhoeck & Ruprecht. 384 S.
- NADLER A., MEIBNER E.** (2009): Platzsparende Alternativen zur breitflächigen Versickerung. Ergebnisse langjähriger Untersuchungen an einer Versuchsanlage. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 56/8. DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 769–776.
- NAUMANN M.** (2009): Neue Disparitäten durch Infrastruktur? Der Wandel der Wasserwirtschaft in ländlich-peripheren Räumen. München. Oekom. 282 S.
- NIEDERSTE-HOLLENBERG J., HILLENBRAND T.** (2011): Urbane Wasserinfrastrukturen im Wandel. In: Umwelt Magazin. Bd. 41/9. VDI – Verein Deutscher Ingenieure. S. 34–35.
- NITZSCH R. v.** (1993): Analytic Hierarchy Process und Multiattributive Werttheorie im Vergleich. In: WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium. Bd. 22/3. S. 111–116.
- NOWACK M., JOHN S., TRÄNCKNER J., GÜNTHER E.** (2010): Der demografische Wandel als Gebührentreiber in der Siedlungsentwässerung. Ein Vergleich des Demografieeffektes mit Spar-, Betriebskosten-, Kapitalkosten- und Industrieeffekten. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 151/11. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 1076–1085.
- OBERMAYER A.** (2012): Ganzheitliche Betrachtung zur Abwasserableitung. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 153/2. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 158–161.

- OEBBEKE A.** (2014): Neue Initiative engagiert sich für Sanierung des Kanalnetzes und Wassermanagement. Aussage von Hölker, M.; Hauptgeschäftsführer des BDB e. V. 1 S.
- OHL U.** (2009): Spielraumerweiterung. Institutionelle Rahmenbedingungen und Akteursstrategien in der großstädtischen Stadtteilentwicklung unter Einbezug von Kindern und Jugendlichen. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Hupke, K.-D.; Thieme, G. Pädagogische Hochschule Heidelberg. Heidelberg. 406 S.
- OLOFSSON A., RASHID S.** (2011): The White (Male) Effect and Risk Perception: Can Equality Make a Difference? In: Risk Analysis. Bd. 31/6. S. 1016–1032.
- OSSADNIK W.** (1998): Mehrzielorientiertes strategisches Controlling. Methodische Grundlagen und Fallstudien zum führungsunterstützenden Einsatz des Analytischen Hierarchie-Prozesses. Heidelberg. Physica-Verlag. 279 S.
- PANNING F., HILLBRECHT B., SIEKER F.** (2006): Untersuchung eines Ölnfalls im Bereich eines Mulden-Rigolen-Systems. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 147/1. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 47–52.
- PECHER K. H., HOPPE H.** (2011): Künftige Bemessung von Kanalisationen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 121–127.
- POPPER K. R., KEUTH H.** (2005, 11. Aufl.): Logik der Forschung. Tübingen. Mohr Siebeck. 601 S.
- POBER C.** (2012): Freiraumplanerische Leitbilder in der Stadtentwicklung. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Baumgart, S.; Finke, L. Technische Universität Dortmund. Fakultät Raumplanung. Dortmund. 262 S.
- PÖTSCHKE V. M.** (2009): Potentiale von Online-Befragungen: Erfahrungen aus der Hochschulforschung. In: JACKOB N.; SCHOEN H.; ZERBACK T. (Hrsg.): Sozialforschung im Internet. Methodologie und Praxis der Online-Befragung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. S. 75–89.
- PROGNOS AG** (2007): Folgen des demografischen Wandels für den regionalen Wasser- und Energiebedarf – Szenario bis zum Jahr 2030. Im Auftrag der RWE-Energy AG. Prognos AG. Berlin, Düsseldorf.
- READ J., HAUBER G.** (2012): Ökologische Stadtinfrastrukturen. Der Bishan Park in Singapur bekämpft den Trinkwassermangel und schützt vor der Flutkatastrophe. In: fbr-wasserspiegel. Bd. 17/4. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e. V. S. 17–20.
