

Implementing strategic development goals in coastal aquifer management (go-CAM)

Implementierung strategischer Entwicklungsziele im Küstenzonenmanagement

ABSCHLUSSBERICHT ZUM GRoW-VERBUNDPROJEKT go -CAM

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für

Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 2WGR1427A-G gefördert.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Eine Initiative des Bundesministeriums
für Bildung und Forschung

GRoW
GLOBALE RESSOURCE WASSER

Projektpartner	Autor*innen
Technische Universität Braunschweig, Leichtweiß Institut für Wasserbau, Abt. Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz (HYWAG) Beethovenstraße 51a, D-38106 Braunschweig FKZ: 2WGR1427A	Prof. Dr. habil. Hans Matthias Schöniger Tobias Langmann Malte Eley Daniel Kobi Niklas Ebers
Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit gGmbH (GRS), Braunschweig FKZ: 02WGR1427B	Anke Schneider Dr. Hong Zhao Dr. Jens Wolf
Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (OOWV) Georgstraße 4, 26919 Brake FKZ: 02WGR1427C	Egon Harms Dr. Konstantin Scheihing Uwe Sütering Markus Penning Michael Howahr Silke Mollenhauer
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küs- ten- und Naturschutz (NLWKN), Aurich FKZ: 02WGR1427D	Dieter de Vries Tanja Eden
Leibniz-Institut für Angewandte Geophysik (LIAG) Stilleweg 2, 30655 Hannover FKZ: 02WGR1427E	Dr. Helga Wiederhold Dr. Mathias Ronczka
INSIGHT Geologische Softwaresysteme GmbH, Köln FKZ: 02WGR1427F	Dr. Hans-Georg Sobisch Sara Schade
GISCON Geoinformatik GmbH, Dortmund FKZ: 02WGR1427G	Michael Sander Haval Kejo
<p><u>Zitierhinweis:</u> Schöniger, H. M., Langmann, T. et al. (2022): Implementierung strategischer Entwicklungsziele im Küstenzonenmanagement. Abschlussbericht zum GRoW-Verbundprojekt go-CAM. Braunschweig.</p>	

Vorwort

Viele der Auswirkungen des Klimawandels werden sich zuerst durch das Vorhandensein - oder Fehlen - von Wasser und dem Zugang zu Wasserressourcen bemerkbar machen. Der Wassersektor muss stärker in die regionale und globale Klimapolitik integriert werden, um die Auswirkungen abzumildern. Ohne Kenntnisse der relevanten Prozessabläufe in den Hydrosystemen und deren Wechselwirkungen kann ein nachhaltiges Wasserressourcenmanagement nicht gelingen. Diese Tatsache betrifft insbesondere die „unsichtbare“ und „entlokalisierte“ Trinkwasserressource Grundwasser zu. Die Wasserressourcenforschung muss stärker in den Mittelpunkt gerückt werden.

Ich danke im Namen der Mitglieder des GRoW-go-CAM-Verbundprojektes dem BMBF für die Finanzierung und dem PTK sowie adelphi für die organisatorische und fachliche Begleitung.

Hans Matthias Schöniger

Verbundkoordinator des Verbundprojektes GRoW-go-CAM und TP-Leiter „Klima und Hydrologie“

Mit dem sechsten IPPC -Bericht vom 28.02.2022 warnt der Weltklimarat davor, dass auch die unbedingt notwendigen Anpassungen Grenzen haben werden. Der Klimawandel bedroht das Wohl der Menschheit und die Gesundheit des Planeten. Jegliche Verzögerung eines gemeinsamen globalen Handelns könnte dafür sorgen, dass das Zeitfenster, innerhalb dessen eine lebenswerte Zukunft bewahrt werden kann, sich schließt. Der Forschungsverbund GRoW-go-CAM, der das Ziel der Entwicklung und Anwendung eines Steuerungssystems für eine nachhaltige Wassernutzung hat und dazu ein integriertes Küstenzonenmanagementsystem entwickelt hat, kommt damit zur rechten Zeit. Das Planungstool CAM kann bei unterschiedlichen Nutzergruppen die Akzeptanz von Anpassungsmaßnahmen wesentlich erhöhen. Der Wasserverbandstag, der entlang des Wasserkreislaufs die Interessen der genossenschaftlich organisierten Verbände bündelt, wie Deich- und Küstenschutzverbände, Trink- und Abwasserverbände, Gewässer-unterhaltung und Beregnungsverbände, begrüßt und unterstützt die Ziele und Instrumente des Forschungsverbundes vor dem Hintergrund Schutz vor zu viel Wasser und bessere Verteilung bei Dürren. Der projizierte Wasserbedarf und der Instrumentenkasten von go-CAM leistet einen wesentlichen Beitrag zur Auswahl der richtigen Maßnahmen ganz im Sinne der IPPC, dass nur richtige Anpassungen die Strategie an den Klimawandel unterstützt.

