



**Analyse der Grundwasserstandsentwicklung,
ihrer Einflussfaktoren sowie der Auswirkungen
auf den mengenmäßigen Zustand von
vier Grundwasserkörpern in Niedersachsen**

Zusammenfassender Abschlussbericht

Sitz der Gesellschaft:
Wolfener Str. 36
12681 Berlin

Geschäftsführer:
Dr. Martin Bernhard (Vorsitz)
Dr. Dirk Brinschwitz

Tel.: 030 93651-0
Fax: 030 93651-250
FGLG-Info@fugro.com
www.fugro.com

Auftraggeber: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim

Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH
Volkmaroder Straße 8 c
38104 Braunschweig

Bearbeiterteam: Dipl.-Geol. Kathrin Brinschwitz
Dipl.-Hydrol. Marcus Pistorius
Dipl.-Ing. Thomas Lange
Dipl.-Geol. Andrea Eckert
Dr. Dirk Brinschwitz
Dipl.-Phys. Steffen Keller

Ökologie: Dr. Eckhard Coring; Fa. Ecoring



Auftrags-Nr.: 310-16-134

Bestätigt: 
.....
K. Brinschwitz
Projektleiterin

Datum: Braunschweig, 31.07.2018

Inhaltsverzeichnis

0	Projektveranlassung.....	10
1	Zeitreihenanalyse Grundwasser	16
1.1	Zielstellung	16
1.2	Methodisches Konzept.....	17
1.2.1	Methodischer Ansatz.....	17
1.2.2	Qualifizierung der Methodik	21
1.3	Bewertung von Grundwasserstandsänderungen nach der Grimm-Strele-Methodik	23
1.4	Signifikanztest und Autokorrelationskorrektur.....	25
1.5	Berechnungstool	25
1.6	Umsetzung des methodischen Ansatzes auf die 4 GWK	27
1.6.1	Datenaufbereitung/Zusammenführen Datenbanken.....	27
1.6.2	Ermittlung geeigneter Referenz-Messstellen	27
1.6.3	Auswahl und Bedingungen der Auswertung von Referenz-Klimastationen	29
1.6.4	Nutzung der Klima-Rasterdaten („Raster 1x1km“)	30
1.7	Ganglinienanalysen.....	33
1.8	Abschätzung eines Unsicherheitsbereiches der Modellergebnisse.....	34
1.9	Auswertung der Zeitreihenanalysen für Grundwasserganglinien TP Weser/Ems - Ausgangssituation.....	35
1.10	TP Weser/Ems - Interpretation der Ergebnisse der Ganglinienauswertungen.....	36
1.11	TP Hannover - Ausgangssituation	38
1.12	TP Hannover - Interpretation der Ergebnisse der Ganglinienauswertungen.....	39
2.1	Zielstellung	42
2.2	Datengrundlagen.....	42
2.3	Diskussion zur synthetischen Ganglinienerlängerung	43
2.4	Ermittlung der Abflüsse NM7Q und des Basisabflusses	43
2.5	Methodische Herangehensweise der Trendanalyse.....	44
2.5.1	Modell für die Trendanalyse.....	44
2.5.2	Klimatische Ganglinie der Monats- und Jahreswerte	45
2.5.3	Modellgüte.....	46
2.5.4	Bewertung von Abflussveränderungen nach der Grimm-Strele Methodik.....	48
2.5.5	Signifikanztest und Autokorrelationskorrektur.....	48
2.5.6	Modellplausibilisierung	50
2.5.6.1	Vergleich der Veränderungen von NM7Q und Basisabfluss	50

2.5.6.2	Einfluss von unterschiedlichen Anfangsbedingungen auf die Modellergebnisse	50
2.5.6.3	Plausibilisierung des ermittelten klimatischen Einflusses	52
2.6	Abschließende Modellbewertung	53
2.7	Ergebnisse der Trendanalyse	54
2.7.1	Grundwasserkörper Wietze-Fuhse Lockergestein	54
2.7.2	Grundwasserkörper Leine-Lockergestein links	54
2.7.3	Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein links	55
2.7.4	Grundwasserkörper Große Aa	56
2.8	Auffällige Oberflächenwasserpegel	57
3.1	Aufgabenstellung	59
3.2	Methodik	59
3.2.1	Untersuchungs- und Vergleichsgewässer	59
3.2.2	Methoden der biologisch-ökologischen Untersuchungen	63
3.2.3	Abflussmessungen	63
3.3	Strukturgüte	63
3.4	Zustandsbewertung auf der Basis von Altdaten	66
3.5	Ergebnisse des biologisch-ökologischen Gewässermonitorings	66
3.5.1	Bewertungsverfahren nach OGewV (2016)	67
3.5.2	Weitergehende Auswertungen	69
3.6	Schlussfolgerungen	71
4.1	Veranlassung/Aufgabenstellung	74
4.2	Wechselwirkung/Austauschraten zwischen Grund- und Oberflächenwasser	74
4.2.1	Grundlegende Übersichtsbearbeitungen	75
4.2.1.1	Auswertung geologischer und bodenkundlicher Karten im Gewässerverlauf	75
4.2.1.2	Verschnitt Grundwasserdynamik mit Fließgewässersohlpunkten	77
4.2.2	Projektbezogene Felduntersuchungen Hydrologie/Hydrogeologie	78
4.2.2.1	Bedarf, Möglichkeiten und Grenzen	78
4.2.2.2	Untersuchungs- und Vergleichsgewässer	79
4.2.2.3	Ziel der Felduntersuchungen	79
4.2.3	Ergebnisse/Auswertung der Felduntersuchungen	82
4.2.3.1	Abflussentwicklung/Abflussdifferenzmessungen im Verlauf der Fließstrecken	82
4.2.3.2	Austauschraten über Differenzmessungen	82
4.2.3.3	Ergebnisse der Austauschratenbewertung zwischen Grund- und Oberflächenwasser	83
4.2.3.4	Auswertung Seepagemessungen	83

4.2.4	Ableitung von Grundlagen für die Bewertung der Interaktion OW-Ökologie	84
4.2.4.1	Bestimmung der Austauschrichtungen GW-OW.....	84
4.2.4.2	Auswertung von Abflussklassen	84
4.2.4.3	Ableitung von Abflusskategorien.....	84
4.2.5	Ergebnisdiskussion Wechselwirkungen Grundwasser/Oberflächenwasser	84
4.2.6	Verbale Zusammenfassung der Methoden je Grundwasserkörper	87
4.2.6.1	Wietze-Fuhse Lockergestein.....	87
4.2.6.2	Leine Lockergestein links.....	87
4.2.6.3	Leda-Jümme Lockergestein links	87
4.2.6.4	Große Aa.....	88
4.3	Ergebnisdiskussion Wechselwirkungen Oberflächenwasser-Ökologie	88
4.3.1	Bildung von Abflussklassen	88
4.3.2	Ergebnisse des biologisch-ökologischen Monitorings	89
4.3.2.1	Makrophyten	89
4.3.2.2	Diatomeen	90
4.3.2.3	Makrozoobenthos.....	90
4.3.3	Ergebnisse der Auswertungen auf der Basis der Daten des biologisch- ökologischen Monitorings.....	90
4.3.3.1	Taxonomische und strukturelle Zusammensetzung der Zoozönosen	90
4.3.3.2	Faktorenanalyse mit PRIMER.....	94
4.3.3.3	Statistische Berechnung von potenziellen Indikatorarten mittels indicpecies.....	95
5.1	Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Methodik zur Grundwasserganglinienbewertung	100
5.2	Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Methodik zur Zeitreihenanalyse Oberflächenwasser.....	103
5.3	Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Ansätze aus den Untersuchungen zu den Wechselwirkungen GW-OW	104
5.4	Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Ansätze aus den gewässerbiologischen Untersuchungen und zu den Wechselwirkungen OW- Gewässerökologie.....	105
5.5	Zusammenfassende Bewertung zur Übertragbarkeit	106

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Gesamtzeiträume der GS-Trenduntersuchungen.....	23
Tabelle 1-2:	Klasseneinteilung für Grundwasserstandsveränderungen nach LAWA bzw. NLWKN	24
Tabelle 1-3:	Datenbankumfang.....	27
Tabelle 1-4:	Abschätzung des Unsicherheitsbereiches der Ergebnisse	35
Tabelle 1-5:	Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Leda-Jümme Lockergestein links; 1986-2015; klimakorrigierte Ganglinien	37
Tabelle 1-6:	Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Große Aa; 1986-2015; klimakorrigierte GWM.....	38
Tabelle 1-7:	Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Wietze Fuhse Lockergestein; 1986-2015; klimakorrigierte Ganglinien	40
Tabelle 1-8:	Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Wietze Fuhse Lockergestein; 1986-2015; klimakorrigierte GWM	41
Tabelle 1-9:	Klasseneinteilung für Grundwasserstandsveränderungen nach LAWA bzw. NLWKN	48
Tabelle 1-10:	Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Wietze-Fuhse	54
Tabelle 1-11:	Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Leine-Lockergestein links	55
Tabelle 1-12:	Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Leda-Jümme -Lockergestein links	55
Tabelle 1-13:	Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Große Aa.....	56
Tabelle 1-14:	Übersicht zu den Untersuchungs- und Vergleichsgewässern im Projektgebiet (sortiert nach Grundwasserkörpern)	60
Tabelle 1-15:	Verteilung der Gewässerabschnitte auf die jeweiligen Strukturgüteklassen (indexgestützte Bewertung) (vgl. NLÖ 2001)	65
Tabelle 1-16:	Messstellen und gemittelte Ergebnisse der Versickerungsversuche	83
Tabelle 1-17:	Methodenvergleich zur Interaktion Grundwasser-Oberflächenwasser.....	85
Tabelle 1-18:	Auswertung der Abflusswerte je Probenahmepunkt.....	88
Tabelle 1-19:	Abflusskategorien an den einzelnen Probenahmestandorten	90
Tabelle 1-20:	Anteile Arten mit bekanntem Vorkommen in temporären Gewässern an den jeweiligen Probestellen sowie nach Abflusscharakteristik.....	92

Tabelle 1-21: Anzahl der Diatomeen- Arten, die mit jeweils einer bestimmten Anzahl von Abflusskategorien assoziiert sind. Der überwiegende Teil der Arten ist mit einer oder zwei Abflusskategorien assoziiert.	97
Tabelle 1-22: Anzahl der Makrophytentaxa, die mit jeweils einer bestimmten Anzahl von Abflusskategorien assoziiert sind.....	98
Tabelle 1-23: Anzahl der MZB- Arten, die mit jeweils einer bestimmten Anzahl von Abflusskategorien assoziiert sind. Der überwiegende Teil der Arten ist mit ausschließlich einer Abflusskategorie assoziiert.	99

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Trendanalyse Daten- und Modellbereich.....	20
Abbildung 1-2: Beispielhafte Darstellung zum Verfahren der Ganglinienprüfung.....	21
Abbildung 1-3: Gegenüberstellung Grimm-Strele-Werte und Mann/Kendall-Signifikanzkoeffizienten	24
Abbildung 1-4: Haupt-Steuerelemente des Ganglinienwerkzeugs unter EXCEL	26
Abbildung 1-5: Lage der Referenz-GWM im Bereich des GWK Wietze Fuhse Lockergestein	28
Abbildung 1-6: Lage der Referenz-GWM im Bereich des GWK Leine Lockergestein links	29
Abbildung 1-7: Bild oben: Beobachtete (blau) und klimatische Ganglinie (rot), Bild unten: Residuenganglinie (gelb) für den Basisabfluss am Beispiel des Pegels 3821105.....	45
Abbildung 1-8: Klimatische Ganglinie des Basisabflusses am Beispiel des Pegels 3821105.....	46
Abbildung 1-9: Kriterien zur Bewertung der Anpassungsgüte des Modells an die Beobachtungen (* Pegel mit verkürzter Zeitreihe).....	47
Abbildung 1-10:Gegenüberstellung Grimm-Strele-Verhältnis und Signifikanz anthropogener Veränderungen auf NM7Q und Basisabfluss für alle Pegel mit Datenreihen von mindestens 30 Jahren.....	49
Abbildung 1-11:Vergleich zwischen anthropogenen Einfluss auf NM7Q und Basisabfluss	50
Abbildung 1-12:Vergleich anthropogener Einflüsse auf den NM7Q für unterschiedliche Perioden	51
Abbildung 1-13:Vergleich anthropogener Einflüsse auf den Basisabfluss für unterschiedliche Perioden	52
Abbildung 1-14:Vergleich Grimm-Strele-Wert der klimatischen Wasserbilanz und Modellergebnis	53
Abbildung 1-15:Angepasste Modellganglinie und Residuenganglinie für den NM7Q am Pegel 1003.....	58
Abbildung 1-16: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Wietze-Fuhse Lockergestein	61
Abbildung 1-17:Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Leine Lockergestein Links	61

Abbildung 1-18: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein.....	62
Abbildung 1-19: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Große Aa.....	62
Abbildung 1-20: Durchlässigkeitsklassen im Gebiet des GWK Leine Lockergestein, Verschneidung aus GK25 und Vorflutnetz.....	76
Abbildung 1-21: Vergleich der Ergebnisse aus Abflussdifferenzmessung und dem Verschnitt von GW-Dynamik	77
Abbildung 1-22: Auszug aus dem Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustands	102
Abbildung 1-23: Auszug aus dem Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustandes	104

Anlagenverzeichnis

Anlage 0	Übersichtskarte	Maßstab 1 : 1.500.000
Anlage 0.1	Detailkarte GWK Wietze-Fuhse Lockergestein	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 0.2	Detailkarte GWK Leine Lockergestein links	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 0.3	Detailkarte GWK Leda-Jümme Lockergestein links	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 0.4	Detailkarte GWK Große Aa	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 1	Trend- und Ganglinienanalyse der Grundwasserstände nach Grimm-Strele	
Anlage 1.1	GWK Wietze-Fuhse Lockergestein - Zeitreihe 1986-2015	Maßstab 1 : 200.000
Anlage 1.2	GWK Leine Lockergestein links - Zeitreihe 1986-2015	Maßstab 1 : 200.000
Anlage 1.3	GWK Leda-Jümme Lockergestein links - Zeitreihe 1986-2015	Maßstab 1 : 200.000
Anlage 1.4	GWK Große Aa - Zeitreihe 1986-2015	Maßstab 1 : 200.000
Anlage 2	Ergebniskarten statistische Trendanalyse der OW-Pegel	
Anlage 2.1	GWK Wietze-Fuhse Lockergestein	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 2.2	GWK Leine Lockergestein links	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 2.3	GWK Leda-Jümme Lockergestein links	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 2.4	GWK Große Aa	Maßstab 1 : 100.000
Anlage 3	Ökologische Funktionalität von Oberflächengewässern	
Anlage 4	Verschnitt von Sohlhöhe Gewässer und Grundwasser-Dynamik – GWK Wietze Fuhse Lockergestein	Maßstab 1 : 200.000
Anlage 5	Literaturverzeichnis	

Anhänge

Anhang 1	Bericht zur Zeitreihenanalyse Grundwasser
Anhang 2	Bericht zur Zeitreihenanalyse Oberflächenwasser
Anhang 3	Bericht Überprüfung der ökologischen Funktionalität verschiedener Oberflächengewässer
Anhang 4	Bericht zur Interaktion Grundwasser-Oberflächenwasser-Gewässerökologie
Anhang 5	Tätigkeitsnachweis
Anhang 6	Dokumentation Feldarbeiten
Anhang 7	Digitale Daten
Anhang 7.1	Datenbank Wassernutzung
Anhang 7.2	ArcGIS-Projekt
Anhang 7.3	Tool zur GW-Ganglinienanalyse inkl. Nutzeranleitung
Anhang 7.4	Tool zur OW-Ganglinienanalyse inkl. Nutzeranleitung

Abkürzungen

EG-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
GS	Grimm-Strele
GW	Grundwasser
gwaLÖS	grundwasserabhängigen Landökosysteme
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
GWM	Grundwassermessstellen
GrwV	Grundwasserverordnung
GÜN	Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen
KL	Klimastation
KWB	Klimatische Wasserbilanz
Lkr	Landkreise
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NM7Q	Arithmetisches Mittel von sieben aufeinanderfolgenden Tagesabflusswerten
NQ	Niedrigwasserabfluss
NQ-Jahr	Zeitabschnitt vom 01. April bis 31. März des Folgejahres
MK	Signifikanz-Koeffizient nach MANN/KENDALL
OW	Oberflächengewässer
PS	Probestelle (zur gewässerbiologischen Probenahme in UG und VG ausgewählt)
TP	Teilprojekt
UG	Untersuchungsgewässer
VG	Vergleichsgewässer
WVU	Wasserversorgungsunternehmen

0 Projektveranlassung

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EG-WRRL) hat den Erhalt des guten chemischen und mengenmäßigen Zustands von Grund- und Oberflächenwasserkörpern zum Ziel. Nach Inkrafttreten der Richtlinie im Jahr 2000 wurde im Jahr 2013 eine Aktualisierung der Bestandsaufnahme in der ersten Bewirtschaftungsperiode (2009 – 2015) durchgeführt. Ein Teil dieser Bestandsaufnahme ist die Risikoabschätzung hinsichtlich des Erreichens bzw. der Einhaltung der Bewirtschaftungsziele für das Jahr 2021.

In Niedersachsen wurde im Ergebnis der Risikoabschätzung für vier Grundwasserkörper (GWK) die Zielerreichung eines guten mengenmäßigen Zustands als „unsicher“ eingestuft. Betroffen sind die GWK „Große Aa“ bzw. „Leda-Jümme Lockergestein links“ (Teilprojekt Weser / Ems) und „Wietze Fuhse Lockergestein“ bzw. „Leine Lockergestein links“ (Teilprojekt Hannover).

Die Risikoabschätzung hinsichtlich der Zielerreichung eines guten mengenmäßigen Zustands der GWK wird laut (NLWKN, 2013a) anhand folgender Kriterien vorgenommen (§ 4 GrwV / Anhang V Nr. 2.1.2 EG-WRRL):

1. Die Entwicklung der Grundwasserstände oder Quellschüttungen zeigt, dass die langfristige mittlere jährliche Grundwasserentnahme die verfügbare Grundwasserressource nicht übersteigt
2. Durch menschliche Tätigkeiten bedingte Änderungen des Grundwasserstandes führen zukünftig nicht dazu, dass
 - a) die Bewirtschaftungsziele nach den §§ 27 und 44 des Wasserhaushaltsgesetzes für die Oberflächengewässer, die mit dem Grundwasserkörper in hydraulischer Verbindung stehen, verfehlt werden,
 - b) sich der Zustand dieser Oberflächengewässer im Sinne von § 3 Nummer 8 des Wasserhaushaltsgesetzes signifikant verschlechtert,
 - c) Landökosysteme, die direkt vom Grundwasserkörper abhängig sind, signifikant geschädigt werden und
 - d) das Grundwasser durch Zustrom von Salzwasser oder anderen Schadstoffen infolge räumlich und zeitlich begrenzter Änderungen der Grundwasserfließrichtung nachteilig verändert wird.

Die Entwicklung des Grundwasserdargebots hängt von komplexen Wirkfaktoren wie u. a. der anthropogenen Nutzung des Grundwassers, klimatischen Faktoren und hydrologischen Prozessen ab. Diese Wirkfaktoren sollten interdisziplinär untersucht und auf ihre Einflüsse bezüglich des mengenmäßigen Zustands von GWK getestet werden.

Ursprüngliches Ziel der Untersuchung war es, Wirk- und Einflussfaktoren in den Untersuchungsgebieten differenziert zu erfassen und zu quantifizieren. Dadurch sollten für die Risikoabschätzung des mengenmäßigen Zustandes im Zuge der Bestandsaufnahme der zweiten Bewirtschaftungsperiode (2015 bis 2021) Auswirkungen von signifikanten qualitativen wie quantitativen Belastungen auf die Umweltziele der GWK eingeschätzt werden. Nicht Gegenstand des Projektes waren die Überprüfung der Wasserrechte bzw. Bewertung der aktuellen Wasserrechtsverfahren.

Eine unmittelbare Übertragung der Untersuchungsergebnisse aus diesem Projekt auf die Bewertung des Einflusses einer konkreten beantragten Grundwasserentnahme war nicht vorgesehen und sollte sich nicht auf laufende Verfahren auswirken. Auch ein Zurückstellen aktueller und möglicher weiterer Anträge mit Hinweis auf zu erwartende Untersuchungsergebnissen aus diesem Projekt mit anderer Zielstellung war nicht vorgesehen.

Diverse Einflussfaktoren wie die räumliche Anordnung, die mengenbestimmenden Einflussfaktoren sowie organisatorische Gründe bedingten die Aufteilung der vier GWK in die zwei Teilprojekte Hannover und Weser/Ems.

Teilprojekt Hannover - GWK *Wietze-Fuhse Lockergestein* und GWK *Leine Lockergestein links*

Hinweise auf verringerte Oberflächenwasserabflüsse und damit teilweise einhergehende negative Veränderungen der Biozöosen begründen in diesem Projektgebiet das Ergebnis der Bestandsaufnahme 2013 als „yet to be determined“. Der Fokus der Betrachtungen sollte auf der Ursachenermittlung

- der Verringerung des Oberflächenabflusses in einigen Oberflächengewässern und
- der negativen Veränderungen in ihrer Biozönose

liegen.

Teilprojekt Weser/Ems - GWK *Leda-Jümme Lockergestein links* und GWK *Große Aa*

Im Raum Weser-Ems gab es Hinweise einer negativen Beeinflussung der Grundwasserstände auf den südlichen Geestflächen (GWK Leda-Jümme) sowie nördlich des Ankumer Höhenzuges (GWK Große Aa). Zusätzlich liegen deutliche Hinweise zur Verringerung der Niedrigwasserabflüsse in den Oberflächengewässern vor. Im Folgenden werden nur einige besonders betroffene Gewässer benannt:

- Delschloot (Zufluss der Marka), Soeste-Oberlauf, Igelriede (GWK „Leda-Jümme Lockergestein links)
- Große Aa am Pegel Beesten (u. a. mit den Nebengewässern Schinkenkanal, Lünner Graben)

In der anstehenden Bearbeitung waren insbesondere die Oberläufe dieser Gewässer näher zu betrachten. Ebenso wurde eine rückläufige Wasserführung in Gräben III. Ordnung festgestellt. Die vertieften Untersuchungen stellen in diesem Teilprojekt die vorgenannten Regionen bezüglich der Entwicklung der GW-Stände und die Einzugsgebiete der genannten Fließgewässer im Hinblick auf die Wechselwirkungen zwischen GW und OW dar.

Fugro Germany Land GmbH (vormals Fugro Consult GmbH) wurde im Juni 2016 mit der Bearbeitung auf der Grundlage der Funktionalen Leistungsbeschreibung/des Feinkonzeptes (NLWKN 2016) und des darauf aufbauenden Umsetzungskonzeptes (Fugro Consult GmbH 2016) beauftragt. Innerhalb des Projektes gab es eine ständige und iterative Weiterentwicklung und Fortschreibung der auszuführenden Leistungen auf der Basis von Zwischenergebnissen, die durch zusätzliche Jour fixe Beratungen gemeinsam festgeschrieben wurden.

Im Frühjahr 2018 wurde aufgrund bis dato vorliegender Ergebnisse gemeinsam eine Projektanpassung beschlossen. Bis 31.07.2018 sollten sich die Arbeiten, abweichend von der ursprünglichen Zielstellung, auf

die drei folgenden wesentlichen Punkte als Grundlage für die Bewertung zur anstehenden Risikoanalyse 2018 fokussieren:

- Methoden zur Bewertung der Grundwasserstandsentwicklung,
- Methoden zur Bewertung der Entwicklung der Niedrigwasserführung zwecks Bewertung der Austauschraten (GW-OW) sowie deren Einflüsse auf die Gewässerstruktur und -biozönose,
- Kopplung der vorgenannten Methoden.

Nicht mehr Gegenstand des Projektes war ab diesem Zeitpunkt im Wesentlichen die differenzierte Erfassung und Untersuchung der verschiedenen Einflussfaktoren in den Untersuchungsgebieten mit numerischen / analytischen Modellen.

Für die Vorgehensweise der anstehenden Risikobewertung des mengenmäßigen Zustandes der Grundwasserkörper nach der EG-WRRL hinsichtlich Grundwasserstand und Funktion der Oberflächengewässer wurde ein Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas auf der Basis von Zwischenergebnissen des 4 GWK-Projektes als Input für das Projekt entworfen (Abbildung 1-1).

Dieser angepassten methodischen Vorgehensweise, den völlig veränderten Zeithorizonten (u. a. Entfall der Validierungs-/Übertragungsphase Mitte 2018 bis Mitte 2019) sowie den erstmals in der Zusammenschau vorliegenden kompletten Datensatz der Felduntersuchungen (Januar 2018) Rechnung tragend, wurde, beginnend im April 2018, der Schwerpunkt der Auswertungen und Bewertungen auf

- die umfassende Beschreibung und Übergabe der Ganglinientools Grundwasser und Oberflächenwasser,
- die Übertragung der Feldmessungen an ausgewählten Vorflutern hinsichtlich eines oder mehrerer Parameter zur Kopplung mit den gewässerökologischen Felduntersuchungen (wesentliche Parameter waren dabei die Abflussuntersuchungen sowie Austauschraten, siehe auch siehe Kapitel 4.2.3 und 4.2.4.)
- die Fragen zur landesweiten Übertragbarkeit der bis dato begonnenen Überblicksarbeiten und Feldarbeiten

ausgerichtet.

Erläuterungen zur Lesbarkeit des Abschlussberichtes

Zum besseren Verständnis wurden die wesentlichen Arbeiten als Teilberichte in den Anhängen 1-4 strukturiert und auch dort die Einzeldaten in Form von Anlagen dokumentiert (siehe Verzeichnis der Anhänge).

Aufgrund der umfassenderen originären Aufgabenstellung, den bis dahin umfassend recherchierten, aufbereiteten und dokumentierten Grundlagen und Daten wird dem Abschlussbericht ein Anhang 5 zugeordnet. Dieser beinhaltet einen umfassenden Tätigkeitsnachweis mit entsprechenden Dokumenten (Berichte/Präsentationen). Im Abschlussbericht wird darauf nicht eingegangen.

Ein wesentlicher Baustein der Arbeiten waren Felduntersuchungen zur Verdichtung von Datenlücken, so dass diese separat als selbständiger Bericht in Anhang 6 eingehen.

Die beiden Tools zur Ganglinienbewertung Grundwassermessstellen und Oberflächenwasserpegel sowie das umfangreiche GIS (ArcGIS) zur Visualisierung sind als Anhang 7 in Form einer digitalen Datenübergabe (Festplatte) dokumentiert.

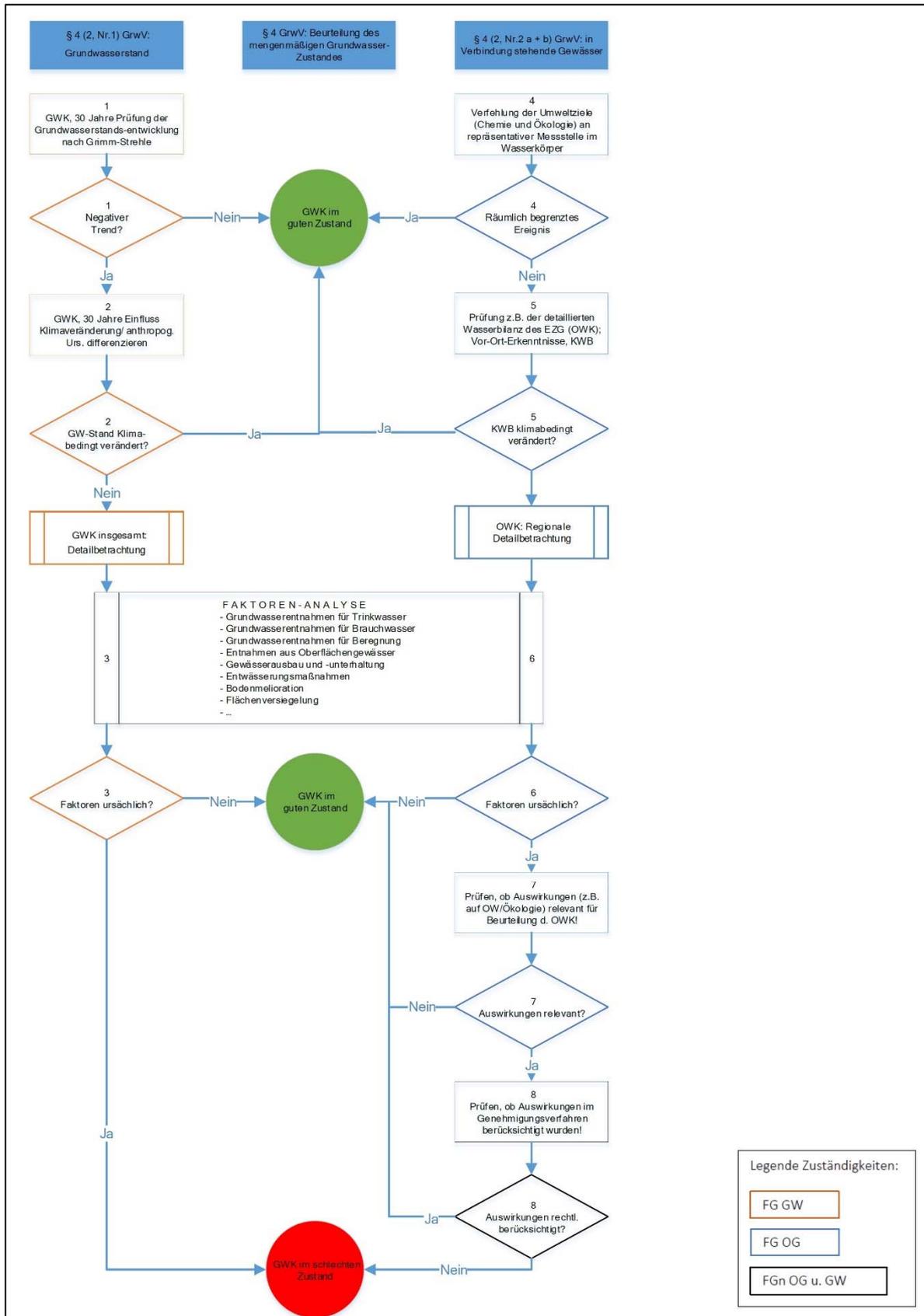
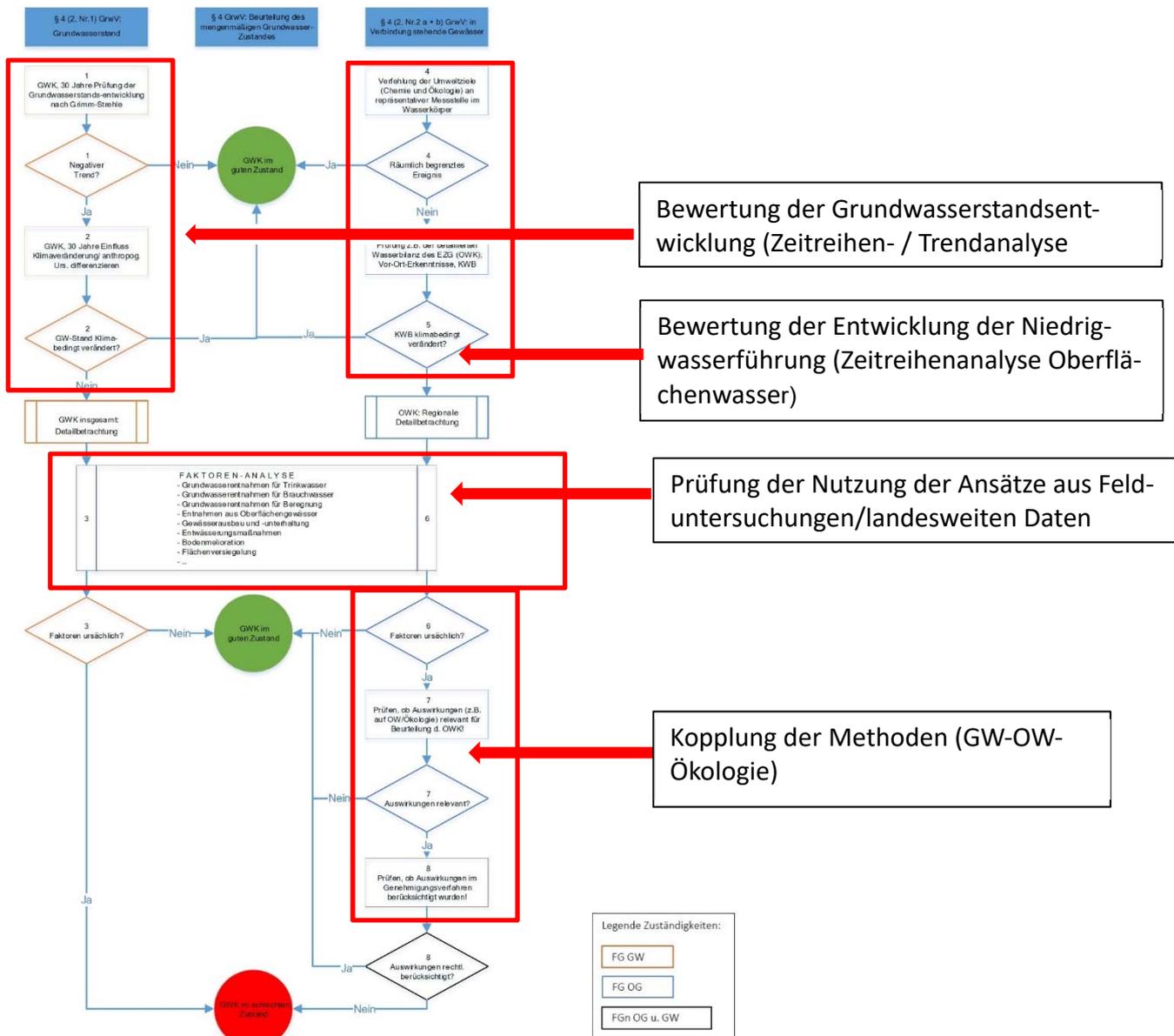


Abbildung 1-1: Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands der GWK

Im Nachfolgenden wird der in Abbildung 1-1 dargestellte Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas durch die entsprechenden Ausführungen in den Kapiteln 1-4 untersetzt. Wesentlich ist dabei die Zuordnung der Methoden und Kopplungen in die einzelnen Prüfschritte des Schemas wie folgt:



Während das Ganlinientool Grundwasser aus bereits vorhandenen Ansätzen der Fugro weiterentwickelt, ergänzt und angepasst wurde, handelt es sich beim Tool Oberflächenwasserpegelanalyse um eine grundsätzliche Neuentwicklung.

1 Zeitreihenanalyse Grundwasser

(ausführlich siehe Anhang 1)

1.1 Zielstellung

Im Projektabschnitt II b des Umsetzungskonzeptes (Fugro, 2016) - Gutachterliche Bewertungen und Analyse der Bewertungskriterien (Pos. d der funktionalen Leistungsbeschreibung vom 01.02.2016 (NLWKN, 2016)) sollte mittels gutachterlicher Auswertungen eine Analyse der Bewertungskriterien der Grundwasserstands- und Niedrigwasserabflussänderungen durchgeführt werden.

Im Rahmen der Bestandsaufnahme 2013 wurden die Grundwasserstands-Ganglinien mit dem für Niedersachsen modifizierten Verfahren nach Grimm-Strele gemäß den erarbeiteten Leitfäden (NLWKN, 2013a) und (NLWKN, 2008) ausgewertet. Die Daten und Ergebnisse sollten hinsichtlich ihrer Belastbarkeit analysiert und für eine Weiterentwicklung im Rahmen des Projektes aufgearbeitet werden. Es wurde vorgeschlagen, die vertiefende Analyse der Grundwasserstandsentwicklung und deren Ursachen mit Hilfe der bei Fugro bereits vorhandenen Auswertemethodik, in Ergänzung zur bisherigen Herangehensweise nach Grimm-Strele, anzuwenden und ggf. weiterzuentwickeln.

Zielstellung der Zeitreihenanalyse war die Klärung folgender Fragestellungen/Probleme für die betrachteten Wasserkörper:

- Vorhandensein signifikanter Grundwasserstandstrends
- Bedeutung der Zeitspanne für die Trendaussage
- Vorhandensein von Klimaeffekten im bisherigen Grundwasserspiegelgang und Oberflächenwasserabfluss

Zudem waren vergleichende Betrachtungen zu den vom NLWKN angewandten Verfahren (lt. internem Arbeitsbericht NLWKN 2015b) anzustellen. Der Vergleich bezog sich auf die erzielten Ergebnisse und die angewandten Verfahren (Funktionalanalyse i. V. m. Wiener Mehrkanalfilter).

Erfahrungsgemäß sind häufig zusätzliche, für eine Unterstützung der Aussage sinnvolle und geeignete Messstellen vorhanden, die jedoch aufgrund von Datenlücken und zu kurzer Beobachtungszeit aus dem betrachteten Messstellen-Pool herausgefallen sind. An dieser Stelle sollten die bei Fugro weitreichenden Erfahrungen bei der statistischen Auffüllung und Verlängerung von Messreihen aus Ganglinieninterpretationen genutzt werden. Dies sollte zu einer verbesserten Aussagesicherheit hinsichtlich der Trendbewertung und einer Verwendung eines breiteren Messstellenpools beitragen. Es war ausschließlich eine Bewertung des im Rahmen der WRRL-Auswertung genutzten Messnetzes (Überblicks- und Ergänzungsmessstellen) vorgesehen.

1.2 Methodisches Konzept

1.2.1 Methodischer Ansatz

Das im Rahmen des Umsetzungskonzeptes (Fugro, 2016) angebotene Bearbeitungskonzept skizziert die Prüfung und Aufbereitung von Messreihen auf Grundlage einer multiplen linearen Regression in Anlehnung an den Wiener-Mehrkanal-Filter.

Dabei wird der Grundwasserstand an einer zu untersuchenden Messstelle in Abhängigkeit von der klimatischen Wasserbilanz und den Wasserständen an sechs Referenzmessstellen berechnet, wobei die Messwerte von sechs Vormonaten Beachtung finden, so dass ein vorhandener regionaler linearer Trend berücksichtigt werden kann. Geeignete Referenzmessstellen sind im Rahmen des Optimierungsprozesses iterativ zu ermitteln. Umfassende statistische Voraussetzungen müssen erfüllt sein und die unterschiedlichen hydrogeologischen Struktureinheiten und Grundwasserstockwerke sollten repräsentiert werden.

Die Grundidee des Ansatzes ist, dass eine homogene, ausreißerfreie und nicht von lokalen Effekten dominierte Grundwassermessreihe durch eine Regression zu den Referenzmessstellen und der klimatischen Wasserbilanz in enger Korrelation reproduziert (modelliert) werden kann. Dabei werden die Regressionskoeffizienten numerisch optimiert, mit dem Ziel, die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Werten zu minimieren. Aus den so ermittelten Regressionskoeffizienten kann abgeleitet werden, zu welchen der sieben Einflussfaktoren (6 Referenzmessstellen und die KWB) ein besonders enger Bezug besteht (hohe Sensitivität). So ist z. B. bei oberflächennahen Messstellen eine starke Abhängigkeit von der klimatischen Wasserbilanz und den im oberen Grundwasserleiter verfilterten Referenzmessstellen zu erwarten.

Die sechs Referenzmessstellen sollten sich möglichst in der gleichen geologischen Region wie die zu untersuchenden Messstellen befinden. Sie sollen dabei möglichst viele gebietstypische Gangliniencharakteristika abbilden, wie sie beispielsweise in Grundwasser-Nährgebieten, Grundwasser-Transfergebieten und Grundwasser-Zehrgebieten der Region anzutreffen sind. In die Auswahl der Referenzmessstellen werden Messstellen vorzugsweise ohne offensichtliche bzw. signifikante anthropogene Beeinflussung aufgenommen, wobei ein gerundeter Grimm-Strele-Wert von bis $\pm 0,5$ % im Vergleich zur klimatischen Wasserbilanz als nicht anthropogen beeinflusst gilt.

Darüber hinaus kann der bereits oben erwähnte regionale linearere Trend berücksichtigt werden. Ziel hierbei ist zunächst die möglichst scharfe modellseitige Abbildbarkeit von Referenzmessstellen anhand der ausgewählten Klimadaten bzw. Referenz-GWM abzuleiten, um auf dieser Basis flächige Datenlücken im Untersuchungsgebiet für Bereiche zeitlich unzureichender Datenbedeckung auffüllen zu können.

Die Ergebnisse des statistischen Ganglinienvergleichs werden jeweils auf einem Bewertungsprotokoll dokumentiert (Beispiel siehe Abbildung 1-2). Es enthält

- **Allgemeine Angaben**
- **Trendermittlung**

Bei trendbehafteten Ganglinien wird die Änderungsrate des Wasserspiegels angegeben. Zur Ausweisung bzw. Identifizierung der Trends der Grundwasserstände wurde die Methode nach Grimm-Strele angewandt. Das Verfahren ist eine anerkannte Methode zur Bewertung von Trends in der Hydrologie bzw. Klimaforschung. Das Verfahren nach Grimm-Strele (GS) ermöglicht eine vergleichende Darstellung und Bewertung des Trendverhaltens durch eine Normierung auf die jeweilige Schwankungsamplitude. Die mathematischen Grundlagen bzw. Ansätze sind in der Literatur ausführlich beschrieben und werden deshalb in der vorliegenden Bearbeitung nicht näher erläutert.