- REICHART T.** (1999): Bausteine der Wirtschaftsgeographie. Eine Einführung. Bern. P. Haupt. 256 S.
- RICHARDSON K., STEFFEN W. S. H. J., ALCAMO J., BARKER T., KAMMEN D. M., LEEMANS R., LIVERMAN D., MUNASINGHE M., OSMAN-ELASHA B., STERN N., WAEVER O.** (2009): Synthesis Report from Climate Change. Global Risk, Challenges & Decisions. University of Copenhagen. 39 S.
- RICHTERS L., WAGNER C.** (2011): Langfristige Entwicklung der Wasserabgabe – Prognosemöglichkeit mittels historischer Daten. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 152/3. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 262–267.
- RICHTLINIE 2006/118/EG** (2006): Richtlinie 2006/118/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Gewässers vor Verschmutzung und Verschlechterung. Fassung vom 27.12.2006. Richtlinie.
- RICHWIEN M., SPEIL K.** (2012): Regionale Anpassungen an den Klimawandel. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxismagazin für die Trink- und Abwassermanagement/6. HUSS MEDIEN GmbH. S. 30–35.
- RIEDL K.** (2006): Analytischer Hierarchieprozess vs. Nutzwertanalyse: Eine vergleichende Gegenüberstellung zweier multiattributiver Auswahlverfahren am Beispiel Application Service Providing. In: FINK K.; PLODER C. (Hrsg.): Wirtschaftsinformatik als Schlüssel zum Unternehmenserfolg. Wirtschaftsinformatik. Wiesbaden. Dt. Univ.-Verl. S. 99–127.
- RODENSTEIN M.** (1988): Mehr Licht, mehr Luft. Gesundheitskonzepte im Städtebau seit 1750. Frankfurt/Main, New York. Campus. 228 S.
- ROSCHER H.** (2005): Das 21. Jahrhundert – Jahrhundert der Rehabilitation unserer Wasserrohrnetze. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 146/12. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 912–923.
- ROSCHER H.** (2006): Wasserrohrnetze im 21. Jahrhundert. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxismagazin für die Trink- und Abwassermanagement/3. HUSS MEDIEN GmbH. S. 43–47.

- ROSE U.** (2007): Vom Sinn und Unsinn ökologischer Zustände. Die Problematik des „guten ökologischen Zustands“ bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 148/9. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 892–894.
- RÜHLI E.** (1988, 2., überarb.): Unternehmensführung und Unternehmenspolitik. Bern. Haupt Verlag. 290 S.
- SAATY T. L.** (1977): A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. In: Journal of Mathematical Psychology. Bd. 15/3. Elsevier B. V. S. 234–281.
- SAATY T. L.** (1986): Axiomatic Foundation of the Analytic Hierarchy Process. In: Management Science. Bd. 32/7. S. 841–855.
- SAATY T. L.** (1990): How to Make a Decision: The Analytic Hierarchy Process. In: European Journal of Operational Research. Bd. 48/1. Elsevier B. V. S. 9–26.
- SAATY T. L.** (1994): How to Make a Decision: The Analytic Hierarchy Process. In: Interfaces. Bd. 24/6. informs. S. 19–43.
- SAATY T. L.** (1996): Decision Making with Dependence and Feedback. The Analytic Network Process : The Organization and Prioritization of Complexity. Pittsburgh, PA. RWS Publication. 370 S.
- SAATY T. L.** (2003): Decision-making with the AHP: Why is the Principal Eigenvector Necessary. In: European Journal of Operational Research. Bd. 145/1. Elsevier B. V. S. 85–91.
- SARTORIUS C. M., HILLENBRAND T.** (2008): Ausbreitung dezentraler Ansätze der Abwasserbehandlung und des Regenwasser-managements im Elbegebiet. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 55/10. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1086–1094.
- SARTOR J.** (1994): Die Wahrscheinlichkeit des gleichzeitigen Auftretens maßgebender Abflußereignisse in Kanalisations-netzen und natürlichen Gewässern. Universität Kaiserslautern. 131 S.