Die Politik muss daraus entsprechende Maßnahmenbündel beschließen und die Finanzierung sicherstellen. Mögliche Zielkonflikte unterschiedlicher Nutzergruppen sind zu vermeiden oder zu minimieren. Auch dabei bietet der Instrumentenkasten von go-CAM hervorragende Grundlagen.

Godehard Hennies

Geschäftsführer, Wasserverbandstag e.V. Bremen | Niedersachsen | Sachsen-Anhalt

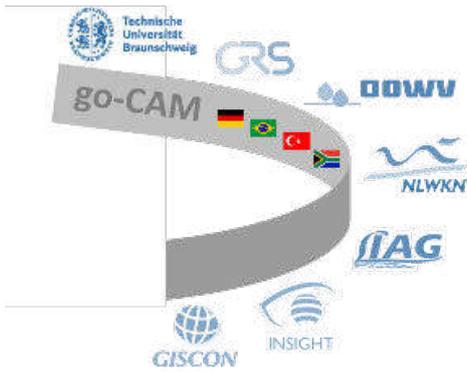
Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM) is the metropolitan municipality situated in East London a town in the Eastern Cape Province of South Africa. BCMM is a Water Services Authority (WSA) with the primary responsibility being ensuring access, planning, regulating and provision of water services in its jurisdiction. BCMM is getting its water supply from Amatola Water Supply System which consist of six major dams. This system supplies about 60% of BCMM water demand. The municipality is mainly dependent to surface water with small isolated groundwater schemes.

The go-CAM partnership provided us with the various experiences such as understanding cultures and water engineering aspects of the two water entities. BCMM has engaged on the culture of decommissioning old schemes when new one is introduced but the visit to German and interactions with the counterparts instilled the vision shift especially now that we faced by the unpredicted climate. The integration of water resources now adopted by the BCMM WSA is the idea come out of go-Cam project. The effort have been made to reflect and put forward the available water resources that may be explored further in the process of scheme integration. I sincerely hope that this go-Cam project opens more opportunities for these two entities (BCMM & OOWV) to share water engineering experiences through future projects.

Siyamcela Mamane, Senior Manager: Water Services Authority
Buffalo City Metropolitan (South Africa)

Erweiterte Zusammenfassung zum Schlussbericht

go-CAM



I. Einleitung

I.1. Projektziele

Ziel des Verbundvorhabens war die Entwicklung, Implementierung und Anwendung einer multikriteriellen Steuerungsoptimierung für eine nachhaltige Wassernutzung in physiogeografisch unterschiedlichen Küstenregionen. Die in Deutschland entwickelte Steuerungsoptimierung und darauf basierende Software-Pakete werden mit diesem Vorhaben auf einer internationalen Ebene des Wassersektors transferiert.

Das Vorhaben lässt sich in drei Schwerpunkte gliedern:

- (1) Aufbau, Kalibrierung und Anwendung von hydrologischen, hydrogeologischen und geologischen Modellen im Küstenraum. Abschätzung des aktuellen Wasserdargebots und -bedarfs und der Entwicklung unter Berücksichtigung verschiedener Nutzungsansprüche basierend auf klimatischen und sozioökonomisch/demografischen Szenarien.
- (2) Ableitung von regionalen Handlungsoptionen mit Hilfe einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse (MCDA, Multi Criteria Decision Analysis). Die MCDA ermöglicht die Entwicklung und Steuerung nachhaltiger Anpassungsstrategien in Küstenzonen (CAM - Coastal Aquifer Management) und eine Umsetzung in einem anwenderorientierten Software-Paket für eine nachhaltige Nutzung.
- (3) Transfer der Dialogplattform CAM und den zugrundeliegenden Methoden in internationale Partnerregionen (Türkei, Brasilien und Südafrika) unter Beteiligung assoziierter Projektpartner auf lokaler, regionaler und nationaler Ebene. Dieser dritte Punkt soll durch Fachdiskussionen, Beratung und Motivation zu einer Kompetenzsteigerung im regionalen Süßwassermanagement führen.

I.2. Projektstruktur

Die Projektstruktur wurde zu Beginn an die sich ergebenden Konstellationen im ersten Projektjahr angepasst. Die Kontakte aus dem früheren BMBF-Projekt BRAMAR und die vermittelten Partner von Universitäten sowie der ANA und AESA in Brasilien haben sich als nicht belastbar herausgestellt. Die Arbeitsregionen wurden auf Norddeutschland, Türkei und Südafrika konzentriert, wobei das TV Hydrologie und Klima dort auch entsprechende Studien durchgeführt hat. Die Querschnittsthemen (QT) Koordination (QT1), Entwicklung und Umsetzung des CAM und die Human Capacity Development (HCD) (QT3) wurde in allen Fallstudienregionen durchgeführt. Das QT3 (HCD) wurde massiv bedingt durch den Situationen der COVID-Pandemie reduziert. Studierende aus der Türkei (zwei) und Südafrika (eine Person) wurden für mehrere Monate im Leichtweiß-Institut im Bereich Hydrologie, Modellierung (PANTA RHEI, FEFLOW) und IKWM individuell geschult. Die Bearbeitungsschwerpunkte der einzelnen Teilprojekte des go-CAM-Verbundprojekts sind in der Tabelle 1 aufgelistet.