Folgende Bewertungen werden vorgenommen:

- Mittelwertanpassung
- Einschätzung der Plausibilität eines Trends in der Ganglinie
- Berechnung der Stärke des Trends (cm/a)
- Trendbewertung nach Grimm-Strele: $GS=100 \cdot \text{TREND} / (\text{WMAX} - \text{WMIN})$ [%]

< -1 % / Jahr	stark fallend
-1 % bis -0,5 % /Jahr	fallend
-0,5 % bis + 0,5 % / Jahr	gleichbleibend
> 0,5 % bis 1 % / Jahr	steigend
> + 1% / Jahr	stark steigend

Klasseneinteilung gemäß NLWKN vgl. Nr. 1.3

Dabei sind verschiedene Trends untersucht worden:

- a) Sofern ein linearer Trend in der Modellbildung ermittelt worden ist, wird dieser Trend in Form eines Grimm-Strele-Wertes dargestellt um eine Schiefstellung der Ganglinie zum Datenmodell zu dokumentieren (Referenzmessstellen inkl. Klima-Ganglinie). Unter der Voraussetzung, dass sämtliche Referenzmessstellen und auch die klimatische Wasserbilanz ausgeglichen sind bzw. keinen Trend besitzen, ist dies bereits ein Hinweis auf eine anthropogene Beeinflussung der geprüften Grundwassermessstelle.

Insgesamt wird aber auch eine Beeinflussung der Grundwasserstände durch globale klimatische Veränderungen nicht ausgeschlossen. Daher wurden

- b) der Datenbereich - erster Datensatz der Messreihe bzw. minimal 01/1980 bis zum letzten Messwert (max. 12/2015) und
- c) der Modellbereich (immer 01/1980 – 12/2015)

nochmals gesondert hinsichtlich auftretender Trends beurteilt. Grundlage dafür stellten ebenfalls die jeweiligen Grimm-Strele-Trends für die klimatische Wasserbilanz (**hier: regionalisierte Raster-Werte vom Standort der GWM**) und der jeweiligen Messstelle dar. Bei der Bildung des Grimm-

Streile Wertes erfolgt praktisch eine Normierung der Messwerte (KWB: mm/Jahr / mm; GWM: m/Jahr / m \rightarrow %/Jahr) hin zu einer prozentualen Änderung je Betrachtungszeitraum – per Definition: Pro Jahr. Aufgrund dieser Normierung erscheint es gerechtfertigt die Einzeltrends zu superponieren.

- **Ergebnisse der Regression** (Standardfehler SE, Bestimmtheitsmaß R^2 , Homogenitäts-Kennziffer, Markierung von offensichtlichen Ausreißern, visuelle Markierung von Stufen, Scatterplot mit Konfidenzband)
- **Darstellungen der mittelwertbereinigten GW-Standsganglinien**
- **verbale Einschätzung.**

Nach der Aufbereitung werden die Datenreihen bezüglich ihrer Verwendbarkeit für die jeweilige Projektaufgabe bewertet. Nach der Aufbereitung werden die Datenreihen bezüglich ihrer Verwendbarkeit für die jeweilige Projektaufgabe bewertet. Dabei finden die Kriterien

- fehlerhafte Messwerte,
- Trendbehauptungen,
- Mehrfachmessstellen

Berücksichtigung. Die Bewertung erfolgt einheitlich für alle Grundwasserstandsreihen mit folgenden Abstufungen:

- sehr gut (potenzielle Referenzmessstelle)
- sehr gut
- gut
- verwendbar
- bedingt verwendbar (z. T. benachbarte Grundwasserentnahmen)
- nicht verwendbar.

Als sehr gute GWM, mit Eignung als Referenzmessstelle, werden GWM eingestuft, die eine sehr gute Anpassung der modellierten Wasserstandsreihe zu den aufgezeichneten Messwerten und gleichzeitig eine enge Korrelation zur klimatischen Wasserbilanz, ersichtlich durch die Reaktion des Wasserspiegels auf die klimatische Entwicklung, aufzeigen. Eine solche Ganglinie, die ein plausibles Verhalten der Grundwassermessstelle wiedergibt, wurde mit "sehr gut" bewertet.

Eine gut bewertete Messstelle weist ein ähnliches Verhalten wie die sehr gut bewertete Messstelle, aber in etwas abgeschwächter Form, auf. Dennoch zeigen die mit gut bewerteten Messreihen eine plausible, mit dem Regressionsmodell nachvollziehbare Wasserstandsentwicklung.

Auffälligkeiten innerhalb der Ganglinien, die nicht klimabedingt sind (z. B. schwache Trends), oder erkennbare äußere Einflüsse (z. B. Sprünge in den Messreihen), die mit dem Regressionsmodell nicht nachvollziehen sind, führen je nach Ausmaß zu einer Bewertung der Ganglinien als verwendbar oder nur bedingt verwendbar. Als nicht verwendbar werden Ganglinien bewertet, deren Wasserstände nicht durch Regression mit den gewählten Referenz-GWM und der klimatischen Wasserbilanz nachzumodellieren sind.

Um eine ausreichende Aussagesicherheit zu erhalten, können die mit mindestens „bedingt verwendbar“ eingestuften Messreihen mit dem Regressionsmodell für den Beurteilungszeitraum aufgefüllt werden.

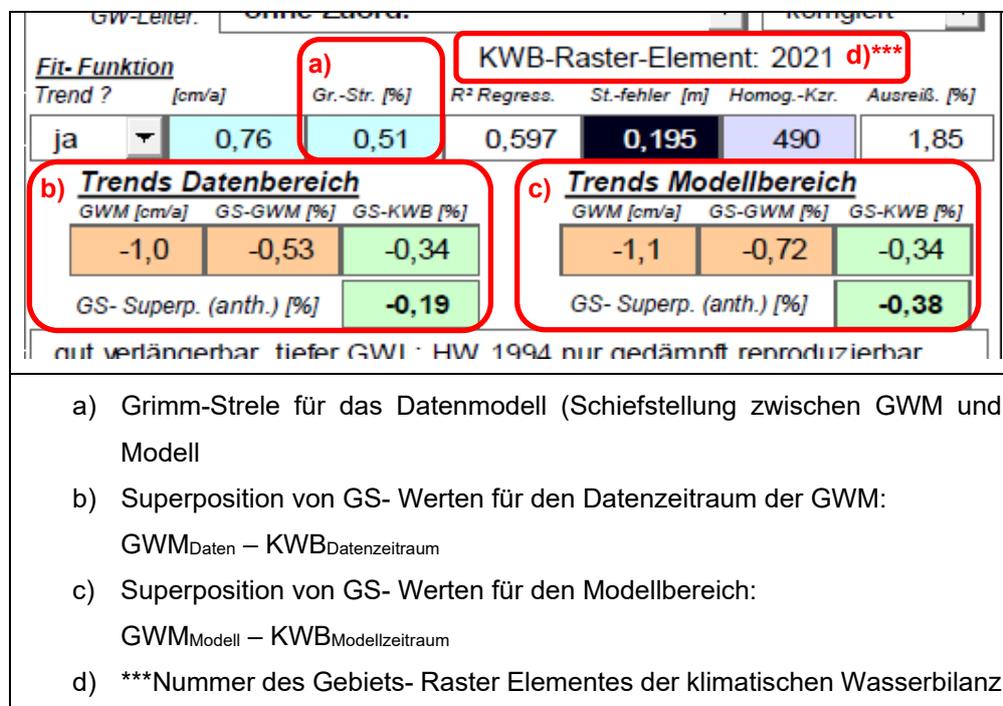


Abbildung 1-1: Trendanalyse Daten- und Modellbereich

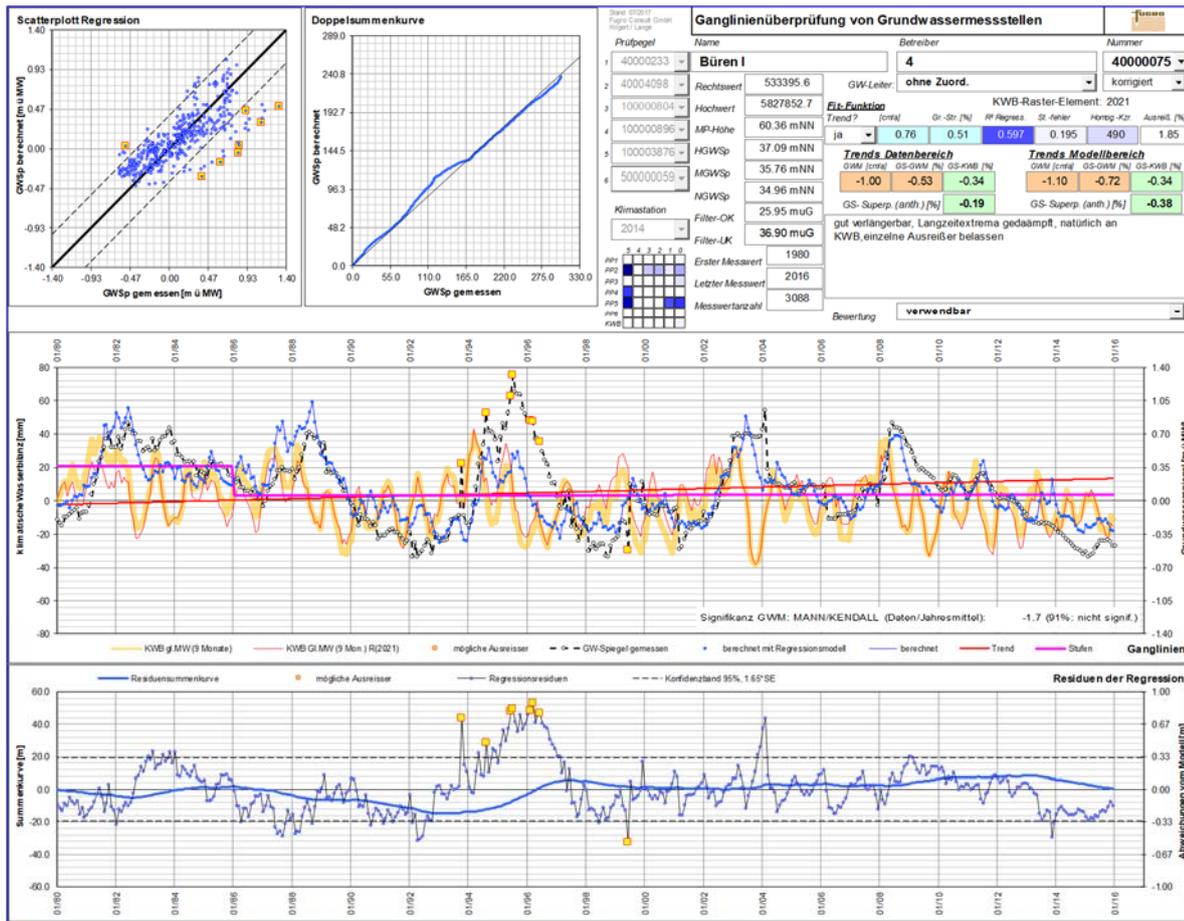


Abbildung 1-2: Beispielhafte Darstellung zum Verfahren der Ganglinienprüfung

1.2.2 Qualifizierung der Methodik

Wie im vorhergehenden Kapitel beschrieben, besteht die Hauptfunktion des Ganglinienwerkzeuges darin, zusätzliche Informationen zum dynamischen Grundwasserspiegelverhalten anhand vorliegender Messreihen zu generieren (Verlängerung von kurzen Messreihen). Diese Verlängerung und damit auch die verbundene Plausibilitätskontrolle vorhandener Messreihen basiert auf dem oben beschriebenen WIENER Mehrkanalfilteransatz auf Grundlage der Messdaten von 6 Referenzmessstellen für das Grundwasser und der KWB für eine repräsentative Klimastation aus dem Bereich des Untersuchungsgebietes.

Die Auswahl der Referenzmessstellen erfolgte unter dem Gesichtspunkt eines möglichst offensichtlich anthropogen unbeeinflussten Trends der Messreihe. Sofern die Trends beider Datenreihen gleich sind bzw. nur geringfügige Abweichungen vorweisen, kann davon ausgegangen werden, dass ein anthropogener Einfluss auf die Grundwassermessreihe weitgehend unwahrscheinlich ist. Es handelt sich hierbei um eine jeweils subjektive Einschätzung.

Unter diesem Gesichtspunkt erfolgte beim vorliegenden Verfahren u. a. die Auswahl der Grundwasser-Referenz-Messstellen. Bei dieser Verfahrensweise kann ein absoluter Ausschluss regional wirkender anthropogener Beeinflussungen mit Absolutheit nicht ausgeschlossen werden.

Erste Superpositions (Überlagerungs)- Untersuchungen

Daher erfolgt eine weitere Beurteilung über mögliche anthropogene Beeinflussungen anhand unterschiedlich langer Messreihen. Grundsätzlich werden im vorliegenden Filter-Verfahren Schwankungen um den Mittelwert der Messreihe angepasst. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass durch das Grimm-Strele-Verfahren eine Normierung der Grundwasser- und Klima-Messreihen (bzw. der berechneten KWB) erfolgt, da in diesen Wert jeweils der lineare Trendanteil und die Rauigkeit der Messreihe eingeht, womit der Trend-Wert zu einem einheitslosen, zeitbezogenen Verhältniswert wird.

Rasterdatensätze

Die auf ein 1x1 km Raster regionalisierten Klima-Daten wurden vom Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Hannover erzeugt (Basis waren die o.g. Stationszeitreihen). Hierbei existieren für die Niederschläge zwei Versionen, einmal ohne und einmal mit (monatsweiser) Richterkorrektur. Im Rahmen des Projektes wurde die Version ohne Richterkorrektur durch den NLWKN übergeben.

Um ggf. auftretende lokale Unterschiede in den klimatischen Verhältnissen bei der Beurteilung des Trends der jeweiligen Grundwassermessstelle berücksichtigen zu können, wurden für die Superpositionsuntersuchungen (Datenüberlagerungsuntersuchungen) die zur Verfügung stehenden Rasterdaten des Landes Niedersachsen zum Klima herangezogen. Es handelt sich hierbei um Rasterdatensätze in einer Auflösung von etwa 1x1 km, auf die die Messwerte der verfügbaren Klima- und Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet über Interpolationsverfahren regionalisiert worden sind. Alle Datensätze haben eine zeitliche Auflösung im Tagesmaßstab vom 01.01.1951 bis 31.12.2015 (23.741 Tagesdatensätze). Es liegen alle benötigten Komponenten zur Berechnung der potenziellen Verdunstung (Grasreferenzverdunstung nach PENMAN/MONTEITH) vor. Der zur Berechnung jeweils benötigte Breitengrad der Rasterzelle wurde aus den zur Verfügung stehenden Koordinaten der Rasterzellen für das System WGS84 abgeleitet.

Entsprechend der Datenlage stehen regionalisierte Klimadaten für das Teilgebiet Hannover (Wietze Fuhse Lockergestein und Leine Lockergestein links) 6930, für den GWK Leda-Jümme Lockergestein links 5940 und für das Gebiet der Großen Aa 2080 in Form von Rasterdaten zur Verfügung. Die auf ein 1x1 km Raster regionalisierten Klima-Daten wurden vom Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Hannover erzeugt und vom NLWKN im Rahmen des Projektes übergeben.

Unteretzte Superpositions (Überlagerungs) -Untersuchungen

Grundlage soll auch hier das Superpositionsprinzip (Überlagerungsprinzip) von Daten- bzw. Modellganglinie der GWM zur KWB sein. Damit sollten die jeweiligen GS gegeneinander vergleichbar sein, wie auch schon im Hauptformular des Regressionswerkzeuges für den Messzeitraum und den Modellzeitraum (**Abbildung 1-1**; Markierung b und c) dargestellt worden ist. Hierbei werden im Fall vollständiger Messreihen (in Bezug zum Modellzeitraum) Modell und Daten direkt miteinander verglichen. Ergebnis sollte hier eine faktisch identische Aussage sein, sofern die Messreihe weitgehend harmonisch bzw. homogen verläuft. In den meisten Fällen unterscheiden sich aber Daten- und Modellzeitraum voneinander, wodurch die Superposition (Überlagerung) der Trends zu durchaus unterschiedlichen Ergebnissen führen kann.

Um die Belastbarkeit der klimakorrigierten GS-Bewertung zu prüfen wurde sich nach einer ersten Analyse der hydraulischen Regime darauf geeinigt, dass die GS-Trenduntersuchungen gezielt für unterschiedliche Gesamtzeiträume durchzuführen sind. Hierbei werden sowohl die Primärdaten (bzw. Trend der **gemessenen** mittleren monatlichen Abweichungen vom Mittelwert der Messreihe) und die Modellganglinie (Trend der **berechneten** mittleren monatlichen Abweichung vom Mittelwert der Messreihe) jeweils gegen die KWB (Trend der **berechneten** mittleren monatlichen Abweichung vom Mittel der KWB) verschnitten.

Folgende Zeiträume wurden für diese Verfahrensweise festgelegt:

Tabelle 1-1: Gesamtzeiträume der GS-Trenduntersuchungen

Zeitraum	Anzahl an Datenpunkten	Verbale Beschreibung
1986-2015	360	30-jährige Messreihe der letzten 30 Jahre, allg. gebräuchlich für Langzeitaussagen
1996-2015	240	20-jährige Messreihe der letzten 20 Jahre; kürzere Messreihe, anfälliger für aktuelle Trends
1989-2015	324	Lange aktuelle Reihe, beginnend mit einer Periode niedriger Grundwasserstände von 5 Jahren (1989-1993)
1994-2015	264	Lange aktuelle Reihe, beginnend mit einer Periode hoher Grundwasserstände von mind. 2 Jahren (1994,1995)

Generell wurde erwartet, dass für die genannten Zeiträume sich die superponierten Ergebnisse kaum unterscheiden, sofern die These einer „Parallelität“ zwischen klimatischen Ereignissen und unbeeinflussten Grundwasserständen zutrifft. Bei Abweichungen davon sind die Ursachen dafür zu prüfen und ggf. zu beurteilen.

Zumindest sollte aber klar erkenntlich werden, dass die Modellbildung einen deutlichen Zuwachs an flächiger Aussagesicherheit bringt. Dahingehend sollten sich Modell und Daten-Superposition für vollständige Messreihen im jeweiligen Zeitraum faktisch nicht unterscheiden, womit darauf postuliert werden kann, dass die Ganglinienverlängerung kurzer Grundwasserganglinien zu einer entscheidend besseren flächigen Aussage führt, als wenn man nur die unvollständigen Messreihen zur Verfügung hätte.

1.3 Bewertung von Grundwasserstandsänderungen nach der Grimm-Strele-Methodik

Um die Trends möglicher Grundwasserstandsänderungen zu erfassen, wird die Methodik nach Grimm-Strele herangezogen. Die Methodik nach Grimm-Strele (GS) wurde zur Bewertung von Grundwasserstandsveränderungen entwickelt und von (LAWA, 2011) zur mengenmäßigen Bewertung von Grundwasserkörpern entsprechend WRRL empfohlen. In angepasster Form findet diese Methodik bei der mengenmäßigen Bewertung der Grundwasserkörper in Niedersachsen (NLWKN, 2013a) Anwendung (dritte Spalte in **Tabelle 1-2**). Die Veränderungen innerhalb der Zeitreihe werden hierbei durch das Verhältnis der Steigung der Regressionsgeraden zur Spannweite der Zeitreihe abgebildet. Die Spannweite wird aus der Differenz von globalem Maximum und Minimum der Datenreihe ermittelt. Auf Grundlage dieses Verhältnisses wird die in **Tabelle 1-2** gezeigte Klasseneinteilung der Trends vorgenommen.

Zur weiteren Entscheidungsfindung über die Anwendung der Grenzbereiche für GS, wurden deren Beträge gegen die auf Basis der Jahresmittelwerte ermittelten Signifikanz-Koeffizienten nach MANN/KENDALL

(MK) aufgetragen. Prinzipiell war festzustellen, dass negative Trends in den vorliegenden Messreihen überwiegen. Im positiven Trendbereich herrscht eher eine unregelmäßige Streuung der Parameter.

Tabelle 1-2: Klasseneinteilung für Grundwasserstandsveränderungen nach LAWA bzw. NLWKN

Klasse	Wertebereich (LAWA, 2011)	Wertebereich (NLWKN, 2013a)
Stark fallend	$\leq - 2 \%$	$\leq - 1 \%$
Fallend	$- 2 \%$ bis $\leq - 1 \%$	$- 1 \%$ bis $\leq - 0,5 \%$
Gleichbleibend	$- 1 \%$ bis $< + 1 \%$	$- 0,5 \%$ bis $< + 0,5 \%$
Steigend	$+ 1 \%$ bis $< + 2 \%$	$+ 0,5 \%$ bis $< + 1 \%$
Stark steigend	$\geq + 2 \%$	$\geq + 1 \%$

Die Gegenüberstellung der MK- und Grimm-Strele-Werte ergibt im fallenden Trendbereich eine Konzentration der Trendwerte schon ab MK-Werten von 0,5 (Abbildung 1-3). Im signifikanten MK-Bereich ($>1,96$ bzw. 95 %) existieren schon sehr viele Proben in signifikanten Bereich bei GS-Werten von $-0,4$ – also eigentlich noch neutralem Grimm-Strele-Bereich nach NLWKN-Definition. Im steigenden Bereich ist die Parameterkonzentration nicht ganz so deutlich ausgeprägt. In Anlehnung an die recht hohe Abbildungsschärfe des negativen GS-Bereiches wird also von daher **empfohlen, zur Beurteilung von Trends die Nomenklatur des Landes Niedersachsen heranzuziehen ($\pm 0,5$ und $\pm 1 \%$)**. Bei Nutzung der LAWA-Grenzwerte würde man, im Gegensatz zur Beurteilung der OW-Messstellen, eine große Menge an Aussage verlieren, wenn man GS-Trends erst ab $\pm 1 \%$ werten würde.

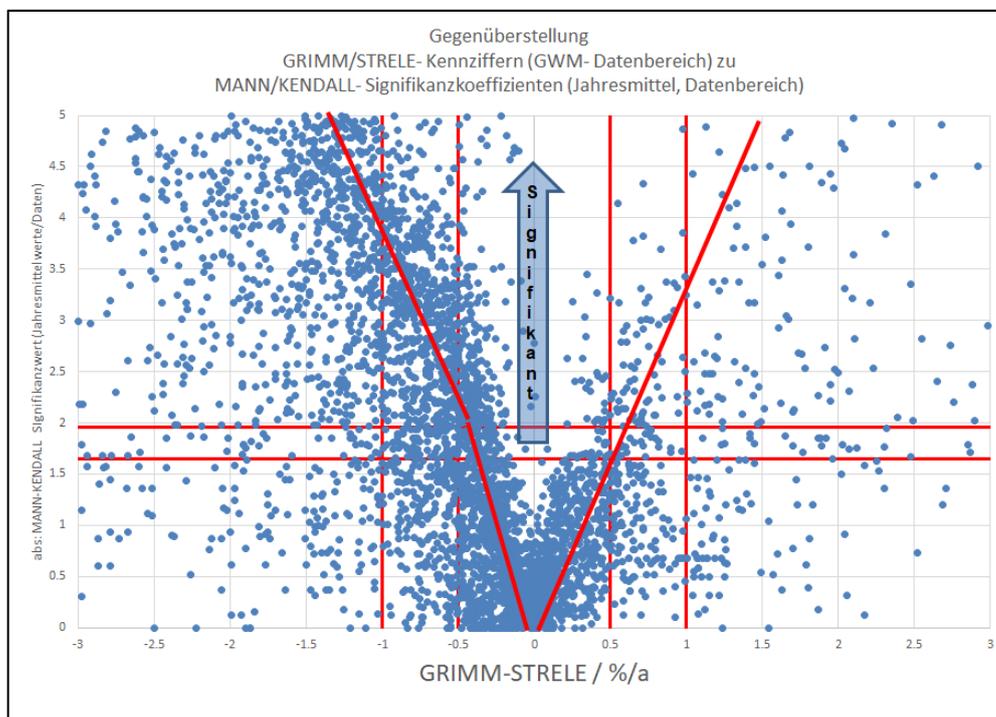


Abbildung 1-3: Gegenüberstellung Grimm-Strele-Werte und Mann/Kendall-Signifikanzkoeffizienten

1.4 Signifikanztest und Autokorrelationskorrektur

Grundlegend soll der MANN/KENDALL-Test zur Definition der Signifikanz einer trendbehafteten Ganglinie herangezogen werden. Bei diesem Test ist keine Normalverteilung der Daten erforderlich. Die Prüfgröße Z ist standardnormalverteilt, d. h. ergibt dann je nach Wahl des Grenzwertes (hier 95 %) eine Information über die Signifikanz eines Trends. Die Grenzwerte liegen hierbei für einen verwendeten zweiseitigen Test bei $\geq 1,96$ bzw. 95 %. Z -Werte $> 1,96$ definieren damit signifikante Trends.

Allerdings besteht bei Messreihen mit Speicherfunktion die Gefahr einer Überschätzung der Signifikanz aufgrund von Autokorrelation, also wenn im Fall von Grundwasserspiegelmesswerten Hoch- bzw. Niedrigwasserphasen in nachfolgenden Messwerten noch signifikanten Einfluss auf den Messwert haben.

Dem wird versucht von vornherein entgegenzuwirken, indem zur Definition der Trendsignifikanz nur Jahresmittelwerte herangezogen werden. Grund dafür ist, dass davon ausgegangen wird, dass entsprechende Extrem-Verhältnisse in quartären Grundwasserleitern innerhalb eines Jahres zumeist durch die klimatischen Verhältnisse ausgeglichen werden können und somit die Autokorrelation der Messwerte vernachlässigbar wird. Diese Behauptung wurde in Anhang 1 über den Ansatz nach YUE/PILON (u. a. (NLWKN, 2015)) stichprobenartig überprüft.

In Anhang 1 wurde nachgewiesen, dass durch die YP-Korrektur die Beträge der Signifikanzkoeffizienten für fast alle Messreihen um durchschnittlich 40 % verringert werden. Die meisten Werte liegen im signifikanten Bereich, so dass davon auszugehen ist, dass bei Nutzung der Monatsdaten u.U. eine iterativ überwachte mehrfache YP-Korrektur notwendig sein könnte, bis sich der MK-Wert nicht mehr ändert. Benutzt man hingegen sofort die Jahresmittelwerte zum Signifikanztest, käme es bei einer YP-Korrektur partiell sogar zu einer Erhöhung des MK-Koeffizienten um durchschnittlich fast 5 %. Bei keiner der Stichproben kommt es zu einer Veränderung der Signifikanz-Aussage.

Aufgrund der Minimierung des Rechenaufwandes des Berechnungstools wurde somit die Bestimmung der Signifikanz der Messreihe unter Verwendung der jährlichen Mittelwerte durchgeführt. Für Datenreihen mit einer Länge von weniger als 7 Jahren wurde auf die Bestimmung der Signifikanz verzichtet.

1.5 Berechnungstool

Die primäre Datenübernahme, Datenaufbereitung von Grundwasserspiegelmesswerten erfolgte in einer Datenstruktur des Grundwassermessnetzes NLWKN, die im Zusammenhang mit den ersten Datenlieferungen übergeben worden war. Zwischen dem 20.01.2017 und 17.07.2017 erfolgten bis zu 27 Datenbankaktualisierungen zzgl. nachträglicher Messpunktkorrekturen und Datenprüfungen.

Zur Vorbereitung der Analyse der Daten waren diese teilgebietsbezogen aufzubereiten und aus Gründen der Arbeitsteilung und des effektiveren Handlings der Daten in Teildatenbanken zu überführen. Hierbei wurde aus unterschiedlichen Gründen in folgende Teilgebiete untersetzt:

Teilgebiet 1.1: Grundwasserkörper „Hannover“, vertretend für die zu beurteilenden Grundwasserkörper Wietze Fuhse Lockergestein und Leine Lockergestein links – Grund: Nur begrenzter Umfang an langen

Messreihen, respektive Referenzmessstellen, hydraulisch ähnliche Verhältnisse (zumeist relativ geringmächtiger Grundwasserleiter in den Nährgebieten; Übergang zu Rinnenformen in Richtung der Hauptvorfluter, summarisch ca. 2.000 Messstellen.

Teilgebiet 2.1: Grundwasserkörper Leda Jümme Lockergestein links – über 2.000 Messstellen.

Teilgebiet 2.2: Grundwasserkörper Große Aa – räumliche Trennung zu Gebiet 2.1, ca. 1.500 Messstellen.

Das grundlegende Analysewerkzeug unter MS EXCEL, unterstützt über DAO-Datenbankzugriff auf MS ACCESS Datenbankquellen und wird über Visual Basic Programmcode betrieben. Die Ganglinienanalyse und Modellbildung basiert auf der Anwendung eines WIENER Mehrkanalfilters und auf Auswerteroutinen zur Datenhomogenität (Trends, Trends von Residuen, Grimm-Strele-Datenanalysen und Signifikanztests nach MANN/KENDALL).

Dementsprechend waren die Primärdaten hinsichtlich relativer Schwankungen (Abweichungen um den Mittelwert (verfügbare Datenbedeckung; max. 01/1980 -12/2015) aufzubereiten und auch hinsichtlich auftretender Änderungen von Messpunkthöhen zu homogenisieren und für das Analysewerkzeug in Form parametrisierbarer Abfragen effektiv aufzubereiten.

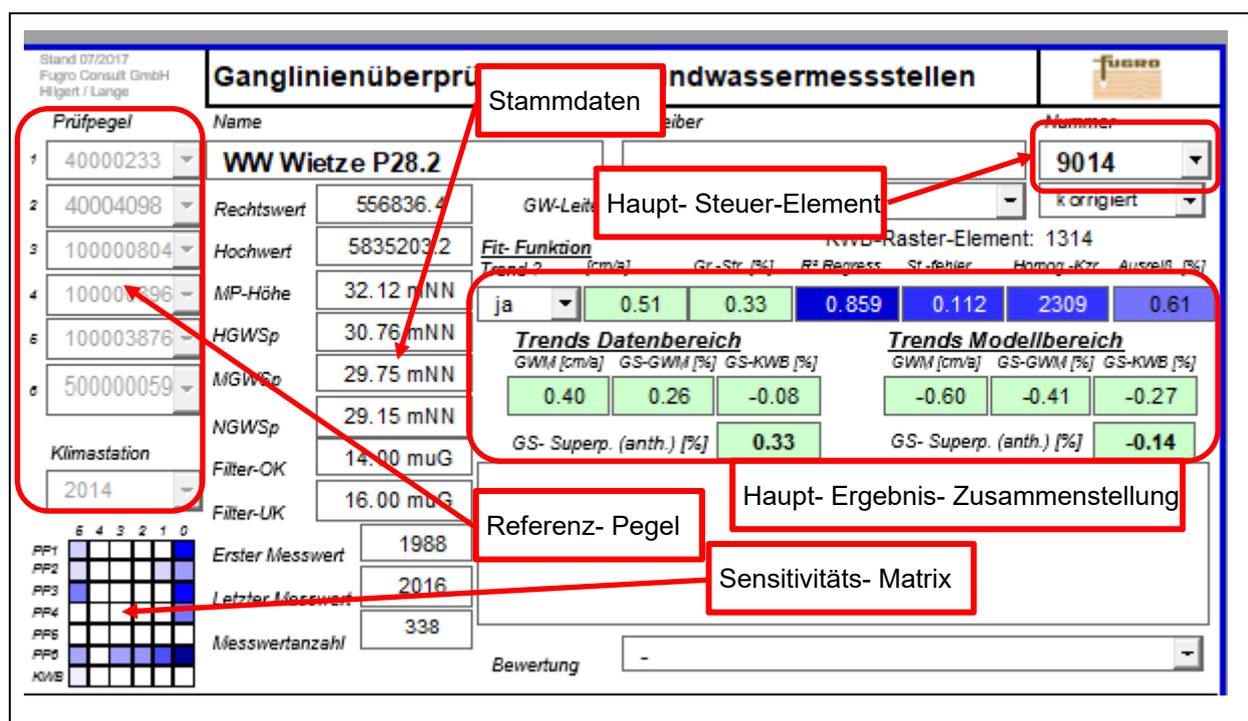


Abbildung 1-4: Haupt-Steuerelemente des Ganglinienwerkzeugs unter EXCEL

1.6 Umsetzung des methodischen Ansatzes auf die 4 GWK

1.6.1 Datenaufbereitung/Zusammenführen Datenbanken

Im Rahmen des Projektes wurde als Grundlage die NLWKN-Datenbank (betriebsstellenbezogen) übergeben. Ergänzt wurden die Daten um Datensätze der Wasserversorger (GW-Stand).

Tabelle 1-3: Datenbankumfang

GWK	Anzahl GWM
Wietze Fuhse Lockergestein	1.089
Leine Lockergestein links	962
Leda-Jümme Lockergestein links	2.173
Große Aa	1.312
gesamt:	5.536

1.6.2 Ermittlung geeigneter Referenz-Messstellen

Im Zuge der Ganglinienanalyse/Ganglinienaufbereitung wurden geeignete Referenzmessstellen, für die umfassende statistische Voraussetzungen erfüllt sein müssen, im Rahmen des Optimierungsprozesses iterativ ermittelt. Aus der Zusammenstellung und Regionalisierung wurden relevante Referenzmessstellen unter Berücksichtigung und in Abhängigkeit der unterschiedlichen Grundwasserkörper bestimmt. Folgende Bedingungen sollten möglichst für die Auswahl der Referenzmessstellen gelten:

- Grundansatz: keine Datenlücken (mindestens monatliche Mittelwertbildung möglich)
- notwendige Bedingung - möglichst lange Datenreihe (mindestens 30 Jahre)
- Nebenbedingungen
 - keine streng lineare Abhängigkeit untereinander
 - möglichst ähnlicher Trend zur klimatischen Wasserbilanz (KWB)
 - möglichst unterschiedliche Regime abbildbar

Die Bedingungen wurden in den einzelnen Teilgebieten wie folgt erfüllt:

GWK Wietze/Fuhse und Leine Lockergestein links	26 GWM
GWK Leda-Jümme	68 GWM
GWK Große Aa	66 GWM

Aus dem o. g. Datenbestand wurden 6 GWM je GWK aus dem Bestand ausgewählt. Dabei sollte es sich möglichst um GWM des WRRL-Messnetzes handeln.

Die Auswahl der Referenz-Messstellen in den GWK Wietze Fuhse Lockergestein und Leine Lockergestein links ergibt sich

- primär anhand der Charakteristik der Messwerte zur KWB und der Störungsfreiheit der GWM,
- sekundär anhand der Lage der Messstelle.

Die Lage ergibt sich deshalb meist außerhalb der Messstellencluster der Wasserversorger und im Randbereich der beeinflussten Gebiete (siehe Abbildung 1-5 bzw. Abbildung 1-6).

Nach Analyse der Daten, die im Juli 2017 übergeben wurden und Anwendung eines strengeren Auswahlkriteriums hinsichtlich der Ganglinienlänge (mindestens seit 1980) verblieben jetzt für das Teilgebiet Hannover 26 GWM zur näheren Untersuchung. Diese wurden erneut analysiert und 5 der bisherigen Referenz-GWM ausgetauscht. Die Abbildung 1-5 bzw. Abbildung 1-6 zeigen die Lage der GWM im Bereich der GWK. Dabei können auch Messstellen, die sich außerhalb des Grundwasserkörpers befinden, herangezogen werden. Dies ist im norddeutschen Lockergesteinsraum zulässig, da das Verhalten an die Ablagerungsform zumeist gebunden ist (glaziale Serien).

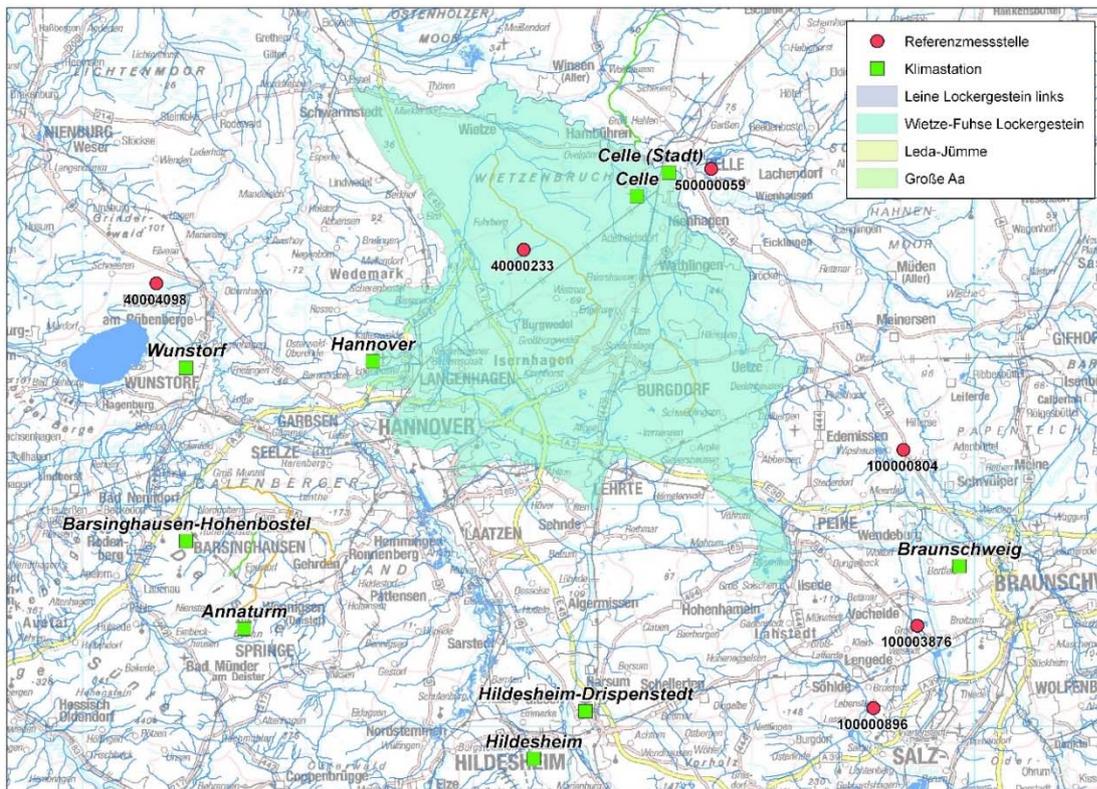


Abbildung 1-5: Lage der Referenz-GWM im Bereich des GWK Wietze Fuhse Lockergestein

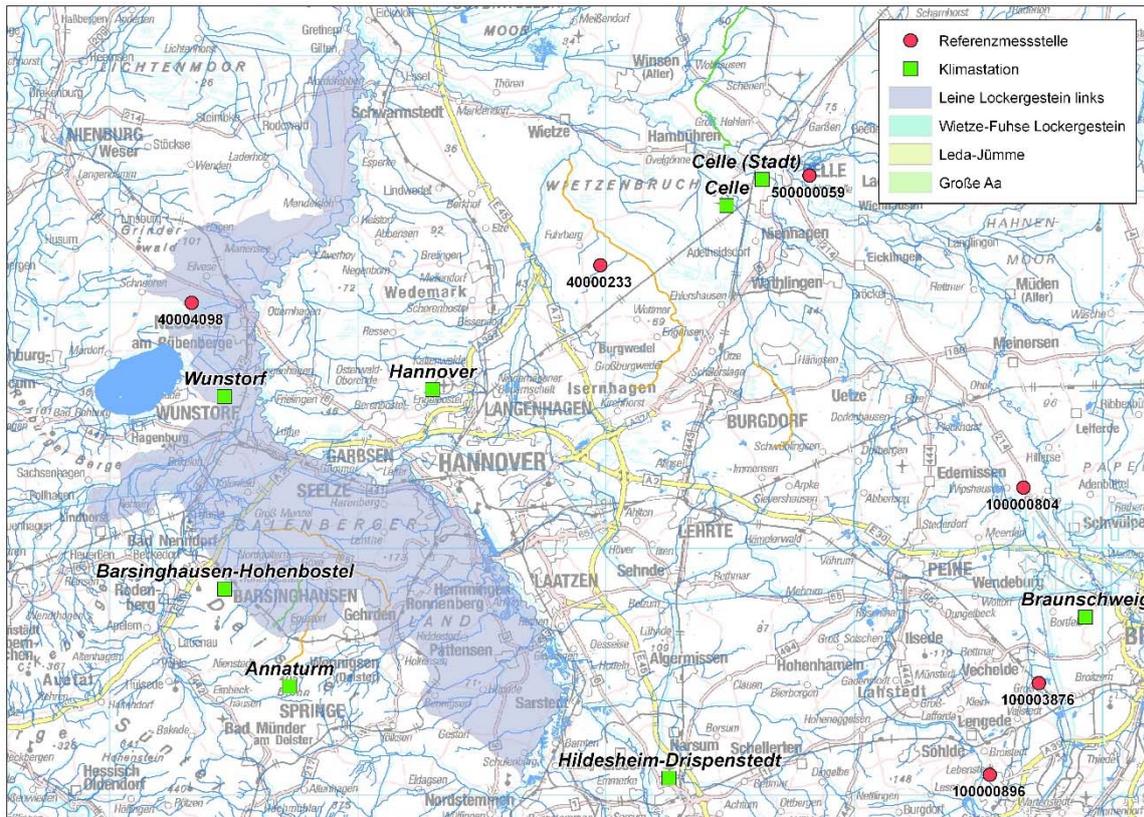


Abbildung 1-6: Lage der Referenz-GWM im Bereich des GWK Leine Lockergestein links

Die Auswahl der Referenz-Messstellen für die GWK wurde anhand der Charakteristik der Messwerte zur KWB und der Störungsfreiheit der GWM sowie sekundär anhand der Lage der Messstelle vorgenommen. Die Referenz-GWM liegen deshalb außerhalb der Messstellencluster der Wasserversorger und im Randbereich der beeinflussten Gebiete

In allen GWK gestaltete sich die Auswahl von Referenz-GWM innerhalb des GWK als schwierig, da die meisten langen Ganglinien einer anthropogenen Beeinflussung zu unterliegen scheinen.