- SARTOR J.** (2008): Hydrologisch-hydraulische Bemessung von Hochwasserpumpwerken. In: KA – Korrespondenz Abwas-ser, Abfall. Bd. 55/8. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 860–864.
- SCHÄFFERS B., KÖHLER G.** (1989): Leitbilder der Stadtentwicklung. Wandel und jetzige Bedeutung im Expertenurteil. Pfaffen-weiler. Centaurus. 128 S.
- SCHANZE J.** (2010): Verfahren und Instrumente der Umweltentwicklung. Fragestellung, Begriffe, Konzepte. Vorlesungs-reihe. Technische Universität Dresden. Dresden.
- SCHARPF F. W.** (2006, unveränd. Nachdruck der 1. Aufl.): Interaktionsformen. Akteurzentrierter Institutionalismus in der Politikforschung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. 474 S.
- SHELLNHUBER H. J., MESSNER D., LEGGIEWIE C., LEINFELDER R., NAKICENOVI N., RAHMSTORF S., SCHLACKE S., SCHMID J., SCHUBERT R.** (2008): Kassensturz für den Weltklimavertrag – Der Budgetansatz. Sondergutachten. WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderung. 59 S.
- SCHENDEL F. A.** (2010): Das neue Wasserhaushaltsgesetz – ein Überblick. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 57/3. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 262–268.
- SCHENDERA C. F. G.** (2011): Clusteranalyse mit SPSS. Mit Faktorenanalyse. München. Oldenbourg. 434 S.
- SCHILLER G., GUTSCHE J. M., DEILMANN C.** (2009): Von der Außen- zur Innenentwicklung in Städten und Gemeinden. Das Kostenparadoxon der Baulandentwicklung. UBA – Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 359 S.
- SCHILLER G.** (2012): Dezentralisierung von Abwassersystemen. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxisma-gazin für die Trink- und Abwassermanagement/5. HUSS MEDIEN GmbH. S. 38–41.
- SCHMITT T. G.** (2006): Klimaveränderungen – Konsequenzen für die Siedlungsentwässerung? In: GWF – Wasser/Abwas-ser. Bd. 147/3. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 210–214.
- SCHMITT T. G.** (2009): Neue Entwicklungen und Bewertungen zum Umgang mit Regenwasser. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 56/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 124–130.

- SCHMITT T. G.** (2011): Risikomanagement statt Sicherheitsversprechen. Paradigmawechsel auch im kommunalen Überflutungsschutz? In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/1. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 40–49.
- SCHNEEWEIß C.** (1990): Kostenwirksamkeitsanalyse, Nutzwertanalyse und Multi-Attributive Nutzentheorie. In: WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium. Bd. 19/1. S. 13–18.
- SCHNEIDER H.** (1997): Stadtentwicklung als politischer Prozess. Stadtentwicklungsstrategien in Heidelberg, Wuppertal, Dresden und Trier. Opladen. Leske + Budrich. 399 S.
- SCHNEIDER V.** (2014): Die Konstitution von Policy-Akteuren. In: SCHUBERT K.; BANDELOW N. C. (Hrsg.): Lehrbuch der Politikfeldanalyse. Lehr- und Handbücher der Politikwissenschaft. München. De Gruyter Oldenbourg. S. 259–287.
- SCHRAMM E., KLUGE T.** (2008): Zielhorizont 2050: Integrierte Systemlösungen als nachhaltige Innovationsstrategie für Unternehmen im Wasserbereich. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 55/8. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 691–698.
- SCHRAPE J.-F.** (2012): Akteurzentrierter Institutionalismus. Kurzschrift vom 07.05.2012. Universität Stuttgart. 5 S.
- SCHUBERT K., KLEIN M.** (2006, 4., aktual. Aufl.): Das Politiklexikon. Bonn. Dietz. 345 S.
- SCHULZE P. M.** (2011, 6., korr. u. akt. Aufl.): Beschreibende Statistik. München. Oldenbourg. 419 S.