Die Projektstruktur sollte auf dem Gebiet des politischen Dialogs auf lokaler, nationaler und globaler Ebene durch den ehemaligen Präsidenten des GW-MATE-Teams und den Grundwasserexperten der Weltbank unterstützt werden. Die bestehenden Netzwerke in den Untersuchungsländern sollten genutzt und für den Wissenstransfer, die Ausbildung und Transfer von Steuerungsinstrumenten ausgebaut werden. Die im Vorhaben entwickelten und erprobten methodischen Ansätze sollen in Anlehnung an die Advisory Team-Publikationen und Reports (GW-MATE8) veröffentlicht und somit der internationalen Fachwelt zugänglich gemacht werden. Aus Gründen von Kapazitätsengpässen und im letzten Drittel der Projektlaufzeit eintretende pandemiebedingte Kontakt- und Reiseeinschränkungen konnten diese Arbeiten nicht realisiert werden. Die im Antrag für die

Fallregion Eastern Cape formulierten Herausforderungen und damit verbundenen Zielvorgaben zur Nitratproblematik wurde in Abstimmung mit den Regionalpartnern auf die Bewirtschaftung der Stauseen im Küstenhinterland ausgerichtet (vgl. u.a. Kap. 3.4 und 4.3, Scheihing et al. 2020, Nolte et al. 2021).

Tabelle 1: Aufgabenschwerpunkte der einzelnen Teilprojekte im Projekt go-CAM

go-CAM-Teilprojekte	Arbeitsschwerpunkte
TP 1: Leichtweiß-Institut für Wasserbau	Verbundkoordination, Hydrologie und Klima in den Fallstudienregionen Sandelermöns, Großenkneten, Antalya, Eastern Cape, Konzeption CAM- und CAMup-Tool, Generierung von Wasserindikatoren und MCDA-Konzipierung, Grundwassermonitoring
TP 2: Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit gGmbH	Dichteabhängige Grundwassermodellierung in den Fallstudienregionen Sandelermöns und Antalya, Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodellierung im Grundwassereinzugsgebiet Großenkneten
TP 3: Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband	Hydrogeologische Modellierung, Wasserbedarfsstudien (sozioökonomische Zukunftsszenarien) und Governanceanalyse in den Fallregionen Sandelermöns, Großenkneten, Antalya, Eastern Cape, Studien zur Grundwasserbewirtschaftung in den Fallregionen Sandelermöns und Großenkneten, Grundwassermodellierungen (Nitrattransport)
TP 4: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz	Datenerhebung und Bereitstellung, Datenanalysen und Interpretationen in den Fallregionen Sandelermöns und Großenkneten, Bereitstellung von Geodatenätze, Generierung von Wasserindikatoren
TP 5: Leibniz-Institut für Angewandte Geophysik	Aeroelektromagnetik (HubschrauberElektroMagnetik) in der Fallregion Sandelermöns, Erweiterung des Anwendungsspektrums SAMOS
TP 6: INSIGHT Geologische Software-systeme GmbH	Geologische Struktur- und Parametermodellierung in den Fallregionen Sandelermöns, Großenkneten, Antalya, (Nordost Brasilien), Software-Entwicklungen zur 3D-Untergrundparametrisierung
TP 7: GISCON Geoinformatik GmbH	Entwicklung und Programmierung der Software CAM (CAM-Dialogplattform), Generierung von Wasser-indikatoren, MCDA-Konzeption

II. Kerneergebnisse des Projektes go-CAM

Grundwasser ist weltweit mit Abstand die größte Quelle für hochwertiges Süßwasser, das zudem durch die Klimafolgen kontinuierlich bedroht ist. Diese Tatsache trifft auch für die Grundwasserabflüsse in die Oberflächengewässer zu. Das Verbundprojekt go-CAM befasst sich mit einer Bewertung der zukünftigen Entwicklung und ggf. Verschlechterung des Küstengrundwassers durch die Klimafolgen. Die menschlichen Aktivitäten in der Grundwasserbewirtschaftung, Binnenlandentwässerung und Hochwassermanagement beeinflussen zusätzlich die Qualität und Quantität der Küstengrundwasserkörper. Die Herausforderungen im Küstenraum sind vielschichtig. Steigender Nutzungs- und Besiedlungsdruck (ca. 45 % der Weltbevölkerung in 100 km breitem Küstenstreifen, mehr als 65 % der Großstädte), steigende Sorge um den Erhalt der Ökosysteme und des Küstenschutzes durch an Intensität zunehmenden Klimafolgen (nur rd. 6 % der Gesamtfläche der Erde, fast 40 % des Gesamtwertes aller Ökosysteme der Erde). Diese hier skizzierte Situation ruft nach weiteren Nachhaltigkeitsanforderungen auch in der Küstenwasserbewirtschaftung.