Insgesamt dienen die Referenzganglinien aber primär der gebietstypischen Verlängerung von Grundwasserganglinien, wobei regionale Schwankungen (lange Amplituden) kein Problem darstellen, da die letztendliche Beurteilung einer Beeinflussung nach der durchgeführten Regressionsuntersuchung anhand des direkten Vergleichs mit der klimatischen Ganglinie erfolgt.

1.6.3 Auswahl und Bedingungen der Auswertung von Referenz-Klimastationen

Für die Untersuchungsgebiete liegen Daten von insgesamt 25 Klimastationen vor. Als Datenrahmen zur Ganglinienstatistik wurde, in Anlehnung an Übertragbarkeit und Datenverfügbarkeit ein Modellzeitraum von 1980 bis aktuell bzw. bis Ende 2015 gewählt, um eine möglichst konsistente Datengrundlage zu erhalten. Aufgrund des Ausfallens von Messsensoren etc. kann es natürlich an den KL-Messstationen zu partiellen Datenausfällen kommen. Diese werden dann durch Rasterdaten ersetzt.

Nach Untersuchung der klimatischen Wasserbilanz für die Teilgebiete konnten die mittleren klimatischen Trends an den KL-Stationen ermittelt werden.

Mit einem mittleren Trend der KWB von -1 %/Jahr liegt damit der Trend der KL-Station Hannover (100 % Datenbedeckung) am nächsten am mittleren Trend von -0,8 %/Jahr für das Gebiet Hannover.

Für das Gebiet Leda-Jümme Lockergestein links kam zunächst die KL-Station Friesoythe als Referenz-Station zum Einsatz (-0,7 %/a; Gebietsmittel: -0,5 %/Jahr).

Für das Gebiet der Großen Aa wurde die KL-Station Lingen als Referenzmessstelle zum Klima berücksichtigt (100 % Datenbedeckung, KWB-Trend -0,4 %/a; Gebietstrend -0,6 %/a).

Nach der Berechnung der Klimatischen Wasserbilanz erfolgte deren mathematische Faltung auf Basis der täglichen Daten um die hydrologische Wirkung der klimatischen Vorgänge besser veranschaulichen bzw. plausibilisieren zu können.

1.6.4 Nutzung der Klima-Rasterdaten („Raster 1x1km“)

Für das Land Niedersachsen steht ein flächendeckender Datensatz an Rasterdaten zu klimatischen Primärparametern in einer flächigen Auflösung von 1 km² und einer zeitlichen Bedeckung im Tagesmaßstab vom 1.1.1951 bis 31.12.2015 zur Verfügung, wodurch es möglich ist, entsprechende Primärdatenlücken durch regionalisierte Daten aufzufüllen. Die auf ein 1x1 km Raster regionalisierten Klima-Daten wurden vom Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Hannover erzeugt und vom NLWKN im Rahmen des Projektes übergeben.

Die Prüfung der Datenkonsistenz dieser Datenfelder konnte im Rahmen der durchgeführten Bearbeitung nicht übergreifend durchgeführt werden. Es wurde für jeden Standort der zur Verfügung stehenden Klimastationen ein zugehöriges Rasterelement ermittelt (± 500 m). Dementsprechend konnten Fehlstellen innerhalb der Klima-Datensätze aufgefüllt und auf Plausibilität beurteilt werden. Die Auswirkungen dieser Form der Datennutzung sind in Anhang 1 zusammenfassend dargestellt.

Insgesamt ergeben sich nur marginale Unterschiede zwischen Stations- und Rasterdaten. Durch die Regionalisierung erscheinen vor allem die Daten zur Verdunstungsberechnung im Vergleich zu vorliegenden Stationsdaten etwas gedämpft.

Die stärksten regionalen Unterschiede im klimatischen Trend zeigen sich für das Untersuchungsgebiet Hannover. Die Gebiete im Bereich Leda-Jümme Lockergestein links und Große Aa weisen gleichmäßigere und flachere Trends auf, mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die dämpfende Wirkung des Meeres hervorgerufen.

Datenbestand KL- Stationen

Die durchschnittliche Datenbedeckung der Teilgebiete für den Zeitraum seit 1980 durch primäre Klimadaten der KL-Stationen beträgt zwischen 56 % (TP Hannover) und 44 % (GWK Große Aa). Die reinen RR-Stationen wurden nicht im Detail ausgewertet, sie füllen jedoch entsprechende Datenlücken hinsichtlich gemessener Niederschläge auf. Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass etwa 50 % der Aussagen zu den klimatischen Verhältnissen auf regionalisierten Daten (Rasterdaten) beruhen.

Um in etwa die Größenordnung der Abweichungen zwischen den Primärdaten der jeweiligen KL-Stationen und den zugehörigen Rasterzellen abschätzen zu können, erfolgte jeweils die Berechnung der Klimatischen Wasserbilanz (KWB) für jeden Standort sowohl auf Basis der aufgefüllten Stationsdaten (Auffüllung durch Rasterdaten des zugehörigen Raster- Elementes – Anteil an Stationsdaten s. o.) und rein anhand der vorliegenden Rasterdaten. Beide Datensätze wurden miteinander verglichen. Die Berechnungen erfolgten für den Zeitraum 1980 - 2015 (Modellzeitraum der Ganglinienanalyse

Die Daten der Stationszeitreihen stammen vom Climate Data Center (CDC) des DWD (Stand 31.12.2015) und wurden für die Bearbeitung vom NLWKN übergeben. Die Original-Daten wurden keiner systematischen Korrektur (z. B. Richterkorrektur) unterzogen (Detailbeschreibungen sind den dem NLWKN vorliegenden Erläuterungen des DWD zu entnehmen). Zur Ermittlung der auf den Boden auftreffenden Niederschlagsmengen sind allerdings Korrekturen für systematische Messfehler bei Verwendung von Hellmann-Niederschlagsmessern notwendig. Diese systematischen Messfehler sind u.a. bedingt durch Benetzungsverluste im Auffanggefäß, Verdunstungsverluste im Auffanggefäß oder Windfehler infolge der Aufstellhöhe des Niederschlagsmessers. In Anlehnung an die regionalisierte Korrektur von Richter (Richter, D. 1995) wurde für die Bearbeitungsgebiete eine Korrektur um 10 % vorgenommen, d. h. ein Faktor von 1,1 angewandt.

Klimatische Wasserbilanz für Stationsstandorte

Im Teilgebiet 1 (Hannover) fallen durchschnittlich 772 mm Niederschlag pro Jahr bei einer durchschnittlichen Verdunstungsrate von 610 mm/Jahr. Der durchschnittliche lineare Trend der resultierenden KWB beträgt $-0,8 \text{ %/a}$, was dann bei einer KWB von durchschnittlich 162 mm/a einem Rückgang des Wasserangebotes von 1,26 mm/a bzw. ca. 45 mm in 36 Jahren entspricht. Das KWB-Defizit ist praktisch immer vertreten und schwankt zwischen Raten von $(-0,1 - -1,8) \text{ %/a}$.

Im Teilgebiet Leda-Jümme fallen durchschnittlich 870 mm Niederschlag pro Jahr bei einer durchschnittlichen Verdunstungsrate von 547 mm/Jahr. Der durchschnittliche lineare Trend der resultierenden KWB beträgt $-0,5 \text{ %/a}$, was dann bei KWB von durchschnittlich 323 mm/Jahr einem Rückgang des Wasserangebotes von 1,71 mm/Jahr bzw. ca. 61 mm in 36 Jahren entspricht. Das KWB-Defizit ist praktisch immer vertreten und schwankt zwischen Raten von $(0,0 - -1,0) \text{ %/a}$. Anhand der deutlich höheren Niederschläge und gleichzeitig deutlich geringeren Verdunstungsraten ist ein deutlicher abmildernder Einfluss der Nordsee auf das Klima zu erkennen.

Im Teilgebiet der Großen Aa fallen durchschnittlich 890 mm Niederschlag pro Jahr bei einer durchschnittlichen Verdunstungsrate von 567 mm/Jahr. Der durchschnittliche lineare Trend der resultierenden KWB beträgt $-0,6 \text{ %/a}$, was dann bei KWB von durchschnittlich 322 mm/Jahr einem Rückgang des Wasserangebotes von 1,94 mm/Jahr bzw. ca. 70 mm in 36 Jahren entspricht. Das KWB-Defizit ist auch hier praktisch immer vertreten und schwankt zwischen Raten von $(-0,3 - -1,0) \text{ %/a}$. Auch hier ist ein deutlicher abmildernder Einfluss der Nordsee auf das Klima zu erkennen. Im Vergleich zum gebiet Leda-Jümme erhöhen sich die potenziellen Verdunstungsraten geringfügig, was auch plausibel erscheint, da das Gebiet etwas weiter südlich liegt.

Standortsbezogener Vergleich zwischen Stations- und Rasterdaten

Nach den Rasterdaten fallen im Teilgebiet Hannover durchschnittlich 778 mm Niederschlag pro Jahr (+ 6 mm zu KL-Daten) bei einer durchschnittlichen Verdunstungsrate von 588 mm/Jahr (- 22 mm zu KL-Daten). Der durchschnittliche lineare Trend der resultierenden KWB beträgt - 0,8 %/a (gleich den KL-Daten), was dann bei einer KWB von durchschnittlich 190 mm/a einem Rückgang des Wasserdargebotes von 1,51 mm/a bzw. ca. 54 mm in 36 Jahren entspricht. Der Unterschied zwischen Raster- und KL-Daten beträgt durchschnittlich 0,1 %/a bzw. 3,6 % in 36 Jahren.

Im GWK Leda-Jümme Lockergestein links fallen entsprechend den übergebenen Rasterdaten 870 mm Niederschlag pro Jahr (wie KL-Daten) bei einer durchschnittlichen Verdunstungsrate von 546 mm/Jahr (- 1 mm/a). Der durchschnittliche lineare Trend der resultierenden KWB beträgt - 0,6 %/a, was dann bei KWB von durchschnittlich 324 mm/Jahr einem Rückgang des Wasserdargebotes von 1,85 mm/Jahr bzw. ca. 67 mm in 36 Jahren entspricht. Das KWB-Defizit ist praktisch immer vertreten und schwankt zwischen Raten von (-0,3 - -0,9) %/a. Der Unterschied zwischen Raster und KL-Daten beträgt etwa 0,2 mm/a bzw. 7,7 mm in 36 Jahren aufgrund der um 0,1 %/a veränderten Trendwerte.

Im GWK Große Aa fallen entsprechend der Rasterdaten 887 mm Niederschlag pro Jahr (-3 mm zu KL) bei einer durchschnittlichen Verdunstungsrate von 576 mm/Jahr (+9 mm zu KL). Der durchschnittliche lineare Trend der resultierenden KWB beträgt ebenfalls - 0,6 %/a, was dann bei KWB von durchschnittlich 311 mm/Jahr einem Rückgang des Wasserdargebotes von 1,74 mm/Jahr bzw. ca. 63 mm in 36 Jahren entspricht. Das KWB-Defizit ist auch hier praktisch immer vertreten und schwankt zwischen Raten von (-0,4 - -0,6) %/a. Im Vergleich zur den KL-Daten verringert sich die KWB um 11 mm. Der Trend verändert sich nur geringfügig was im Vergleich zu den KL-Daten zu einer Erhöhung von 0,14 mm/a bzw. 5 mm in 36 Jahren führt.

Insgesamt scheinen die Rasterdaten aufgrund der Regionalisierung etwas geglättet zu sein, da die Spannbreiten der Änderung der KWB doch deutlich geringer ausfallen als anhand der aufgefüllten Daten der KL-Stationen. Somit scheinen die Rasterdaten homogener als die KL-Daten zu sein.

Sowohl die Klimastationen als auch die Rasterdaten zum Klima weisen einen Abwärtstrend in KWB auf. Daten der KL-Stationen können nicht zu 100 % aus den Rasterdaten reproduziert werden - siehe KL-Stationen Braunschweig (Differenz Raster minus KL: KWB 53 mm/a) Hannover (Differenz Raster minus KL: KWB 57 mm/a) und Lingen (Differenz Raster minus KL: KWB 45 mm/a) was hauptsächlich auf geringere Verdunstungsraten anhand der Rasterdaten zurückzuführen ist.

Aufgrund der nachweislich vorliegenden regionalen Unterschiede im Trend der KWB werden zur Superposition (Überlagerung) der Grimm-Strele-Trends der Grundwassermessstellen die KWB-Daten der jeweils zugeordneten Raster-Elemente herangezogen. Dabei wird auch der Tatsache Rechnung getragen, dass die vorhandenen Klimamessstellen eine zu geringe Dichte und Datenlücken aufweisen und Fehler einer individuellen Interpolation mit den Rasterdaten vorgebeugt wird.

1.7 Ganglinienanalysen

Innerhalb des Ganglinienwerkzeuges dienen die Referenzganglinien bzw. Messstellen NICHT einer Interpretation anthropogener Eingriffe auf die Ganglinie, sondern der „Verlängerung“ von kurzen Messreihen bzw. deren Plausibilitätsprüfung und Gütebewertung. Daher sind ggf. vorhandene geringfügige anthropogene Trends innerhalb der gewählten Referenz-Ganglinien prinzipiell vernachlässigbar, erst recht dann, wenn es im GWK global wirkende anthropogene Beeinflussungen gibt. D. h. kurze Ganglinien können dann nur „richtig“ verlängert werden, wenn solche regionalen Einflüsse über das WMKF-Verfahren numerisch fundiert sind (WMKF = WIENER Mehrkanalfilter).

Eine Bewertung hinsichtlich klimatischer Beeinflussung erfolgt über die Ermittlung

- der Grimm-Strele-Trendanalyse für die Grundwasserspiegelganglinie
- eines Signifikanztests nach MANN/KENDALL für die Grundwasserspiegelganglinie
- der Grimm-Strele-Trendanalyse für die Reihe der klimatischen Wasserbilanz im Vergleichszeitraum

und der darauffolgenden Superposition der Grimm-Strele-Trends von GWM und KWB

- a) für den Datenbereich (zeitlicher Rahmen der zur Verfügung stehenden Messwerte) und
- b) für den Modellbereich (zeitlicher Rahmen der verlängerten Ganglinie bzw. Modellbereich).

Das Ergebnis dieser Superposition sollte dann eine Aussage zu einer wahrscheinlichen (regionalen bzw. lokalen) anthropogenen Beeinflussung liefern.

Das Werkzeug zur Trendanalyse (EXCEL-Tool bzw. analytisches Tool) wurde separat für jedes Teilgebiet (TP Hannover gesamt, GWK Leda-Jümme Lockergestein links und GWK Große Aa) angelegt. Es erfolgten für „korrigierte“ Ganglinien ein (bzw. mehrere) vollständige automatisierte Programmdurchläufe durch den Datenbestand der Grundwasserganglinien. Für den Anteil der WRRL-Grundwassermessstellen erfolgte eine Kontrolle der Korrelationsberechnungen für Daten- und Modellzeiträume auf Homogenität, Plausibilität und ggf. erfolgten dafür Datenbereinigungen.

Insbesondere beim ersten Durchlauf des Werkzeuges wurden Datensprünge identifiziert, die zumeist auf Veränderungen in der Messpunkthöhe zurückzuführen waren. Im Rahmen der Datenvervollständigung der Primärdatenbasis bis Juli 2017 konnte eine Vielzahl dieser Redundanzen ausgeräumt werden.

Zusätzlich zu den jeweils potenziell unterschiedlich langen Datenbereichen (max. 1980 - 2015) und den Modellbereichen (verlängerte Ganglinien exakt von 1980 - 2015) wurden Grimm-Strele-Datenanalysen auch für vier weitere Teilzeiträume vorgenommen und jeweils gegen die entsprechenden GS-Trends der Klimatischen Wasserbilanz superponiert um die Stabilität des Verfahrens zu testen.

Ziel sollte immer sein, dass sich die ableitbaren Aussagen für den jeweiligen Untersuchungszeitraum aus den verfügbaren Messwerten möglichst nicht von den Aussagen des aufgefüllten Datenbestandes (Modellganglinie) unterscheiden sollen. Es sollte damit gezeigt werden, dass durch das Ganglinienwerkzeug und die damit verbundene Verdichtung des Datenbestandes durch synthetische Ganglinienverlängerung, eine flächig höherauflösende Aussage zur Beeinflussung von Grundwasserkörpern abgeleitet werden, kann als allein auf Basis (weniger) verfügbarer langer Messreihen. Die gewählten Zeiträume sind:

- Januar 1986 – Dezember 2015 (30 Jahre – üblich zur Ableitung langzeitiger Aussagen)
- Januar 1996 – Dezember 2015 (20 Jahre)
- Januar 1989 – Dezember 2015 (27 Jahre – beginnend mit einer Niedrigwasserphase)
- Januar 1994 – Dezember 2015 (22 Jahre – beginnend mit einer Hochwasserphase)

Wie in Abstimmung mit dem AG festgelegt, müssen die dafür zugrunde gelegten Daten mindestens

- a) am Start und End-Datum des jeweils definierten Zeitraumes vorliegen und
- b) eine mindestens 90 %ige Datenbedeckung (monatliche Werte) innerhalb des Analysezeitraumes aufweisen.

Liegen die jeweiligen Messwerte für die Grundwassermessstelle für die jeweiligen Anfangs- und Endzeiträume nicht vor, erfolgt keine Berechnung der jeweiligen Grimm-Strele-Werte anhand der gemessenen Ganglinie. Allen Berechnungen sind Informationen zur Datendichte für den zu betrachtenden Zeitraum beigefügt (Anzahl vorhandener Monatsmittel zum Grundwasserstand zu Anzahl der Monate im Betrachtungszeitraum). Anhand der reinen Messwerte der Grundwassermessstellen ist somit nicht immer eine Aussage für den gewählten Zeitraum möglich. Nach b) wären entsprechend GS-Superpositionen für GWM mit einer Datendichte von $< 90\%$ auszublenden, da das Kriterium entsprechend nicht erfüllt werden würde. Die Berechnung wurde dennoch durchgeführt.

Da die Daten zur Klimatischen Wasserbilanz und zu Referenz-GWM immer vorliegen, ist entsprechend der Funktionalität des Ganglinienwerkzeuges somit IMMER eine Aussage für den jeweiligen Modellbereich möglich. Die Darstellung der Ergebnisse dieser Vorgehensweise erfolgt in den Anlagen 2.1 – 2.4.

1.8 Abschätzung eines Unsicherheitsbereiches der Modellergebnisse

Um einen Unsicherheitsbereich für die erzielten Ergebnisse abschätzen zu können müssen Ganglinien, welche in ihrer anthropogenen Beeinflussung sehr ähnlich reagieren, statistisch ausgewertet werden. Jedoch können innerhalb eines Grundwasserkörpers an anthropogen beeinflussten GWM unterschiedliche Einflüsse in unterschiedlicher Intensität auftreten, weshalb eine derartige Unterscheidung kaum möglich ist.

Für neutral bewertete Grundwasserganglinien können hingegen annähernd natürliche bzw. vernachlässigbare anthropogene Einflüsse angenommen werden. Somit eignen sich diese Ganglinien besser um einen Unsicherheitsbereich abzuschätzen.

Für die Betrachtung wird jedoch eine unabhängige Referenz, zur Ausweisung neutraler Ganglinien, benötigt. Hierfür werden Ergebnisse herangezogen, welche von Dr. Wriedt in einem internen Arbeitsbericht des NLWKN (lt. internem Arbeitsbericht NLWKN 2015b) vorstellt. Dabei werden die nach WRIEDT der Klasse 1 zugehörigen Pegel, welche als gleichbleibend klassifiziert wurden, als Referenz herangezogen. Ein Methodenvergleich zwischen Fugro und WRIEDT (Anhang 1, Anlage 7) hat dabei gezeigt, dass sich die Ergebnisse beider Methoden für neutrale GWM sehr gut decken. Jedoch existieren teilweise Abweichungen, welche auf mögliche Unsicherheiten hinweisen können. Um einen entsprechenden Unsicherheitsbereich angeben zu können werden die nach Fugro ermittelten Grimm-Strele-Trends der Pegel, welche nach WRIEDT in die Klasse 1 fallen, statistisch ausgewertet.

Hierfür wird die Standardabweichung der superpositionierten Grimm-Strele-Trends berechnet. Sie ist ein Maß für die Streuung der einzelnen Ergebnisse um den Mittelwert und ist daher geeignet um einen Unsicherheitsbereich zu beschreiben. Den Ergebnissen von WRIEDT liegt die Reihe 1981 bis 2015 zugrunde, daher musste für statistische Untersuchung dieselbe Zeitspanne für die superpositionierten Grimm-Strele-trends herangezogen werden. Da die reinen Primärdaten der Ganglinien oft nicht ausreichend lang sind, wurden ausschließlich die Modellganglinien ausgewertet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1-4 für die einzelnen Gebiete zusammengefasst.

Tabelle 1-4: Abschätzung des Unsicherheitsbereiches der Ergebnisse

Gebiet	Anzahl GWM	MW (Grimm-Strele)	Stabw (Grimm-Strele)	MW ± Stabw
Große Aa	20	-0,09%	0,24%	-0,33% bis 0,14%
Leda-Jümme	63	-0,22%	0,29%	-0,51% bis 0,07%
TP Hannover	24	0,03%	0,19%	-0,22% bis 0,16%
Gesamt	107	-0,15%	0,27%	-0,42% bis 0,12%

Die Standardabweichung der betrachteten Gebiete schwankt zwischen 0,19% und 0,29%. Für alle betrachteten GWM beträgt die Standardabweichung 0,27%. Dies entspricht, der NLWKN-Klasseneinteilung folgenden, in etwa einer halben Klassenbreite. Damit ermöglichen die Ergebnisse eine ausreichend scharfe Bewertung der Grimm-Strele-Trends.

1.9 Auswertung der Zeitreihenanalysen für Grundwasserganglinien TP Weser/Ems - Ausgangssituation

Die beiden näher zu untersuchenden GWK im Gebiet Weser/Ems zeichnen sich durch ähnliche Entwicklungen aus: Grundwasserstandsabsenkungen werden vor allem im Geestbereich deutlich, die Niederungsbereiche sind kaum von Absenkungen betroffen. Bedingt werden die Wasserspiegeländerungen in den Geestbereichen nach derzeitigem Kenntnisstand vor allem durch eine teilweise deutliche Zunahme der Grundwasserentnahmen für die Trink- und Brauchwasserversorgung und landwirtschaftliche Feldberegung.

Die Geestflächen stellen die Speisungs- und Neubildungsgebiete dar. Die Niederungen stellen demgegenüber die Entlastungsgebiete dar, die zwar aufgrund geringer GW-Flurabstände ökologisch sensibel sind, jedoch eine Stützung des Wasserspiegels durch die Vorfluter erfahren und daher gegenüber GW-Entnahmen relativ unsensibel sind. Die Risikogebiete hinsichtlich direkter Auswirkungen von GW-Absenkungen liegen in den Übergangsbereichen zwischen Geest und Niederung, wo flurnahe Grundwasserstände und Quellgebiete/Oberläufe der Fließgewässer bestehen.

Ausgangssituation GWK Leda-Jümme

In diesem GWK war eine deutliche Zunahme der Entnahmen zu verzeichnen. Insbesondere die Entnahme für die Trinkwasserversorgung in Thülsfelde, Surwold und Werlte ist seit den 1980er Jahren kontinuierlich angestiegen. Als Auswirkung dessen ist vorerst nur die Abnahme der Grundwasserstände quantifizierbar. In der Bestandsaufnahme 2013 zeigte sich als zusätzlich möglicher Einflussfaktor, dass die Grundwasserneubildung klimatisch bedingt in den letzten 20 Jahren abgenommen hat (NLWKN, 2014d).

Ausgangssituation GWK Große Aa

In diesem GWK haben vor allem die Grundwasserentnahmen zur Trinkwasserversorgung der Wasserfassungen Plaggenschale und Thiene im östlichen Gebietsteil in den letzten 30 Jahren zugenommen, wobei die Entnahme überwiegend aus dem bedeckten 2. GWL erfolgt. Grundwasserentnahmen für die Feldberegnung finden am nördlichen Rand des GWK statt.

1.10 TP Weser/Ems - Interpretation der Ergebnisse der Ganglinienauswertungen

GWK Leda-Jümme Lockergestein links

Zeitreihenlänge

Bezogen auf die geringe Anzahl der WRRL-Messdaten mit signifikant langen Reihenlängen ergibt sich ein deutlicher Unterschied in der flächigen Aussage bzw. der Datenbedeckung, aufgrund der vorgenommenen Verlängerungen der Zeitreihen im Vergleich zu den Modelldatenreihen.

Startsituation Trocken- bzw. Nassjahr

Im GWK Leda-Jümme Lockergestein links stellen sich die Nass- und Trockenjahrperioden in der vergleichenden Betrachtung deutlich unterschiedlich dar. Beginnend mit einer Nassperiode (ab 1994) sind deutlich mehr stark fallende Trends in den EZG der Wasserfassungen zu erkennen als bei Beginn mit einer Nassperiode (ab 1989). Die Ursachen dafür wären im Detail noch zu klären, möglicherweise ist aber dafür eine seit Mitte der 90er Jahre veränderte Förderung verantwortlich. Es spricht weiterhin der Aspekt dafür, dass ein gleicher Effekt im Vergleich der 20- (ab 1996) und 30-jährigen Reihe (ab 1986) zu verzeichnen ist, die beide faktisch im Mittelwasserbereich beginnen: Die kürzere, bzw. insgesamt aktuellere Ganglinie weist den stärker fallenden Trend auf. Hingegen sind zwischen der 30-jährigen Reihe und der mit einer langen Niedrigwasserperiode beginnenden Reihe (27 Jahre) kaum clusterhafte Unterschiede zu verzeichnen. Je länger die betrachtete Zeitreihe, umso unanfälliger erscheint die Trendaussage gegenüber den Anfangsbedingungen der Zeitreihe zu werden. Die pauschal gewählte 30-jährige Reihe bringt faktisch die gleiche Aussage zur Beeinflussung wie die Niedrigwasser-Reihe, beginnend mit dem Jahr 1989.

Lokale Unterschiede bei den superponierten Ergebnissen ergeben sich lediglich bei einzelnen GWM, die einer Detailprüfung zu unterziehen sind (möglicherweise Stufen und/oder zu kurze Ganglinien). Die vergleichsweise Darstellung der (ungeprüften) GWM anderer Messnetze zeigen aber im Cluster vergleichbare Tendenzen.

Vergleich Messdaten und Modelldaten

Der GWK verfügt bereits über Anzahl von WRRL-Messdaten von GWM im Zeitraum bis 30 Jahre, so dass nur in einigen GWM ein Zugewinn an Informationen zu verzeichnen war. Unzweifelhaft ist ein regionaler Zugewinn in der südlichen Ausdehnung des GWK im Raum Cloppenburg (EZG Thülsfelde) und EZG WW Großenkneten (außerhalb des GWK). Die klimakorrigierten Trends unterscheiden sich zumeist nicht, unabhängig, ob nur die Messreihen oder auch die aufgefüllten Modellreihen betrachtet werden.

Klimakorrektur

Der GWK Leda-Jümme Lockergestein links weist den stärksten Klimatrend aller betrachteten GWK auf (> 50 % der WRRL-Messstellen). Diese Feststellung trifft alle vier Jahresscheiben und die Vergleiche der Modell- bzw. Messdaten. Dabei spielt die Lage im GWK offenbar keine Rolle, die Verteilung ist nicht an die Lage auf Wasserscheiden oder Niederungen an den Vorflutern gebunden. Diese Feststellung erhärtet einen grundsätzlichen Klimaindex für den GW-Körper.

Zusammenfassung:

In Auswertung der klimabereinigten Ergebnisse für die WRRL-GWM ergibt sich, dass bei Betrachtung der Messdaten ca. 40 % eine fallende Tendenz aufweisen (Tabelle 1-5). Unter Auswertung der Modelldaten ergibt sich eine fallende Tendenz von ca. einem Drittel der GWM. Regional stellt sich die Situation nach wie vor so dar, dass insbesondere die WRRL-GWM im Geestbereich z. T. fallende bis stark fallende Trends aufweisen. Auch die methodisch parallel ausgewerteten GWM anderer Messnetzbetreiber unterstützen diese Aussage. Die GWM im Niederungsbereich zeigen dagegen fast ausnahmslos gleichbleibende Tendenzen.

Tabelle 1-5: Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Leda-Jümme Lockergestein links; 1986-2015; klimakorrigierte Ganglinien

Grimm-Streile			Leda-Jümme (Messdaten)	Leda-Jümme (Modelldaten)
nach NLWKN	stark fallend	<-1%	3	6
	fallend	-0,5%-1%	3	4
	gleichbleibend	-0,5%-0,5%	6	16
	steigend	0,5%-1%	2	2
	stark steigend	> 1%	0	1

GWK Große Aa

Zeitreihenlänge

Für den GWK Große Aa gibt es keine signifikanten Abweichungen zwischen der 30-jährigen und der Niedrigwasser-Reihe (27 Jahre). Die Messreihen sind oft inhomogen, so dass sich zumindest bei kurzen Reihen unterschiedliche Aussagen hinsichtlich der Trends ergeben. Durch die Modellbildung werden diese Redundanzen oft behoben. Diese sind für die 20-jährigen Ganglinien oft nicht machbar, da per Definition Datensätze am Anfang der Beobachtungsperiode (1996) fehlen und damit keine Aussage getroffen werden darf.

Startsituation Trocken- bzw. Nassjahr

Die bereits unter der Zeitreihenlänge erkannte Unauffälligkeit der WRRL-Messstellen trifft auch auf die Analyse der Nass- und Trockenjahre zu. Im Gegensatz zum Gebiet Leda Jümme spielt es hier fast keine Rolle, welche Startwerte genutzt werden, die Messstellen verhalten sich analog der kurzen und langen Zeitreihen gleich.

Vergleich Messdaten und Modelldaten

Auch hinsichtlich des Vergleichs der Messdaten und der Ganglinienmodelldaten gibt es keine erkennbaren wesentlichen Unterschiede.

Aufgrund der vorliegenden starken Dateninhomogenitäten kann durch die Bildung von Modellganglinien eine deutlich sicherere Aussage zur anthropogenen Beeinflussung getroffen werden. Unabhängig vom betrachteten Modellzeitraum sind die Trends identisch.

Klimakorrektur

Die Klimakorrektur führt zu einer Reduzierung des Anteils an fallenden Messstellen hin zu leicht fallenden bzw. gleichbleibenden Trends. Es verbleiben sowohl bei der Interpretation an Messreihen wie bei der Interpretation vom Modellreihen an den jeweiligen Fassungsstandorten teilweise recht unterschiedliche Trends, was auf eine relativ deutliche Trennung von Grundwasserstockwerken hinweist.

Zusammenfassung:

Ca. 65 % der ausgewerteten WRRL-GWM im GWK Große Aa zeigen gleichbleibende Trends bei Auswertung der Messdaten (Tabelle 1-6). Bei Modelldaten ist die Situation so, dass ca. 70 % der GWM einen gleichbleibenden Trend aufweisen. Beachtet werden muss in diesem Zusammenhang außerdem, dass die stark fallende GWM im EZG Mundersum direkt neben einem Förderbrunnen liegt und damit unberücksichtigt bleiben sollte.

Tabelle 1-6: Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Große Aa; 1986-2015; klimakorrigierte GWM

Grimm-Strele			Große Aa (Messdaten)	Große Aa (Modelldaten)
	stark fallend	<-1%	1	1
nach NLWKN	fallend	-0,5%-1%	1	2
	gleichbleibend	-0,5%-0,5%	4	7
	steigend	0,5%-1%	0	-
	stark steigend	> 1%	-	-

1.11 TP Hannover - Ausgangssituation

Ausgangssituation GWK Wietze-Fuhse Lockergestein

Der Grundwasserkörper ist seit vielen Jahrzehnten durch starke Grundwassernutzungen (Trinkwasser, Be- regnung) geprägt. Negative Trends im Grundwasserstand in diesem Teilgebiet wurden in der Zustandsbe- wertung weiträumig festgestellt. In der Zustandsbewertung 2013 wurde bereits eine negative Entwicklung der klimatischen Wasserbilanz festgestellt (NLWKN, 2014a). Von besonderer Bedeutung ist in diesem Teil-

gebiet, die gesellschaftlich prioritäre Nutzungsansprüche der öffentlichen Trinkwasserversorgung vordringlich sicherzustellen, ohne die Anforderungen der WRRL zu verfehlen. Aber auch die langfristige Sicherung der Feldberegung in einer wasserhaushaltlich vertretbaren Größenordnung stellt eine Aufgabe der Bewirtschaftung des Grundwassers dar.

Ausgangssituation GWK Leine Lockergestein links

In diesem Teilgebiet liegen Hinweise auf verringerte NW-Abflüsse und möglicherweise damit teilweise einhergehende negative Veränderungen der Biozönosen vor. Bei diesem GWK ist als Besonderheit zu berücksichtigen, dass die Neubildungs- und Einzugsgebiete der Fließgewässer im südlich angrenzenden GWK Leine mesozoisches Festgestein links liegen. Das bedeutet, dass die Grundwasserneubildung und die Abflüsse aus der Nordabdachung des Deister einen wesentlichen Einfluss auf die Wasserbilanz des GWK Leine Lockergestein links haben. Eine Erhöhung der Grundwasserentnahme seit 2000 konnte innerhalb der Zustandsbewertung 2013 nicht festgestellt werden (NLWKN, 2014b). Eine eindeutige Einordnung des mengenmäßigen Zustands des GWK war vor allem auch wegen der mangelnden Datenlage zu den OW nicht möglich.

1.12 TP Hannover - Interpretation der Ergebnisse der Ganglinienauswertungen

GWK Wietze Fuhse Lockergestein

Zeitreihenlänge

Generell sind die Daten mit Reihenlängen unter 30 Jahren stärker dem Einfluss letztjähriger Ergebnisse (Trockenjahre) unterworfen. Am deutlichsten wird dies beim Vergleich der klimakorrigierten Modelldaten der Reihen 1996-2015 mit 1986-2015.

Wesentlich ist dabei die Robustheit der WRRL-Messstellen, bei denen es nur geringfügige Abweichungen gibt, d. h. keine erkennbare negative Trendentwicklung. Betrachtet man die Messstellen indikativ im Umfeld der WRRL-Messstellen, wird bereits ein deutlicherer Unterschied zur einfachen Messstellenbewertung erkennbar. Insgesamt liegen aber nur wenige GWM mit langjährigen Messreihen vor, womit sich eine flächendeckende Aussage als recht schwierig gestaltet. Die kürzeren Zeitreihen bringen im Allgemeinen eine leichte Änderung zu steigenden Trends, insbesondere im Bereich es EZG Ramlingen und Burgdorfer Holz.

Startsituation Trocken- bzw. Nassjahr

Bezüglich der Startbedingungen der Zeitreihen sind im Wesentlichen die unkorrigierten Modelldaten heranzuziehen. Die reinen Messdaten erlauben zu wenige Vergleiche (keine Aussagen), die Klimakorrektur wird an anderer Stelle diskutiert. Demnach ist es nicht signifikant, in welcher Startsituation sich die Messstelle befindet, die Modelldatennutzung erlaubt demnach beliebige Startbedingungen und signifikante Aussagen.

Vergleich Messdaten und Modelldaten

Zieht man die Auswertung der 30-jährigen Reihe heran, wird deutlich, dass regional Gebiete hinzukommen, bei denen vorher keine Bewertung möglich war. Dies ist auch generelle Zielstellung der methodischen Umsetzung gewesen.

Auffällig im betrachteten GWK ist eine generelle Tendenz zu gleichbleibend und sogar leicht ansteigend (z. B. WRRL-Messstellen im Umfeld des Stadtgebietes Hannover). Ohne weiterführende Detailuntersuchungen sind diese Trends nur als beobachtet zu postulieren. In Ableitung aus den GW-Modelluntersuchungen (Anhang 5) wurden bereits Zusammenhänge erkennbar, die darauf schließen lassen, dass die Speisung größerer Vorfluter (Wietze) und deren Einleitsituation eine mögliche Ursache darstellen können.

Klimakorrektur

Die Superposition mit der klimatischen Wasserbilanz in der 30-jährigen Reihe (Modelldaten) ergibt bei Berücksichtigung aller ausgewerteten GWM (Messnetzbetreiber) eine Indikation der Verbesserung des Trends unter Berücksichtigung klimatischer Effekte. Dies ist überwiegend im Bereich der Wasserscheiden bzw. Grundwasserneubildungsareale erkennbar. Inwiefern dies signifikant für den GWK ist, sollten intensivere Betrachtungen weiterer, nicht WRRL-Messstellen im Umfeld belegen können. Damit wird der in (NLWKN, 2014a) beobachtete Trend bestätigt.

Zusammenfassung:

Bei den WRRL-Messstellen gibt es keine erkennbare negative Trendentwicklung. Fast alle GWM weisen eine gleichbleibende Entwicklung auf (Tabelle 1-7). Auch die GWM im Umfeld der WRRL-Messstellen zeigen diese Tendenz. Im Bereich der EZG Ramlingen und Burgdorfer Holz gibt es, bestätigt auch durch die umliegenden GWM, eine leichte Änderung zu steigenden Trends.

Tabelle 1-7: Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Wietze Fuhse Lockergestein; 1986-2015; klimakorrigierte Ganglinien

Grimm-Strele			Wietze Fuhse (Messdaten)	Wietze Fuhse (Modelldaten)
nach NLWKN	stark fallend	<-1%	-	-
	fallend	-0,5%-1%	-	3
	gleichbleibend	-0,5%-0,5%	8	17
	steigend	0,5%-1%	1	5
	stark steigend	> 1%	-	1

GWK Leine Lockergestein links

Zeitreihenlänge

Generell sind die Daten mit Reihenlängen unter 30 Jahren stärker dem Einfluss letztjähriger Ereignisse (Trockenjahre) unterworfen. Am deutlichsten wird dies beim Vergleich der klimakorrigierten Modelldaten der Reihen 1996-2015 mit 1986-2015.

Startsituation Trocken- bzw. Nassjahr

Bezüglich der Startbedingungen der Zeitreihen sind im Wesentlichen die unkorrigierten Modelldaten heranzuziehen. Die reinen Messdaten erlauben zu wenige Vergleiche (Ausnahme Fassung Hagen-Neustadt – sonst: keine Aussagen), die Klimakorrektur wird an anderer Stelle diskutiert. Demnach ist es nicht signifikant, in welcher Startsituation sich die Messstelle befindet, die Modelldatennutzung erlaubt demnach beliebige Startbedingungen und signifikante Aussagen.

Vergleich Messdaten und Modelldaten

Zieht man die Auswertung der 30-jährigen Reihe heran, wird sehr deutlich, dass Bewertungsbereiche hinzukommen, bei denen vorher keine Aussage möglich war. Auffällig im betrachteten GWK ist eine generelle Tendenz zu gleichbleibender bis ansteigender GW-Standsentwicklung, dominierend im Zentralbereich des langgestreckten Körpers (Forst Esloh, Landringhausen bzw. Grasdorf). Im Fassungsbereich Hagen-Neustadt und Schneeren wird das auch schon anhand der Messwerte darstellbare Absinken der Wasserspiegel verdichtet und bestätigt.

Klimakorrektur

Zur Klimabeeinflussung gibt es generell keine eindeutige flächendeckende Indikation. Bei Betrachtung aller GWM werden partiell fallende Klassen abgemildert; d. h. aus stark fallenden Trends werden leicht fallende (z. B. Fassungsbereich Schneeren) und aus neutralen Trends leicht steigende (Forst Esloh, Grasdorf). Die doch eher langgestreckte Form des GWK lässt allerdings räumliche Interpretationen zu. So ist im südlichsten Teil ein Klimatrend ggf. ableitbar, da unmittelbar benachbarte WRRL-Messstellen eine jeweils höhere Klasse aufweisen und damit zumindest einen Hinweis zur Weiterbetrachtung (alternativer Messstellen) geben.

Für die Bewertung des Deisterbereiches fehlen gegenwärtig ausreichend belastbare Messstellen. Eine Einbeziehung weiterer, wenn auch nur kurzzeitig beobachteter Messstellen ist notwendig und zielführend.

Zusammenfassung:

Im GWK Leine Lockergestein links ist eine Tendenz zu gleichbleibender bis ansteigender Grundwasserstandsentwicklung (Modelldaten), insbesondere im Zentralbereich des GWK (Forst Esloh, Landringhausen bzw. Grasdorf) zu verzeichnen (Tabelle 1-8). Der stark fallende Trend der WRRL-GWM im Bereich der WF Hagen-Neustadt und Schneeren wird auch durch die ausgewerteten, umliegenden GWM bestätigt. Zur Klimabeeinflussung gibt es generell keine eindeutigen flächendeckenden Hinweise. Eine Bewertung des Deisterbereiches kann aufgrund fehlender GWM nicht erfolgen.

Tabelle 1-8: Auswertung Trend- und Ganglinienanalyse GWK Wietze Fuhse Lockergestein; 1986-2015; klimakorrigierte GWM

Grimm-Strele			Leine Lockergestein (Messdaten)	Leine Lockergestein (Modelldaten)
nach NLWKN	stark fallend	<-1%	1	2
	fallend	-0,5%-1%	-	-
	gleichbleibend	-0,5%-0,5%	1	9
	steigend	0,5%-1%	-	2
	stark steigend	> 1%	-	1

2 Zeitreihenanalyse Oberflächenwasser

(ausführlich siehe Anhang 2)

2.1 Zielstellung

Im Projektabschnitt II b des Umsetzungskonzeptes (Fugro, 2016) - Gutachterliche Bewertungen und Analyse der Bewertungskriterien (Pos. d der funktionalen Leistungsbeschreibung vom 01.02.2016 (NLWKN, 2016)) sollte mittels gutachterlicher Auswertungen eine Analyse der Bewertungskriterien der Grundwasserstands- und Niedrigwasserabflussänderungen durchgeführt werden.