- SCHÜTZENMEISTER V. F., BUßMANN M.** (2009): Online-Befragung in der Wissenschaftsforschung. In: JACKOB N.; SCHOEN H.; ZERBACK T. (Hrsg.): Sozialforschung im Internet. Methodologie und Praxis der Online-Befragung. Wiesbaden. VS Verlag für Sozialwissenschaften. S. 245–260.
- SCHWARZENBACH R. P.** (2006): The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. In: Science. Bd. 25/313. AAAS – American Association of the Advancement of Science. S. 1072–1077.
- SEGELKE K., BEENKEN T., FUCHS L., LÖWE R., MENKE T., OBER-BLOIBAUM B.** (2013): Kanalnetz- und Kläranlagenzuflusssteuerung am Beispiel des Einzugsgebiets Wilhelmshafen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 60/8. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 664–672.
- SELLE K.** (2000): Was? Wer? Wie? Warum? Voraussetzungen und Möglichkeiten einer nachhaltigen Kommunikation: Arbeitsmaterialien für Studium und Praxis. Dortmund. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur. 254 S.
- SIEKER F., GROTTKER U., HAGENDORF U., HAHN J., SIEKER H., SOMMER H., WASSERMANN H.** (2004): Anforderungen und Zielgrößen für eine zeitgemäße Regenwasserbewirtschaftung. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 145/12. DIV – Deutscher Industrie-Verlag GmbH. S. 874–880.
- SIEKER F., KAISER M., SIEKER H.** (2006a): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung im privaten, gewerblichen und kommunalen Bereich. Grundlagen und Ausführungsbeispiele. Stuttgart. Fraunhofer-IRB-Verlag. 232 S.
- SIEKER F.** (2006): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Siedlungsgebieten als Beitrag zur Minderung extremer Hochwasserabflüsse in beliebig großen Einzugsgebieten. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 147/4. DIV - Deutscher Industrie-Verlag GmbH. S. 310–314.
- SIEKER F., ZWEYNERT U., SIEKER H.** (2006b): Zielgrößen und Anforderungen an die künftige Regenwasserbewirtschaftung in Neubau-, Erweiterungs- und Sanierungsgebieten. Teil I: Die Jahreswasserbilanz als maßgebendes Planungskriterium. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 147/10. DIV – Deutscher Industrie-Verlag GmbH. S. 658–667.
- SIEKER F., SIEKER H., ZWEYNERT U., ZHENGYUE J.** (2008a): Paradigmenwechsel in der Siedlungswasserwirtschaft beim Umgang mit Regenwasser. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 149/7/8. DIV – Deutscher Industrie-Verlag GmbH. S. 558–570.
- SIEKER F., ZACHARIAS S., WILCJE D., SCHMIDT W.-A., SIEKER H., MERTA M.** (2008b): Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche. Untersucht am Beispiel des Einzugsgebietes der Mulde Sachsen. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 149/5. DIV – Deutscher Industrie-Verlag GmbH. S. 404–415.
- SIEKER F., SIEKER H., ZWEYNERT U.** (2009): Konzept für bundeseinheitliche Anforderungen an die Regenwasserbewirtschaftung. UBA – Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 72 S.

- SIEKER F., SIEKER H.** (2009a): Reformschritte zu einem Paradigmen- und Systemwechsel bei der Regenwasserbewirtschaftung. Teil I: Regenwasserbewirtschaftung im Rahmen des neuen Wasserhaushaltsgesetzes, bundeseinheitliche Anforderungen, Eigenschaften und Wirkungen des dezentralen Prinzips. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 150/10. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 796–802.
- SIEKER F., SIEKER H.** (2009b): Reformschritte zu einem Paradigmen- und Systemwechsel bei der Regenwasserbewirtschaftung. Teil II: Reformschritte bei Begriffen, Anschluss- und Benutzungszwang, Technische Regeln und Honorarordnung. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 150/11. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 919–924.
- SIEKER F.** (2013): Regenwasserbewirtschaftung in Deutschland – Bestandsaufnahme und Ausblick. In: GWF – Wasser/Abwasser. Bd. 154/4. DIV – Deutscher Industrieverlag GmbH. S. 474–484.