In Deutschland ist Grundwasser mit einem Anteil von 74 % die mit Abstand wichtigste Trinkwasserressource. Grundwasser macht 97 % des flüssigen Süßwassers der Erde aus und ist über den Wasserkreislauf mit Flüssen, Seen, Feuchtgebieten und den Randmeeren im Austausch. Allerdings ist diese Wasserressource ein unter der Landoberfläche verborgenes Süßwasserreservoir („hidden reservoir“). Um diese "Verborgenheit" zu überwinden und die Einwirkungen der Klimafolgen zu beschreiben, müssen weitere neue Werkzeuge entwickelt werden (Post et al. 2018). Es scheint, dass das Süßwasserreservoir Grundwasser weltweit im Überfluss vorhanden ist, aber man kann es nur bis zu einem gewissen Grad erschließen, ohne die Ökosystemdienstleistungen zu beeinträchtigen. Außerdem sind die Wasserressourcen weltweit sehr unterschiedlich verteilt, und dort, wo sie stark genutzt werden, sind sie häufig weniger erneuerbar. Daher ist es von entscheidender Bedeutung, dass diese endliche Ressource nachhaltig bewirtschaftet wird. Die Ziele für nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDGs) sind in der Entwicklungsagenda 2030 berücksichtigt, in der Regel bleibt die bedeutende Rolle des Grundwassers für den Wasserkreislauf und für ein nachhaltiges Wassermanagement weiterhin unspezifisch (u.a. Guppy et al. 2018).

Im go-CAM-Verbundprojekte stehen die Küstengrundwasserleiter im Fokus, da die Süßwasserressourcen neben den unterschiedlichen Wasserbedarfen der verschiedenen Nutzergruppen (urbane und industrielle Wasserversorgung, Ackerbewässerung, grundwasserabhängige Naturräume) durch die Einwirkungen der regionalen Klimafolgen und durch den globalen Meeresspiegelanstieg (Schnee- und Eisschmelze in Grönland und Arktis, Nicholls et al. 2021, Calafat & Marcos 2020, Hinkel et al. 2021) bedeutenden Stressfaktoren ausgesetzt sind. Neuste Forschungsergebnisse aus Grönland und der Arktis deuten auf einen stärkeren Trendverlauf im Meeresspiegelanstieg und eine Zunahme an Intensität und Häufigkeit von Starkregenereignissen mit gleichzeitigen Sturmfluten im norddeutschen Küstenraum. Die gleichzeitigen Veränderungen zahlreicher zentraler wasserwirtschaftlicher Rahmenbedingungen stellen eine Herausforderung für die öffentliche Trinkwasserversorgung dar. Die Auswirkungen des Klimawandels zeigen sich sowohl in der Veränderung nutzbarer Grundwasservorkommen, aber auch auf der Bedarfsseite, hier vor allem in der deutlichen Zunahme der Verbrauchspitzen (stündliche und tägliche Spitzenfaktoren).

Durchgeführte Klimaprojektionen an ausgewählten Küstenräumen liefern im go-CAM-Verbundprojekt den Input für einen traditionellen Ansatz mit computergestützter hydrologischer Modellierung auf Einzugsgebietsebene. Ziel ist es, gesellschaftlich relevante hydrologische Vorhersagen auf der Basis von hydrologischen Modellen und hydrologischem Prozessverständnis zu machen. Konkret bedeutet das für die gewonnenen Erkenntnisse und Kernaussagen, dass die Modellphysik über das Wasserhaushaltsmodells PANTA RHEI

und der Grundwasserprogramme d³f++ und MODFLOW dem Vorhersagesystem liefert. Das Vorhersagesystem für Küstenräume (Coastal Aquifer Management) wiederum basiert auf einer Dialogplattform zur Visualisierung und Bewertung von Wasserindikatoren inkl. ihres Trendverhaltens.