Im Rahmen der Bestandsaufnahme 2013 wurden die Grundwasserstands-Ganglinien mit dem für Niedersachsen modifizierten Verfahren nach Grimm-Strele gemäß den erarbeiteten Leitfäden (NLWKN, 2013a) und (NLWKN, 2008) sowie Niedrigwasserabflüsse anhand von linearen Trends ausgewertet. Da für die Auswertung der Niedrigwasserabflüsse jedoch noch keine konkreten Handlungsanweisungen des NLWKN bestanden, wurde in der durchgeführten Untersuchung eine neue Methodik erarbeitet, welche eine landesweite Übertragbarkeit ermöglicht.

Um das Vorgehen zu vereinheitlichen wird im Nachfolgenden ein detaillierter Vorschlag zur Ganglinienanalyse von Niedrigwasserabflüssen sowie ergänzend für separierte Basisabflüsse vorgestellt. Dabei wird eine Unterscheidung von klimatischen und anthropogenen Einflüssen gewährleistet, welche in ihrer Stärke bewertet werden können. Hierfür wird erstmalig die Grimm-Strele-Methodik auf Oberflächengewässer angewendet.

2.2 Datengrundlagen

Durch das NLWKN wurden Klimarasterdaten übergeben, welche die vier betrachteten Grundwasserkörper vollständig abdecken. Die Rasterdaten besitzen eine räumliche Auflösung von 1 km x 1 km und beinhalten lückenlose Zeitreihen von 1951 bis 2015 für die Klimagrößen: Luftfeuchte, Niederschlag, Sonnenscheindauer, Temperatur und Windgeschwindigkeit.

Für die Abfragegebiete der beiden Teilprojekte wurden vom NLWKN und den WVU Durchfluss- und oder Wasserstandsganglinien übergeben. Für die Analyse des Zeitraums von 1986 bis 2015 wurden insgesamt 35 OW-Pegel innerhalb der zu betrachtenden vier Grundwasserkörper genutzt, welche eine tägliche Auflösung aufweisen und mindestens einen Zeitraum von 15 Jahren abdecken. Sämtliche verwendete OW-Pegel sind in Anhang 2 aufgelistet.

Für Pegel mit lediglich Wasserstandsganglinien wurde eine W-Q-Beziehung erstellt und die Wasserstände somit in Durchflüsse umgerechnet. Auf eine synthetische Verlängerung von Ganglinien wurde hierbei verzichtet. Diese Pegel werden nur ergänzend in die Untersuchung aufgenommen. Neben den Pegelganglinien wurden zudem umfangreiche Vermessungsdaten der Gerinnegeometrie übergeben.

2.3 Diskussion zur synthetischen Ganglinienverlängerung

Die Ganglinien von 8 Oberflächenwasserpegeln sind stark verkürzt und decken den zu untersuchenden Zeitraum von 1986 bis 2015 nicht vollständig ab. Eine synthetische Verlängerung der Ganglinien anhand von Referenzpegeln oder unter Zuhilfenahme des in dieser Arbeit entwickelten Modells (siehe Kapitel □) wäre denkbar. Da es sich bei diesen Ganglinien jedoch um potenziell anthropogen beeinflusste Ganglinien handelt, wäre dies jedoch nicht zielführend. Ein potenziell anthropogener Einfluss, welcher im Mittel aus den vorhandenen Beobachtungsdaten ermittelt werden kann, muss nicht für den gesamten Zeitraum repräsentativ sein. Da die Aussage über das Trendverhalten der Ganglinien jedoch für diese Bearbeitung von entscheidender Bedeutung ist, wurde zu Gunsten der Daten- und Informationsqualität auf eine synthetische Verlängerung verzichtet. Da die betreffenden 8 Oberflächenwasserpegel für die weitere Auswertung von großem Interesse sind, werden diese Ganglinien in der weiteren Untersuchung unverlängert berücksichtigt und ergänzend in die Untersuchung mit einbezogen.

2.4 Ermittlung der Abflüsse NM7Q und des Basisabflusses

Als Bewertungskriterium für den Niedrigwasserdurchfluss wurde die Niedrigwasserkenngroße NM7Q herangezogen. Das NM7Q beschreibt den niedrigsten Mittelwert von sieben aufeinanderfolgenden Tagesabflusswerten. Dieser wurde aus den täglichen Durchflussganglinien ermittelt. Aus der gewonnenen NM7Q-Ganglinie werden anschließend die monatlichen Minima ermittelt.

Neben dem Niedrigwasserabfluss wurde der Basisabfluss als weiteres Bewertungskriterium betrachtet. Zusammen mit dem Direktabfluss bildet der Basisabfluss in Summe den Gesamtabfluss. Die Unterteilung in diese beiden Hauptkomponenten erfolgt über die zeitliche Verzögerung, mit der Niederschlagswasser dem Fließgerinne zuströmt. Der Direktabfluss beinhaltet dabei sämtliche schnellen Komponenten, wie den Landoberflächenabfluss und den Zwischenabfluss; der Basisabfluss setzt sich hingegen aus den langsamen Abflusskomponenten des verzögerten Zwischenabflusses und vor allem des Grundwasserzuflusses zusammen.

Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass der Basisabfluss allein grundwasserbürtig ist und somit die Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasserkörper beschreibt. Damit ist der Basisabfluss sehr gut geeignet, um die Beeinflussung der Oberflächenwasserkörper durch die zugehörigen Grundwasserkörper zu untersuchen. Um aus den beobachteten Durchflussganglinien den Basisabfluss zu separieren, wurde der digitale Filter nach (Hollick & Lyne, 1979) sowie drei Filterpässe nach (Nathan & McMahon, 1990) angewendet. Eine visuelle Überprüfung der Ergebnisse erfolgte nur stichprobenartig und wies keine Auffälligkeiten auf, so dass eine weitere Anpassung der von (Nathan & McMahon, 1990) vorgeschlagenen Methodik nicht vorgenommen wurde.

Vergleiche zwischen verschiedenen Ganglinienseparationsverfahren in (Rojanschi, 2006) haben gezeigt, dass die hier verwendete Methodik eher die untere Grenze des Basisabflusses darstellt. Es wird daher davon ausgegangen, dass der hier ermittelte Basisabfluss frei vom verzögerten Zwischenabfluss ist und somit den grundwasserbürtigen Abfluss möglichst gut abbildet.

Die verwendete Methode zur Ermittlung des Basisabflusses basiert jedoch ausschließlich auf mathematischen Grundlagen, weshalb keine physikalischer Bezug der verwendeten Parameter existiert. Es handelt sich somit um ein rein konzeptionelles Modell. Neben der digitalen-Filter-Methode können im wesentlichen folgende Methoden zur Ganglinienseparation unterschieden werden:

- Graphische Methoden: Auswertung von konkreten Ganglinien anhand von Knickpunkten und Minima, etc. (z.B. Natterman-Verfahren, Fixed-Interval, Sliding-Interval und Local-Minimum)
- Statistische Methoden: Es werden keine ereigniskonkreten Ganglinien ausgewertet, sondern bspw. Monatswerte generiert (z.B. MoNQ nach Wundt)
- Rezessionsanalysen: Ermittlung von Rückgangskonstanten und Nutzung von Einzellinearspeichern zur Abbildung der Abflusskomponenten (z.B. DIFGA)

Der Vorteil von digitalen Filtern besteht darin, dass subjektive Einschätzungen, wie bei den graphischen Methoden, ausgeschlossen werden können und die Methode deutlich einfacher zu implementieren ist als beispielsweise Regressionsanalysen. Digitale Filter sind effizient und objektiv übertrag- und anwendbar und somit für die Bedürfnisse der hier vorgestellten Untersuchung optimal geeignet.

2.5 Methodische Herangehensweise der Trendanalyse

Auf Grundlage der aufbereiteten Durchflusswerte wurde eine Trendanalyse für das NM7Q und den Basisabfluss durchgeführt. Hierfür wurde ein Modell entwickelt, welches auf Grundlage einer klimatischen Ganglinie den beobachteten Trend in die zwei Teilkomponenten klimatischer Trend und anthropogener Trend zerlegt. Einerseits kann so das langjährige Trendverhalten für die untersuchten Pegel ermittelt werden, andererseits können anhand der Differenzen zwischen beobachteter und klimatischer Ganglinie temporäre, potenziell anthropogene Einflüsse identifiziert werden. Die klimatische Wasserbilanz der betrachteten Pegel wurde über fünf, innerhalb des oberirdischen Einzugsgebietes annähernd äquidistant verteilte, Rasterzellen gemittelt.

2.5.1 Modell für die Trendanalyse

Das aufgebaute Modell orientiert sich grundlegend an den in (Wriedt, 2017) vorgestelltem Ansatz zur Klassifizierung von anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Grundwasserpegeln und nutzt den Vorteil, dass für die Untersuchung keine Referenzpegel benötigt werden. Die Verwendung des Wiener-Mehrkanalfilters hätte hingegen eine aufwendige Identifizierung von ausreichend vielen Referenzpegeln vorausgesetzt, was bei der vorhandenen Datengrundlage für die Oberflächenwasserpegel nicht umsetzbar ist (nur wenige Pegel mit ausreichender Zeitreihenlänge). Durch die Berücksichtigung eines zusätzlichen linearen Einflusses konnte der Ansatz erweitert werden. So können mittlere, langjährige Aussagen über potenzielle anthropogene Einflüsse identifiziert und bewertet werden. Temporäre Einflüsse können hingegen über eine Residuenanalyse identifiziert werden.

2.5.2 Klimatische Ganglinie der Monats- und Jahreswerte

Im Ergebnis der Parameteroptimierung I (nähere Informationen dazu sind Anhang 2 zu entnehmen) wird eine theoretische klimatische Ganglinie ermittelt. Diese besitzt, wie die Ausgangsdaten, eine monatliche Auflösung und kann für eine Residuenbetrachtung herangezogen werden. Hierfür werden die Monatswerte der klimatischen Ganglinie von den beobachteten Monatswerten abgezogen und in einem Diagramm dargestellt (Abbildung 1-7).

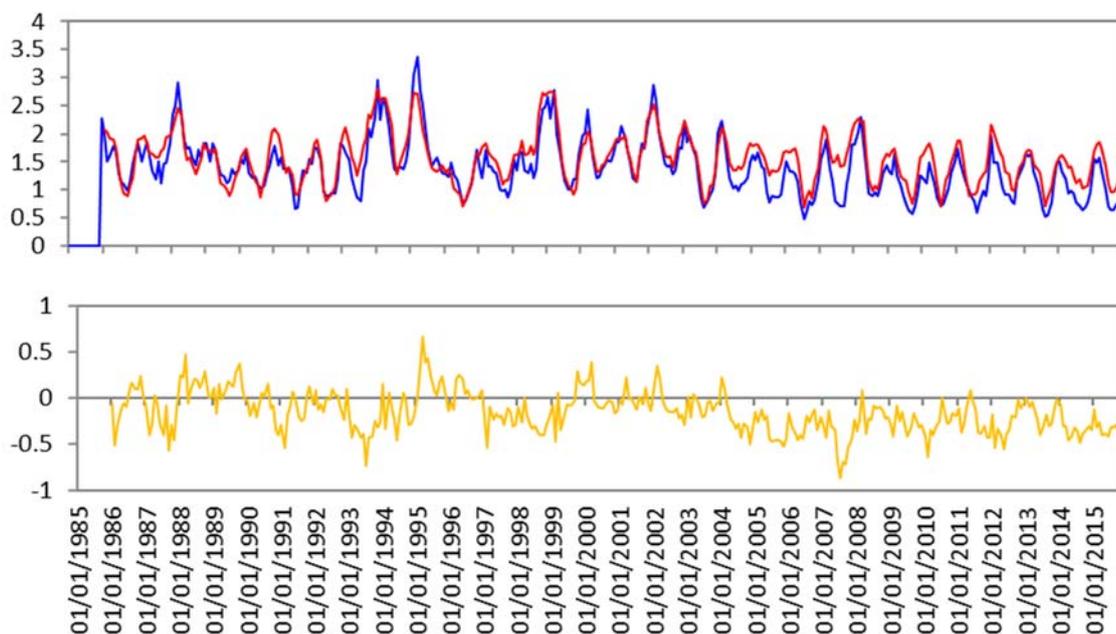


Abbildung 1-7: Bild oben: Beobachtete (blau) und klimatische Ganglinie (rot), Bild unten: Residuenganglinie (gelb) für den Basisabfluss am Beispiel des Pegels 3821105

Aus der Residuenganglinie können temporär wirksame Effekte, der Beginn eines potenziell anthropogenen Einflusses und dynamische Effekte identifiziert werden. Am Beispiel in Abbildung 1-7 ist so erkennbar, dass ab ca. dem Jahr 2000 die Residuen sichtlich fallen, was auf den Beginn eines potenziellen anthropogenen Einflusses hinweisen kann.

Die Jahreswerte der klimatischen Ganglinie werden herangezogen, um mittlere, langjährige Einflüsse zu erfassen und zu quantifizieren. Hierfür werden die Monatswerte zu Jahreswerten aggregiert. Für das NM7Q wird dabei das Minimum ermittelt und für den Basisabfluss die Summe der Monatswerte eines Kalenderjahres gebildet. Da die verfügbaren Ganglinien der auszuwertenden Pegel jedoch zum allergrößten Teil nur bis zum 31.12.2015 reichen, wurde in der Auswertung der Jahreswerte auf die Verwendung des Niedrigwasserabflussjahres verzichtet und ausschließlich das Kalenderjahr herangezogen, um alle vorhandenen Daten nutzen zu können.

Um kleinere Ungenauigkeiten des Modells an den verschiedenen Einzelwerten der Ganglinien nicht in die Auswertung der Jahreswerte zu übertragen, wurde der mittlere, langjährige lineare Trend (potenzieller anthropogener Einfluss), herangezogen und von den beobachteten Werten subtrahiert. Da die Jahreswerte ausschließlich zur Untersuchung mittlerer langjähriger Veränderungen dienen, ist dieses Vorgehen legitim.

Abbildung 1-8 zeigt das Ergebnis der klimatischen Ganglinie des Basisabflusses am Beispiel des Pegels 29069 für die NQ-Jahre 1986 bis 2015. Die Differenz zwischen der klimatischen Ganglinie (rot gestrichelt) und den beobachteten Werten (blaue Fläche) entspricht dabei dem anthropogenen Einfluss.

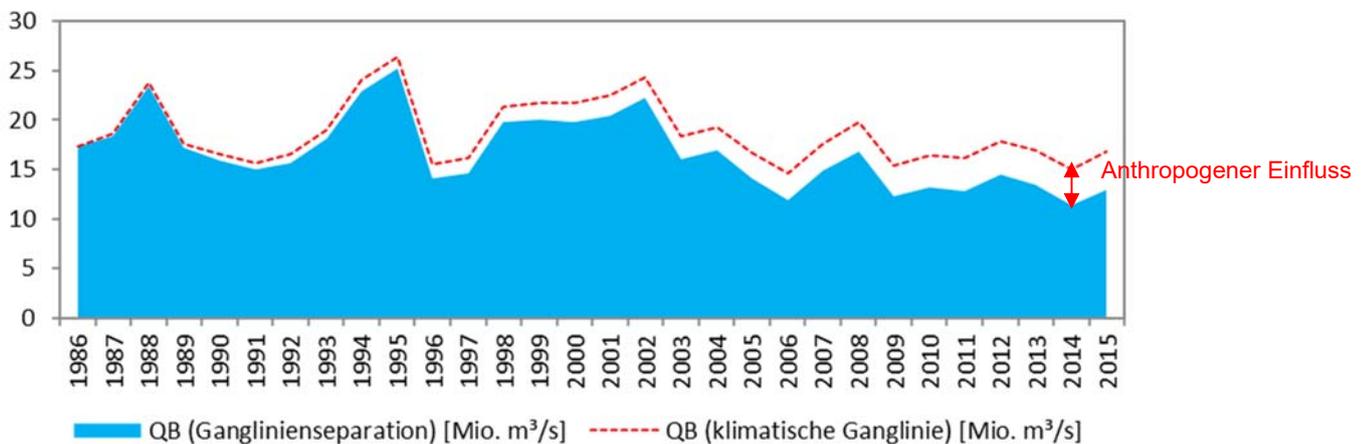


Abbildung 1-8: Klimatische Ganglinie des Basisabflusses am Beispiel des Pegels 3821105

2.5.3 Modellgüte

Die Bewertung der Anpassungsgüte des Modells an die beobachteten Bedingungen erfolgt über den mittleren quadratische Fehler RMSE, den Index of Agreement IoA sowie den Korrelationskoeffizient R^2 . Da die Pegel jeweils ganz eigene Dynamiken und Größenordnungen für NM7Q und Basisabfluss aufweisen, wurde der RMSE zusätzlich auf den Mittelwert der beobachteten monatlichen Abflüsse von NM7Q bzw. Basisabfluss bezogen. Dies ermöglicht eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Pegeln.

Abbildung 1-9 zeigt die Ergebnisse der Gütekriterien für sämtliche untersuchte Pegel. Es ist ersichtlich, dass für nahezu alle Pegel eine sehr hohe Anpassungsgüte erreicht werden konnte.

Für die Oberflächenwasserpegel, welche den Grundwasserkörpern Große Aa (GA) und Leda-Jümme (LJ) im Teilprojekt Weser-Ems zuzuordnen sind, werden insgesamt die besten Ergebnisse mit dem Modell erzielt. Auch für den Großteil der Pegel im Grundwasserkörper Leine-Lockergestein (LL) werden überwiegend sehr gute Resultate erzielt. Nur für die Pegel entlang der Seebeeke im Gebiet des Grundwasserkörpers Wietze-Fuhse werden etwas geringere Anpassungsgüten erreicht.

Insgesamt weisen lediglich 4 Pegel einen erhöhten RMSE' auf (rote Markierung in Abbildung 1-9), was auf eine eher schlechte Anpassungsgüte hinweist. Dabei handelt es sich ausschließlich um Pegel mit sehr kleinen Einzugsgebieten und somit sehr niedrigen Abflüssen, was dazu führt, dass diese Pegel häufig und teilweise über mehrere Monate trockenfallen und somit weniger reale Abflusswerte für die Parameteroptimierung zur Verfügung stehen.

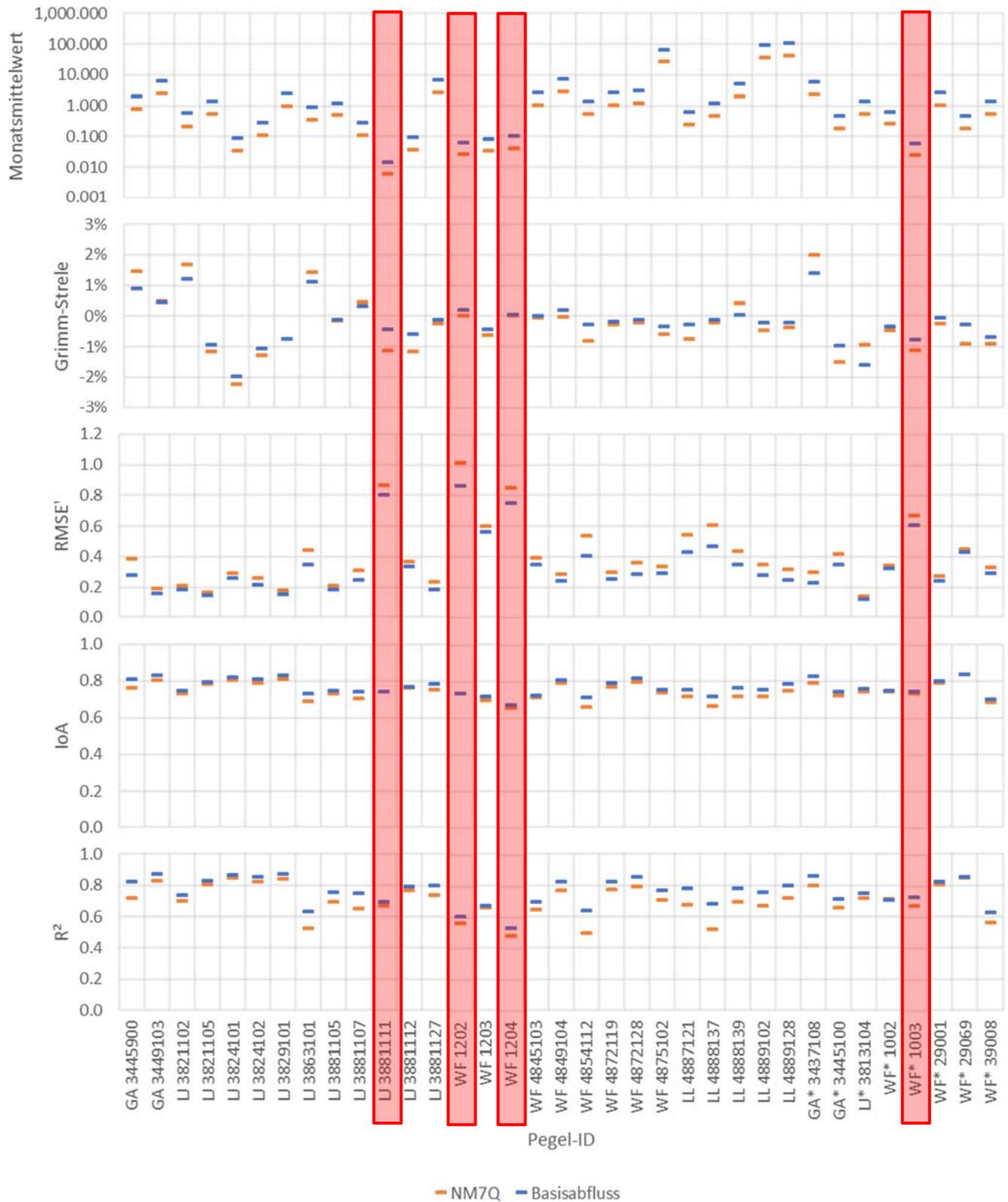


Abbildung 1-9: Kriterien zur Bewertung der Anpassungsgüte des Modells an die Beobachtungen (* Pegel mit verkürzter Zeitreihe)

2.5.4 Bewertung von Abflussveränderungen nach der Grimm-Strele Methodik

Die Methodik nach Grimm-Strele wird herangezogen und auf die ermittelten Jahreswerte angewendet, um mögliche mittlere und langjährige Veränderungen von NM7Q und Basisabfluss zu erfassen. Die Veränderungen innerhalb der Zeitreihe werden hierbei durch das Verhältnis der Steigung der Regressionsgeraden zur Spannweite der Extremwerte der Zeitreihe abgebildet. Die Spannweite der Extremwerte wird aus der Differenz von globalem Maximum und Minimum der Datenreihe berechnet. Auf Grundlage dieses Verhältnisses wird die in Tabelle 1-9 gezeigte Klasseneinteilung der Veränderungsstärke vorgenommen. Um die regionalen Verhältnisse in Niedersachsen zu berücksichtigen, wurde durch das NLWKN der Wertebereich dieser Klasseneinteilung modifiziert (dritte Spalte in Tabelle 1-9).

In der nachfolgenden Auswertung werden die Grimm-Strele-Klassen nach (LAWA, 2011) Einteilung herangezogen. Diese bieten eine gute Übereinstimmung mit der statistischen Signifikanz der identifizierten Veränderungen, so dass fallende und stark fallende bzw. steigende und stark steigenden Trends mit hoher Wahrscheinlichkeit auch signifikant sind. In dieser Untersuchung wird das Grimm-Strele-Verhältnis ausschließlich über die ermittelten Jahressganglinien von NM7Q und Basisabfluss angewendet. Um eine Vergleichbarkeit für die Durchflussveränderungen der unterschiedlichen Trendkomponenten zu gewährleisten, werden für das Grimm-Strele-Verhältnis dabei die Spannweite der Extremwerte ausschließlich von der beobachteten Zeitreihe abgeleitet.

Tabelle 1-9: Klasseneinteilung für Grundwasserstandsveränderungen nach LAWA bzw. NLWKN

Klasse	Wertebereich (LAWA, 2011)	Wertebereich (NLWKN, 2013a)
Stark fallend	$\leq - 2 \%$	$\leq - 1 \%$
Fallend	- 2 % bis $\leq - 1 \%$	- 1 % bis $\leq - 0,5 \%$
Gleichbleibend	- 1 % bis $< + 1 \%$	- 0,5 % bis $< + 0,5 \%$
Steigend	+ 1 % bis $< + 2 \%$	+ 0,5 % bis $< + 1 \%$
Stark steigend	$\geq + 2 \%$	$\geq + 1 \%$

2.5.5 Signifikanztest und Autokorrelationskorrektur

Um die ermittelten, potenziellen anthropogenen Einflüsse hinsichtlich ihrer statistischen Signifikanz zu bewerten, wurde der Student-Test (t-Test) entsprechend (DVWK, 1983) durchgeführt. Da dieser Test sehr anfällig gegenüber Autokorrelation ist, wurde für alle Veränderungen, welche zunächst als signifikant bewertet wurden, eine Autokorrelationskorrektur in Anlehnung an die Methodik von (Yue, Pilon, Phinney, & Cavadias, 2002) durchgeführt, entsprechend der Methodik nach Dr. Wriedt. In der hier vorgelegten Untersuchung wird jedoch nicht der Mann-Kendall-Test, sondern der t-Test zur Bewertung der statistischen Signifikanz herangezogen.

Erst wenn nach dieser Autokorrelationskorrektur noch eine signifikante Veränderung identifiziert wird, wird diese auch abschließend als signifikant bewertet. Erwartungsgemäß weisen hydrologische Zeitreihen mit monatlicher Auflösung eine sehr starke Autokorrelation, insbesondere bei einer Verschiebung um einen

einzelnen Zeitschritt, auf. Jährliche Zeitreihen, wie sie für die Untersuchung von NM7Q und Basisabfluss herangezogen werden, weisen hingegen eine deutlich geringere Autokorrelation auf, da die Einzelwerte überwiegend unabhängig voneinander sind.

Die Ergebnisse der Signifikanzprüfung werden in Abbildung 1-10 dargestellt und dem Grimm-Strele-Verhältnis gegenübergestellt. Zusätzlich sind die Klassengrenzen nach LAWA-Einteilung und NLWKN-Einteilung dargestellt (vergleiche Kapitel 2.5.4, Tabelle 1-9). Der Vergleich der statistischen Signifikanz und dem Grimm-Strele-Verfahren zeigt, dass eine Übertragung der Grimm-Strele-Methodik auf Oberflächenwasserpegel ohne Einschränkungen anwendbar ist. Dabei ist ersichtlich, dass ein direkt proportionaler Zusammenhang zwischen der Prüfgröße t und dem Grimm-Strele-Verhältnis besteht. Ab einem Grimm-Strele-Verhältnis größer 1 % bzw. kleiner -1 % sind die identifizierten anthropogenen Veränderungen nahezu immer signifikant $|t| > t_{(30;0,05)}$. Veränderungen, welche ein Grimm-Strele-Verhältnis zwischen ± 1 % aufweisen, sind bis auf wenige Ausnahmen immer nicht signifikant. Damit kann gezeigt werden, dass Veränderungen, welche anhand der Grimm-Strele-Klassen nach LAWA als mindestens fallend bzw. steigend eingeordnet werden, mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit signifikant sind. Bei der NLWKN-Klasseneinteilung sind hingegen nur stark fallende, bzw. stark steigende Trends signifikant. Die untersuchten Datenreihen, welche nach den NLWKN-Klassen hingegen fallende bzw. steigende Veränderungen aufweisen, sind nie signifikant. Daher wird in der weiteren Auswertung ausschließlich die Grimm-Strele-Klasseneinteilung nach (LAWA, 2011) zur Bewertung der Stärke der Veränderungen von NM7Q und Basisabfluss herangezogen.

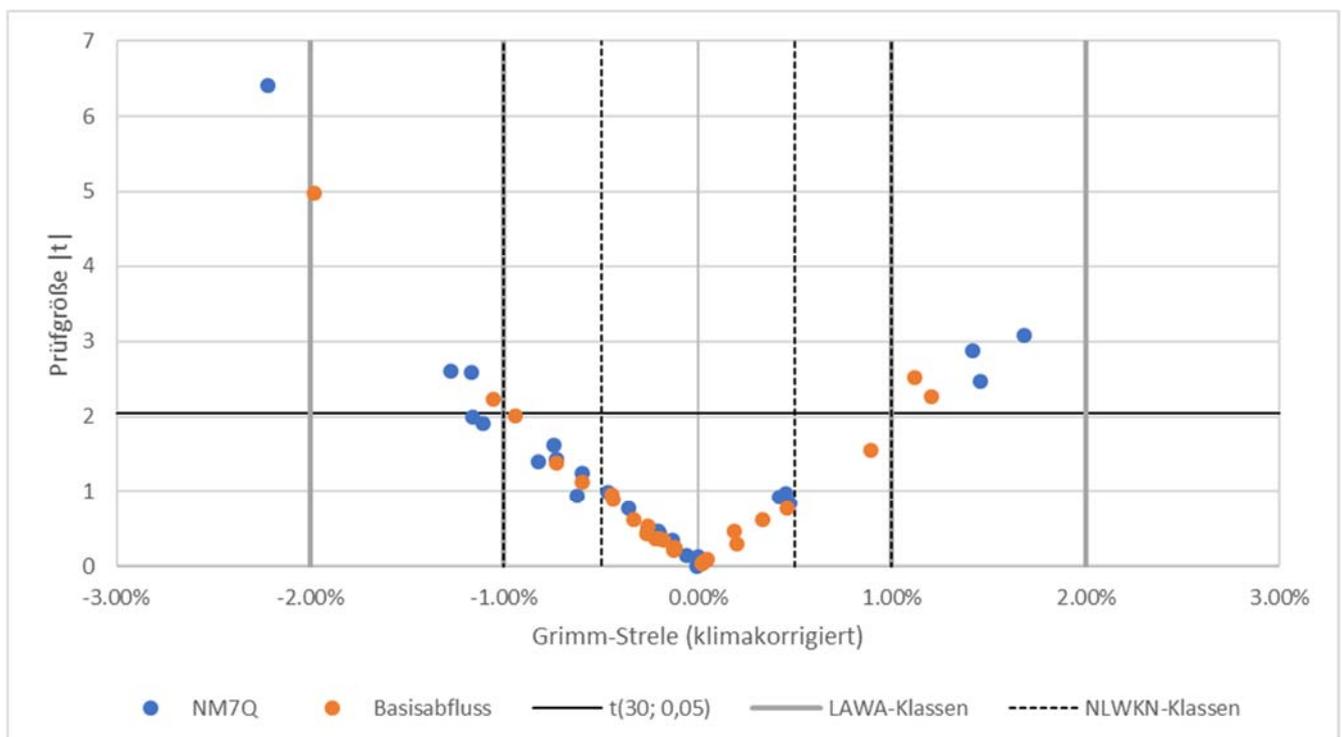


Abbildung 1-10: Gegenüberstellung Grimm-Strele-Verhältnis und Signifikanz anthropogener Veränderungen auf NM7Q und Basisabfluss für alle Pegel mit Datenreihen von mindestens 30 Jahren

2.5.6 Modellplausibilisierung

2.5.6.1 Vergleich der Veränderungen von NM7Q und Basisabfluss

Die Jahreswerte des NM7Q stellen die jährlichen Minima des NM7Q dar. Sie sind ausschließlich auf den Basisabfluss zurückzuführen und in der Regel frei von Direktabfluss oder anderen schnellen Abflusskomponenten. Somit besteht eine direkte Proportionalität zwischen NM7Q und Basisabfluss, welche sich auch auf die anthropogenen Trendkomponenten erstrecken muss. Die Trendrichtung von Basisabfluss und NM7Q ist für sämtliche Pegel direkt proportional und auch die Veränderungsstärke nach Grimm-Strele verhält sich für nahezu alle Pegel ebenfalls direkt proportional, so dass bei stark fallendem anthropogenem Trend für den Basisabfluss auch der anthropogene Trend des NM7Q stark fallend ist.

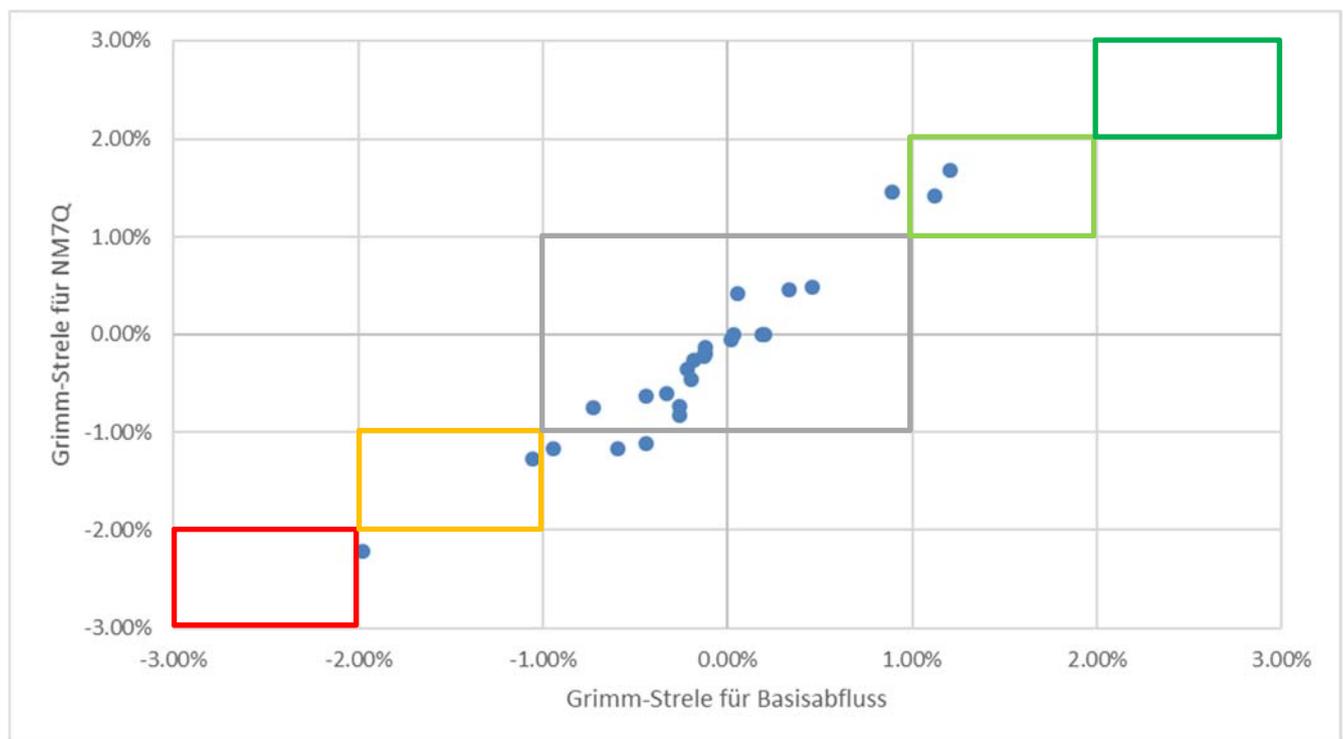


Abbildung 1-11: Vergleich zwischen anthropogenen Einfluss auf NM7Q und Basisabfluss

2.5.6.2 Einfluss von unterschiedlichen Anfangsbedingungen auf die Modellergebnisse

Für alle Oberflächenwasserpegel, welche die Standardperiode nach EG-WRRL von 1986 bis 2015 abdecken, wurde der Einfluss von unterschiedlichen Anfangsbedingungen auf das Ergebnis des Regressionsmodells untersucht. Um die Robustheit des aufgebauten Regressionsmodells gegenüber den Anfangsbedingungen zu testen, wurden daher zwei verkürzte Perioden ausgewertet:

- 1989 bis 2015: Start liegt in einem besonders trockenen Jahr (Niedrigwasser)
- 1994 bis 2015: Start liegt in einem besonders feuchten Jahr (Hochwasser)

Anhand dieser Perioden wird untersucht, ob die Anfangsbedingungen einen Einfluss auf die im Regressionsmodell identifizierten potenziell anthropogenen Einflüsse haben. Um den Einfluss von dynamischen

anthropogenen Einflüssen auf diesen Vergleich zu minimieren, wurden die Ergebnisse der Periode 1986-2015 mit der Periode 1989-2015 und 1989-2015 mit 1994-2015 verglichen. Je weiter die Startzeitpunkte der beiden zu vergleichenden Perioden auseinanderliegen, desto größer sind die Auswirkungen etwaiger dynamischer anthropogener Einflüsse auf das Ergebnis. Daher wurde die Periode 1986-2015 nicht mit der Periode 1994-2015 verglichen.

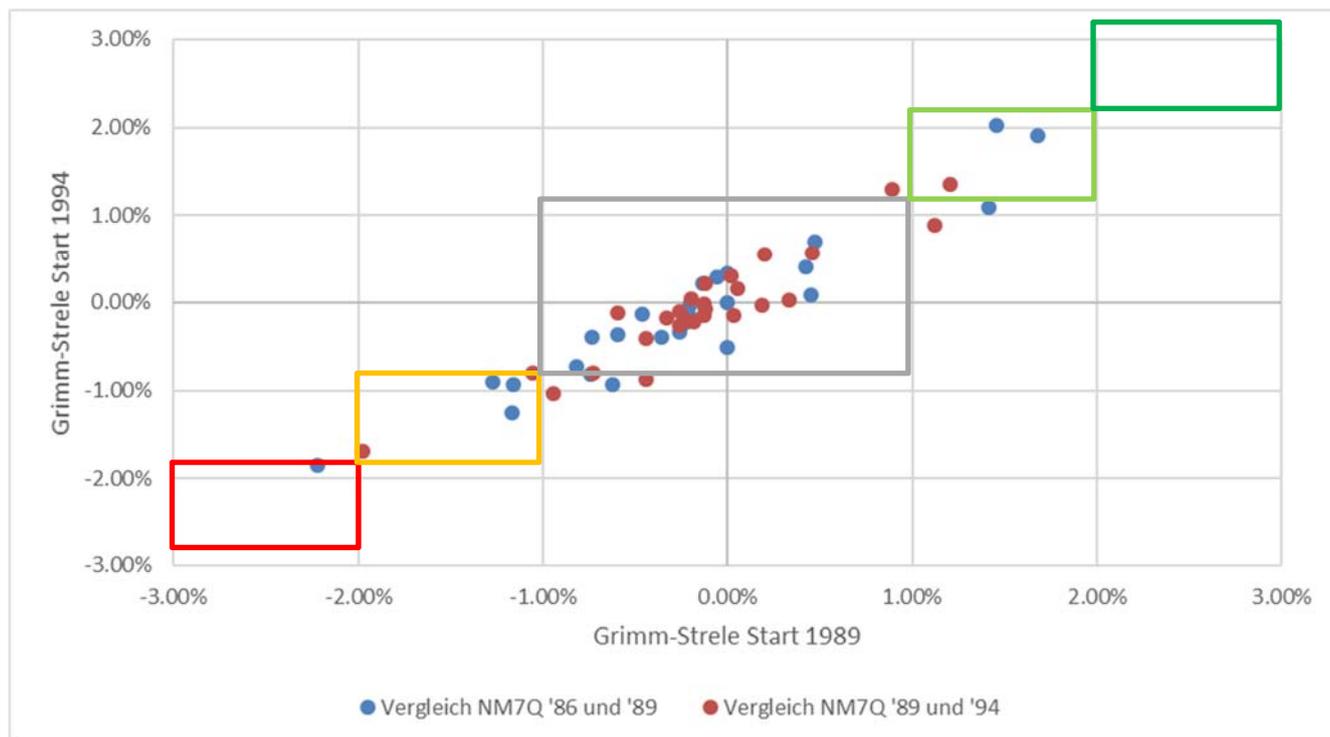


Abbildung 1-12: Vergleich anthropogener Einflüsse auf den NM7Q für unterschiedliche Perioden

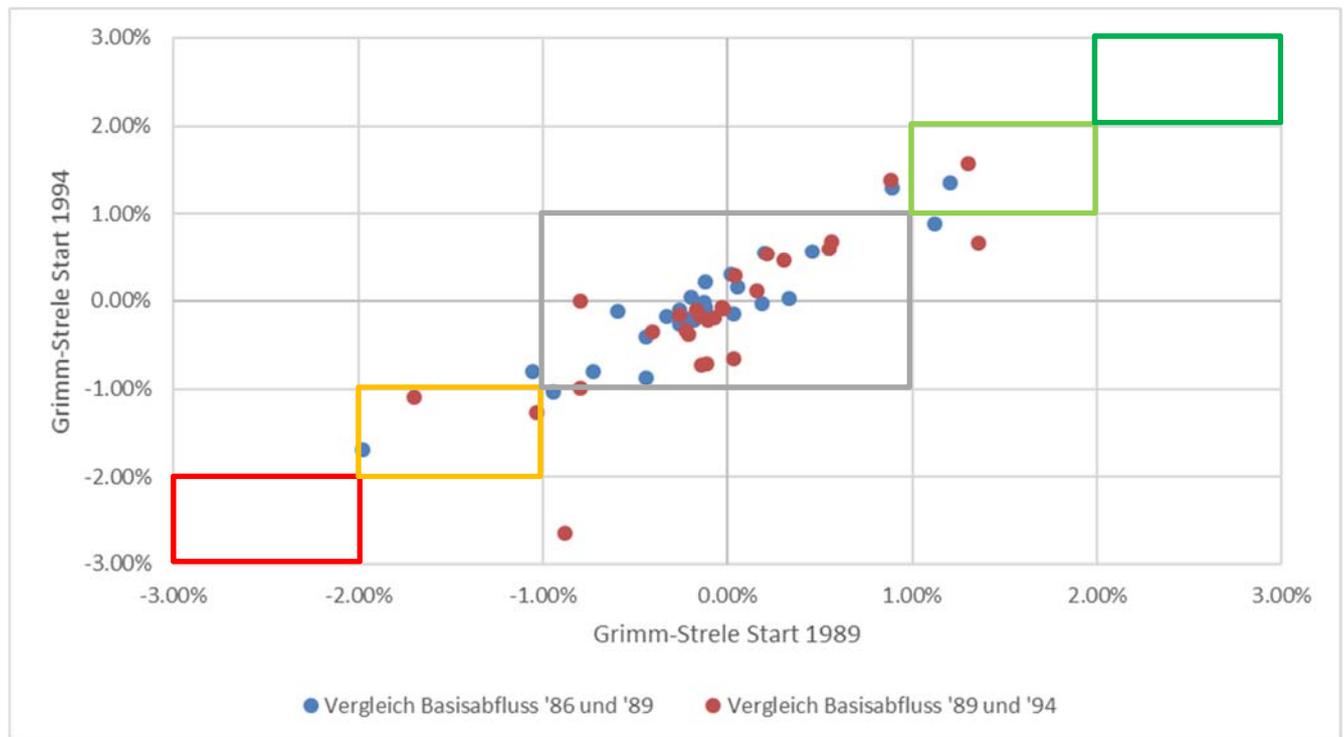


Abbildung 1-13: Vergleich anthropogener Einflüsse auf den Basisabfluss für unterschiedliche Perioden

Abbildung 1-12 und Abbildung 1-13 zeigen, dass die ermittelten anthropogenen Einflüsse für die unterschiedlichen Perioden annähernd konstant bleiben. Nur bei wenigen Ausnahmen kommt es zu einer Verschiebung um maximal eine Grimm-Strele-Klasse (z. B. von gleichbleibend zu leicht fallend). Somit ist das aufgebaute Modell robust gegenüber unterschiedlichen Anfangsbedingungen.