- SIEKER F., SIEKER H.** (2016): Regenwasserkonzepte. <http://www.sieker.de/de/projekte/regenwasserkonzepte.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- SIEKER H.** (1999): Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Dissertation. Technische Universität Darmstadt. Fachbereich Bauingenieurwesen. Darmstadt. 319 S.
- SIEKER H., SIEKER F.** (2009): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung versus Regenbecken. Teil 1: Systemalternativen und Vergleich. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 56/9. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 882–891.
- SIEVERTS T.** (1998): Was leisten städtebauliche Leitbilder? In: BECKER H.; JESSEN J.; SANDER R. (Hrsg.): Ohne Leitbild? Städtebau in Deutschland und Europa. Stuttgart. Karl Krämer. S. 21–40.
- SMUL** (2005): Klimawandel in Sachsen. Sachstand und Ausblick 2005. SMUL – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. 111 S.
- SPENGLER B.** (2005): Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser für die Emscherregion. BEW-Seminar „Beseitigung von Niederschlagswasser gem. §51a LWG“. 9 S.
- SPIEGEL E.** (2000): Leitbilder des Städtebaus – von gestern oder für morgen? In: BECKMANN K. J. (Hrsg.): Leitbilder des Städtebaus, Bahnflächen- und Bahnhofsentwicklung, Landesagenda Nordrhein-Westfalen: Siedlungsstrukturen, computer-gestützte Analyse des Aktivitätenplanungsverhaltens. Stadt, Region, Land/68. Aachen. ISB. S. 55–67.
- STARKL M., BRUNNER N., HABERL R.** (2004): Erhebung, Analyse und Bewertung geeigneter Verfahren zur Variantenuntersuchung in der Siedlungswasserwirtschaft. 192 S.
- STAUCH C.** (2000): GIS als entscheidungsunterstützendes Werkzeug in der Verkehrsplanung – am Beispiel von Flächenzerschneidung und Immissionsbelastung. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Kaule, G.; Fritsch, D. Universität Stuttgart. Bauingenieur- und Vermessungswesen. Stuttgart. 169 S.
- STEININGER K. W., STEINREIBER C., RITZ C.** (2005): Extreme Wetterereignisse und ihre wirtschaftlichen Folgen. Anpassung, Auswege und politische Forderungen betroffener Wirtschaftsbranchen. Berlin. Springer. 246 S.
- STEIN U.** (2016): Ein systemisches Kommunikationsmodell für die räumliche Planung. In: CHRISTMANN G. B. (Hrsg.): Zur kommunikativen Konstruktion von Räumen. Theoretische Konzepte und empirische Analysen. Theorie und Praxis der Diskursforschung. Wiesbaden. Springer VS. S. 223–239.
- STEMPLEWSKI J., NAFO I. I., LANGE C., KRULL D., PALM N., WERMER P.** (2008): Integrative sozioökonomische Maßnahmenplanung für die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 55/3. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 265–272.
- STEMPLEWSKI J., BECKER M., RAASCH U.** (2010): Niederschlagswasser bewirtschaften statt beseitigen – ökologisch und wirtschaftlich sinnvoll. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 57/10. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1011–1019.
- TAUCHMANN H.** (2006): Innovationen für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Einflussfaktoren und Handlungsbedarf. Heidelberg. Physica-Verlag. 340 S.
- THABREW L., WIEK A., RIES R.** (2009): Environmental Decision Making in Multi-Stakeholder Contexts. Applicability of Life Cycle Thinking in Development Planning and Implementation. In: Journal of Cleaner Production. Bd. 17/1. S. 67–76.

- THOMMEN J.-P.** (2016, Version 6): Gabler Wirtschaftslexikon. Anspruchsgruppen. Springer Gabler. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/1202/anspruchsgruppen-v6.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- TIETZ H.-P.** (2007, 1. Aufl.): Systeme der Ver- und Entsorgung. Funktionen und räumliche Strukturen. Wiesbaden. Teubner. 362 S.