Das GRoW-go-CAM-Verbundprojekt greift die IAH-AIH-Kernaussagen (Vrba & Lipponen 2007, Henriksen et al. 2008, Foster et al. 2017, Schöniger et al. 2019b, WWD 2022) auf, das entsprechend den SDGs 6-Ausführungen essentielle Wasserindikatoren für ein integriertes Küstenzonenmanagement gefordert sind. Mit Bezug auf SDG 6 - „Verfügbarkeit und nachhaltige Bewirtschaftung von Wasser und Sanitärversorgung für alle gewährleisten“- bedeutet das für die Wasserversorgungssicherheit, dass insbesondere die Prozesse der Verlagerung der Versalzungsfront, die Entwicklung der Grundwasserspiegellage sowie der Grundwasserqualität mit Hilfe von Klimaprojektionsensembles analysiert werden müssen. Der in go-CAM gewählte Ansatz verknüpft das Indikatorkonzept und die systemrelevanten Prozesse im Küstenraum mit der hydrologischen Modellierung. Die nachfolgenden Anmerkungen einer transformativen Fresh-Water-Governance (FWG basieren auf hydrologischen Indikatoren) enthalten Prinzipien, Instrumente und Maßnahmen, die essenziell auf die Gestaltung eines Transformationsprozesses zur Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung von Küstengrundwasserleitern ausgerichtet sind. Unter FWG-Governance werden Handlungen staatlicher und nicht staatlicher Akteure und Institutionen mit dem Ziel verstanden, die gemeinsamen Anliegen einer Küstenregion zu organisieren (Dialogplattform CAM). Es handelt sich dabei um einen andauernden Prozess, durch den widersprüchliche Interessen in Einklang gebracht und kooperatives Handeln gefördert werden soll. Mit der CAM-Dialogplattform und ihrer transparenten Generierung von Wasserindikatoren sollen lokale Stakeholder in die Analyse- und Schlussfolgerungsprozesse frühzeitig eingebunden werden.

In der IAH-Series 2017 (Foster et al. 2017) werden die Fachleute des Wassersektors auf die Bedeutung der Grundwasserkörper für UN-Zielvorgaben 6 durch Stärkung und Generierung von Grundwasserindikatoren aufmerksam gemacht (vgl. Key Messages for essential indicators for Groundwater). Das Aufgabenfeld der Klimafolgenmodellierung, welche die Wasserhaushaltsmodellierung und die Grundwasserströmungs- und transportmodellierung für einzelne Klimaprojektionen beinhaltet, werden nach Auffassung der Autoren nicht angesprochen (Foster et al. 2017). Cuthbert et al. (2019) analysiert die Klimafolgen auf die Grundwasserverfügbarkeiten global mit Grundwasserstandsanalysen (Water Tabel Ratio (WTR), Water Tabel Depth (WTD)) und Grundwasserreaktionszeiten (Groundwater Response Times (GRT)) und gelangt zu regionalen Hydrosystemreaktionen (Climate-Groundwater-Interaction), welche auf interessante, skalenabhängige Phänomene schließen lässt.

Welche Erkenntnisse zur Küstengrundwasserhydrologie mit stationären Chloridmessungen in Grundwasserbeobachtungsbrunnen und aerelektromagnetischen Daten erzielt werden können, zeigen die umfangreichen numerischen dichtegetriebenen Grundwasserströmungs- und Salzwassertransportmodellierungen mit dem SEAWAT-Programm an der nordamerikanischen Atlantikküsten des USGS 2003 (Barlow 2003), welche eine Fortsetzung im USGS-CLAS-Projekt erfahren haben (Coastal Lowlands Aquifer System - Regional Groundwater Availability Study). Auch Michael et al. 2017 verweisen auf die Komplexität der Küstenhydrosysteme und die damit verbundenen Herausforderungen, über geeignete Modelle die hydrogeologisch-hydrologisch und geochemischen Strukturen in ihrer Heterogenität sowie insbesondere die dynamischen Seerandbedingungen zu integrieren. Hierfür sind Zeitreihen der wichtigsten Parameter dringend erforderlich, woraus sich eine Handlungsempfehlung Richtung hydrologisch-wasserwirtschaftlicher Messstelleninstrumentierung ableiten lässt. In diesem Zusammenhang ist das digitale Salzwasser-Überwachungssystem SAMOS mit Echtzeitauswertung ein wichtiger Schritt, welcher durch weitere Messstandorte (z. B. in eines Transektes zum Küstenverlauf) im unmittelbaren Kontakt zur Versalzungsfront empfohlen werden kann.

Ingenieurhydrologisch-wasserwirtschaftliche Modellstudien zur 3D-dichtegetriebenen Grundwassertransportmodellierung auf regionaler Skala im Küstenraum verknüpft mit einem deterministischen Wasserhaushaltsmodell sind derzeit noch eine Seltenheit, in der Klimaimpaktmodellierung aktuell kaum vorhanden.