2.5.6.3 Plausibilisierung des ermittelten klimatischen Einflusses

Zur Abbildung klimatischer Einflüsse auf die Ganglinien von NM7Q und Basisabfluss wurde die klimatische Wasserbilanz herangezogen. Grundlage hierfür bildeten klimatische Rasterdaten. Um für die betrachteten Pegel einen möglichst guten räumlichen Bezug zur klimatischen Wasserbilanz herstellen zu können, wurden hierfür innerhalb des oberirdischen Einzugsgebietes der Pegel fünf annähernd äquidistant verteilte Rasterzellen gemittelt. So können die lokalen, klimatischen Gegebenheiten bestmöglich abgebildet werden.

Es wird davon ausgegangen, dass die Stärke und Richtung von klimatischen Veränderungen sich annähernd proportional zu NM7Q und dem Basisabfluss verhalten. Dieser Effekt sollte besonders für den Basisabfluss zutreffen, da es sich bei ihm um eine Abflusssumme handelt und somit alle Einflüsse summarisch abgebildet werden. Das NM7Q stützt sich hingegen ausschließlich auf Extremwerte. Diese Extremwerte können über das Jahr beliebig verteilt sein und haben besondere klimatische Ereignisse als Auslöser. Eine Zuordnung zu einer mittleren jährlichen Veränderung des Klimas ist daher nicht mehr zielführend. Aus diesem Grund wird im Folgenden nur der Basisabfluss berücksichtigt.

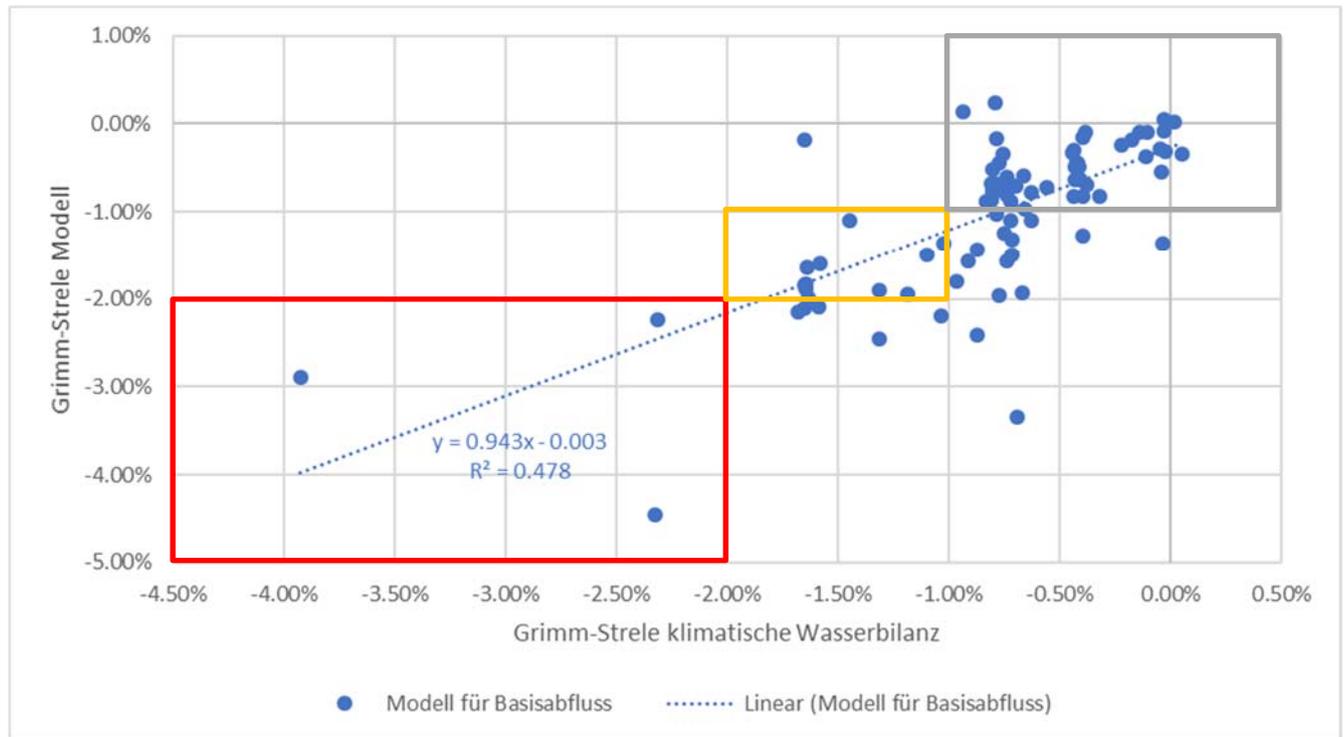


Abbildung 1-14: Vergleich Grimm-Strele-Wert der klimatischen Wasserbilanz und Modellergebnis

In Abbildung 1-14 werden neben der Standardperiode von 1986-2015 auch die Perioden 1989-2015 und 1994-2015 sowie alle Pegel mit noch kürzeren Datenreihen berücksichtigt. Grundlegend lässt sich der Zusammenhang zwischen klimatischer Wasserbilanz und dem im Modell ermittelten klimatischen Einfluss erkennen. Es existiert jedoch eine deutliche Streuung. Dabei kommt es aber selten vor, dass die beiden Grimm-Strele-Werte in unterschiedliche Klassen fallen. Tendenziell fällt der Betrag des Grimm-Strele-Werts, welcher mit dem Modell ermittelt wird, geringfügig höher aus als der der klimatischen Wasserbilanz.

2.6 Abschließende Modellbewertung

Das aufgebaute Regressionsmodell auf Grundlage der Wasserbilanz ermöglicht eine sehr gute Anpassung an Beobachtungsdaten von NM7Q und Basisabfluss. Trotz der vereinfachten Annahme eines linearen, mittleren langjährigen anthropogenen Einflusses konnten plausible und robuste Ergebnisse erzielt werden. Zudem konnte nachgewiesen werden, dass das Regressionsmodell unabhängig von den Anfangsbedingungen arbeitet und auch Extremwerte gut abbildet.

Geringfügige Probleme treten im Zusammenhang mit extrem niedrigen Durchflüssen auf. Insbesondere in Kombination mit langanhaltenden Trockenperioden, in denen kein Abfluss auftritt, kann die Modellgüte abnehmen, so dass eine detaillierte Prüfung erforderlich ist.

Es konnte erstmalig die Übertragung der Grimm-Strele-Methodik auf Oberflächenwasserpegel erprobt werden. Dabei hat sich herausgestellt, dass das Grimm-Strele-Verhältnis ein robustes Werkzeug darstellt, welches sehr gut zur Bewertung der Stärke von Veränderungen herangezogen werden kann. Die Grimm-Strele-Methode weist dabei einen sehr deutlichen Bezug zur statistischen Signifikanz auf (auch unter Berücksichtigung einer Autokorrelationskorrektur), so dass in zukünftigen Untersuchungen die statistische

Signifikanz vereinfachend nicht zwangsläufig berücksichtigt werden muss. Dabei gilt jedoch zu bedenken, dass dies stark von der Klasseneinteilung der Methodik abhängig ist. In der vorliegenden Untersuchung hat sich dabei jedoch gezeigt, dass auf Grundlage der LAWA-Klasseneinteilung sehr gute Ergebnisse erzielt werden können.

2.7 Ergebnisse der Trendanalyse

Für sämtliche betrachtete Pegel wurden Steckbriefe erstellt, welche die Ergebnisse anschaulich zusammenfassen und in Anhang 2 eingesehen werden können.

2.7.1 Grundwasserkörper Wietze-Fuhse Lockergestein

Für den Grundwasserkörper Wietze-Fuhse konnten 9 Pegel für die Standardperiode von 1986 - 2015 ausgewertet werden.

Tabelle 1-10: Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Wietze-Fuhse

GWK	Trendeinteilung (Grimm-Strele)	NM7Q 1986 - 2015			Basisabfluss 1986 - 2015		
		Beobachtet	Klima	Anthropogen	Beobachtet	Klima	Anthropogen
Wietze-Fuhse	stark fallend						
	fallend				3	1	
	gleichbleibend	9	9	9	6	8	9
	steigend						
	stark steigend						

In Tabelle 1-10 werden die Ergebnisse des Grimm-Strele-Trends für die betrachteten Pegel innerhalb des Grundwasserkörpers Wietze-Fuhse aufgeführt. Für drei Pegel wurden fallende Verhältnisse für den Basisabfluss beobachtet. Für die restlichen Pegel wurden hingegen gleichbleibende Verhältnisse beobachtet. Bezüglich des NM7Q wurden ausschließlich gleichbleibende Verhältnisse beobachtet. Auch die identifizierten potenziellen anthropogenen Einflüsse weisen ausschließlich gleichbleibende Bedingungen für das NM7Q und den Basisabfluss auf. Hauptsächliche Antriebsquelle für beobachtete fallende Bedingungen ist somit das Klima. Eine regionale negative Beeinflussung von NM7Q und Basisabfluss ist somit nicht zu erwarten.

2.7.2 Grundwasserkörper Leine-Lockergestein links

Für den Grundwasserkörper Leine-Lockergestein links konnten fünf Pegel ausgewertet werden. In Tabelle 1-11 werden die Ergebnisse des Grimm-Strele-Trends für die betrachteten Pegel innerhalb des Grundwasserkörpers Leine-Lockergestein links aufgeführt.

Tabelle 1-11: Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Leine-Lockergestein links

GWK	Trendeinteilung (Grimm-Strele)	NM7Q 1986 - 2015			Basisabfluss 1986 - 2015		
		Beobachtet	Klima	Anthropogen	Beobachtet	Klima	Anthropogen
Leine-Lockergestein	stark fallend						
	fallend				1		
	gleichbleibend	5	5	5	4	5	5
	steigend						
	stark steigend						

Nur für den Pegel 4887121 an der Ihme wurden fallende Bedingungen für den Basisabfluss festgestellt. Diese sind jedoch primär auf das Klima zurückzuführen. Weder für den NM7Q noch für den Basisabfluss wurden signifikante anthropogene Einflüsse festgestellt, diese sind ausschließlich als gleichbleibend zu bewerten. Somit liegen keine auffälligen Pegel innerhalb des Grundwasserkörpers Leine-Lockergestein links vor.

2.7.3 Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein links

Für den Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein links konnten 11 Pegel für die Standardperiode von 1986-2015 ausgewertet werden. In Tabelle 1-12 werden die Ergebnisse des Grimm-Strele-Trends für die betrachteten Pegel innerhalb des Grundwasserkörpers Leda-Jümme aufgeführt.

Tabelle 1-12: Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Leda-Jümme -Lockergestein links

GWK	Trendeinteilung (Grimm-Strele)	NM7Q 1986 - 2015			Basisabfluss 1986 - 2015		
		Beobachtet	Klima	Anthropogen	Beobachtet	Klima	Anthropogen
Leda-Jümme	stark fallend	2		1	1		
	fallend	4	1	4	4		2
	gleichbleibend	4	10	4	6	11	7
	steigend	1		2			2
	stark steigend						

Für zwei Pegel wurden stark fallende und für vier Pegel fallende Bedingungen für das NM7Q beobachtet. Vier Pegel fallen in die Kategorie „gleichbleibend“ und an einem Pegel wurden hingegen steigende NM7Q beobachtet. Die fallenden Verhältnisse sind dabei vorwiegend auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Diese weisen an einem Pegel stark fallende und an vier Pegeln fallende Verhältnisse auf. Zudem wurden an zwei Pegeln steigende anthropogene Einflüsse ermittelt.

Bezüglich des Basisabflusses ist die Situation weniger dramatisch. Hier wurden für lediglich zwei Pegel fallende anthropogene Einflüsse und für zwei weitere Pegel steigende anthropogene Einflüsse ermittelt.

Insgesamt sind die folgenden sieben Pegel auffällig und weisen fallende bzw. steigende anthropogene Einflüsse für NM7Q und/oder den Basisabfluss auf:

- Gewässer Ohe: Pegel 3813104 (fallend)
- Gewässer Marka: Pegel 3821102 (steigend), 3821105 (fallend)
- Gewässer Markhauser Moorgraben: Pegel 3824101 (stark fallend), 3824102 (fallend)
- Gewässer Igelriede: Pegel 3881111 (fallend), 3881112 (fallend)
- Burlage-Langholter-Tief Pegel 3863101 (steigend)

Negative anthropogene Beeinflussungen von NM7Q und Basisabfluss sind für eine Vielzahl von Pegeln innerhalb des Grundwasserkörpers Leda-Jümme daher nicht auszuschließen. Eine enge räumliche Begrenzung der anthropogenen Beeinflussungen ist nicht gegeben, so dass eine detaillierte Einzelbetrachtung zur Identifizierung möglicher Einflussfaktoren notwendig ist. Diese Betrachtungen fallen im Prüfschema des NLWKN in den Punkt 6. Sollten die Einflussfaktoren zur relevanten negativen Beeinflussung des ökologischen Zustandes bzw. der ökologischen Zielerreichung des Gewässers führen, so ist der Grundwasserkörper Leda-Jümme als „GWK im schlechten Zustand“ zu bewerten. Ausnahmen werden wirksam, wenn die ökologischen Auswirkungen bereits in den jeweiligen Genehmigungsverfahren der relevanten anthropogenen Eingriffe berücksichtigt wurden.

2.7.4 Grundwasserkörper Große Aa

Für den Grundwasserkörper Große Aa konnten zwei Pegel für die Standardperiode von 1986-2015 ausgewertet werden. In Tabelle 1-13 werden die Ergebnisse des Grimm-Strele-Trends für die betrachteten Pegel innerhalb des Grundwasserkörpers Große Aa aufgeführt.

Tabelle 1-13: Statistische Auswertung der Trendstärke für NM7Q und Basisabfluss an betrachteten Pegeln im Grundwasserkörper Große Aa

GWK	Trendeinteilung (Grimm-Strele)	NM7Q 1986 - 2015			Basisabfluss 1986 - 2015		
		Beobachtet	Klima	Anthropogen	Beobachtet	Klima	Anthropogen
Große-Aa	stark fallend						
	fallend					1	
	gleichbleibend	2	2	1	2	1	2
	steigend			1			
	stark steigend						

Die Bedingungen für NM7Q und Basisabfluss sind an den beiden betrachteten Pegel gleichbleibend. Nur für den Pegel 3445900 wurde ein steigender anthropogener Einfluss ermittelt.

Werden ergänzend noch Pegel mit einer verkürzten Zeitreihe herangezogen, so lassen sich auch für den Pegel 3437108 steigende anthropogene Einflüsse auf NM7Q und Basisabfluss ermitteln. Zudem wurde am Pegel 3445100 ein fallender anthropogener Einfluss auf das NM7Q ermittelt.

Auffällige Pegel sind somit:

- Gewässer Hopstener Aa: Pegel 3445100 (fallend)
- Gewässer Große Aa: Pegel 3437108 (steigend)
- Gewässer Steinfurt: Pegel 3445900 (steigend)

Da nur für einen einzelnen Pegel fallende Verhältnisse identifiziert wurden, kann von einem räumlich eng begrenzten Effekt ausgegangen werden. Auf detailliertere Untersuchungen kann daher gegebenenfalls verzichtet werden. Bei steigenden Verhältnissen wird davon ausgegangen, dass keine negative Beeinflussung der Ökologie der Gewässer zu befürchten ist, so dass hier ebenfalls keine weiteren Detailuntersuchungen erforderlich sind.

2.8 Auffällige Oberflächenwasserpegel

Auf Grundlage der Ergebnisse wurden Oberflächenwasserpegel identifiziert, welche fallende oder sogar stark fallende anthropogene Trends für das NM7Q und/oder den Basisabfluss aufweisen. Für diese auffälligen Pegel wurden mögliche Einflussfaktoren identifiziert. Eine detaillierte Faktorenanalyse ist nur mit einem hydronummerischen Grundwassermodell möglich, was aber nicht Gegenstand dieser Untersuchung ist. Im Folgenden wird daher eine rein qualitative Betrachtung vorgenommen.

Für den Grundwasserkörper Leine-Lockergestein links wurden keine Auffälligkeiten in den Ganglinien der untersuchten Pegel festgestellt. Für die drei anderen GWK wurden hingegen Auffälligkeiten festgestellt.

Das nachfolgende Beispiel soll verdeutlichen, wie die qualitative Betrachtung erfolgte. Hierfür wird der Pegel 1003 an der Wulbeck herangezogen. Die folgenden Aussagen beziehen sich daher ausschließlich auf den Pegel 1003.

Am Pegel 1003 an der Wulbeck wurden fallende anthropogene Einflüsse für den NM7Q identifiziert. Der Pegel besitzt nur eine verkürzte Reihe, welche zudem anhand von Wasserstandsmessungen synthetisiert wurde, Durchflussmessungen lagen nicht vor. Eine gesicherte Bewertung ist damit nicht möglich. Da der Pegel im oberen Teil der Wulbeck unweit der Quelle liegt, ist der oberstromige Gewässerabschnitt besonders anfällig gegenüber fallenden Grundwasserständen. Eine Beeinflussung des Pegels durch die Wasserschutzgebiete Ramlingen oder Fuhrberger Feld ist unter diesen Ergebnissen daher nicht auszuschließen.

Die anderen betroffenen Pegel im Untersuchungsgebiet sind im Bericht „Zeitreihenanalyse Oberflächenwasser“ (Anhang 2) dargestellt.

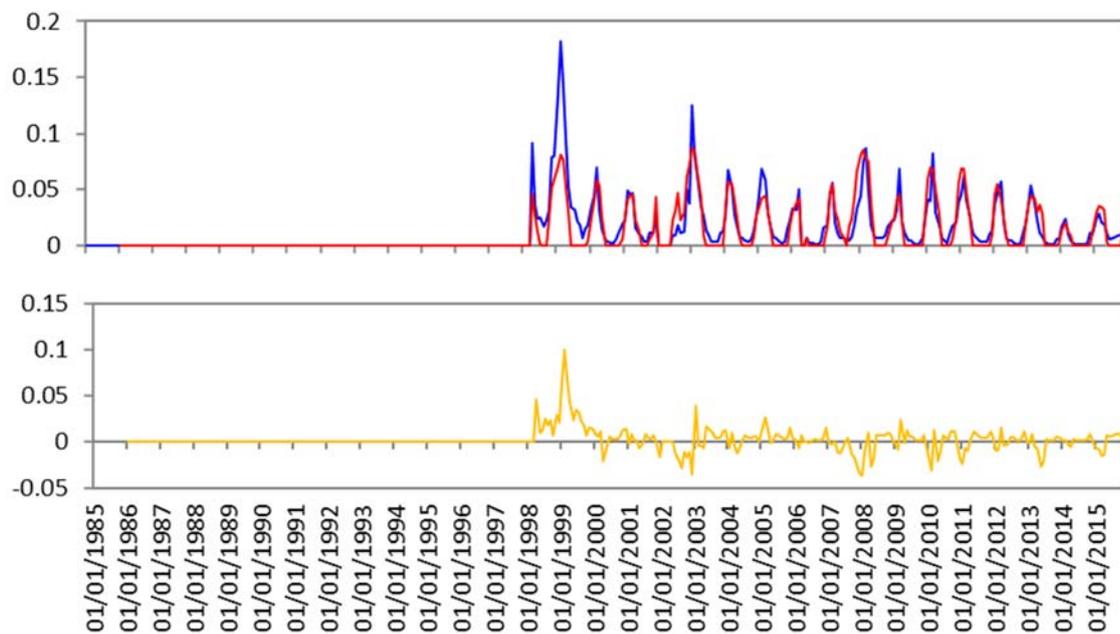


Abbildung 1-15: Angepasste Modellganglinie und Residuumganglinie für den NM7Q am Pegel 1003

3 Ökologische Funktionalität von Oberflächengewässern

(ausführlich siehe Anhang 3)

3.1 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für den von EcoRing erstellten Bericht „Überprüfung der ökologischen Funktionalität verschiedener Oberflächengewässer im Rahmen des 4 GWK – Projekts 2018“ bestand darin, die ökologische Funktionalität der den Grundwasserkörpern zugeordneten Oberflächengewässer zu erfassen und potenziell vorhandene Zusammenhänge zwischen der Bewirtschaftung der Grundwasserkörper und dem ökologischen Zustand beziehungsweise dem ökologischen Potenzial ausgewählter Fließgewässer zu analysieren.

Hierzu wurden in jedem der Modellgebiete je zwei Untersuchungsgewässer ausgewählt, welche rückläufige Wasserführungen aufweisen und – mit Ausnahme der Gewässer im GWK Große Aa – von Grundwasserentnahmen betroffen sind. Zusätzlich wurde in jedem Modellgebiet ein Vergleichsgewässer gewählt, das nicht durch direkte Entnahmen im Einzugsgebiet beeinflusst sein sollte und eine regionaltypische Ausprägung aufweist.

Im Zuge der biologisch-ökologischen Untersuchungen wurden primär die biologischen Qualitätskomponenten „Diatomeen“, „Makrophyten“ und „Makrozoobenthos“ betrachtet. In den Vergleichs- und Untersuchungsgewässern wurden repräsentative Probestellen ausgewählt. Wo immer möglich, wurde dabei auch das Messnetz des NLWKN berücksichtigt. Die Probestellen wurden im Rahmen des Projekts von September 2016 bis Dezember 2017 insgesamt fünfmal beprobt.

Im Abschlussbericht werden vorhandene Altdaten sowie während der fünf Probendurchgänge gewonnene Daten aus den Vergleichs- und Untersuchungsgewässern mit dem Ziel betrachtet, den Zustand der Gewässer auf der Basis der derzeit gültigen Bewertungsmethoden im Sinne der OGewV (2016) zu bewerten und Aussagen zur ökologischen Funktionalität abzuleiten. Weiterhin werden potenzielle Bewertungstrends über die vorhandenen Datenzeiträume beschrieben.

Zusätzlich wurden Daten zur Strukturgüte aus zurückliegenden Strukturgütekartierungen zusammengefasst und punktuell durch eine neue Kartierung ergänzt.

3.2 Methodik

3.2.1 Untersuchungs- und Vergleichsgewässer

Die Untersuchungs- und Vergleichsgewässer sind auf die folgenden vier Grundwasserkörper (GWK) aufgeteilt:

- Wietze-Fuhse Lockergestein
- Leine Lockergestein links
- Leda-Jümme Lockergestein links
- Große Aa

Für jeden Grundwasserkörper wurden zwei Untersuchungsgewässer (UG) ausgewählt, welche potenziell rückläufige Niedrigwasserabflüsse als Folge anthropogener Einflüsse aufweisen, sowie ein Vergleichsgewässer (VG), welches regionaltypisch ausgeprägt und (z. B.) nicht von nennenswerten Grundwasserentnahmen im Einzugsgebiet betroffen ist.

Tabelle 1-14 enthält eine Übersicht zu den Untersuchungs- und Vergleichsgewässern im Projektgebiet. In Abbildung 1-16 bis Abbildung 1-19 sind die Gewässer kartografisch dargestellt.

Tabelle 1-14: Übersicht zu den Untersuchungs- und Vergleichsgewässern im Projektgebiet (sortiert nach Grundwasserkörpern)

Gewässer	Kategorie	LAWA Typ	WK Nr.	WK Status
GWK Wietze-Fuhse Lockergestein				
Seebeeke	UG	14	16023	HMWB
Wulbeck	UG	14	16006 / 16003	HMWB
Bruchbach	VG	16	17024	HMWB
GWK Leine Lockergestein Links				
Haferriede und Mösecke	UG	18	21038	HMWB
Schleifbach	UG	18	21073	HMWB
Kirchdorfer Mühlbach	VG	18	21076	NWB
GWK Leda Jümme Lockergestein				
Delschloot	UG	14	04017	HMWB
Igelriede	UG	14	04043	AWB
Streek	VG	14	04049	AWB
Streek (im WK Lahe Unterlauf + Streek)	VG	14	04050	HMWB
GWK Große Aa				
Lünner Graben	UG	14	01015	AWB
Schinkenkanal	UG	14	01015	HMWB
Reitbach	VG	14	01016	HMWB



Abbildung 1-16: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Wietze-Fuhse Lockergestein



Abbildung 1-17: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Leine Lockergestein Links



Abbildung 1-18: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein



Abbildung 1-19: Karte der Untersuchungs- und Vergleichsgewässer für den Grundwasserkörper Große Aa

3.2.2 Methoden der biologisch-ökologischen Untersuchungen

Bei der Probenentnahme wurden jeweils Gewässerstrecken bis zu einer Länge von 50 m berücksichtigt. Für Makrozoobenthos und Diatomeen fanden fünf Probenahmedurchgänge statt, wobei nicht bei allen Probestellen bei jedem Durchgang eine Beprobung möglich war. Makrophyten wurden einmalig im September 2017 aufgenommen.

Die aquatischen Makrophyten wurden entsprechend den methodischen Vorgaben nach BAYLFU (2012ff) erfasst und untersucht. Dazu wurden jeweils repräsentative Abschnittslängen ausgewählt und vollständig bearbeitet.

Die Untersuchung der Diatomeenflora erfolgte in Übereinstimmung mit den einschlägigen und gültigen CEN/ISO/DIN-Normen und Standards (EN 13946, EN 14407) sowie den nach PHYLIB (BAYLFU 2012ff) formulierten Vorgaben zur Bewertung des ökologischen Zustands im Sinne der EG-WRRL auf Basis der Teilkomponente „Phytobenthos (Diatomeen)“. Die Auswertung und Bewertung des ökologischen Zustands auf der Basis der Diatomeen erfolgte entsprechend den Vorgaben der Handlungsanweisung des PHYLIB-Projekts (BayLfU 2012ff) bzw. mit einem vom Projekt zur Verfügung gestellten Auswertungstool (Version 5.3). Die untersuchten Probestellen wurden zusätzlich einer schematisierten Bearbeiterbewertung unterworfen bei der die Anwendung des Trophieindex nach DVWK (1999) ein zentrales Element darstellte.

Für das Makrozoobenthos wurden die Probenentnahmen nach den Vorgaben des "Lebensortierverfahrens im Rahmen des Multi-Habitat-Samplings für das Makrozoobenthos in Fließgewässern" sowie des „Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung“ (2006) durchgeführt. Die Auswertung der Daten erfolgte nach wissenschaftlichen Standardmethoden. Die Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte erfolgte mit dem Programm „Perlodes 4.0.4.“.

3.2.3 Abflussmessungen

Die Abflussmessungen wurden von Fugro bzw. dem NLWKN durchgeführt (vgl. Dokumentation in Anhang 6). Auf Basis der Messwerte im Bearbeitungszeitraum wurden die Gewässerstrecken jeweils Abflussklassen zugeordnet. Hierzu wurden jeweils die Abflussminima, die Abflussmaxima sowie die mittleren Abflussmengen in Liter/Sekunde verwendet. Gewässerstrecken, die zu einem Zeitpunkt im Projektverlauf keinen Abfluss zeigten, wurden grundsätzlich als temporär eingestuft. Die Ergebnisse der Abflussmessungen gingen zudem jeweils als realer Zahlenwert in die weitergehenden statistischen Auswertungen und Faktorenanalysen ein. Hierbei wurden neben den Abflussmengen auch die gemessenen Fließgeschwindigkeiten sowie die Wassertiefe berücksichtigt.

3.3 Strukturgüte

Um einen Überblick über die Strukturgüte der untersuchten Gewässer zu erhalten, wurden die beim NLWKN vorhandenen Kartierungsdaten gesammelt und zusätzlich im Verlauf der Probenahmen im Projekt plausibilisiert. Für den Kirchdorfer Mühlbach wurde auf Daten von (ECORING 2009) zurückgegriffen, für den Lünner Graben wurde eine neue Strukturgütekartierung angefertigt.

Keines der betrachteten Gewässer befindet sich im Hinblick auf die Gewässerstrukturgüte in einem günstigen Zustand. Während die Seebeeke mit einer überwiegend „mäßig verändert“ beschriebenen Strukturgüte noch am besten bewertet wurde, dominieren massiv degradierte Gewässer (Bewertungen 5-7). Die schlechteste Strukturgüte wurde für den Lünner Graben festgestellt, welcher fast zu 80 % (bezogen auf die Länge der Abschnitte) die schlechteste Bewertung „vollständig verändert“ erhielt. Die Kartierungen, auf denen diese Bewertungen basieren, sind zwar teilweise bis zu zwanzig Jahre alt, allerdings konnten im Zuge der Plausibilisierung bzw. Verifizierung im Rahmen der Probenahmen von den Bearbeitern keine signifikanten Verbesserungen der Strukturgüte festgestellt werden, die eine Neubewertung der Gewässer rechtfertigen würden. Beim Vergleich zwischen den einzelnen Gewässerkörpern fällt auf, dass die Gewässer des Wietze-Fuhse Lockergesteins eher besser bewertet wurden, während die Gewässer des Leda-Jümme Lockergesteins eine schlechtere Bewertung erhielten.

Zwischen den Untersuchungs- und Vergleichsgewässern konnten nur wenige Unterschiede im Hinblick auf die strukturelle Degradation festgestellt werden. Die im Projekt berücksichtigten Probestellenabschnitte zeigen deutliche Defizite bzgl. ihrer strukturellen Ausgestaltung, welche durchgängig negativ auf die aquatischen Lebensgemeinschaften wirken dürften.

In

Tabelle 1-15 sind die Daten zur Strukturgüte für alle Gewässer zusammengefasst. Die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtbewertung.

Tabelle 1-15: Verteilung der Gewässerabschnitte auf die jeweiligen Strukturgüteklassen (indexgestützte Bewertung) (vgl. NLÖ 2001)

Grundwasserkörper	Wietze-Fuhse Lockergestein			Leine Lockergestein Links			Leda Jümme Lockergestein			Große Aa			
	Gewässer	Seebeeke	Wulbeck	Bruchbach	Haferriede und Mösecke	Schleif-bach	Kirch-dorfer Mühlbach	Delschloot	Igelriede	Streek	Lünner Graben	Schinken-kanal	Reitbach
0 - Sonderfall						3							
1 - unverändert													
2 - gering verändert						2							
3 - mäßig verändert	8	3	1		1						1		
4 - deutlich verändert	1	8	3			1					2	2	
5 - stark verändert		15	7	8	2	3	2	1	2		7	5	
6 - sehr stark verändert		1		7	3	14	11	3	4	3	1		
7 - vollständig verändert						13	3	5	7	3			
Summe Abschnitte	9	27	11	15	8	34	16	9	13	6	11	7	

3.4 Zustandsbewertung auf der Basis von Altdaten

Sämtliche Altdaten zu den verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten wurden vom NLWKN zur Verfügung gestellt und durch EcoRing mit den aktuell gültigen Bewertungsverfahren neu ausgewertet. Aus den durchgeführten Zustandsbewertungen geht hervor, dass die betrachteten Untersuchungs- und Vergleichsgewässer massiven anthropogenen Überformungen unterliegen. Diese Aussage gilt sowohl für die hydromorphologische Situation als auch für wirksame stoffliche Belastungen. Die Mehrzahl der ausgewählten Gewässer ist als HMWB eingestuft.

Keines der betrachteten Gewässer erfüllt derzeit bei Verwendung des worst-case-Ansatzes bzgl. der Teilbewertungsergebnisse der verschiedenen biologischen Teilkomponenten die Vorgaben der WRRL im Hinblick auf den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial. Die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer ist daher deutlich eingeschränkt.

Bezogen auf das Makrozoobenthos wird der Schleifbach auf der Basis der vorhandenen Daten im Jahr 2014 als gut eingestuft. Gleiches gilt für zwei Probestellen an der Wulbeck (Fuhrbeck 2008, Engensen 2013), den Bruchbach (2007) sowie den Schinkenkanal (Blankemate 2008 - 2014).

Gute bis sehr gute Bewertungen auf der Basis der floristischen Qualitätskomponenten wurden für den Delschloot, die Igelriede sowie den Lünner Graben errechnet. Viele der Algengesellschaften sind deutlich durch Dystrophiezeiger gekennzeichnet. Da diese in den meisten Bewertungsverfahren zugleich als Indikatoren der Oligo- bzw. Mesotrophie verwendet werden, führt dies häufig zu deutlich zu günstigen Bewertungsergebnissen. Aufgrund der Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften unterliegen der Bruchbach, die Wulbeck, der Delschloot, die Igelriede, der Streek sowie der Lünner Graben (teilweise) erheblichen dystrophen Einflüssen möglicherweise mit Einfluss auf die Diatomeenbewertung.

Daneben lassen sich aus den durchgeführten Zustandsbewertungen keine eindeutigen Trends zur Zustandsverschlechterung oder -verbesserung über die jeweilig geprüften Zeiträume ableiten. Die diesem Projekt zugrundeliegende Vermutung, wonach zumindest die Untersuchungsgewässer in den letzten Jahren durch eine geringere Wasserführung (z. B. als Folge der Grundwasserbewirtschaftung) potenziell negativ beeinflusst wurden, spiegelt sich nicht in den Ergebnissen der Zustandsbewertungen wider. Allerdings sind die aufgestellten Zeitreihen in vielen Fällen als lückig zu bezeichnen und ermöglichen daher kaum eine abschließende Abschätzung.

Aus den durchgeführten Ähnlichkeitsanalysen ist zudem abzuleiten, dass eine gebiets- bzw. typspezifische Auswertung der Bearbeitungsgewässer auch im Hinblick auf die neu erhobenen Daten zur Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften im laufenden Projekt nicht zwingend erforderlich ist.

3.5 Ergebnisse des biologisch-ökologischen Gewässermonitorings

Nachfolgend sind die Ergebnisse der fünf Beprobungsdurchgänge in den Jahren 2016/2017 zusammengefasst. Ausführliche Darstellungen sind im Abschlussbericht (vgl. Anhang 3) enthalten.

3.5.1 Bewertungsverfahren nach OGeV (2016)

Auch aus den aktuell durchgeführten Untersuchungen und der Anwendung der derzeit gültigen Bewertungsverfahren im Sinne der OGeV (2016) geht hervor, dass alle Bearbeitungsgewässer massiven anthropogenen Überformungen unterliegen. Diese Aussage gilt gleichermaßen für die Untersuchungsgewässer als auch für die Vergleichsgewässer. Auf der Grundlage der Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen erreicht derzeit kein Bearbeitungsgewässer bzw. Gewässerabschnitt den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial. Neben massiven hydromorphologischen Defiziten sind die gegebene Eutrophierung sowie weitere stoffliche Belastungen als Stressoren zu benennen. Für alle Bearbeitungsgewässer ist von einer multikausal begründeten Belastungssituation auszugehen, wobei in einigen der Gewässer die stark schwankenden Abflussbedingungen zusätzlich biozönotische Wirkungen entfalten dürften. Diese sind mit den derzeitigen Bewertungsverfahren jedoch nicht isoliert zu indizieren oder zu quantifizieren. Nachfolgend werden die Bewertungsergebnisse noch einmal für die jeweiligen biologischen Qualitätskomponenten kurz zusammengefasst.

Makrophyten

Eine Kartierung der Makrophyten wurde im September 2017 vorgenommen. Von den 28 untersuchten Gewässerstrecken konnten lediglich drei Probestellen nach PHYLIB gesichert bewertet werden. Die Probestellen Lünner Graben PS 1, Lünner Graben PS 2 und Wulbeck PS 3 zählen alle zu den Untersuchungsgewässern und sind durch stark schwankende Abflussbedingungen gekennzeichnet. Die Probestelle Lünner Graben PS 2 ist als temporär wasserführend zu charakterisieren, während die beiden anderen Probestellen permanent wasserführend sind. Dabei sind die gemessenen minimalen Abflüsse an der Wulbeck PS 3 mit einem Liter/Sekunde als extrem gering und am Lünner Graben PS 1 mit acht Litern/Sekunde als gering zu bezeichnen. Zusammenfassend kann aus der reinen Anwendung des PHYLIB-Verfahrens auf der Basis der Makrophyten nicht zwischen temporär und permanent wasserführenden Gewässern unterschieden werden. Der sehr geringe Anteil von lediglich 11 % gesicherter Bewertungsergebnisse (bezogen auf die 28 untersuchten Gewässerstrecken) verdeutlicht, dass die Anwendung des Makrophytenverfahrens im Sinne von PHYLIB kaum geeignet erscheint, den ökologischen Zustand/das ökologische Potenzial der Bearbeitungsgewässer hinreichend genau zu beschreiben.

Diatomeen

Von den 107 entnommenen Diatomeenproben konnten 103 Proben verfahrenskonform ausgewertet werden. Insgesamt wurden 333 Taxa identifiziert, 214 davon mit einem Anteil von mindestens 0,5 % in einer Probe.

Grundsätzlich ist im Datensatz eine undeutliche Tendenz zu einem häufigeren Auftreten aerophiler Diatomeen in Proben aus temporär geprägten Gewässerstrecken zu beobachten. Diese ist jedoch nicht durchgehend vorhanden. Vielmehr treten auch diverse Fälle auf, in denen aerophile Diatomeen in Proben aus temporären Gewässern nicht nachgewiesen wurden. Entsprechend ist der Anteil aerophiler Diatomeen in den Proben kaum geeignet, als reproduzierbarer Indikator für stark wechselnde oder temporäre Wasserführung genutzt zu werden.

Erwähnenswert ist weiterhin das frequente Auftreten von *Achnanthes oblongella* und weiteren Dystrophiezeigern im Datensatz. Dies lässt auf eine gegebene dystroph-organische Prägung diverser Bearbeitungsgewässer schließen. Dystrophiezeiger werden von den meisten Bewertungsverfahren aufgrund ihrer trophischen Valenz und relativ geringen Verbreitung sehr günstig eingestuft und bewirken somit häufig sehr optimistische Bewertungsergebnisse. Dies gilt insbesondere, wenn für die entsprechenden Gewässer Referenzzustände angenommen werden, die circumneutrale Bedingungen und die Abwesenheit dystropher Einflüsse unterstellen. Anzeichen für dystrophe Prägung konnten mit Ausnahme der Gewässer des Leine Lockergesteins Links in unterschiedlicher Intensität bei allen Untersuchungs- und Vergleichsgewässern gefunden werden.

Unabhängig von der übergeordneten Plausibilität der auf der Basis der Diatomeen erarbeiteten PHYLIB-Bewertungen bleibt festzustellen, dass von den 107 entnommenen Proben 96 % für weitere Analysen geeignet waren. Der Anteil nach PHYLIB gesicherter Bewertungsergebnisse liegt mit 81 % deutlich höher als bei den Makrophyten und dem Makrozoobenthos. Entsprechend ist aus den durchgeführten Untersuchungen abzuleiten, dass die Anwendung des Diatomeenverfahrens im Sinne von PHYLIB zusammen mit anderen Bewertungsansätzen prinzipiell geeignet erscheint, den ökologischen Zustand/das ökologische Potenzial der Bearbeitungsgewässer hinreichend genau zu beschreiben. Diese Aussage gilt umso mehr, als dass die Ursache für die 19 ungesicherten Bewertungsergebnisse im vorliegenden Datensatz in 13 Fällen in der geringfügigen Überschreitung des Schwellenwerts für eine mangelnde Bestimmungstiefe und in sechs Fällen in der Überschreitung des Schwellenwerts für den Anteil aerophiler Taxa liegt.

Grundsätzlich ist auch in Bezug auf die Diatomeenanalysen zu berücksichtigen, dass die Mehrzahl der bearbeitungsfähigen Proben aus dem hydrologischen Winterhalbjahr stammt und damit außerhalb des von PHYLIB empfohlenen Zeitfensters für die Probenahme liegt.

Makrozoobenthos

Die Bewertung des Makrozoobenthos nach PERLODES führt unabhängig von der übergeordneten Plausibilität in diesem Datensatz oft zu ungesicherten Ergebnissen. Von den 106 im Rahmen des Projekts genommenen Proben sind mehr als 50 % der Bewertungen ungesichert und für eine Zustandsbewertung im Sinne der OGEWV (2016) damit weitgehend ungeeignet. Grund hierfür ist meist eine ausgeprägte Artenarmut und/oder Individuenarmut der benthischen Zoozönose in den jeweiligen Proben.

Dabei bestehen erhebliche Unterschiede zwischen den Vergleichs- und den Untersuchungsgewässern. Aus den Vergleichsgewässern wurden insgesamt 19 Proben untersucht, von denen lediglich vier (21 %) als „ungesichert“ ausgegeben wurden. Demgegenüber liegt die Quote der ungesicherten Bewertungsergebnisse für die Untersuchungsgewässer bei circa 66 % (57 von 87 Proben). Bei ausschließlicher Betrachtung der Proben, die an Probestellen mit temporärer Wasserführung entnommen wurden, steigt die Quote der ungesicherten Bewertungen auf 75 % an (35 von 47 Proben).