- TIETZ H.-P.** (2011): Funktionswandel und Struktur von Ver- und Entsorgungssystemen im Wandel. In: TIETZ H.-P.; HÜHNER T. (Hrsg.): Zukunftsfähige Infrastruktur und Raumentwicklung. Handlungserfordernisse für Ver- und Entsorgungssysteme. Forschungs- und Sitzungsberichte der ARL/235. Hannover. Verlag der ARL. S. 5–18.
- TRÄNCKNER J., KOEGST T.** (2011): Entwicklung der Arzneimittelkonzentrationen im Abwasser durch demografischen Wandel. Konsequenzen für die Abwasserbehandlung. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 58/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 128–136.
- TRÄNCKNER J., KOEGST T., NOWACK M.** (2012): Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Siedlungsentwässerung (DEMOWAS). BMBF Projekt – Förderkennzeichen: 02WA0918. BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung. 228 S.
- TRÄNCKNER J., FRANZ T., WINKLER U., OBERMAYER A., FREHMANN T., JATHE R., FREYMUTH J.** (2013): Wirtschaftliche Auswirkungen veränderlicher Rahmenbedingungen auf Abwasserentsorgungsunternehmen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 60/2. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 111–120.
- TRELA K.** (2017): Ökonomische Entscheidungsunterstützung für die Klimaanpassungspolitik. Anforderungen, Verfahren und Anwendungspotenziale in der Praxis. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Gawel, E.; Sturm, B. Universität Leipzig. Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät. Leipzig. 230 S.
- TRINKWV** (2012): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung). Fassung vom 21. Mai 2001. Bundesrechtsverordnung.
- UFZ** (2015a): Dürremonitor Deutschland. Jährliche mittlere Trockenheit 1981 – 2010. UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.
- UFZ** (2015b): Regionaler Klimaatlas für Deutschland. Jährliche längste Trockenperiode 2021 – 2050. UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.
- UFZ** (2015c): Regionaler Klimaatlas für Deutschland. Jährliche mittlere Temperatur 2021 – 2050. UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.
- UFZ** (2015d): Regionaler Klimaatlas für Deutschland. Jährliche mittlere Trockenperioden 2021 – 2050. UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.
- UFZ** (2015e): Regionaler Klimaatlas für Deutschland. Jährliche mittlerer Niederschlag 2021 – 2050. UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.
- UFZ** (2015f): Regionaler Klimaatlas für Deutschland. Jährliche mittlerer Starkniederschlag 2021 – 2050. UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.
- UNIVERSITÄT ZÜRICH** (2016): Logistische Regressionsanalyse. <http://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse/zusammenhaenge/lreg.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- VAIDYA O. S., KUMAR S.** (2006): Analytic Hierarchy Process: An Overview of Applications. In: European Journal of Operational Research. Bd. 169/1. Elsevier B. V. S. 1–29.
- VAN DER LINDEN S.** (2015): The Social-Psychological Determinants of Climate Change Risk Perceptions. Towards a Comprehensive Model. In: Journal of Environmental Psychology. Bd. 41. S. 112–124.
- VÖGELE J.** (1993): Sanitäre Reformen und der Sterblichkeitsrückgang in deutschen Städten, 1877 – 1913: VSWG: Vierteljahrschrift für Sozial- und Wirtschaftsgeschichte. 80/3. S. 345–365.
- VÖLKER J., MOHAUPT V., ARLE J., BAUMGARTEN C., BLONDIK K., BORCHARDT D., HILLIGES F., MATHAN C., NAUMANN S., OSIEK D., RECHENBERG J., SCHMEDTJE U., ULLRICH A., WEIB A., WOLTER R.** (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie. Deutschlands Gewässer 2015. UBA – Umweltbundesamt. 144 S.

- WALGENBACH P.** (2006): Neoinstitutionalistische Ansätze in der Organisationstheorie. In: KIESER A. (Hrsg.): Organisations-theorien. Stuttgart. Kohlhammer. S. 353–401.
- WASTRG** (2016): Bundeswasserstraßengesetz. Fassung vom 23.05.2007. Bundesgesetz.
- WEBER K.** (1993): Mehrkriterielle Entscheidungen. München, Wien. Oldenbourg. 218 S.