Um die große Transformation in den Küstenregionen erfolgreich gestalten zu können, muss transformative FWG-Governance Antworten auf die zentralen Herausforderungen finden, die sich durch die Bewirtschaftung der Frischwasserressourcen ergeben. Zunächst betrifft dies die Beschreibung des „Ist-Zustands“, dann das Ausmaß der Veränderungen (Klimafolgen, demographischer Wandel). Die Urbanisierungsdynamik insbesondere in den Küstenregionen ohne ausreichende Wasserressourcen verstärkt den Wasserstress in unterschiedlicher Ausprägung in den Fallregionen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt neben der Wasserversorgungssicherheit, welcher im Verbundprojekt im Fokus stand, ist die Resilienz (Falkenmarkt et al. 2019) der entsprechenden Ökosysteme (Ökosystemdienstleistungen) gegenüber künftigen Extremereignissen wie Hitzewellen und Dürreperioden sowie Meerwasserintrusionen und Binnenhochwässer in küstennahen Regionen; sämtlich mögliche Klimafolgen, z.T. verstärkt durch nicht konsequentes Umsetzen von Prozessverständnissen und einem noch unterentwickelten Sensornetzwerke zur digitalen Erfassung von meteorologisch, hydrologisch und wasserwirtschaftlichen sowie steuerungsrelevante Variablen der Regelbauwerke.

II.1. Fallstudienregion Sandelermöns

Hydrologie und Klimafolgen

Die nachfolgenden Kernaussagen zur „Hydrologie und Klimafolgen“ resultieren aus umfangreichen Auswertungen der in go-CAM verwendeten RCP-Klimamodellensembles (s. 2.1) und der mit dem hydrologischen Modell PANTA RHEI als Wirkmodell ermittelten Einwirkung des Klimaänderungen auf den Landschaftswasserhaushalt.

Die künftigen klimatischen Verhältnisse der Fallstudienregion Sandelermöns sind durch eine deutliche und signifikante Zunahme der mittleren Temperaturen um bis zu 2 °C (RCP 4.5) bzw. 4 °C (RCP 8.5) bis zum Ende des 21. Jahrhunderts geprägt. Außerdem wird eine deutliche Zunahme der Niederschlagshöhen v.a. in der fernen Zukunft und für das Winterhalbjahr prognostiziert. Stärkere Niederschlagsereignisse werden künftig in allen Jahreszeiten häufiger auftreten und mit einer höheren Intensität und größeren Niederschlagssummen einhergehen. Alle Änderungssignale der Klimakenngrößen sind mit zunehmender Länge des Prognosefensters mit einer zunehmend großen Bandbreite versehen. Diese ist Ausdruck der unterschiedlichen Ausprägung der Klimaprojektionen der einzelnen Modellketten der jeweiligen Ensembles. Aussagen über die künftigen klimatischen Verhältnisse insbesondere für die ferne Zukunft (2071-2100) sind dadurch mit erhöhter Unsicherheit behaftet.

Im Zuge der steigenden Lufttemperaturen und der zunehmenden Niederschlagsdargebotes wird künftig die Evapotranspiration zunehmen. Die Zunahme der Evapotranspiration wird insbesondere in Dürresommern das Thema der Bewässerungswürdigkeit mehr in den Vordergrund rücken. Da die Niederschläge stärker zunehmen werden als die Evapotranspiration, resultiert eine deutliche Zunahme der Abflüsse und der Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Sandelermöns. Infolge der Unsicherheiten der Klimaprojektionen als Eingangsdaten der hydrologischen Impaktmodellierung sind auch die Aussagen zur künftigen Entwicklung des Wasserhaushaltes unter Berücksichtigung der Bandbreite der Änderungssignale zu interpretieren. Die Zunahme der Grundwasserneubildung bedeutet eine Erhöhung des natürlichen Wasserdargebotes und ist für die Grundwassergewinnung zum Zweck der regionalen und überregionalen Wasserversorgung positiv zu

beurteilen. Die Voraussetzungen für einen Ausbau der Fernwasserlieferung des OOWV stehen günstig, müssen aber im Hinblick auf die Dynamik der Versalzungsfront weiterhin beobachtet werden.

Zunehmende Abflüsse bedeuten zugleich einen steigenden Binnenentwässerungsbedarf bei sich infolge des Meeresspiegelanstiegs immer weiter verkürzenden Sielzeitfenstern und lassen eine Anpassung bestehender Managementstrategien erforderlich werden. Der steigende Meeresspiegel, kürzere Sielzeitfenster, eine Zunahme an Intensität und Eintrittswahrscheinlichkeiten von starken, langanhaltenden Regenereignissen sind die dominanten Stressfaktoren.

Monitoring

Durch die erfolgreiche Instrumentierung des Küstenregelbauwerks Maadesiels zur messtechnischen Erfassung der Bauwerksdurchflüsse liegen nun erstmals detaillierte Informationen über Durchflussmengen und Entwässerung eines Küsteneinzugsgebietes an der Ost-Friesischen Küste vor. Diese erlauben ein besseres Verständnis des regionalen Wasserhaushalts und des Abflussregimes eines kleinen Flusseinzugsgebietes im Küstenraum und bilden die Grundlage für vertiefende Analysen sowie modellbasierte Prognosen.