Zusammenfassend ist in Bezug auf die Anwendbarkeit des Bewertungsverfahrens nach PERLODES festzuhalten, dass der Anteil ungesicherter Bewertungsergebnisse in den Gewässern mit temporärer Wasserführung tendenziell höher liegt als in Gewässern mit permanenter Wasserführung. Die Anwendung des

Makrozoobenthosverfahrens im Sinne der OGeV (2016) erscheint somit nur eingeschränkt, den ökologischen Zustand/das ökologische Potenzial der hier berücksichtigten, multikausal überformten Bearbeitungsgewässer hinreichend genau zu beschreiben.

Aus den Analysen geht weiterhin hervor, dass eine temporäre Wasserführung vermutlich nicht die einzige Ursache für die dokumentierten ungesicherten Bewertungsergebnisse auf der Basis des Makrozoobenthos ist. Vielmehr scheint die Summe der wirksamen Stressoren auf die Ausprägung der benthischen Lebensgemeinschaft zu wirken, wobei eine Quantifizierung der Einzelfaktoren mit dem Verfahren kaum möglich erscheint.

Bezogen auf die gesicherten Bewertungsergebnisse fallen die Bewertungen auf der Basis des Makrozoobenthos deutlich schlechter aus als die der floristischen Qualitätskomponenten. Keines der Bearbeitungsgewässer wurde durchgehend hinsichtlich seines Zustands/Potenzials mit „gut“ bewertet. Gute Bewertungsergebnisse wurden in Einzelproben von den Probestellen Bruchbach PS 1, Delschloot PS 1, Schinkenkanal PS 1, Schleifbach PS 3 und Wulbeck PS 2 erreicht. Daneben wird die Mehrzahl der Proben als mäßig bzw. unbefriedigend klassifiziert. Mit Ausnahme des Reitbachs schwanken die gesicherten Periodes-Bewertungen an allen Probestellen, von denen mehr als ein gesichertes Ergebnis vorliegt um mindestens eine Klasse. Ein direkter saisonaler Zusammenhang ist dabei im Hinblick auf die jeweils günstigsten Bewertungen nicht erkennbar. An den Probestellen der Wulbeck schwanken die gesicherten Bewertungsergebnisse über mehrere Klassen.

Wie schon bei der Analyse der vorhandenen NLWKN-Altdaten aus den Bearbeitungsgewässern erreicht auch nach dem aktuellen Monitoring keines der beprobten Gewässer auf der Basis des Makrozoobenthos gemäß des worst-case-Ansatzes den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial nach WRRL. Es ist von einer deutlich eingeschränkten ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer auszugehen.

3.5.2 Weitergehende Auswertungen

Taxonomische und strukturelle Zusammensetzung der Zoozönosen

Die taxonomische und strukturelle Zusammensetzung der benthischen Zoozönosen wurde im Hinblick auf die Projektfragestellung näher analysiert. Neben der Aufteilung der taxonomischen Gruppen sind die Ernährungstypenzusammensetzung sowie die Habitatpräferenz und die längszonale Präferenz hierfür etablierte Parameter. Für die Fragestellung des 4GWK-Projektes sind außerdem noch die Anteile typischer Arten temporärer Gewässer relevant.

Da die einzelnen Probestellen sich hinsichtlich des Abflussverhaltens teils stark voneinander unterscheiden, erfolgte eine Betrachtung auf Probestellenebene. Hierbei wurden drei Gruppen gebildet:

- temporäre Gewässer (Gewässer war zu mindestens einem Abflussmesszeitpunkt trocken),
- abflussschwache Gewässer (mittlerer gemessener Abfluss unter 80 l/s) und
- abflussstarke Gewässer (mittlerer gemessener Abfluss über 80 l/s).

Aus den durchgeführten Analysen geht hervor, dass bei ausschließlicher Fokussierung auf das Abflussverhalten signifikante Unterschiede in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos erkennbar sind. Diese taxonomischen Unterschiede spiegeln sich auch in den Anteilen verschiedener funktionaler Gruppierungen wider. So ist die Zoozönose temporär fließender Abschnitte häufig durch höhere Anteile von Feinsubstratbesiedlern gekennzeichnet und auch in Bezug auf die Ernährungstypenzusammensetzung sind höhere Anteile von Sedimentfressern festzustellen.

Der quantitative Anteil von Arten mit bekanntem Vorkommen in temporären Gewässern ist auf der Basis der Mittelwerte mit ca. 43 % in diesen deutlich höher als in abflussschwachen (33,7 %) bzw. abflussstarken (21,3 %) Gewässern. Allerdings schwanken die Einzelwerte erheblich und in Bezug auf die Anzahl der berücksichtigten Proben/Probestellen in den jeweiligen Abflussklassen ist keine Gleichgewichtung im Datensatz gegeben. Entsprechend ist das Ergebnis lediglich als Hinweis auf eine gegebene biozönotische Wirksamkeit einer temporären Wasserführung zu werten.

Grundsätzlich erscheint eine Verallgemeinerung der Ergebnisse aufgrund der Restriktionen des vorliegenden Datensatzes kaum möglich. Ebenso ist eine Quantifizierung der biozönotischen Wirksamkeit der Abflussunterschiede aufgrund der starken anthropogen und multikausalen Überformung der Bearbeitungsgewässer nicht möglich. Eine detailliertere Beschreibung der biozönotischen Effekte einer temporären Wasserführung erscheint nur aus dem Vergleich von weitgehend unbelasteten temporären und permanenten Fließgewässern möglich.

Faktorenanalyse mit PRIMER

Die vorhandenen Daten zur Abiotik der Probestellen, zum Makrozoobenthos sowie zu den Diatomeen wurden mittels Faktorenanalysen ausgewertet, um potenziell vorhandene Steuergrößen im Datensatz zu identifizieren.

Die Verteilung und damit die Ähnlichkeit der Proben in Bezug auf die abiotischen Standortparameter ist demnach primär mit Abflussmenge, Sauerstoff, pH-Wert, Fließgeschwindigkeit und minimaler Gewässertiefe korreliert. Den größten Einfluss auf die Ähnlichkeit der Proben/Standorte untereinander hat die Abflusscharakteristik. Obwohl das Abflussregime sowie die Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe stark mit der Probenverteilung korreliert sind, ist abgesehen vom Bruchbach und der Wulbeck keine deutliche Gruppierung für den Großteil der Proben sichtbar. Dies ist vermutlich durch den hohen Anteil von temporär trockenfallenden Standorten zu erklären, die im Datensatz enthalten sind.

Für das Makrozoobenthos und die Diatomeen konnten in Bezug auf die Faktoren Gebietszugehörigkeit, Gewässerzugehörigkeit, Jahreszeit, Strukturgüte sowie Abflusscharakteristik keine deutlichen Gruppierungen festgestellt werden, die zu einer weitergehenden Gruppen-/Klassenabgrenzung genutzt werden könnten.

Im Zuge einer Verschneidung mit den abiotischen Kenngrößen wurden für das Makrozoobenthos mittlere Korrelationen für die Leitfähigkeit sowie den minimalen und mittleren Abfluss ermittelt, die stärksten Korrelationen für die maximale Fließgeschwindigkeit sowie den Saprobienindex. Insgesamt bestätigt auch diese Auswertung die bereits mehrfach beschriebene multifaktorielle Belastungssituation der Bearbeitungsgewässer. Danach sind für die Ausprägung der Lebensgemeinschaften neben den Abflussbedingungen noch

weitere Faktoren relevant. Neben der Gewässerstruktur wirken auch stoffliche Belastungen (u. a. erhöhte Leitfähigkeit) auf die Entwicklung des Makrozoobenthos.

Für die Diatomeen wurde im Zuge der Verschneidung mit den abiotischen Kenngrößen ermittelt, dass die Abflussbedingungen der Probestellen für die Ausgestaltung der Diatomeengesellschaften nur von untergeordneter Bedeutung sind. Vielmehr reagieren die Diatomeengesellschaften offensichtlich deutlich stärker auf den Chemismus der Gewässer wobei hier dystrophe Überprägungen von besonderer Bedeutung sind.

Statistische Berechnung von potenziellen Indikatorarten mittels indicispecies

Um Zusammenhänge zwischen den vorkommenden Taxa und dem Abflussregime der untersuchten Gewässer sichtbar zu machen, wurden die erhobenen Daten für Diatomeen, Makrophyten und Makrozoobenthos zusätzlich mit der Statistik-Software "R" ausgewertet. Ziel dieser Auswertung war die Identifikation von potenziellen Indikatorarten für bestimmte Abflusszustände, insbesondere für temporär trockenfallende Gewässer.

Innerhalb des vorhandenen Datensatzes konnten jedoch keine potenziellen Indikatorarten für temporäre Gewässerstrecken identifiziert werden.

Zurückgeführt wird dies im Wesentlichen auf die geringe Datenverfügbarkeit bzw. die geringe Anzahl von Probestellen. 15 der 28 Probestellen wurden entsprechend der minimalen Abflussmenge als „temporär“ klassifiziert. Durch die geringe Anzahl von Probestellen mit unterschiedlichen Abflusskategorien wird der Einfluss von Parametern erhöht, die nicht Teil der Untersuchung sind. So führt der Vergleich unterschiedlicher Abflusskategorien teilweise automatisch auch zum Vergleich unterschiedlicher Probestellen oder Gewässer, ohne aber dabei weitere Parameter wie Substratstruktur oder wirksame stoffliche Belastungen zu berücksichtigen.

Für künftige aussagekräftige Auswertungen mit einem Schwerpunkt auf Indikatoren für temporäre Wasserführung ist ein ausreichend großer Datensatz nötig. Hervorzuheben ist hier die ausreichende Anzahl an Probestellen, um zu vermeiden, dass bestimmte Abflusskategorien an einzelne oder wenige Probestellen gebunden sind. Weiterhin sollten die Analysen zumindest in einem ersten Schritt auf möglichst naturnahe temporäre und permanente Fließgewässer beschränkt werden. Nur so kann das Risiko, dass abgesehen vom Abflussregime auch weitere Standortparameter die Auswertung beeinflussen, reduziert werden.

3.6 Schlussfolgerungen

Aus der Gesamtheit der durchgeführten biologisch-ökologischen Untersuchungen und Analysen ist abzuleiten, dass es auf der Basis des vorliegenden Datensatzes nicht möglich ist, unterschiedliche Abflusscharakteristika auf der Basis der aquatischen Lebensgemeinschaften reproduzierbar zu beschreiben oder zu klassifizieren.

Eine allgemeine Übertragbarkeit bzw. Verallgemeinerung der gewonnenen Erkenntnisse erscheint ebenfalls kaum möglich. Dies ist insbesondere in der Struktur und generellen Größe des Datensatzes begründet. Bestimmte Abflusskategorien sind im vorliegenden Datensatz an einzelne oder wenige

Probestellen gebunden. Zudem unterliegen die hier berücksichtigten Gewässer alle einer massiven anthropogenen Überformung, die zumeist multikausal begründet ist. Auf die grundsätzlichen Schwierigkeiten im Rahmen der Identifizierung biozönotischer Auswirkungen einer fehlenden permanenten Wasserführung wird auch von LAWA (2015) hingewiesen. Am Beispiel des Makrozoobenthos wird dort ausgeführt, dass das Fehlen bestimmter Arten oder der erhöhte Anteil von Pelalbesiedlern in keinem Fall als eindeutiger Hinweis auf Austrocknung zu interpretieren sei, sondern auch durch andere Belastungsfaktoren bedingt sein kann.

Zur Beschreibung und Erfassung bestehender Wirkmechanismen im Vergleich von temporären und permanenten Fließgewässern sind aus Sicht der Bearbeiter weitere Untersuchungen notwendig, die zumindest in einem ersten Schritt auf die Berücksichtigung von weitgehend naturnahen Gewässern fokussiert sein sollten. Nur so können potenziell vorhandene, monokausal begründete, Wirkmechanismen identifiziert werden.

Weiterhin wurde aus den durchgeführten Analysen deutlich, dass die verschiedenen biologischen Teilkomponenten unterschiedlich sensibel auf unterschiedliche Abflussbedingungen reagieren. Bezüglich der Diatomeen konnte gezeigt werden, dass die Verwendung dieser Gruppe auch in temporär geprägten Gewässerabschnitten zu einem hohen Prozentsatz gesicherter Ergebnisse bei der Anwendung des Bewertungsverfahrens nach OGewV (2016) führt. Dabei bestehen jedoch in der Regel nur äußerst schwache, kaum reprozierbare Beziehungen zwischen der Artenzusammensetzung und dem Abflussregime sowie der Gewässerstruktur. Für die Artenzusammensetzung innerhalb der Diatomeen ist der Chemismus der Untersuchungsgewässer offensichtlich von prägender Bedeutung. Gerichtete saisonale Effekte in den Bewertungsergebnissen konnten nicht nachgewiesen werden.

Aus den Untersuchungen zur Makrophytenbesiedlung wurde deutlich, dass eine erfolgreiche Anwendung des Bewertungsverfahrens nach OGewV (2016) in Gewässern mit temporärer Wasserführung sowie starker anthropogener Überformung nur selten zu gesicherten Ergebnissen führt. Ursache ist häufig das weitgehende Fehlen von submersen Makrophyten, wobei dies - analog zum Makrozoobenthos - auch durch andere wirksame Belastungsfaktoren als die Austrocknung bedingt sein kann. Weiterhin konnte gezeigt werden, dass die Präsenz terrestrischer Makrophyten und Helophyten im Bereich der Gewässersohle ein deutliches Indiz für die biozönotische Wirksamkeit temporärer Wasserführung sein kann.

Aus dieser Erkenntnis leitet sich die Empfehlung zur Überarbeitung der diversen Leitfäden des NLWKN zum Monitoring und zur Maßnahmenplanung im Kontext mit der WRRL dahingehend ab, dass die Präsenz terrestrischer Makrophyten und Helophyten im Bachbett zukünftig im Rahmen der Kartierungen mit erfasst werden sollte. Das Vorhandensein entsprechender Zeitreihen vorausgesetzt, könnten aus diesen Daten valide Rückschlüsse auf die Abflussentwicklung spezifischer Gewässerabschnitte bzw. die biozönotische Bedeutung gezogen werden

Für das Makrozoobenthos haben die durchgeführten Untersuchungen ergeben, dass eine erfolgreiche Anwendung des Bewertungsverfahrens nach OGewV (2016) in den hier untersuchten Gewässern nur in etwa 50 % der Fälle zu einem gesicherten Ergebnis führt. Bei ausschließlicher Betrachtung der Proben, die an Probestellen mit temporärer Wasserführung entnommen wurden, steigt die Quote der ungesicherten

Bewertungen auf 75 % an. Gesicherte Bewertungen wurden verstärkt für Proben aus dem Herbst errechnet und damit außerhalb des von MEYER ET AL. (2006) empfohlenen Probenahmefensters. Gerichtete saisonale Effekte in den Bewertungsergebnissen konnten dabei nicht nachgewiesen werden.

Generell wurde die Mehrzahl der bearbeitungsfähigen Proben im Verlauf des hydrologischen Winterhalbjahrs sowie im Herbst gewonnen. Für das Makrozoobenthos konnten in dem vorliegenden Datensatz dabei undeutliche Beziehungen zwischen dem Abflussverhalten und der Ausgestaltung der Lebensgemeinschaft nachgewiesen werden. Allerdings sind diese nicht für eine weitergehende oder allgemeingültige Klassifizierung der biozönotischen Wirkung temporärer Wasserführung geeignet.

Aus den Untersuchungen des Makrozoobenthos leitet sich ebenfalls die Empfehlung zur Überarbeitung der diversen Leitfäden des NLWKN zum Monitoring und zur Maßnahmenplanung im Kontext mit der WRRL ab. Diese sind dahingehend zu überarbeiten bzw. zu erweitern, dass das Monitoring in temporär wasserführenden bzw. in Gewässern mit extremer Niedrigwasserführung verstärkt im Herbst und im hydrologischen Winterhalbjahr durchgeführt werden sollte. Weiterhin erscheint die Empfehlung zu Wiederholungsuntersuchungen insbesondere für das Makrozoobenthos zielführend.

4 Interaktion Grundwasser-Oberflächenwasser-Gewässerökologie

(ausführlich siehe Anhang 4)

4.1 Veranlassung/Aufgabenstellung

Innerhalb des Projektes „Analyse der Grundwasserstandsentwicklung, ihrer Einflussfaktoren sowie der Auswirkungen auf den mengenmäßigen Zustand von vier Grundwasserkörpern in Niedersachsen“ waren hydrologisch-hydrogeologische Untersuchungen mit dem Ziel vorgesehen, ein verbessertes Systemverständnis in Bezug auf die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser zu erhalten. Der vorliegende Teilbericht liefert diesbezügliche Darstellungen zu den hydrologischen und hydrogeologischen Untersuchungen und den daraus ableitbaren Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser sowie schlussendlich die Verknüpfung zu den gewässerbiologischen Untersuchungen.

Die Grundlagen der Bearbeitung werden gebildet durch die Funktionale Leistungsbeschreibung (sog. Feinkonzept) (NLWKN 2016), dem daraufhin erarbeiteten Umsetzungskonzept (Fugro Consult GmbH 2016) sowie der Beauftragung des NLWKN an die Fugro (Rahmenvertrag vom 30.05.2016). Aufbauend auf der Analyse des Datenbestandes fanden in Bezug auf die Bestimmung der Austauschraten zwischen Grund- und Oberflächenwasser konzeptionell die drei Säulen des Projektes Anwendung:

- vertiefende Datenrecherchen
- gutachterliche Bewertungen und
- Felduntersuchungen.

Im Ergebnis wurden die mit den Untersuchungen erarbeiteten Grundlagen genutzt, um die vorgesehenen Analysen und Bewertungen zu den Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser sowie zu den Wirk- und Einflussfaktoren in den Grundwasserkörpern (GWK) auszuführen. Diese erfolgten mit statistischen und analytischen Methoden.

4.2 Wechselwirkung/Austauschraten zwischen Grund- und Oberflächenwasser

Die Bestimmung der Austauschraten zwischen Grund- und Oberflächenwasser sollte gemäß Umsetzungskonzept (Fugro Consult GmbH 2016) nach verschiedenen methodischen Ansätzen, die abgestuft aufeinander aufbauen sollten, erfolgen.

Ansatz 1: Ortskonkret, aber beispielhaft, aus Feldmessungen abgeleitet

- aus Abflussdifferenzenmessungen (für Untersuchungs- und Vergleichsgewässer möglich)
- aus GWM-OWM-Kombinationen (punktueller Berechnungen für Untersuchungs- und Vergleichsgewässer)

Im Ergebnis liegen vor allem lokale gewässerbezogene Erkenntnisse zu den Wechselwirkungen Grundwasser (GW)-Oberflächenwasser (OW) vor. Es lassen sich daraus aber auch grundlegende Erkenntnisse zu den Wechselwirkungen GW-OW erarbeiten, die, gebietsbezogen ermittelt, für eine Übertragung auf

ähnliche Gebietskulissen geeignet sind. Hiermit werden wichtige Grundlagen für die modellhaften Simulationen von Austauschvorgängen GW-OW erarbeitet.

Ansatz 2: Gebietsübergreifend, aus Modellberechnungen

Ansatz 3: Gebietsübergreifend, aus Wasserbilanzauswertungen (GIS-Tool)

Unter Berücksichtigung der drei Ansätze lag ein in sich logisch strukturiertes, aufeinander aufbauendes Konzept zur Bestimmung der Austauschraten zwischen Grund- und Oberflächenwasser vor. Im Zuge der Projektanpassung entfielen die Ansätze 2 und 3 ersatzlos.

4.2.1 Grundlegende Übersichtsbearbeitungen

Wie bereits in der funktionalen Leistungsbeschreibung des NLWKN beschrieben wurde (NLWKN 2016), war ein Ziel des Projektes, dass die gewonnenen Erkenntnisse möglichst eine landesweite Übertragbarkeit aufweisen. Daher sollten für die Projektbearbeitung großräumige Bearbeitungsansätze entwickelt werden, die durch lokale Untersuchungen verifiziert und auf Plausibilität getestet werden. Ein wichtiger Punkt war es dabei, die Möglichkeiten und Grenzen der Bearbeitungsansätze (methodisch/projektbezogen) aufzuzeigen.

4.2.1.1 Auswertung geologischer und bodenkundlicher Karten im Gewässerverlauf

Mit den durch das LBEG bereit gestellten Daten zu geologischen (GK25/50) und bodenkundlichen Karten (BÜK25/50) bestehen flächendeckende Basisinformationen zum Aufbau des Untergrundes im Bereich der Projektgebiete. Anhand der vorhandenen Kartendaten wurden oberflächennahe geologische und pedologische Schichten dargestellt, in denen die Gewässer einschneiden. Diese oberflächennahen Schichten haben unterschiedliche geohydraulische Wirksamkeiten, welche zu heterogenen hydraulischen Anbindungen der Oberflächengewässer an das Grundwasser führen. Beispielsweise sind Gewässer mit einem bindigen und dicht gelagerten Untergrund weniger gut an das Grundwasser angebunden, als ein Gewässer mit einem sandig, lockeren Untergrund.

Der erste Schritt bei der Bearbeitung bestand in der Definition von einheitlichen Klassen der Bodenarten / geologischen Schichten. So konnten Klassen mit hoher, mittlerer und verminderter hydraulischer Durchlässigkeit definiert werden. Im zweiten Schritt fand ein Verschnitt der geologischen/pedologischen Informationen mit den Fließgewässerverläufen statt.

Ergebnis: Anhand der definierten Durchlässigkeitsklassen können Fließgewässerstrecken mit potenziell verminderter hydraulischer Anbindung an das Grundwasser erkannt werden. Eine beispielhafte Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Abbildung 1-20.

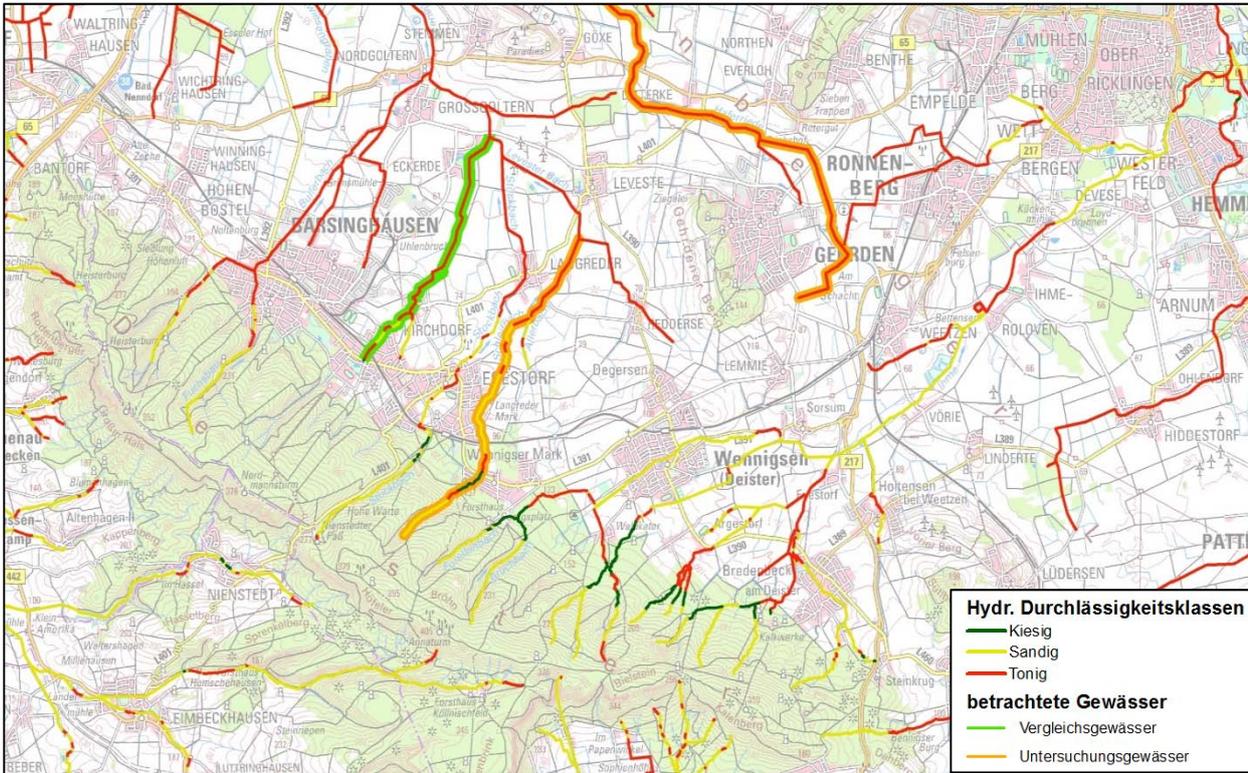


Abbildung 1-20: Durchlässigkeitsklassen im Gebiet des GWK Leine Lockergestein, Verschneidung aus GK25 und Vorflutnetz

Bewertung der Methodik:

- Vorteile: Eine großräumige GIS-gestützte Bearbeitung auf GWK-Niveau ist mit relativ geringem Aufwand möglich. Daher ist diese Methodik für großräumige Betrachtungen geeignet und im Sinne einer landesweiten methodischen Übertragbarkeit unproblematisch anwendbar.
- Nachteil: Trotz relativ detaillierter regionaler Informationen des geologischen/pedologischen Kartenmaterials bleiben Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlichen hydraulischen Anbindung (Unsicherheit des Kartenmaterials in Bezug auf die tatsächlich vom Gewässer angeschnittenen Schichten, sowie teilweise Alter der Kartierungen zu unterschiedlich in Bezug auf pedologische Ansprachen). Außerdem ist für die tatsächliche Wechselwirkung zum Grundwasser neben dem geologischen Schichtenaufbau auch die Art und Mächtigkeit einer sich evtl. ausbildenden Kolmationsschicht in den Gewässern von Bedeutung, so dass Einschränkungen der tatsächlichen hydraulischen Aussagemöglichkeit der Methodik bestehen.

4.2.1.2 Verschnitt Grundwasserdynamik mit Fließgewässersohlpunkten

Methodik: Die Lage und der Verlauf der Grundwasseroberfläche des Landes Niedersachsen (Landesdynamik) wurde mit dem Datensatz der Fließgewässerverläufe verschnitten. Daraus ergaben sich Differenzen zwischen dem Grundwasser und den Sohlpunkten der Oberflächengewässer (Grundwasserflurabstände).

Ergebnis: Anhand dieser Aussage können Fließgewässerstrecken mit potenziellen Infiltrationsbereichen in das Grundwasser identifiziert werden. Dabei wird der Wasserstand im Oberflächengewässer jedoch vernachlässigt.

Die Ergebnisse in Abbildung 1-21 zeigen, dass mit diesem Vorgehen eine sehr gute Übereinstimmung zu den Ergebnissen der Abflussdifferenzmessungen erzielt wird. So lässt sich der aus den Abflussdifferenzmessungen identifizierte Infiltrationsbereich im Unterlauf der Wulbeck sehr gut abbilden. Auch die zwischen influent und effluent wechselnden Bedingungen im Bereich von Ramlingen sowie im Unter- und Oberlauf der Seebeeke, werden gut wiedergegeben.

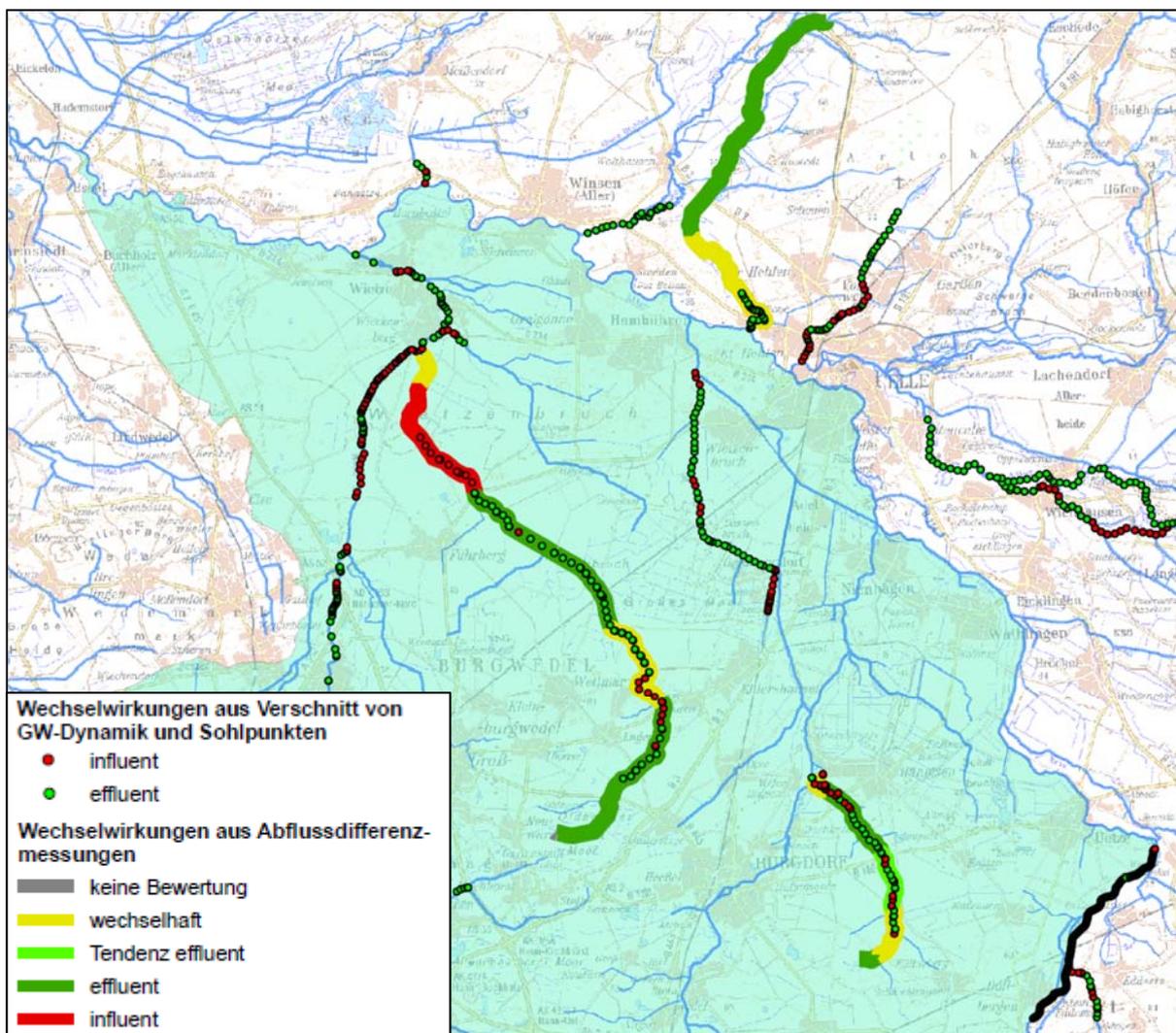


Abbildung 1-21: Vergleich der Ergebnisse aus Abflussdifferenzmessung und dem Verschnitt von GW-Dynamik

Bewertung der Methodik:

- Vorteile: Eine großräumige GIS-gestützte Bearbeitung auf GWK-Niveau ist mit relativ geringem Aufwand möglich. Daher ist diese Methodik als großräumiger Ansatz im Sinne einer landesweiten methodischen Übertragbarkeit anwendbar. Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass auch mit der vereinfachten Verwendung der Sohlpunkte (anstelle der Wasserspiegellage im Fließgewässer) gute Übereinstimmungen mit Abflussdifferenzmessungen möglich sind.
- Nachteil: Die Landesdynamik beinhaltet kleinräumig relativ große Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlichen Grundwasserstände (Interpolation und kleinräumige Schwankungen der Durchlässigkeiten). Dies kann insbesondere im Gewässerumfeld zu Fehleinschätzungen führen. Des Weiteren stellt die Vernachlässigung des Wasserstands in den Fließgewässern eine starke Vereinfachung dar, welche zu Unsicherheiten führen kann. Sollten für die Fließgewässer aussagekräftige Wasserspiegellängsschnitte vorliegen, sollten stattdessen diese unbedingt herangezogen werden und auf einen Verschnitt mit den Sohlpunkten verzichtet werden. Die landesweite Grundwasserdynamik hebt i. d. R. auch auf mittlere Verhältnisse im Grundwasser ab (nicht NQ), daher sollte es eine Wertung nur in Bezug auf mittlere Verhältnisse geben.

4.2.2 Projektbezogene Felduntersuchungen Hydrologie/Hydrogeologie

4.2.2.1 Bedarf, Möglichkeiten und Grenzen

Großräumige Übersichtsbearbeitungen bieten einen Überblick der hydrogeologischen Gesamtsituation und liefern Hinweise auf speziell zu untersuchende Bereiche. Eine Verifizierung der damit erzielten Ergebnisse ist jedoch in jedem Fall nötig. Daher sind an den im Projekt definierten Untersuchungs- und Vergleichsgewässern weitere vertiefende Betrachtungen vorgesehen worden. An diesen ausgewählten Gewässern fanden hydrologische (Abflussmessungen, Wasserspiegelmessungen, Messung der Sohl-schleppspannung etc.) und biologische (Makrozoobenthos, Makrophyten, Kieselalgen etc.) Untersuchungen entlang der Gewässer in regelmäßigen Abständen im Rahmen des Projektes statt. Die beschriebenen Untersuchungen erfolgten beispielhaft an den ausgewählten Untersuchungs- und Vergleichsgewässern.

Bei den Untersuchungsgewässern ist zu unterscheiden zwischen:

- untersuchten Gewässern mit gutem Datenbestand
- unbeobachteten Gewässern ohne bzw. mit unzureichendem Datenbestand.

Grundansatz im Projekt:

- Nutzung vorhandener Daten vom NLWKN und den Wasserversorgungsunternehmen.
- Durchführung von hydrologischen Feldarbeiten in begrenztem Umfang an ausgewählten Gewässern, insbesondere zur Verifizierung der gewässerökologischen Kartierung und als Grundlage für die Einschätzung der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser.
- Ergänzender Bau von (temporären) Grundwassermessstellen in Gewässernähe in Verbindung mit der gleichzeitigen Einrichtung von Oberflächenwasserpegeln jeweils mit Datenloggerausstattung an ausgewählten Gewässern

4.2.2.2 Untersuchungs- und Vergleichsgewässer

Je Grundwasserkörper wurden für detaillierte Betrachtungen der ablaufenden hydrologisch-hydrogeologischen Prozesse zwei Untersuchungs- (UG) und ein Vergleichsgewässer (VG) ausgewählt:

Wietze-Fuhse Lockergestein	Wulbeck (UG) Seebeeke (UG) Bruchbach (VG)
Leine Lockergestein links	Haferriede (UG) Schleifbach (UG) Kirchdorfer Mühlbach (VG)
Leda-Jümme Lockergestein links	Delschlott (UG) Igelriede (UG) Streek (VG)
Große Aa	Schinkenkanal (UG) Lünner Graben (UG) Reitbach (VG)

4.2.2.3 Ziel der Felduntersuchungen

Das Ziel der Felduntersuchungen war es, die Hauptrichtungen der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser zu erkennen (influent/effluent) und sich daraus ergebende wesentliche Fragestellungen zu beantworten:

- Abflussentwicklung im Verlauf der Fließstrecke (siehe Dokumentation Feldarbeiten Anhang 6)
- Wasserspiegeldifferenzen zwischen Grund- und Oberflächenwasser (siehe Anhang 6).

Ebenfalls ist es von Bedeutung die Schwankungen inkl. der Art und der Intensität der beiden oben aufgeführten Merkmale im Jahresverlauf zu beobachten.

Abflussentwicklung im Verlauf der Fließstrecke (linienhafte Messung)

Methode:

Die Auswertung der Abflussentwicklung erfolgte in Hinblick auf die Ermittlung von Grundwasser-Exfiltrations- und -Infiltrationsstrecken und deren Änderungen im Jahresverlauf:

- Berechnung der Abflussdifferenzen anhand der durch Fugro und den NLWKN durchgeführten, projektbezogenen Messkampagnen und (wo vorhanden) anhand von bestehenden Messreihen des NLWKN oder der WVU.

Die erforderlichen Grundlagen für diese Methodik waren abschnittsweise Abflussmessungen entlang der Gewässerstrecken oder die Nutzung von mehreren Oberflächenwasserpegeln entlang des jeweiligen Gewässers mit einer Datenerfassung (kontinuierlich/Datenlogger oder stichtagsbezogen).

Bewertung der Methodik:

- Vorteil: Das Ergebnis dieser Untersuchungen führt zu sehr detaillierten Informationen zu den Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser
- Nachteil: Die Messungen sind jeweils Momentaufnahmen zum jeweiligen Messzeitpunkt. Aussagen zum innerjährlichen Schwankungsverhalten und zu Veränderungen der influenten oder effluenten Bedingungen im Jahresverlauf sind erst durch mehrere Messungen bei verschiedenen hydrologischen Zuständen möglich. Aufgrund des hohen Aufwandes ist die Einrichtung einer Vielzahl von Pegeln mit kontinuierlicher Aufzeichnungen entlang eines Gewässerlaufes in der Regel nicht sinnvoll (jeweils mehrere Pegel entlang der Gewässer erforderlich). Des Weiteren sind die Erkenntnisse, die aus der Untersuchung der einzelnen Gewässer gezogen werden, nicht auf andere Gewässer/GWK unmittelbar übertragbar.

Wasserspiegeldifferenzen zwischen Grund- und Oberflächenwasser (punktuelle Messung)

Methode:

Erst die Kombination der abschnittswisen Abflussdifferenzmessungen (linienhafte Informationen) mit zeitlich hochauflösenden Daten vorhandener GWM/OWM (punkthafte Informationen) ermöglichen eine sinnvolle Quantifizierung der Austauschprozesse über den Jahresverlauf.

Die Verwendung von Daten der Abflussmessungen im Verlauf der Fließstrecke erlaubt zwar eine grundlegende Aussage über Gewässerabschnitte mit influenten/effluenten Verhältnissen, allerdings ohne konkreten Bezug zu den hydrogeologischen Verhältnissen im angrenzenden Grundwasserleiter.

Wie bereits in Fugro Consult GmbH (2017a) beschrieben, ist eine erforderliche Grundlage zur punktuellen Ermittlung des Wasserstandes in OW und GW und der sich daraus ergebenden Beziehung, das Vorhandensein von Messstellen im bzw. im Nahbereich der Gewässer. Aus diesen Gründen wurde an UG und VG ohne vorhandene gewässernahe Messstellen (< 100 m Entfernung) die Errichtung einer GWM-OWM-Kombination nötig. Auch wenn projektbezogen durch die zusätzliche Errichtung temporärer Messstellen oft nur eine punktuelle Aussage pro Gewässer möglich wird, konnten konkrete Erkenntnisse über die Austauschvorgänge GW-OW gewonnen werden und damit ein weiterer methodischer Baustein für at risk Untersuchungen gewonnen werden.

Gewässer mit bereits ursprünglich vorhandenen Grund- und Oberflächenwassermessstellen:

Wietze Fuhse	Wulbeck, Seebeeke
Leine Lockergestein	Haferriede
Leda Jümme	Delschloot, Igelriede

Damit fand sich zu Projektbeginn lediglich an fünf von zwölf Gewässern eine ausreichende Messstellenabdeckung. Folglich ergab sich die Notwendigkeit der Errichtung von Messstellenkombinationen an den Gewässern:

Wietze Fuhse:	Bruchbach
Leine Lockergestein	Kirchdorfer Mühlbach, Schleifbach
Leda Jümme	Streek
Große Aa	Schinkenkanal, Lünner Graben, Reitbach

Untersuchungsprogramm:

Je o. g. Gewässer wurde eine GWM-OWM-Kombination errichtet. Der Messzyklus erfolgte kontinuierlich mittels Datenlogger in den GWM und OWM. Dies ist die einzige Möglichkeit zur konsequenten Erfassung der Beziehung zwischen Niederschlag und Wasserstand im Gewässer und Grundwasserstand.

Bewertung der Methodik:

- Vorteil: Das Ergebnis dieser Untersuchungen führt zu sehr detaillierten punktuellen Informationen zu den Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser für die UG und VG und zu deren innerjährlichen Schwankungsverhalten.
- Nachteil: Die Errichtung eines einzelnen temporären Pegels kann nur eine Aussage zu den lokalen Verhältnissen geben. Eine Aussage zum Gesamtsystem des Fließgewässers ist nur eingeschränkt möglich. Des Weiteren sind die Erkenntnisse, die aus der punktuellen Untersuchung der einzelnen Gewässer gezogen werden, nicht auf andere Gewässer/GWK übertragbar.

Versickerungsdirektmessungen (Seepagemessungen)

Als eine Möglichkeit, Austauschvorgänge Grund-/Oberflächenwasser direkt ohne Messstellenbau nachzuweisen, wurden alternativ methodisch Seepagemessungen vorgeschlagen.

Die direkte Beobachtung von Sickervorgängen in Gewässersohlen kann mit Seepagemetern erfolgen. Das Messprinzip basiert auf der Messung des Volumenstromes, der durch eine definierte Fläche durch die Gewässersohle tritt.

Im Ergebnis der Seepagemessung steht der ermittelte Zahlenwert für die spezifische Sickerrate Q , d. h. für das Wasservolumen, das in der Einheitszeit 1 s durch die Einheitsfläche 1 m² hindurchtritt. Damit ist die spezifische Sickerrate in Bedeutung und Einheit gleichzusetzen mit der Filtergeschwindigkeit v_f in porösen durchströmten Medien.