- WEHLING H.-G.** (2006): Unterschiedliche Verfassungsmodelle. In: bpb (Hrsg.): Informationen zur politischen Bildung/242. bpb – Bundeszentrale für politische Bildung. S. 28–45.
- WEIZÄCKER R. K. von, HORVATH M.** (2017, Version 8): Gabler Wirtschaftslexikon. Bruttoinlandsprodukt (BIP). <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/57565/bruttoinlandsprodukt-bip-v8.html>, zuletzt geprüft am 11.11.2017.
- WESSEL H.** (1995): Die Versorgung von Kommunen mit Wasser, Gas und elektrischer Energie von etwa 1850 bis 1914. In: AMBROSIOUS G.; WYSOCKI J. (Hrsg.): Kommunalisierung im Spannungsfeld von Regulierung und Deregulierung im 19. und 20. Jahrhundert. Schriften des Vereins für Socialpolitik, Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften/240. Berlin. Duncker & Humblot. S. 49–89.
- WESTPHAL C.** (2009): Dichte als Planungsgröße im Stadtumbau? Angemessene Dichte zur Gewährleistung der stadttechnischen Daseinsvorsorge in schrumpfenden Städten. In: RuR – Raumforschung und Raumordnung. Bd. 67/1. Springer Verlag. S. 7–20.
- WEYAND M.** (2002): Wesentliche Inhalte der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Darlegung aus dem Blickwinkel eines Wasserbandes. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall. Bd. 49/12. DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. S. 1653–1655.
- WHG** (2013): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz). Fassung vom 31. Juli 2009. Bundesgesetz.
- WIESNER A.** (2006): Politik unter Einigungszwang. Eine Analyse föderaler Verhandlungsprozesse. Frankfurt am Main. Campus. 263 S.
- WITT H.** (2001): Forschungsstrategien bei quantitativer und qualitativer Sozialforschung. FQS – Forum: Qualitative Sozialforschung. 11 S.
- WOLFF M., MARSCHKE L.** (2008): Stadtumbau und Stadttechnik (Teil 7). Langfristige Infrastrukturelle Entwicklungsplanung – ISEP, Förderpolitik, Leitfaden, ein Anwendungsbeispiel aus Zittau. In: wwt – Wasserwirtschaft, Wassertechnik. Das Praxismagazin für die Trink- und Abwassermanagement/5. HUSS MEDIEN GmbH. S. 54–59.
- ZEBISCH M., GROTHMANN T., SCHRÖTER D., HASSE C., FRITSCH F., CRAMER W.** (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. UBA – Umweltbundesamt. 203 S.
- ZECH T.** (2008): Entwicklung eines semidezentralen Verfahrens für kommunales Abwassermanagement und Erprobung in der großtechnischen Anwendung. IGB – Frauenhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik. Stuttgart. 171 S.
- ZHU M.** (2008): Kontinuität und Wandel städtebaulicher Leitbilder. Von der Moderne zur Nachhaltigkeit. Aufgezeigt am Beispiel Freiburg und Shanghai. Dissertation. Unter Mitarbeit v. Böhme, H.; Schott, D.; Durth, W. Technische Universität Darmstadt. Fachbereich Gesellschafts- und Geschichtswissenschaften. Darmstadt. 352 S.
- ZIMMERMANN H.-J., GUTSCHE L.** (1991): Multi-Criteria-Analyse. Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Berlin. Springer. 307 S.

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Dissertation selbständig und ohne unzulässige fremde Hilfe, insbesondere ohne die Hilfe eines Promotionsberaters, angefertigt zu haben. Ich habe keine anderen als die angeführten Quellen und Hilfsmittel benutzt und sämtliche Textstellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder unveröffentlichten Schriften entnommen wurden, und alle Angaben, die auf mündlichen Auskünften beruhen, als solche kenntlich gemacht. Ebenfalls sind alle von anderen Personen bereitgestellten Materialien oder erbrachten Dienstleistungen als solche gekennzeichnet.

Dresden, 01. Dezember 2019

Ort, Datum



Unterschrift