Die Anwendung und letztlich auch die Kalibrierung der Hydrosystemmodelle (PANTA RHEI, d^{3f}++, MODFLOW, FEFLOW) im BMBF-GroW-Verbundprojekt go-CAM hat deutlich werden lassen, dass zum Teil ein größeres Defizit wasserbewirtschaftungsrelevanter Daten (Wasserstände, Abflüsse) für den norddeutschen Küstenraum und insbesondere für die ausgedehnten Marschgebiete besteht. Zeitreihen der Abflüsse der in die Nordsee entwässernden Fließgewässer sind die Grundlage für die sichere Quantifizierung des regionalen Wasserhaushaltes und den Aufbau/Betrieb von Wasserhaushaltsmodellen zur Abschätzung der Einwirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt. Wasserhaushaltsmodelle sind zugleich Prognosewerkzeug für die künftige Entwicklung des Entwässerungsbedarfs im Kontext des Klimawandels und eines steigenden Meeresspiegels. Eine Ausweitung des Durchflussmonitorings auf weitere Auslassbauwerke entlang der Nordseeküste ist als Beitrag zur Schaffung einer besseren Datenbasis der Küstenhydrologie und zur Anpassung an Klimafolgen dringend erforderlich.

Das aktuell vorhandene hydrologische Messnetz, insbesondere der systemrelevanten Entwässerungsstränge zu den Binnen- und Unterschöpfwerken sowie die hydrologische Instrumentierung der Siel- und Schöpfwerke in der Deichlinie sollte mit innovativer Sensorik und mit einem digitalen Datennetz zur sektorübergreifenden Kommunikation deutlich und stetig ausgebaut werden. Das MU-LWI-Pilotprojekt SiSchöMo (Siel- und Schöpfwerkmonitoring), eine CAM-Initiative liefert einen Beitrag, um hier systemrelevante Datenlücken zu schließen, ebenso das im Verbundprojekt weiterentwickelte und im nördlichen Bereich des Grundwassereinzugsgebietes der Fassungsanlage Sandelermöns installierte Salzwasser-Überwachungssystem SAMOS.

Geologische Struktur- und Parametermodellierung

Für das Projektgebiet Sandelermöns wurden, als vorbereitender Schritt zur Strömungskalibrierung, über 100.000 Schichtbeschreibungen aus rund 11.000 Bohrungen in numerische Werte übersetzt und in Kombination mit einem geologischen 3D Strukturmodell des OOWV und der Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH für eine räumliche Schätzung von wahrscheinlichen hydraulischen Durchlässigkeiten verwendet. Um der Heterogenität des Datensatzes gerecht zu werden, wurde hierzu das *Hydraulic Conductivity Estimator* (HCE) Modul entwickelt, welches anhand einer Kombination aus *Bootstrap Sampling* und *Monte-Carlo* unter Einsatz von manuellen Modifikatoren (gemäß der zu erwartenden Abweichungen), Durchgänge von d10, d20 und d60 einer hypothetischen Kornsummenkurve generiert und hernach mittels eines *Best-Practice*-Weges nach dem Vorbild des Programmes UK32 (Szymczak et al. 2012) k_f Werte

ableitet. Als Ergebnis lassen sich beliebig gruppierte Bodenarten aus Schichtbeschreibungen (z.B. schichtinterne Bodengruppe) verwenden, um aus ihnen synthetische Verteilungen von k_f -Werten zu erzeugen. Die Verwendung von Modifikatoren für das *Sampling* durch den Modellierer kann auf Erfahrungen im Gebiet beruhen, oder aber bei Abgleich mit einer bereits fertig gestellten Kalibrierung, Erkenntnisse über die Art der Unsicherheit (z.B. systematische Unterschätzung von feinen Bodengruppen) liefern. Das Modul ist ein Prototyp-Baustein auf dem Weg zu probabilistischen Struktur- und Parametermodellierungen (siehe hierzu Abschnitt „Fallstudienregionsübergreifende Kernaussage“). Um die erzeugten synthetischen k_f -Wertverteilungen in den Raum zu bringen, wurde experimentell ein sequentielles *Ordinary Kriging* über die Perzentile dieser Verteilungen durchgeführt. Die Ergebnisse sind jedoch nicht erwartungstreu und sollten folglich nur als Richtwert-Grundlage dienen. Zudem lässt sich feststellen, dass die Heterogenität des Untergrundes oberflächennah durch sehr viele flache Bohrungen gut abzubilden ist, jedoch die Qualität der Geostatistik in größerer Tiefe aufgrund der geringeren Datendichte deutlich nachlässt, so dass für tiefere Schichten idealerweise in Zukunft andere Methoden erarbeitet werden sollten.