Die Tests wurden an 6 festgelegten Stationen mit jeweils 3 Einzeltests in unmittelbarer Nachbarschaft ausgeführt, um die Plausibilität der Daten einzuschätzen.

4.2.3 Ergebnisse/Auswertung der Felduntersuchungen

4.2.3.1 Abflussentwicklung/Abflussdifferenzmessungen im Verlauf der Fließstrecken

Auf Grundlage der durchgeführten Abflussmessungen wurden zwischen Messpunkten Abflussdifferenzen berechnet. Um anthropogene Einflüsse, wie beispielsweise Einleitungen oder Entnahmen des Oberflächenwassers zu berücksichtigen, wurden anhand der Wasserrechte entsprechende Einflüsse ermittelt und zusätzliche Daten recherchiert. Neben diesen anthropogenen Ein- und Ausleitungen wurden in der Auswertung der Feldmessungen große Nebengewässer berücksichtigt, welche in die VG und UG einmünden. Da die Abflüsse dieser Gewässer nicht mit gemessen wurden, wurden sie über die Abflussspende abgeschätzt. Hierfür wurde die Abflussspende für die Gewässerabschnitte der VG und UG, in denen die Nebengewässer einmünden, berechnet und auf die Einzugsgebiete der Nebengewässer übertragen.

Bei der Ermittlung der Abflussdifferenzen wurden die identifizierten Zuflüsse vom gemessenen Durchfluss des nächsten Unterliegerrmesspunktes subtrahiert. Entnahmen aus dem Oberflächenwasser wurden hingegen auf die gemessenen Durchflüsse des nächsten Unterliegerrmesspunktes addiert.

Auf Grundlage dieser korrigierten Abflussdifferenzen wurden über die Fließstrecke zwischen den einzelnen Messpunkten Austauschraten berechnet. Sämtliche Ergebnisse der Abflussdifferenzmessung sind in Anhang 6 gesammelt.

4.2.3.2 Austauschraten über Differenzmessungen

Anhand der über die Abflussdifferenzmessungen berechneten Austauschraten der einzelnen Gewässerabschnitte, lassen sich diese in effluente und influente Streckenabschnitte unterteilen. Effluente Bedingungen herrschen, wenn aus dem Grundwasser Wasser durch die Sohle und Böschung in das Oberflächengewässer exfiltriert. Bei influenten Bedingungen infiltriert das Wasser hingegen aus dem Oberflächenwasser in das Grundwasser. Anhang 6 gibt einen Überblick zu den identifizierten Interaktionen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser.

Die berechneten Austauschraten pro Meter Fließstrecke weisen eine sehr große Spanne auf und reichen von ca. $-4.100 \text{ l}/(\text{d}\cdot\text{m})$ bis ca. $8.300 \text{ l}/(\text{d}\cdot\text{m})$. Im Mittel betragen die Austauschraten $820 \text{ l}/(\text{d}\cdot\text{m})$. Zudem werden aber auch für einige Gewässerabschnitte sehr niedrige Austauschraten zwischen 0 und $100 \text{ l}/(\text{d}\cdot\text{m})$ ermittelt. Für diese Strecken wird davon ausgegangen, dass durch die Untergrundeigenschaften eine schlechte hydraulische Anbindung an das Grundwasser existiert (z. B. stark kolmatierte Sohle) oder auf der Fließstrecke sich effluente und influente Bedingungen abwechseln. Hier wird im Folgenden von wechselhaften Bedingungen gesprochen.

Aus den Ergebnissen leiten sich Streckenabschnitte ab, in denen vorwiegend effluente Bedingungen oder vorwiegend influente oder wechselhafte Bedingungen vorherrschen. Vorwiegend influente Gewässerabschnitte konnten in folgenden Bereichen ermittelt werden:

- GWK Wietze-Fuhse
 - o Wulbeck unterhalb Mündung Klintsgraben
 - o Wulbeck oberhalb Eisenbahnstrecke Hannover-Celle bis Ramlingen
 - o Seeckecke oberhalb B188

- Bruchbach im Unterlauf
- GWK Leine-Lockergestein
 - Haferriede unterhalb Kirchwehrener Landwehr
 - Haferriede oberhalb B65 bis K230 bei Everloh
- GWK Leda-Jümme
 - Igelriede im Oberlauf
 - Delschloot im Oberlauf

Außerdem wurden für den Schleifbach im Oberlauf bis unterhalb von Egestorf vorwiegend sehr niedrige Austauschraten ermittelt, welche darauf hinweisen, dass hier eine eher schlechte Anbindung an das Grundwasser besteht. Auffällig ist, dass sich Streckenabschnitte mit influenten oder wechselhaften Bedingungen oft in der Nähe von Wasserschutzgebieten befinden.

4.2.3.3 Ergebnisse der Austauschratenbewertung zwischen Grund- und Oberflächenwasser

Im Anhang 4 werden für die Kombinationspegel die gemessenen Kurven aufgezeigt und Kommentare zur Interpretation gegeben. Die Beobachtungen sollten fortgesetzt und damit eine mittelfristige Validierung der Austauschbeziehungen (2019/2020) vorgenommen werden. Hintergrund dieser Empfehlung sind Trocken- und Nassjahrsituationen, die immer unter den vorhandenen zeitlichen Limits Bewertungen tendenziös erscheinen lassen.

4.2.3.4 Auswertung Seepagemessungen

Die nachfolgende Tabelle 1-16 zeigt die zusammengefassten Ergebnisse der Tests.

Tabelle 1-16: Messstellen und gemittelte Ergebnisse der Versickerungsversuche

Station	Mittelwert Tracer- geschwindigkeit im Schlauch [m/s]	Mittelwert Tracer- geschwindigkeit am Gewässerboden [m/s]	Austauschrate		Fließrichtung
			[m ³ /(s·m ²)]	[l/(d·m ²)]	
Delschloot	-6,9E-03	-4,2E-06	-1,9E-06	-164	influent
Igelriede	-1,4E-03	-8,4E-07	-3,8E-07	-33	influent
Mösecke	-1,4E-02	-8,4E-06	-3,8E-06	-328	influent
Schinkenkanal	-6,9E-03	-4,2E-06	-1,9E-06	-164	influent
Seebeeke	-4,3E-03	-2,6E-06	-1,2E-06	-104	influent
Wulbeck	1,3E-03	7,9E-07	3,5E-07	30	effluent

4.2.4 Ableitung von Grundlagen für die Bewertung der Interaktion OW-Ökologie

4.2.4.1 Bestimmung der Austauschrichtungen GW-OW

Mittels der drei verschiedenen Verfahren Abflussmessungen, Kombinationspegel und Seepagemessungen sind die Richtungen der Interaktion GW-OW ableitbar. Dabei sind die Abflussmessungen Summeninfiltrationen über Messstrecken und damit integral für den betroffenen Messabschnitt anwendbar. Sie besitzen damit die höchste Aussagekraft. Die Kombinationspegel hingegen als punktuelle Messstationen mit Datenloggern ermöglichen die Bewertung des Jahresganges der Interaktion.

Die Seepagemessungen dienen ausschließlich dem unabhängigen Test beider Verfahren, bestätigen oder negieren sie doch punktuell die abschnittswise Abflussmessungen oder belegen die Richtung des Austausches, die die Loggeraufzeichnungen an den Kombimesststellen zeigen.

4.2.4.2 Auswertung von Abflussklassen

Aus den verschiedenen Abflussmessungen an den ausgewählten Vergleichs- und Untersuchungsgewässern wurden die Abflusswerte ausgewertet, um Grundlagen für die gewässerökologische Bewertung zu schaffen. Für jede Probestelle wurden dabei der minimale, mittlere und maximale Abfluss bestimmt.

4.2.4.3 Ableitung von Abflusskategorien

Aus den o. g. Abflusswerten wurden im Weiteren Abflussklassen gebildet. Diese Klasseneinteilung wird als Grundlage zur Beurteilung der Wechselbeziehungen OW-gewässerökologische Auswertungen gewählt. Die Bildung der Abflussklassen erfolgt nach vollständiger Vorlage der Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen.

4.2.5 Ergebnisdiskussion Wechselwirkungen Grundwasser/Oberflächenwasser

In Tabelle 1-17 werden die Methoden zur Interaktion Grundwasser-Oberflächenwasser vergleichend dargestellt. Die Ergebnisse der Kombinationspegel bestätigen im Prinzip die Abflussmessungen. Auch die GW-Dynamik, die mit der Sohlhöhe verschnitten wurde, gibt eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der anderen beiden Methoden. Damit erreichen die drei Verfahren eine gute Übereinstimmung.

Der Verschnitt von Geologie und Gewässern liefert allerdings nur eine Ankopplungsgüte, keine Richtung und keine Quantitäten. Die Seepagemessungen erfolgten an drei von sechs Stellen in wechselnden Bereichen, d. h. sie können im Einzelfall wechselhaft unterlegen (zeitkonkret/ortskonkret), welches Verhalten dominant ist. Aus Kosten und Zuverlässigkeitsgründen sind die Verfahren Verschnitt Sohlhöhe und GW-Spiegel sowie Abflussmessungen am besten zu kombinieren. Generell sollten die Werte der Seepagemessungen qualitativ genutzt werden. Für eine quantitative Analyse müssen Wiederholungsmessungen zum Zeitpunkt der Abflussmessungen stattfinden.

Der Verschnitt von Sohlhöhe und GW-Spiegel sollte an den beiden übrigen GWK durch Einmessung der Sohlhöhen der Gewässer nachvollzogen werden.

Tabelle 1-17: Methodenvergleich zur Interaktion Grundwasser-Oberflächenwasser

Gewässer	Messpunkt	Geologie und BÜK	GW-Dynamik und Sohlhöhe	Abflussdifferenzmessungen	Temporäre Messpegel	Seepage
Wulbeck	PS1 / Nr.1	Sand	-	wechselhaft	-	-
	Nr. 2	Sand	influent	influent	-	-
	OWM Fuhrberg	Sand	influent	influent	-	effluent
	Nr. 5	Sand	effluent	effluent	-	-
	Brücke Zw. 5 & 6	Sand	effluent	effluent	-	-
	Nr. 7	Ton / (Sand)	effluent	effluent	-	-
	PS2 / Nr. 8	Sand	wechselhaft	wechselhaft	-	-
	Nr. 9	Ton / Sand	wechselhaft	effluent	-	-
	Nr. 10	Sand (Ton)	effluent	effluent	-	-
	PS3 / Nr. 11	Ton	-	effluent	-	-
Seebeeke	PS1 / Nr. 1	Sand	wechselhaft	wechselhaft	-	-
	Nr. 2	Sand	wechselhaft	effluent	-	-
	Zw. 2 & 3	Ton	effluent	effluent	-	-
	PS2 / Nr. 3	Ton / Sand / (Kies)	wechselhaft	Tendenz effluent	-	-
	PS3 / Nr. 4	Sand / Ton	wechselhaft	wechselhaft	-	influent
	Nr. 5	Sand	-	effluent	-	-
Bruchbach	Nr. 1	Sand	effluent	wechselhaft	-	-
	PS1 / Nr. 2	Sand	-	effluent	-	-
Haferriede	Nr. 1 / 2	Ton	-	influent	-	-
	PS1 / Nr.3	Ton	-	wechselhaft	-	influent
	GPS5 zw. 3 & 4	Ton	-	influent	-	-
	Nr. 4	Ton	-	effluent	-	-
	PS2 / Nr. 5	Ton	-	effluent	-	-
	Nr. 6	Ton	-	wechselhaft	-	-
	Nr. 7	Ton	-	wechselhaft	-	-
	PS3 / Nr. 8	Ton	-	effluent	-	-
Haferriede	Nr. 9	Ton	-	effluent	-	-
	Nr. 10	Ton	-	effluent	-	-
Schleifbach	PS1 / Nr. 1	Ton	-	effluent	effluent	-
	Nr. 2	Ton / (Sand)	-	effluent	-	-

Gewässer	Messpunkt	Geologie und BÜK	GW-Dynamik und Sohlhöhe	Abflussdifferenzmessungen	Temporäre Messpegel	Seepage
	PS2 / Nr. 3	Sand / (Ton)	-	Tendenz effluent	-	-
	PS3 / Nr. 4	Sand / (Ton)	-	wechselhaft	-	-
	PS 3/ Nr. 5	Sand / Kies / (Ton)	-	Tendenz effluent	-	-
Kirchdorfer Mühlbach	PS1 / Nr.1	Ton	-	effluent	effluent	-
	Nr. 2	Ton	-	wechselhaft	-	-
	Nr. 3	Ton / Sand	-	wechselhaft	-	-
	Nr. 4	Ton / Sand	-	effluent	-	-
Igelriede	PS1 / Nr. 2	Ton / Sand	-	effluent	-	-
	Nr. 3	Sand / Ton	-	Tendenz effluent	-	influent
	PS2, Nr. 5	Sand	-	influent	-	-
	PS3, Nr. 6	Sand	-	influent	-	-
Delschloot	Nr. 1	Sand	effluent	effluent	-	-
	PS1 / Nr. 2	Ton / Sand	-	effluent	-	-
	PS2 / Nr. 3	Ton	-	Tendenz effluent	-	-
	Nr. 4	Ton	-	wechselhaft	-	influent
	PS3 / Nr. 5	Sand	-	wechselhaft	-	-
Streek	PS1, Nr. 1	Sand	effluent	effluent	effluent	-
	Nr. 2	Sand / Ton	effluent	effluent	-	-
Schinkenkanal	PS1 / Nr. 1	Sand	-	effluent	-	-
	GPS9	Sand / (Ton)	-	effluent	-	-
	Nr. 2	Sand / (Ton)	-	effluent	-	-
	PS2 / Nr. 3	Sand / (Ton)	-	effluent	effluent	influent
Schinkenkanal	PS3 / Nr. 4	Sand	-	wechselhaft	-	-
	Nr. 5	Sand	-	wechselhaft	-	-
Lünnergraben	Nr. 1	Sand	-	wechselhaft	-	-
	PS1 / Nr. 2	Sand	-	effluent	effluent	-
	Nr. 3	Sand	-	effluent	-	-
	PS2 / Nr. 5	Sand	-	effluent	-	-
	Nr. 6	Sand	-	effluent	-	-
	PS3 / Nr. 7	Sand	-	effluent	-	-

Gewässer	Messpunkt	Geologie und BÜK	GW-Dynamik und Sohlhöhe	Abflussdifferenzmessungen	Temporäre Messpegel	Seepage
Reitbach	PS1 / Nr. 1	Sand	-	effluent	-	-
	GPS10	Ton	-	effluent	effluent	-
	Nr. 2	Ton / (Sand)	-	effluent	-	-

4.2.6 Verbale Zusammenfassung der Methoden je Grundwasserkörper

4.2.6.1 Wietze-Fuhse Lockergestein

Mit der überwiegend sandigen Ausbildung des anstehenden Bodens entlang der Untersuchungsgewässer binden diese Gewässer sehr gut bodengeologisch an die Umgebung an, so dass eine hohe Austauschfähigkeit vorhanden ist. Dabei sind ca. 80 % der Abflussmessungen identisch im Vergleich mit dem Verschnitt der Sohlpunkte und Grundwasserdynamik (mittlere Verhältnisse). Eine landesweite Erfassung der Grundwasserkörper mit ähnlichen Substraten unter Anwendung dieses Verschnittes lässt damit eine erste überwiegend zutreffende Einschätzung zu.

4.2.6.2 Leine Lockergestein links

Die überwiegend bindige (tonige) Ausbildung der anstehenden Böden im GWK und die fehlende Vermessung der Sohlpunkthöhen der Gewässer lassen den direkten Vergleich mit der Verschnittmethode leider nicht zu. Die durch die Substrate implizierte verzögerte Austauschrate lässt beide Schlussfolgerungen zu.

Der geringere Austausch führt eher zu Auf-/Rückstau in den Boden und damit eine länger anhaltende Verfügbarkeit von Grundwasser oder fallende Grundwasserspiegel im Verlauf von Gewässern werden aufgrund der geringen Austauschrate nicht durch Infiltration aus dem Gewässer aufgefüllt bzw. gestützt. Diese beiden Phänomene sollten durch lange Testreihen an den temporären Kombimesststellen langfristig untersucht werden. Die gute Übereinstimmung der temporären Pegelraten mit den Abflussmessungen erlaubt allerdings auch die punktuelle Vergleichbarkeit. Hier sollten gezielt Sohlhöhen nachvermessen werden, um diese Aussagen zu stützen.

4.2.6.3 Leda-Jümme Lockergestein links

Wie im GWK Wietze Fuhse Lockergestein sind die sandigen Substrate von gutem Austauschverhalten geprägt. Im Bereich des Streek kommt es nunmehr zu einer dreifachen Übereinstimmung von Verschnittmethode, Abflussmessungen und den Ergebnissen des Kombipegels.

Bei einer landesweiten Stichtagsmessung (oder ggf. grundwasserkörperbezogenen Teilmessung) zu definierten Wasserstandssituationen lässt sich diese Methode noch verfeinern und sogar im Sinne einer gewissen Instationarität anpassen.

4.2.6.4 Große Aa

Im Gebiet Große Aa fehlen leider auch die vermessenen Sohlpunkthöhen der Vorfluter. Das vorwiegend sandig ausgebildete Substrat erlaubt auch hier gute Austauschverhältnisse bei überwiegend effluenten Bedingungen. Alle Kombipegel signalisieren die Übereinstimmung mit den Verhältnissen der Abflussmessungen und damit ebenfalls die Stützung der Annahmen.

Im Gegensatz zu allen übrigen Verfahren sind die Seepagemessungen nicht von einer guten Übereinstimmung gekennzeichnet. Dies kann ggf. an der temporären Messung (einmalig) zu einer besonderen Situation oder an Besonderheiten der Messpunkte liegen.

4.3 Ergebnisdiskussion Wechselwirkungen Oberflächenwasser-Ökologie

4.3.1 Bildung von Abflussklassen

Auf der Basis der Ergebnisse der Abflussmessungen im Bearbeitungszeitraum (Anhang 6) wurden die Gewässerstrecken Abflussklassen zugeordnet. Hierzu wurden jeweils die Abflussminima, die Abflussmaxima sowie die mittleren Abflussmengen in Liter/Sekunde verwendet. Gewässerstrecken, die zu irgendeinem Zeitpunkt im Projektverlauf keinen Abfluss zeigten, wurden grundsätzlich als temporär eingestuft. Die nachfolgende Auflistung gibt einen Überblick zu den verwendeten Abflussklassen:

- temporär
- <5
- 10-20
- 20-40
- 40-80
- 80-160
- 160-320
- >320

Weiterhin gingen die Ergebnisse der Abflussmessungen jeweils als realer Zahlenwert in die weitergehenden statistischen Auswertungen und Faktorenanalysen ein. Hierbei wurden neben den Abflussmengen auch die gemessenen Fließgeschwindigkeiten sowie die Wassertiefe berücksichtigt.

Aus den verschiedenen Abflussmessungen an den ausgewählten Vergleichs- und Untersuchungsgewässern wurden die Abflusswerte ausgewertet, um Grundlagen für die gewässerökologische Bewertung zu schaffen. Für jede Probestelle wurden dabei der minimale, mittlere und maximale Abfluss bestimmt.

Tabelle 1-18: Auswertung der Abflusswerte je Probenahmepunkt

Probestelle	Abflussklasse_min	Abflussklasse_Mittel	Abflussklasse_max
Bruchbach PS 1	160 - 320	>320	>320
Delschlott PS 1	<5	10 - 20	40 - 80
Delschlott PS 2	temporär	temporär	20 - 40
Delschlott PS 3	temporär	temporär	10 - 20
Haferriede PS 1	temporär	temporär	>320
Haferriede PS 2	10 - 20	80 - 160	160 - 320
Haferriede PS 3	temporär	temporär	80 - 160

Probestelle	Abflussklasse_min	Abflussklasse_Mittel	Abflussklasse_max
Igelriede PS 1	temporär	temporär	80 - 160
Igelriede PS 2	temporär	temporär	temporär
Igelriede PS 3	temporär	temporär	<5
Kirchdorfer Mühlbach PS 1	<5	40 - 80	80 - 160
Lünner Graben PS 1	5 - 10	40 - 80	80 - 160
Lünner Graben PS 2	temporär	temporär	20 - 40
Lünner Graben PS 3	temporär	temporär	10 - 20
Reitbach PS 1	40 - 80	160 - 320	>320
Schinkenkanal PS 1	5 - 10	80 - 160	>320
Schinkenkanal PS 2	<5	10 - 20	40 - 80
Schinkenkanal PS 3	temporär	temporär	10 - 20
Schleifbach PS 1	temporär	temporär	80 - 160
Schleifbach PS 2	temporär	temporär	40 - 80
Schleifbach PS 3	<5	<5	<5
Seebeeke PS 1	temporär	temporär	160 - 320
Seebeeke PS 2	temporär	temporär	80 - 160
Seebeeke PS 3	temporär	temporär	80 - 160
Streek PS 1	10 - 20	80 - 160	160 - 320
Wulbeck PS 1	10 - 20	160 - 320	>320
Wulbeck PS 2	<5	80 - 160	>320
Wulbeck PS 3	<5	40 - 80	160 - 320

4.3.2 Ergebnisse des biologisch-ökologischen Monitorings

Aus den in Anhang 3 dokumentierten Untersuchungen geht hervor, dass alle Bearbeitungsgewässer massiven anthropogenen Überformungen unterliegen. Auf der Grundlage der Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen erreicht derzeit kein Bearbeitungsgewässer bzw. Gewässerabschnitt den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial. Neben massiven hydromorphologischen Defiziten werden die gegebene Eutrophierung sowie weitere stoffliche Belastungen als Stressoren genannt. Für alle Bearbeitungsgewässer ist von einer multikausal begründeten Belastungssituation auszugehen, wobei in einigen der Gewässer die stark schwankenden Abflussbedingungen zusätzlich biozönotische Wirkungen entfalten dürften. Diese sind mit den derzeitigen Bewertungsverfahren jedoch nicht isoliert zu indizieren oder zu quantifizieren. Nachfolgend werden die Bewertungsergebnisse noch einmal für die jeweiligen biologischen Qualitätskomponenten kurz zusammengefasst (siehe auch Anhang 3).

4.3.2.1 Makrophyten

Von den 28 untersuchten Gewässerstrecken konnten lediglich Proben von drei Probestellen nach PHYLIB als gesichert bewertet werden. Wie in Anhang 3 dokumentiert, kann aus der reinen Anwendung des PHYLIB-Verfahrens auf der Basis der Makrophyten nicht zwischen temporär und permanent wasserführenden Gewässern unterschieden werden.

→ **Eine sinnvolle Auswertung von Abflussauswirkungen war nicht möglich.**

4.3.2.2 Diatomeen

Von den 107 entnommenen Diatomeenproben konnten 103 Proben verfahrenskonform ausgewertet werden. Es wurde festgestellt, dass von den 107 entnommenen Proben 96 % für weitere Analysen geeignet waren. Der Anteil nach PHYLIB gesicherter Bewertungsergebnisse liegt mit 81 % deutlich höher als bei den Makrophyten und dem Makrozoobenthos.

→ **Entsprechend ist aus den durchgeführten Untersuchungen abzuleiten, dass die Anwendung des Diatomeenverfahrens im Sinne von PHYLIB zusammen mit anderen Bewertungsansätzen prinzipiell geeignet erscheint, den ökologischen Zustand / das ökologische Potenzial der Bearbeitungsgewässer hinreichend genau zu beschreiben. Eine Auswertung von Abflussauswirkungen konnte nicht erfolgen.**

4.3.2.3 Makrozoobenthos

Von den 106 im Rahmen des Projekts genommenen Proben sind mehr als 50 % der Bewertungen aufgrund der ausgeprägten Artenarmut und/oder Individuenarmut der benthischen Zoozönose in den jeweiligen Proben ungesichert und für eine Zustandsbewertung im Sinne der OGEV (2016) damit weitgehend ungeeignet. In Bezug auf die Anwendbarkeit des Bewertungsverfahrens nach PERLODES wurde festgestellt, dass der Anteil ungesicherter Bewertungsergebnisse in den Gewässern mit temporärer Wasserführung tendenziell höher liegt als in Gewässern mit permanenter Wasserführung.

→ **Die Anwendung des Makrozoobenthosverfahrens im Sinne der OGEV (2016) erscheint in multi-kausal überformten Bearbeitungsgewässern nur eingeschränkt möglich. Aus den Untersuchungen in Anhang 3 wird geschlossen, dass eine temporäre Wasserführung vermutlich nicht die einzige Ursache für die ungesicherten Bewertungsergebnisse auf der Basis des Makrozoobenthos ist.**

4.3.3 Ergebnisse der Auswertungen auf der Basis der Daten des biologisch-ökologischen Monitorings

4.3.3.1 Taxonomische und strukturelle Zusammensetzung der Zoozönosen

Für die Fragestellung des Projektes waren insbesondere die Anteile typischer Arten in temporären Gewässern relevant. Da die Probestellen sich hinsichtlich des Abflussverhaltens teils stark voneinander unterscheiden, wurde eine Betrachtung auf Probestellenebene angewendet. Es wurden drei Gruppen gebildet:

- Temporäre Gewässer (Gewässer war zu mindestens einem Abflussmesszeitpunkt trocken)
- Abflussschwache Gewässer (mittlerer gemessener Abfluss unter 80 l/s)
- Abflussstarke Gewässer (mittlerer gemessener Abfluss über 80 l/s).

Tabelle 1-19: Abflusskategorien an den einzelnen Probenahmestandorten

Probestelle	minimaler Abfluss in l/s	mittlerer Abfluss in l/s	Gruppe
Delschloot PS 2	0	temporär	temporär
Delschloot PS 3	0	temporär	temporär
Haferriede PS 1	0	temporär	temporär
Haferriede PS 3	0	temporär	temporär
Igelriede PS 1	0	temporär	temporär

Probestelle	minimaler Abfluss in l/s	mittlerer Abfluss in l/s	Gruppe
Lünner Graben PS 2	0	temporär	temporär
Lünner Graben PS 3	0	temporär	temporär
Schinkenkanal PS 3	0	temporär	temporär
Schleifbach PS 1	0	temporär	temporär
Schleifbach PS 2	0	temporär	temporär
Seebeeke PS 1	0	temporär	temporär
Seebeeke PS 2	0	temporär	temporär
Seebeeke PS 3	0	temporär	temporär
Delschloot PS 1	<5	10 - 20	Abflussschwach
Kirchdorfer Mühlbach PS 1	<5	40 - 80	Abflussschwach
Lünner Graben PS 1	<5	20 - 40	Abflussschwach
Schinkenkanal PS 2	<5	10 - 20	Abflussschwach
Schleifbach PS 3	<5	10 - 20	Abflussschwach
Wulbeck PS 3	<5	40 - 80	Abflussschwach
Bruchbach PS 1	160 - 320	>320	Abflussstark
Haferriede PS 2	10 - 20	80 - 160	Abflussstark
Reitbach PS 1	40 - 80	160 - 320	Abflussstark
Schinkenkanal PS 1	5 - 10	80 - 160	Abflussstark
Streek PS 1	10 - 20	80 - 160	Abflussstark
Wulbeck PS 1	10 - 20	160 - 320	Abflussstark
Wulbeck PS 2	<5	80 - 160	Abflussstark

Taxonomische Gruppen

Hier wurden die die Anteile der verschiedenen systematischen Gruppen des Makrozoobenthos in den untersuchten Proben untersucht. Die mittleren Anteile der taxonomischen Gruppen für die oben beschriebenen Abflusskategorien wurden dabei ermittelt. Folgende Schlussfolgerungen wurden gezogen:

- Unterschiedliche Zusammensetzung der benthischen Makrozoobenthosgemeinschaft in Abhängigkeit von der Wasserführung der Gewässer
 - häufige Dominanz von Chironomiden und Oligochaeten in temporären wasserführenden Gewässerstrecken
 - Degradierung der EPT-Fauna in temporären wasserführenden Gewässerstrecken
 - Anteil von Amphipoden in Gewässerstrecken mit nur temporärer Wasserführung häufig signifikant geringer.
- **Eine abschließende Bewertung, ob die festgestellten strukturellen Veränderungen in der Faunenzusammensetzung monokausal durch das Abflussverhalten begründet sind, kann auf der Grundlage dieser Auswertungsform jedoch nicht vorgenommen werden.**

Ernährungstypenzusammensetzung

Ebenfalls untersucht wurden die prozentualen Anteile der verschiedenen Ernährungsweisen in den jeweiligen Probestellen. Hinsichtlich der Ernährungstypenzusammensetzung fallen insbesondere die erhöhten

Anteile von Sedimentfressern in den Gewässerstrecken mit temporärer Wasserführung auf, während der höchste Anteil von Weidegängern in den abflussschwachen Gewässern erreicht wird. Weiterhin ist der Anteil von Zerkleinerern in den abflusstarken Gewässerstrecken deutlich höher als in den abflussschwachen und temporären Gewässern.

Habitatpräferenz

Weiterhin wurden die prozentualen Anteile der verschiedenen Habitatpräferenzen in den jeweiligen Probestellen bestimmt. Die Unterschiede in den Lebensgemeinschaften bzgl. der Habitatpräferenz sind deutlich weniger ausgeprägt als beispielsweise bei den taxonomischen Gruppen. Grundsätzlich ist eine undeutliche Tendenz zu leicht höheren Anteilen von Hartsubstratbesiedlern bei den abflusstarken Gewässern erkennbar. Dagegen werden in den temporär geprägten sowie den abflussschwachen Gewässern verstärkt Taxa nachgewiesen, die Weichsubstrate präferieren.

Anteile von Arten mit bekanntem Vorkommen in temporären Gewässern

Eine präzise, reproduzierbare Benennung von obligat an temporäre Fließgewässer gebundenen Arten des Makrozoobenthos erscheint aufgrund der hochdynamischen Prozesse auf der Basis von Literaturdaten daher nicht möglich. Allenfalls ist eine Klassifizierung möglich, in denen Taxa zusammengefasst werden, deren Vorkommen verstärkt aus temporären Gewässern bekannt ist.

Die nachfolgende Tabelle listet die Anteile solcher Arten an den Makrozoobenthosgemeinschaften der hier berücksichtigten Bearbeitungsgewässer auf. Die Einstufung erfolgt dabei maßgeblich auf der Basis der Angaben von SOMMERHÄUSER (1997), BRINKMANN & SPETH (1999), NUA (2000), LAWA (2015), GRAF & CHOVANEC (2016) in Kombination mit eigenen Erfahrungen. Danach ist der quantitative Anteil der Arten mit bekanntem Vorkommen in temporären Gewässern auf der Basis der Mittelwerte in diesen mit ca. 43 % deutlich höher als in abflussschwachen (33,7 %) bzw. abflusstarken (21,3 %) Gewässern, allerdings schwanken die Werte in allen Gruppen sehr stark und überlappen erheblich. Überdies ist keine Gleichgewichtung in Bezug auf die Anzahl der berücksichtigten Proben/Probestellen in den jeweiligen Abflussklassen im Datensatz gegeben. Entsprechend ist das Ergebnis lediglich als Hinweis auf eine gegebene biozönotische Wirksamkeit einer temporären Wasserführung zu werten. Entsprechend erscheint eine Verallgemeinerung bzw. die Transformation in ein Klassifikationsschema u. a. aufgrund des reduzierten Datensatzes nicht möglich.

Tabelle 1-20: Anteile Arten mit bekanntem Vorkommen in temporären Gewässern an den jeweiligen Probestellen sowie nach Abflusscharakteristik

Probestelle		Anzahl Individuen typischer Arten	Gesamtanzahl Individuen	Anteil Individuen in %
Temporär	Delschloot PS 2	433	1663	26,0
	Delschloot PS 3	2954	8669	34,1
	Haferriede PS 1	59	220	26,8
	Haferriede PS 3	1975	3261	60,6
	Igelriede PS 1	900	2780	32,4

Probestelle		Anzahl Individuen typischer Arten	Gesamtanzahl Individuen	Anteil Individuen in %
	Lünner Graben PS 2	1014	1141	88,9
	Lünner Graben PS 3	610	926	65,9
	Schinkenkanal PS 3	142	2541	5,6
	Schleifbach PS 1	2862	10799	26,5
	Schleifbach PS 2	1054	9074	11,6
	Seebeeke PS 1	838	1373	61,0
	Seebeeke PS 2	1728	3027	57,1
	Seebeeke PS 3	638	1045	61,1
Abflussschwach	Delschloot PS 1	3549	5243	67,7
	Kirchdorfer Mühlbach PS 1	563	15441	3,6
	Lünner Graben PS 1	827	1398	59,2
	Schinkenkanal PS 2	939	3629	25,9
	Schleifbach PS 3	1408	4348	32,4
	Wulbeck PS 3	230	1721	13,4
Abflusstark	Bruchbach PS 1	567	1902	29,8
	Haferriede PS 2	678	2218	30,6
	Reitbach PS 1	885	4949	17,9
	Schinkenkanal PS 1	391	4621	8,5
	Streek PS 1	415	1591	26,1
	Wulbeck PS 1	292	1675	17,4
	Wulbeck PS 2	375	1979	18,9
Durchschnitt Temporär				42,9
Durchschnitt Abflussschwach				33,7
Durchschnitt Abflusstark				21,3

Zusammenfassung der Auswertungen zur taxonomischen Zusammensetzung der Zoozöosen

- Aus den in Anhang 3 dokumentierten Analysen zur taxonomischen und strukturellen Zusammensetzung der benthischen Zoozöosen geht hervor, dass bei ausschließlicher Fokussierung auf das Abflussverhalten signifikante Unterschiede in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos erkennbar sind.
- So sind temporär fließende im Vergleich zu dauerhaft wasserführenden Gewässerstrecken häufig durch die Abwesenheit von Gammariden, eine stark degradierte EPT-Fauna sowie deutlich höhere Anteile von Chironomiden und Oligochaeten gekennzeichnet.
- Diese taxonomischen Unterschiede spiegeln sich auch in den Anteilen verschiedener funktionaler Gruppierungen wieder. So ist die Zoozönose temporär fließender Abschnitte häufig durch höhere Anteile von Feinsubstratbesiedlern gekennzeichnet und auch in Bezug auf die Ernährungstypenzusammensetzung sind höhere Anteile von Sedimentfressern festzustellen.

- Der quantitative Anteil von Arten mit bekanntem Vorkommen in temporären Gewässern ist auf der Basis der Mittelwerte mit ca. 43 % in diesen deutlich höher als in abflussschwachen (33,7 %) bzw. abflussstarken (21,3 %) Gewässern. Allerdings schwanken die Einzelwerte dabei erheblich.
- Es ist allerdings keine Gleichgewichtung in Bezug auf die Anzahl der berücksichtigten Proben/Probestellen in den jeweiligen Abflussklassen im Datensatz gegeben. Entsprechend ist das Ergebnis lediglich als Hinweis auf eine gegebene biozönotische Wirksamkeit einer temporären Wasserführung zu werten.
- Grundsätzlich ist eine Verallgemeinerung der Ergebnisse aufgrund der Restriktionen des vorliegenden Datensatzes nicht möglich, ebenso wie eine Quantifizierung der biozönotischen Wirksamkeit der Abflussunterschiede in dem vorliegenden Datensatz aufgrund der starken anthropogen und multikausalen Überformung der Bearbeitungsgewässer nicht möglich ist.

4.3.3.2 Faktorenanalyse mit PRIMER

Die Ergebnisse von Faktorenanalysen wurden in Anhang 3 mit dem Ziel dargestellt, potenziell vorhandene Steuergrößen im Datensatz zu identifizieren. Neben den vorhandenen Daten zur Abiotik der Probestellen wurden die Daten aus der Untersuchung des Makrozoobenthos und der Diatomeen ausgewertet.

Abiotik

In einem ersten Schritt wurde die Ähnlichkeit der entnommenen Proben auf der Basis der vorhandenen abiotischen Parameter untersucht. Als Eingangsparameter wurden hierbei die Ergebnisse der Abflussmessungen, die chemisch-physikalischen Feldparameter sowie die Strukturgüteklasse verwendet. Bestehende Korrelationen werden durch den Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman dargestellt. Dieser benötigt nicht die Annahme einer linearen Beziehung zwischen den Variablen und ist überdies robust gegenüber Ausreißern.

Die Verteilung und damit die Ähnlichkeit der Proben in Bezug auf die verwendeten abiotischen Standortparameter ist danach primär mit Abflussmenge, Sauerstoff, pH-Wert, Fließgeschwindigkeit und minimaler Gewässertiefe korreliert. Koeffizienten $> 0,7$ erreichen die Parameter pH-Wert und die Abflussparameter. Den größten Einfluss auf die Ähnlichkeit der Proben/Standorte untereinander hat die Abflusscharakteristik, wobei hier insbesondere der Bruchbach prägend wirkt, da er im Hinblick auf die gemessenen Abflussparameter eine deutliche Sonderstellung einnimmt.

Obwohl das Abflussregime sowie die Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe stark mit der Probenverteilung korreliert, sind, ist abgesehen vom Bruchbach und der Wulbeck, keine deutliche Gruppierung für den Großteil der Proben sichtbar. Dies ist vermutlich durch den hohen Anteil von temporär trockenfallenden Standorten zu erklären.

Makrozoobenthos

Die Ähnlichkeit der Makrozoobenthosproben untereinander wurde des Weiteren für Faktorenanalysen benutzt. Als relevante Faktoren wurden u. a. die Abhängigkeit von der Gebietszugehörigkeit, Gewässerzugehörigkeit, Jahreszeit, Strukturgüteklasse sowie die Abflusscharakteristik geprüft. Die Dokumentation der Untersuchungen ist in Anhang 3 ersichtlich.

Hinsichtlich der Gebietszugehörigkeit ist insgesamt eine große Ähnlichkeit der Proben untereinander festzustellen. Deutliche Gruppierungen sind nicht zu erkennen. Insbesondere die Proben aus den Teilgebieten „Große Aa“, „Leda-Jümme“ und „Wietze-Fuhse“ zeigen keine Abgrenzungen untereinander. Die Proben aus dem Leine Lockergestein links finden sich dabei verstärkt am unteren Rand des Plots, eine deutliche Abgrenzung zu den Proben aus den anderen Teilgebieten ist jedoch auch hier nicht erkennbar.

Im Hinblick auf die Abflussverhältnisse an den Probestellen ist keine deutliche Gruppierung der Makrozoobenthosproben im Hinblick auf ihre Ähnlichkeit zueinander erkennbar. Zwar werden die Proben aus temporär geprägten Gewässerstrecken vermehrt auf der rechten Seite der Ähnlichkeitsplots dargestellt, allerdings bestehen auch hier große Überlappungen. So ist im Zentrum des Plots eine große Ähnlichkeit zwischen Proben aus temporär geprägten und permanent wasserführenden Gewässerstrecken erkennbar. Diese Aussage bleibt in der Grundtendenz auch erhalten, wenn die Analysen auf die minimal oder maximal gemessenen Abflusswerte fokussiert werden.

Zusammengefasst konnten im Zuge der oben dargestellten Faktorenanalysen keine deutlichen Gruppierungen festgestellt werden, die zu einer Klassenabgrenzung genutzt werden können.

Diatomeen

Die Ähnlichkeit der Diatomeenproben untereinander wurde analog zur Vorgehensweise beim Makrozoobenthos für weitergehende Faktorenanalysen benutzt. Als relevante Faktoren wurden u. a. die Abhängigkeit von der Gebietszugehörigkeit, Gewässerzugehörigkeit, Jahreszeit, Strukturgüteklasse sowie die Abflusscharakteristik geprüft.

Im Hinblick auf die Abflussverhältnisse an den Probestellen ist keinerlei Gruppierung der Diatomeenproben im Hinblick auf ihre Ähnlichkeit zueinander erkennbar. Diese Aussage bleibt in der Grundtendenz auch erhalten, wenn die Analysen auf die minimal oder maximal gemessenen Abflusswerte fokussiert werden.

Im Vergleich zu den erarbeiteten Ergebnissen für das Makrozoobenthos wird die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften offensichtlich nicht oder nur kaum von den Abflussverhältnissen an den Probestellen beeinflusst.

4.3.3.3 Statistische Berechnung von potenziellen Indikatorarten mittels indiciespecies

Um Zusammenhänge zwischen den vorkommenden Taxa und dem Abflussregime der untersuchten Gewässer sichtbar zu machen, wurden die erhobenen Daten für Diatomeen, Makrophyten und Makrozoobenthos zusätzlich mit der Statistik-Software“ R“ ausgewertet (Ergebnisse siehe Anhang 3).

Ziel dieser Auswertung war, Arten, bzw. Gruppen, zu identifizieren, deren Vorkommen mit bestimmten Abflussverhältnissen assoziiert ist. Da im Kontext unterschiedlicher Abflussverhältnisse der minimale Abfluss, insbesondere in temporär trockenfallenden Gewässern, als kritischer Wert für das Vorkommen von Arten anzusehen ist, lag der Fokus auf diesem Parameter. Die 28 Probenahmestellen wurden jeweils einer Abflusskategorie zugeordnet. Für die Zuordnung wurde jeweils der kleinste gemessene Wert aller Messkampagnen genutzt. Die Kategorien wurden rein schematisch definiert und der Datenverteilung der Messungen nicht besonders angepasst. Als temporär wurden alle Gewässerstrecken klassifiziert, die während mindestens einer Messung trockengefallen waren.

Für die Auswertung der Makrophyten-Ergebnisse wurden der Liste der Taxa zwei künstliche Sammeltaxa ("terrestrische Makrophyten"; "keine submersen Makrophyten vorhanden") hinzugefügt. Weiterhin wurden in die Makrophytenanalysen Altdaten des NLWKN mit einbezogen, sofern diese an den Probestellen des laufenden Projekts entnommen wurden.

Methodische Beschreibung der Anwendung von *indicspecies*

Grundsätzlich wird für die Datenanalyse mit *indicspecies* eine Matrix in Form einer Kreuztabelle mit Taxa in Spalten und Standorten in Zeilen benötigt. Als unabhängige Variable wird ein aus natürlichen Zahlen (1, 2, ...n) bestehender Vektor benötigt. Dafür werden die Standorte entsprechend bestimmter Kriterien zu Gruppen zusammengefasst, die anschließend durchnummeriert werden und so den Vektor bilden. In der vorliegenden Auswertung wurden die Standorte entsprechend ihrer minimalen gemessenen Abflussmenge zu Abflusskategorien zusammengefasst. Diese Abflusskategorien wurden anschließend in R durchnummeriert und bildeten so den Vektor („temporär“ = 1; „<5“ =2, „5-10“ =3; usw.).

Ergebnisse

Diatomeen

Insgesamt wurden 334 Diatomeentaxa in die Analyse aufgenommen. Davon sind rund 16,5 % (55 Taxa) als potenzielle Indikatorarten identifiziert worden. Der mit 38 Taxa größte Teil ist ausschließlich einer Abflusskategorie zugeordnet.

Fünf Taxa wurden als potenzielle Zeiger für den 1. Fall (5 - 10 l/s) definiert. Als besonders spezifisch werden hier *Nitzschia supralitorea* (A = 0,9325) und *Brachysira neoexilis* (A = 0,9147) benannt, die jeweils in 50 % der Proben dieser Kategorie gefunden wurden. Die geringste Präsenz erreicht *Surirella roba*, die in 40 % der Proben vertreten war.

Die Kategorie 40 - 80 l/s ist mit 18 assoziierten Arten die artenreichste Kategorie. Vier Arten aus der Gattung *Navicula* sind hoch signifikant eingestuft und kommen in allen Proben dieser Abflussklasse vor. Insgesamt beträgt die minimale Präsenz in den Proben dieser Kategorie 40 %. Auffallend ist die Art *Navicula moskali*, da sie als einziges Taxon ausschließlich in der Abflusskategorie 40 - 80 l/s angetroffen wurde.

Die einzige schwach signifikante (p = 0,044) potenzielle Zeigerart für die Kategorie 10 - 20 l/s ist *Navicula viridula* var. *germainii*, die ausschließlich an Standorten dieser Kategorie angetroffen wurde.

Als mögliche Indikatoren für den 4. Fall wurden 14 Arten benannt. Die Präsenz in den Proben dieser Kategorie variiert für diese Arten zwischen 25 % und 75 %. Sieben Arten kommen ausschließlich in dieser Kategorie vor, jedoch jeweils nur in 25 % der Proben. Als einzige hochsignifikante Art ($p = 0,001$) wurde *Achnanthes laterostrata* eingestuft, die sowohl in 75 % der Proben vorkommt, als auch eine relativ hohe Standortpräferenz aufweist ($A = 0,8413$).

Die übrigen von *multipatt* als Indikatoren definierten Taxa sind mit Gruppen mehrerer Abflussklassen (jeweils zwei oder drei) assoziiert. Insgesamt wurden sieben solche Gruppen erkannt. Die häufigste (sechsmal vertreten) in diesen Gruppen vertretene Abflussklasse ist 160 - 320 l/s.

Tabelle 1-21: Anzahl der Diatomeen- Arten, die mit jeweils einer bestimmten Anzahl von Abflusskategorien assoziiert sind. Der überwiegende Teil der Arten ist mit einer oder zwei Abflusskategorien assoziiert.

Anzahl der Gruppen	Anzahl der Arten
1	38
2	13
3	4
4	0
5	0

Zusammengefasst ist aus den durchgeführten Analysen abzuleiten, dass innerhalb des vorhandenen Datensatzes kein Diatomeentaxa identifiziert werden konnte, dass ausschließlich in temporären oder extrem abflussschwachen Gewässerstrecken nachgewiesen wurde. Auch für andere Abflussklassen konnten nach erfolgter Plausibilisierung keine potenziellen Indikatorarten ausgewiesen werden.

Makrophyten

Sechs der 80 (7,5 %) aufgenommenen Makrophytentaxa wurden vom *multipatt* als signifikante Anzeiger für bestimmte Abflusskategorien bewertet. *Hydrocotyle vulgaris* (Gewöhnlicher Wassernabel) ist schwach signifikant ($p = 0,043$) mit dem 1. Fall und der Abflussklasse 5 - 10 l/s assoziiert. Sie ist im vorliegenden Datensatz die einzige Makrophytenart, die allein einer Kategorie zugeordnet ist und darüber hinaus fast ausschließlich in dieser Kategorie vorkommt ($A = 0,96$). Allerdings ist die Art in Deutschland weit verbreitet und in keinem Fall als submerse Wasserpflanze zu charakterisieren. Vielmehr zählt sie zu den semiaquatischen Helophyten, die auch trockenere Standorte besiedeln können.

Der Kategorie 20 - 40 l/s sind zwei Arten (*Berula erecta*, *Sparganium erectum*) zugeordnet. Beide kommen jeweils in allen Probe dieser Kategorie ($B = 1$), wobei *Berula erecta* zudem die Art mit der statistisch eindeutigsten Zuordnung ist ($p = 0,007$). *Berula erecta* wie auch *Sparganium erectum* zählen ebenfalls zu den Sumpfpflanzen und sind in Deutschland in unterschiedlichsten Gewässertypen weit verbreitet. Sie können somit als potenzielle Indikatorarten für eine bestimmte Abflusskategorie ausgeschlossen werden.

Phalaris arundinacea (Rohrglanzgras) kommt an Standorten verschiedener Kategorien von temporär bis 160 - 320 l/s vor, insgesamt an Standorten in sechs verschiedenen Kategorie. Entsprechend kann das Vorkommen in keinem Fall als Indikator für bestimmte Abflusssituationen gewertet werden.

Die beiden Kunstgruppen „keine submersen Makrophyten“ und „terrestrische Makrophyten“ sind jeweils mit dauerhaft und temporär trockenfallenden Standorten assoziiert, erstere außerdem mit geringen Abflussverhältnissen (0 - 5 l/s; 40 - 80 l/s). Die Differenzierung verdeutlicht die allgemein bekannte Tatsache, dass submerse Makrophyten nicht zwingend in jedem Gewässer auftreten müssen. So kann z. B. eine massive Beschattung der Gewässersohle ein Grund für das Fehlen von submersen Makrophyten sein. Dagegen ist die Präsenz von Helophyten und terrestrischen Makrophyten ein deutliches Indiz für eine temporäre Wasserführung.

Tabelle 1-22: Anzahl der Makrophytentaxa, die mit jeweils einer bestimmten Anzahl von Abflusskategorien assoziiert sind

Anzahl der Gruppen	Anzahl der Arten
1	3
2	1
3	0
4	1
5	0
6	1
7	0
8	0

Zusammengefasst lassen sich auf der Basis des vorliegenden Datensatzes auch mit dieser Methodik keine verlässlichen Indikatorarten für temporär trockenfallende Gewässer identifizieren.

Makrozoobenthos

Im vorliegenden Datensatz wurden 310 Makrozoobenthostaxa identifiziert. Davon wurden 56 als potenzielle Indikatoren für Abflusskategorien benannt und 46 ausschließlich einer Kategorie zugeordnet. Für die Abflusskategorie 5 - 10 l/s wurden die Art *Ephemera vulgata* und die Gattung *Athripsodes* als charakteristisch bestimmt. Sie wurden nur an Standorten dieser Kategorie angetroffen, jedoch jeweils nur in 30 % der Proben.

11 Taxa wurden von *multipatt* als charakteristisch für die Abflussklasse 40 - 80 l/s bestimmt. Als einzige hochsignifikant ($p = 0,001$) assoziierte Art kommt *Pisidium amnicum* an allen Standorten dieser Kategorie vor. Von dieser Art abgesehen sind die Indikatorarten dieser Kategorie in 40 bis 80 % der Proben vertreten. Außer *Pisidium amnicum* zeigt kein Taxon eine vergleichbar hohe Standortpräferenz (A-Wert) bei gleichzeitig ausgeprägter Präsenz in den Einzelproben (B-Wert). Individuen der Gattung *Sphaerium* beispielsweise sind in 80 % der Proben vertreten, ihr Vorkommen liegt jedoch nur zu rund 64 % in dieser Kategorie, während *Haemopis sanguisuga* mit einem A-Wert von 0,9455 sehr Kategorie-spezifisch ist, aber nur in 60 % der Proben vertreten ist.

Mit der Kategorie 160 - 320 l/s sind mit 33 die meisten Taxa assoziiert. Bei zwei Arten (*Ephemera danica*, *Lepidostoma hirtum*) ist diese Assoziation hochsignifikant (beide $p=0,001$). Mit gleichzeitig vergleichsweise hohen A- und B-Werten sind außerdem *Leptophlebia submarginata* und *Heptagenia sulphurea* zu nennen.

Auffallend in dieser Kategorie ist, dass 20 der vorkommenden Taxa ausschließlich an Standorten dieser Abflussklasse vorkommen (A=1). Davon sind jedoch fünf in nur 50 % und 15 in 25 % der Proben vertreten.

Zehn Taxa sind zugleich mit zwei oder mehr Abflusskategorien assoziiert. Dabei ist die Abflusskategorie 160 - 320l/s am häufigsten vertreten und kommt in sieben der acht Kombinationen vor.

Tabelle 1-23: Anzahl der MZB- Arten, die mit jeweils einer bestimmten Anzahl von Abflusskategorien assoziiert sind. Der überwiegende Teil der Arten ist mit ausschließlich einer Abflusskategorie assoziiert.

Anzahl der Gruppen	Anzahl der Arten
1	46
2	6
3	2
4	0
5	2

Zusammengefasst ist aus den hier vorgestellten Analysen für das Makrozoobenthos abzuleiten, dass in dem hier bearbeiteten Datensatz keine potenziellen Indikatoren für temporäre Gewässerstrecken herausgearbeitet werden können. Vielmehr bestätigen die Analysen im Umkehrschluss die Aussage anderer Untersuchungen im Rahmen des Projektes, wonach insbesondere das Vorkommen einer divers ausgestalteten EPT-Fauna in der Regel an permanent fließende Gewässerstrecken gebunden ist.

Zusammenfassung der Ergebnisse aus der indicispecies Analyse

Generell ist festzustellen, dass

- aufgrund der geringen Datenverfügbarkeit, bzw. der geringen Anzahl von Probestellen keine belastbaren Aussagen sowohl über potenzielle Indikatorarten, also auch über die hier angewandte Methode zu Ermittlung solcher Arten getroffen werden können,
- durch die geringe Anzahl von Probestellen mit unterschiedlichen Abflusskategorien wird der Einfluss von Parametern erhöht, die nicht Teil der Untersuchung sind. So führt der Vergleich unterschiedlicher Abflusskategorien teilweise automatisch auch zum Vergleich unterschiedlicher Probestellen oder Gewässer, ohne aber dabei weitere Parameter wie Substratstruktur oder wirksame stoffliche Belastungen zu berücksichtigen,
- für künftige aussagekräftige Auswertungen mit einem Schwerpunkt auf Indikatoren für temporäre Wasserführung ein ausreichend großer Datensatz notwendig ist,
- eine ausreichende Anzahl an Probestellen vorhanden ist, um zu vermeiden, dass bestimmte Abflusskategorien an einzelne oder wenige Probestellen gebunden sind.
- die Analysen in einem ersten Schritt auf möglichst naturnahe temporäre und permanente Fließgewässer zu beschränken mit dem Ziel, das Risiko, dass abgesehen vom Abflussregime auch weitere Standortparameter die Auswertung beeinflussen, zu reduzieren.

5 Zusammenfassung, landesweite Übertragbarkeit

Grundsätzlich war die Prüfung der Übertragbarkeit im Zeitraum Mitte 2018 bis Mitte 2019 vorgesehen. Nach Projektanpassung im Frühjahr 2018 wurden die Arbeiten bis Juli 2018 auf folgende wesentliche Punkte als Grundlage für die Bewertung zur anstehenden Risikoanalyse 2018 fokussiert:

- Methoden zur Bewertung der Grundwasserstandsentwicklung
- Methoden zur Bewertung der Entwicklung der Niedrigwasserführung zwecks Bewertung der Austauschraten (GW-OW) sowie deren Einflüsse auf die Gewässerstruktur und -biozönose
- Kopplung der vorgenannten Methoden.

Der Schwerpunkt der Auswertungen und Bewertungen lag auf

- der umfassenden Beschreibung der Ganglinientools Grundwasser und Oberflächenwasser,
- der Auswertung der Übertragung der Feldmessungen an ausgewählten Vorflutern hinsichtlich eines oder mehrerer Parameter zur Kopplung mit den gewässerökologischen Felduntersuchungen,
- sowie der Beantwortung der Fragen zur landesweiten Übertragbarkeit der Überblicksarbeiten und Feldarbeiten.

Für die Vorgehensweise der anstehenden Risikobewertung des mengenmäßigen Zustandes der Grundwasserkörper nach der EG-WRRL hinsichtlich Grundwasserstand und Funktion der Oberflächengewässer wurde ein Fließdiagramm auf der Basis von Zwischenergebnissen des 4 GWK-Projektes als Grundlage der Bewertung aufgestellt.

Mit Hilfe der Projektergebnisse sollte es möglich sein, Verfahrensschritte der vorgeschlagenen Methodik zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasser-Zustandes nach zu untersetzen.

5.1 Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Methodik zur Grundwasserganglinienbewertung

Insgesamt lassen sich aus der Methodik zur Grundwasserganglinienbewertung folgende Hinweise zur landesweiten Übertragung ableiten:

- Grundsätzlich wird durch die Möglichkeit der modellhaften Verlängerung der Messreihen durch Referenzmessstellenvergleiche den Anforderungen der WRRL (Länge der Messreihen) Rechnung getragen und somit eine Entscheidungsgrundlage im Rahmen des Grimm-Strehle-Verfahrens geschaffen. Die durch Fugro eingeschlagene Richtung der Nutzung des Wiener Mehrkanalfilters ist demnach **ein** belastbarer und gangbarer Weg.
- Die Superposition mit der klimatischen Wasserbilanz ist eine sehr wesentliche Entscheidungshilfe bezüglich der Identifizierung und Unterscheidung anthropogener und/oder klimatischer Trendursachen und bietet damit die Möglichkeit Steuerungsmaßnahmen verursacherkonkreter zu benennen und umzusetzen.
- Die nachweislich unspezifische Startsituation im Bereich der Modelldaten (Trocken- und Nassjahr) schließt statistische Fehlbeurteilungen und damit nicht signifikante Trends aus

- Das Ganglinientool hat durch seine einfache (Excel)Grundlage die Voraussetzung an Landes- und/oder Sondermessnetzdatenhaltungen anzukoppeln und diese halbautomatisiert zu bewerten.
- Die im 4 GWK-Projekt exemplarisch durchgeführten und visuell aufbereiteten Trendbetrachtungen tausender Messstellen geben ein sehr wertvolles und nützliches zusätzliches Hintergrundbild bei der Bewertung des Trendverhaltens von GWK, basierend auf den verbindlichen WRRL-Messstellen, ab.
- Insofern ist das Ganglinientool:
 - ein Referenztool zur Überführung/Austausch von geeigneten Messstellen in das WRRL-Inventar,
 - eine Bewertungs- und Entscheidungshilfe bei der Anlage neuer Messstellen für prognostizierte (kritische) Beobachtungsräume,
 - eine Grundlage zur Messstellenverdichtung in Problemzonen und/oder Schaffung von Ersatzmessstellen bei erkennbar fehlender Eignung
 - und ist damit zur Messstellenoptimierung geeignet.
- Die Erkenntnisse der Klimakorrektur, dass die Nutzung von Klimastationen versus Klimaraster ebenfalls unkritisch ist, lässt die Nutzung beider Kriterien zu. Beachtung finden sollte allerdings die Verschleifung ortskonkreter Klimadaten im nahen Umfeld der Stationen, da für die Rasterzellen-Werte ebenfalls Mittelwertkorrekturen bezogen auf den Rasterzellenmittelpunkt benutzt werden, die aufgrund der gewählten Interpolationsmethode zu teilweise doch größeren Abweichungen des Rasterzellenmittelpunktwertes und der Station unmittelbar in der Rasterzelle führten. Die Empfehlung ist daher im Umfeld einer Klimastation die vorhandenen Stationswerte für Berechnungen zu nutzen.
- Der vollständige Bewertungsdatensatz einer Messstelle aus dem Ganglinientool erlaubt auch eine auf Reihenzahl, Homogenität, Lage im Grundwasserkörper und statistische Signifikanz gestützte erste visuelle Bewertung und Beurteilung von Messstellen außerhalb des WRRL-Messnetzes, da dieses bei weitem nicht alle kleinräumigen Fragestellungen abdecken kann.
- Es sollte geprüft werden, inwieweit die Anforderungen der WRRL in Bezug auf Eingriffe, die einen wasserwirtschaftlichen Fachbeitrag erfordern, sich auch mit Hilfe des GW-Ganglinientools besser und nachhaltiger bewerten lassen.
- Der Einfluss der klimatischen Wasserbilanz ist in allen Stockwerken erkennbar. Allerdings sind die Grundwasserneubildungsbedingungen tieferer GW Stockwerke vom zugehörigen (großräumigen) Einzugsgebiet ggf. GWK-übergreifend und damit nicht direkt aus dem obersten GWL-Komplex übertragbar.
- Die Umsetzung der Messstellenbewertung landesweit sollte vordergründig für die Indiziensuche an ggf. noch nicht erkannten oder an bisher noch nicht eindeutig erkennbaren Trendentwicklungen genutzt werden. Parallel dazu sind Vermeidungsstrategien gefragt, die sowohl (Land-)Nutzungsanpassungen, Klimaresistenz oder vorsorgende Förderanpassungen zum Inhalt haben können.

Das entwickelte Verfahren ist in der Lage Grundwasserganglinien zu verlängern, zu bewerten und von klimatischen Effekten zu bereinigen.

Anhand der Residuengangleinie (Monatswerte) wird im Vergleich zu den langjährigen mittleren Verhalten der Gangleinie ein dynamisches Verhalten beschreibbar, welches mögliche anthropogene Einflüsse eindeutiger abgrenzen lässt.

Somit ist das entwickelte Verfahren geeignet die Punkte 1 und 2 im vorgeschlagenen möglichen Ablaufschema (Abbildung 1-22) entsprechend § 4 GrwV zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustandes zu prüfen.

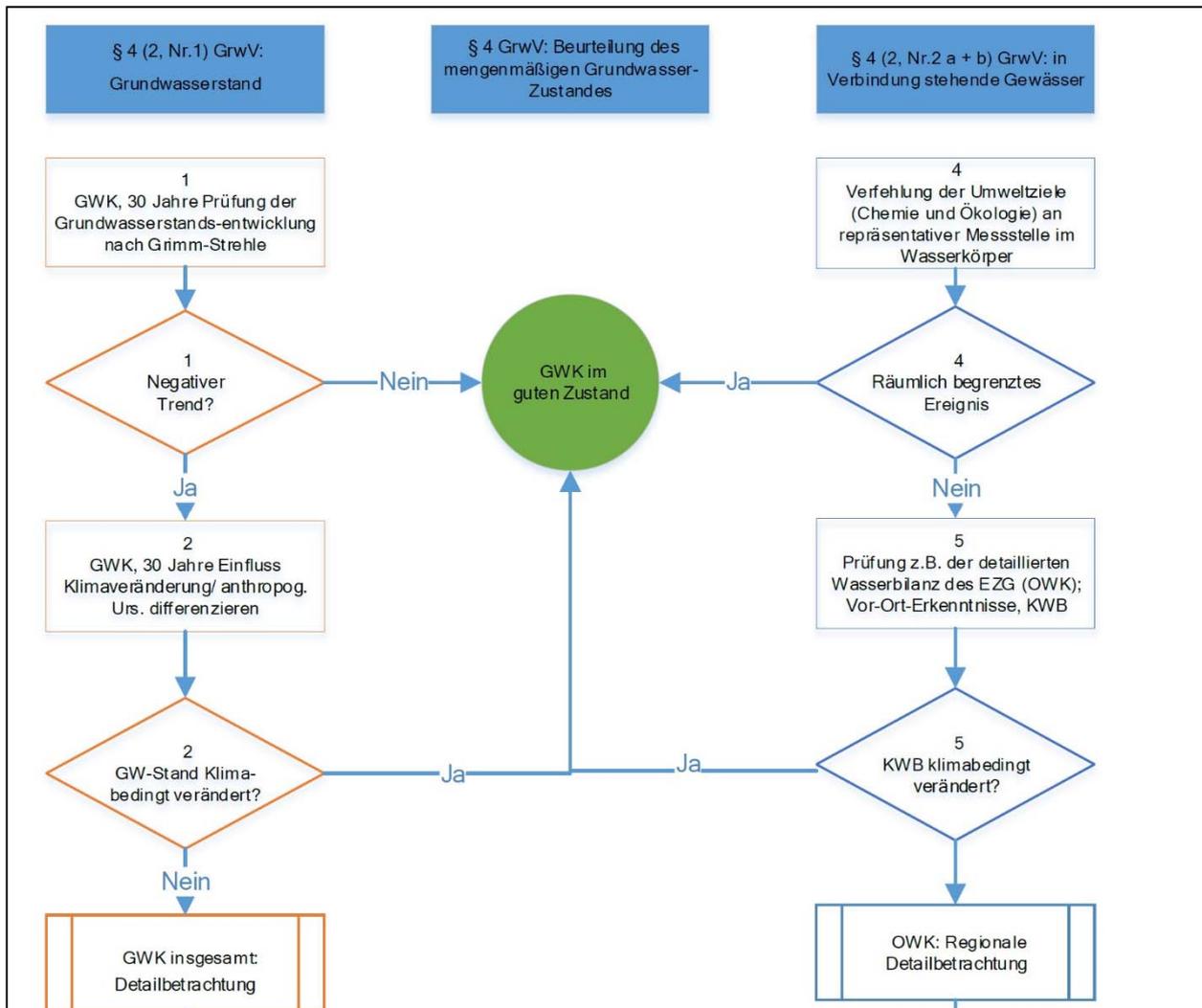


Abbildung 1-22: Auszug aus dem Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustands

Die notwendigen klimatischen Eingangsdaten, welche für die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz benötigt werden, liegen für einen ausreichend langen Zeitraum flächendeckend für Niedersachsen als Rasterdaten vor. Da sämtliche GWM spezifischen Parameter mit dem Modell berechnet werden, kann somit eine landesweite Anwendung der Methode sichergestellt werden.

5.2 Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Methodik zur Zeitreihenanalyse Oberflächenwasser

Die Ergebnisse der Zeitreihenanalyse Oberflächenwasser werden wie folgt bewertet:

- Das entwickelte Modell ist in der Lage NM7Q und Basisabfluss auf Grundlage der Wasserbilanz abzubilden und von klimatischen Effekten zu bereinigen. Es wird ermöglicht für das langjährige mittlere sowie das dynamische/kurzfristige Verhalten der Pegel Informationen abzuleiten und so eine mögliche anthropogene Beeinflussung der Pegel zu identifizieren.
- Das Regressionsmodell ermöglicht dabei eine sehr gute Anpassung an Beobachtungsdaten von NM7Q und Basisabfluss. Trotz der vereinfachten Annahme eines linearen, mittleren langjährigen anthropogenen Einflusses konnten plausible und robuste Ergebnisse erzielt werden. Zudem konnte nachgewiesen werden, dass das Regressionsmodell unabhängig von den Anfangsbedingungen arbeitet und auch Extremwerte gut abbildet.
- Generell sollten die Pegel welche zur Auswertung herangezogen werden den vollständigen Bezugszeitraum abdecken und somit eine Länge von 30 Jahren aufweisen. Pegel mit verkürzten Zeitreihen können hingegen ergänzend hinzugezogen werden. So hat sich gezeigt, dass auch für Pegel mit einer Mindestlänge von 15 Jahren robuste Ergebnisse erzielt werden können.
- Geringfügige Probleme treten im Zusammenhang mit extrem niedrigen Durchflüssen auf. Insbesondere in Kombination mit langanhaltenden Trockenperioden, in denen kein Abfluss auftritt, kann die Modellgüte abnehmen, so dass eine detaillierte Prüfung erforderlich ist.
- Erstmalig konnte die Übertragung der Grimm-Strele-Methodik auf Oberflächenwasserpegel erprobt werden. Dabei hat sich herausgestellt, dass das Grimm-Strele-Verhältnis ein robustes Werkzeug darstellt, welches sehr gut zur Bewertung der Stärke von Veränderungen herangezogen werden kann. Die Grimm-Strele-Methode weist dabei einen sehr deutlichen Bezug zur statistischen Signifikanz auf (auch unter Berücksichtigung einer Autokorrelationskorrektur), so dass in zukünftigen Untersuchungen die statistische Signifikanz vereinfachend nicht zwangsläufig berücksichtigt werden muss. Dabei gilt es jedoch zu bedenken, dass dies stark von der Klasseneinteilung der Methodik abhängig ist. In dieser Untersuchung hat sich dabei jedoch gezeigt, dass auf Grundlage der LAWA-Klasseneinteilung sehr gute Ergebnisse erzielt werden können.
- Die klimatischen Eingangsdaten, welche für die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz benötigt werden liegen für einen ausreichend langen Zeitraum flächendeckend für Niedersachsen als Rasterdaten vor. Da sämtliche pegelspezifischen Parameter mit dem Modell automatisiert berechnet und optimiert werden, kann somit eine landesweite Übertragbarkeit der Methode sichergestellt werden.
- Das entwickelte Modell ist geeignet um die Punkte 4 und 5 im vorgeschlagenen möglichen Ablaufschema (Abbildung 1-22) entsprechend § 4 GrwV zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustandes zu prüfen.

5.3 Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Ansätze aus den Untersuchungen zu den Wechselwirkungen GW-OW

Die Methoden zur

- Übersichtsbearbeitungen zur Bestimmung der Wechselwirkungen GW/OW durch GIS-Verschnitt von landesweiten Daten zur Geologie, GW-Stand, Sohlpunkten OW
- Felduntersuchungen – Ermittlung von effluenten/influenten Fließstrecken im Gewässer über Abflussentwicklung im Verlauf der Fließstrecke

sind in Auswertung der Untersuchungen in Kombination mit weiteren Faktorenanalysen als Bausteine geeignet um die Punkte 3 und 6 im vorgeschlagenen möglichen Ablaufschema (Abbildung 1-23) entsprechend § 4 GrwV zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustandes zu prüfen.

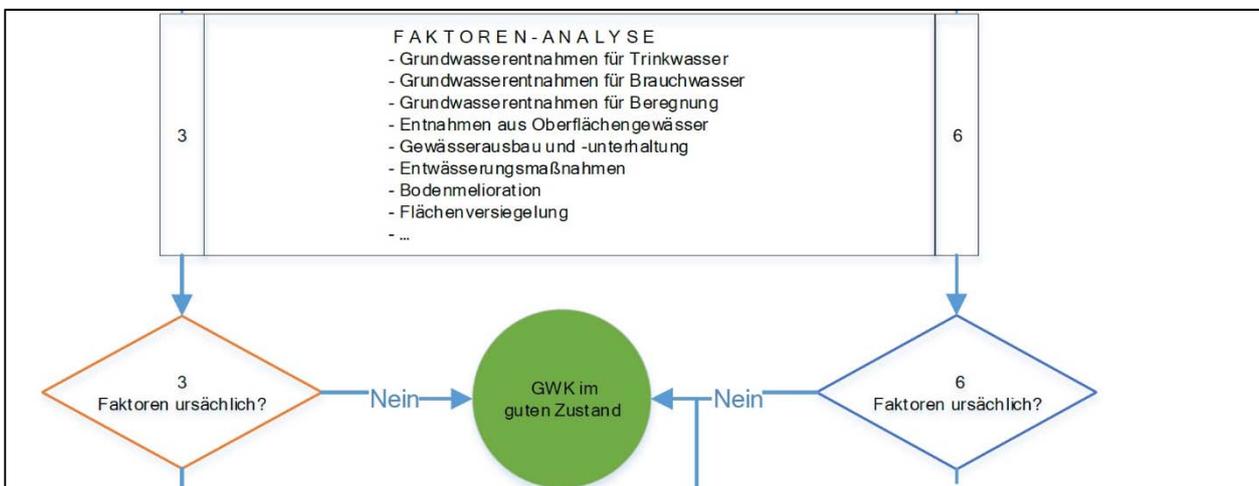


Abbildung 1-23: Auszug aus dem Vorschlag eines möglichen Ablaufschemas zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustandes

- Die GIS-technischen Verschnittmethoden sind dabei mit einfachen Mitteln landesweit übertragbar. Für den Verschnitt von Grundwasserdynamik und Sohlpunkten wurde in der hier vorgestellten Untersuchung auf die HK50 zurückgegriffen. Diese befindet sich aktuell jedoch noch in der Erstellung und liegt daher noch nicht flächendeckend für Niedersachsen vor. Auf Grund der niedrigen Auflösung der HK200 und der damit einhergehenden lokalen Ungenauigkeit, wird von der Verwendung der HK200 jedoch abgeraten.
- Um konkrete Austauschraten zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser erfassen zu können, haben sich Abflussdifferenzmessungen als sehr geeignet erwiesen. Sie lassen sich sehr gut auf die Gewässerstrecke übertragen und in ihrer Auflösung (Abstand zwischen Messungen) variieren. Um geeignete Messpunkte vorab festzulegen eignen sich die Ergebnisse aus dem GIS-Verschnitt von Grundwasserdynamik und Sohlpunkten sehr gut. Beide Verfahren sollten daher in Kombination angewendet werden. Jedoch muss bei der Durchführung von Abflussdifferenzmessungen mit einem hohen Aufwand gerechnet werden.

- Seepagemessungen sind hingegen nicht geeignet um eine Überblickbetrachtung für Gewässer zu erarbeiten. Sie sind zu stark von den lokalen Bedingungen und dem Zeitpunkt abhängig (Untergrund, aktueller Gradient zwischen GW und OW), so dass eine Übertragung einzelner Messungen auf Fließstrecken nicht möglich ist.
- Den weiteren Faktorenanalysen gemäß der Punkte 3 und 6 im vorgeschlagenen möglichen Ablaufschema (siehe Abbildung 5-2) müssen modellhafte Untersuchungen (numerische 3D GW/OW-Modelle) zugrunde gelegt werden.
- Generell ist der Einsatz von gekoppelten 3D Grund- und Oberflächenwassermodellen zur Identifikation von Detailursachen und Gegenstrategien das geeignete Mittel, insbesondere zur Erfolgskontrolle.

5.4 Schlussfolgerungen und Hinweise zur landesweiten Übertragbarkeit der Ansätze aus den gewässerbiologischen Untersuchungen und zu den Wechselwirkungen OW-Gewässerökologie

Aus der Gesamtheit der durchgeführten biologisch-ökologischen Untersuchungen wird geschlussfolgert:

- dass es auf der Basis des vorliegenden Datensatzes nicht möglich ist, unterschiedliche Abflusscharakteristika auf der Basis der aquatischen Lebensgemeinschaften reproduzierbar zu beschreiben oder zu klassifizieren,
- dass eine allgemeine Übertragbarkeit bzw. Verallgemeinerung der gewonnenen Erkenntnisse ebenfalls kaum möglich ist. Die eingeschränkte allgemeine Übertragbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse resultiert aus
 - der geringen Datensatzgröße,
 - der ungleichen Gewichtung der Abflusskategorien,
 - der massiven anthropogenen Überformung/multikausalen Belastung der Gewässer.

Hinweise zur weiteren Verfahrensweise

- Notwendigkeit weiterer Untersuchungen zur Beschreibung und Erfassung bestehender Wirkmechanismen im Vergleich von temporären und permanenten Fließgewässern
- Fokussierung der Untersuchungen auf weitgehend naturnahe Gewässer zur Identifizierung potenziell vorhandener, monokausal begründeter Wirkmechanismen
- Aufgrund der in der Regel nur äußerst schwachen, kaum reprozierbare Beziehungen zwischen der Artenzusammensetzung und dem Abflussregime sowie der Gewässerstruktur, sollte der Fokus der Untersuchungen in Bezug auf die Artenzusammensetzung von Diatomeen auf den Chemismus der Untersuchungsgewässer gelegt werden.
- Da die Präsenz terrestrischer Makrophyten und Helophyten im Bereich der Gewässersohle ein deutliches Indiz für die biozönotische Wirksamkeit temporärer Wasserführung sein kann, wird die Empfehlung zur Überarbeitung der diversen Leitfäden des NLWKN zum Monitoring und zur

Maßnahmenplanung im Kontext mit der WRRL für Makrophyten dahingehend gegeben, dass die Präsenz terrestrischer Makrophyten und Helophyten im Bachbett zukünftig im Rahmen der Kartierungen mit erfasst werden sollte.

- Ableitung der Empfehlung zur Überarbeitung der diversen Leitfäden des NLWKN zum Monitoring und zur Maßnahmenplanung im Kontext mit der WRRL für Makrozoobenthos dahingehend, dass das Monitoring in temporär wasserführenden bzw. in Gewässern mit extremer Niedrigwasserführung verstärkt im Herbst und im hydrologischen Winterhalbjahr durchgeführt werden sollten; Empfehlung von Wiederholungsuntersuchungen.
- Das im Projekt untersetzte biologisch-ökologische Gewässermonitoring war aufgrund der Gewässerauswahl nur sehr eingeschränkt geeignet den Punkt 7 im vorgeschlagenen möglichen Ablaufschema (Abbildung 1-23) entsprechend § 4 GrwV zur Beurteilung des mengenmäßigen Grundwasserzustandes zu untersetzen.
- Unter Berücksichtigung der vorstehend getroffenen Empfehlungen sollten gezielt weitere (langjährige) und verdichtete Untersuchungen auch im Hinblick auf die multikausalen Zusammenhänge zwischen OW und Gewässerökologie erfolgen.

5.5 Zusammenfassende Bewertung zur Übertragbarkeit

Die in den vorgenannten Gliederungspunkten 5.1-5.4 getroffenen Aussagen lassen sich wie folgt verdichten:

- Die Übertragbarkeit des weiterentwickelten Grundwasserganglinientools mit Inkludierung der klimatischen Wasserbilanz ist flächenhaft in Niedersachsen gegeben, die Voraussetzungen und Bedingungen sowie die Aussagegüte sind entsprechend beschrieben.
- Der neu entwickelte Bewertungsansatz für Oberflächenwasserpegel bei Basisabflüssen und/oder NMQ7 ist ebenfalls bei vorhandenen Parametersätzen uneingeschränkt übertragbar.
- Die Bewertung der Wechselwirkungen von Grund- und Oberflächenwasser sowie die Methoden zur Bestimmung von Intensität und Richtung der Wechselwirkung sind ebenfalls partiell geeignet landesweit genutzt zu werden. Den orts- und zeitdiskreten und damit vergleichsweise aufwendigen Methoden (Abflussmessungen, Kombipegel) ist immer der Vorrang hinsichtlich Aussagegüte und Signifikanz einzuräumen. GIS-Methoden werden zukünftig bei sich immer weiter verbessernden Datengrundlagen (DEM/Kartierung/Gewässerbett-Sohlpunkte) zunehmend an Bedeutung gewinnen und sollten deshalb zu Standardwerkzeugen in der landesweiten wasserwirtschaftlichen Praxis entwickelt werden.
- Die biologisch-ökologischen Untersuchungen sind an verschiedenen Vorgaben der WRRL Umsetzung gescheitert. Sowohl Datendichte, Gewässerauswahl, Monitoringzeitpunkte als auch begleitende Parametergruppen der Gewässerbeschaffenheit ließen es nicht zu, signifikant erkennbare

Trends bei verschiedenen Individuen im Umfeld einer multikausalen Ursachenlandschaft zu identifizieren. Damit konnte auch keine Zuordnung zu den im Anhang 2 nachweislich erstellten Abflussklassen getroffen werden.

- Hier bedarf es einer grundlegenden landesbezogenen Entscheidung zur weiteren Vorgehensweise bei der Heranziehung gewässerbiologischer Faktoren zur Klassifizierung von Fließgewässer (-strecken).

6 Literaturverzeichnis

- Bucher. (1999). Die Analyse von Grundwasserganglinien mit dem Wiener-Mehrkanal-Filter. *Grundwasser. Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*, 4(3), 113-118.
- DVWK. (1983). *Niedrigwasseranalyse Teil I: Statistische Untersuchung des Niedrigwasser-Abflusses*. Hamburg, Berlin, Parey.
- Fugro. (2016). *Weiterentwickeltes Umsetzungskonzept. Analyse der Grundwasserstandsentwicklung, ihrer Einflussfaktoren sowie der Auswirkungen auf den mengenmäßigen Zustand von vier Grundwasserkörpern in Niedersachsen (4 GWK Mengenprojekt)*. Braunschweig.
- Fugro Consult GmbH. (2017). *Zeitreihenanalysen im 4-GWK-Mengenprojekt Niedersachsen (Region Hannover und Weser/Ems)*. Magdeburg.
- Grossmann, & Skowronek. (2005). Quantifizierung anthropogener Veränderungen der Grundwasserstände mit dem Wiener-Mehrkanal-Filter. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*, 3, 157-166.
- Hollick, & Lyne. (1979). *Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling*. Perth: Hydrology and Water Resources Symposium.
- LAWA. (2003). *Aktualisierung und Anpassung der LAWA-Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Teil 3, Kapitel II.1.2 Grundwasser*. Bund/Ländergemeinschaft Wasser (LAWA), Dresden.
- LAWA. (2005). *Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Grundwasserkörpern*. Bund/Ländergemeinschaft Wasser, Dresden.
- LAWA. (2011). *Fachliche Umsetzung der EG-WRRL, Sachstandsbericht, Teil 5 Bundesweit einheitliche Methode zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands*,. Bund/Ländergemeinschaft Wasser (LAWA), Dresden.
- LAWA. (2011). *Fachliche Umsetzung der EG-WRRL, Teil 5, Bundeseinheitliche Methode zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands*.
- LAWA. (2012). *Handlungsempfehlungen zur Berücksichtigung grundwasserabhängiger Landökosysteme bei der Risikoanalyse und Zustandsbewertung der Grundwasserkörper*. Bund/Ländergemeinschaft Wasser (LAWA), Dresden.
- LAWA. (2014). *Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlungen. A) Handlungsanleitung*. Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Dresden.
- LBEG. (2010). *Einfluss des Klimas und der Landnutzung auf die Grundwasserneubildung im nördlichen Deistervorland (1938 - 2003)*. *Geo-Berichte* 16. Hannover.
- LBEG. (2011). *Klimafolgenmanagement in der Metropolregion Hannover – Braunschweig – Göttingen*. *Geo-Berichte* 18. Hannover.

- Nathan, & McMahon. (1990). *Evaluation of automated techniques for base flow and recession analysis*. Water Resources Research.
- NLWKN. (2008). *Leitfaden für die Bewertung des mengenmäßigen Zustands der Grundwasserkörper in Niedersachsen und Bremen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)*.
- NLWKN. (2013a). *Leitfaden für die Bewertung des mengenmäßigen Zustands der Grundwasserkörper in Niedersachsen und Bremen nach EG-WRRL*. NLWKN-Braunschweig.
- NLWKN. (2013b). *Konzept zur Berücksichtigung direkt grundwasserabhängiger Landökosysteme bei der Umsetzung der EG-WRRL (2. Bewirtschaftungszyklus)*. AG-Menge.
- NLWKN. (2013c). *Bedeutung eines verminderten Basisabflusses auf den ökologischen Zustand / Potenzial der Fließgewässer – Konzept zum Schaffen von Grundlagen und zum Beurteilen*. Lüneburg: unveröffentlicht.
- NLWKN. (2014). *Überprüfung der Risikoabschätzung für den Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein links im Rahmen des Bestandsaufnahme 2013*. Cloppenburg.
- NLWKN. (2014a). *Zustandsbewertung im Rahmen des Bewirtschaftungsplans für den Grundwasserkörper Wietze-Fuhse Lockergestein im Hinblick auf die Grundwasser-Oberflächengewässer-Interaktion*. Hildesheim.
- NLWKN. (2014b). *Zustandsbewertung im Rahmen des Bewirtschaftungsplans für den Grundwasserkörper Leine Lockergestein links im Hinblick auf die Grundwasser-Oberflächengewässer-Interaktion*. Hildesheim.
- NLWKN. (2014c). *Zusammenhang von Grundwasserständen, klimatischen Parametern und Entnahmen in den Grundwasserkörpern Große Aa und Leda-Jümme Lockergestein links (Analyse zur Bestandsaufnahme 2013 und Risikobewertung für 2021 nach WRRL)*. Cloppenburg.
- NLWKN. (2014d). *Überprüfung der Risikoabschätzung für den Grundwasserkörper Leda-Jümme Lockergestein links im Rahmen des Bestandsaufnahme 2013*. Cloppenburg.
- NLWKN. (2014d). *Zusammenhang von Grundwasserständen, klimatischen Parametern und Entnahmen in den Grundwasserkörpern Große Aa und Leda-Jümme Lockergestein links (Analyse zur Bestandsaufnahme 2013 und Risikobewertung für 2021 nach WRRL)*. Cloppenburg.
- NLWKN. (2015). *Grundwasserstandsänderungen, klimatische Ursachen und anthropogene Einflüsse - Untersuchungen in den GWK Leda-Jümme Lockergestein Links und Große Aa*.
- NLWKN. (2016). *Funktionale Leistungsbeschreibung Teil B - Analyse der Grundwasserstandsentwicklung, ihrer Einflussfaktoren sowie der Auswirkungen auf den mengenmäßigen Zustand von vier Grundwasserkörpern in Niedersachsen 4 GWK Mengenprojekt*. Hannover.
- Rojanschi. (2006). *Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes*. Stuttgart: Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart.

Wriedt. (2017). *Verfahren zur Analyse klimatischer und anthropogener Einflüsse auf die Grundwasserstandsentwicklung*. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin.

Yue, S., Pilon, P., Phinney, B., & Cavadias, G. (2002). *The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series*.