Dichtebeeinflusste Grundwassermodellierung

Die Salzverteilung und damit die Lage der Trinkwassergrenze in der Modellregion Sandelermöns bleibt über alle simulierten Szenarien hinweg stabil. Es kann festgehalten werden, dass die WGA Sandelermöns deutlich außerhalb der möglichen Verschiebungen der Süß-/Salzwasser-Grenze bis zum Jahr 2100 liegt. Das gilt selbst bei einer angenommenen Erhöhung der Entnahmemenge auf 20 Mio. m³/Jahr. Eine erkennbare Beeinflussung der Lage der Süß-/Salzwassergrenze durch die Wassergewinnung in WGA Sandelermöns liegt im Prognosezeitraum nicht vor. Für den Bereich der bereits heute sehr nahe an der Trinkwassergrenze liegenden WGA Feldhausen legen die Simulationsergebnisse ein engmaschiges Monitoring der Chlorid-Werte nahe. Eine Zunahme des Einstroms von Meerwasser wird hauptsächlich durch den Meeresspiegelanstieg verursacht. Ein Einfluss dieses Einstroms auf die Lage der Süß-/Salzwassergrenze lässt sich im Prognosezeitraum jedoch nicht feststellen. Die Auswirkungen auf die Salzkonzentration im Modellgebiet bleiben auf den Bereich in unmittelbarer Nähe der Küstenlinie beschränkt.

Saisonale Schwankungen und klimaszenarienbedingte Änderungen in der Grundwasserneubildung sowie Änderungen der Wasserförderung werden jeweils weitgehend durch eine veränderte Exfiltration (Grundwasserabfluss) durch die Vorfluter (inkl. Entwässerungssystem) kompensiert und führen nicht zu wesentlichen Veränderungen des Gesamt-Wasservolumens im Gebiet. Um die Belastbarkeit der durch die Modelle implizierten Aussagen zu erhöhen, ist eine Verbesserung der Datenlage bzgl. der Vorfluter und Entwässerungsabschnitte (Wasserstände, Durchflüsse, Fließgeschwindigkeiten), insbesondere ein vollständiges Monitoring der aktiven Entwässerung durch die Siel- und Schöpfwerkstätigkeiten notwendig.

Aeroelektromagnetik (AEM, HubschrauberElektroMagnetik) und Salzwasser-Überwachungssystem

Aeroelektromagnetische Daten liefern einen Ansatz zur Ableitung der 3D Verteilung der Stoffkonzentration im Grundwasser im Bereich der Grundwasserversalzung. Die räumlichen Werte relativer Salzkonzentration werden als Anfangsbedingung für die dichtebeeinflusste Grundwassermodellierung benötigt (Partner GRS).

Ergänzend zur numerischen Simulation der Entwicklung der Süß-/Salzwasser-Verteilung ist eine räumlich zeitliche Beobachtung vor Ort sinnvoll. Hierfür hat LIAG das Salzwasser-Monitoring System SAMOS zur routinemäßigen Anwendung weiterentwickelt.

Die Installation von SAMOS sollte an problembezogenen und repräsentativen Standorten erfolgen unter Einbeziehung des lokalen Wissens des Wasserversorgers und geophysikalischer Vorerkundung. In enger Zusammenarbeit mit dem OOWV wurden zwei Systeme im Projektgebiet verbaut.

In diesem Teilvorhaben wurde eine Grundlage für ein Frühwarnsystem vor Brunnenversalzung geschaffen (SAMOS), dessen Stärke sich in Zukunft beweisen muss. Die in diesem Teilvorhaben erarbeiteten Ansätze können auf andere Regionen übertragen werden.

Grundwasserbewirtschaftung

Das Projekt go-CAM ermöglichte die Schaffung eines umfassenden Systemverständnisses, das die für das Gebiet maßgeblichen Faktoren wie die Trinkwassergewinnung, die hydrogeologische Untergrundstrukturen, die Oberflächenentwässerung, die Küstenversalzung mit teilweise dichteabhängiger Grundwasserströmung im Kontext möglicher Auswirkungen des Klimawandels (z.B. Änderungen des Abflussgeschehen und des Meeresspiegels) erfasste. Hierfür wurden aufeinander aufbauende und miteinander verlinkte 3D-Modelle der hydrogeologischen Untergrundstrukturen und des sich hierdurch bewegenden Grundwassers (dichteabhängige Grundwasserströmung und -stofftransport) erarbeitet. Über ein hiermit verknüpftes Oberflächenwasserhaushaltsmodell wurden mögliche zukünftige Klimaänderungsszenarien mitberücksichtigt. Auf dieser breiten Wissensbasis konnte festgestellt werden, dass die Trinkwasserversorgung durch das Wasserwerk Sandelermöns als nachhaltig gesichert angesehen werden kann. Nach den go-CAM-Modellergebnissen ist ein landwärtiges Vorrücken der Küstenversalzung im Untergrund auch bei einer Grundwasserentnahme von 20 Mio. m³/Jahr durch das Wasserwerk Sandelermöns nicht zu erwarten.

Dieses Ergebnis hat eine herausragende Bedeutung nicht nur für den Wasserwerksstandort Sandelermöns, sondern auch für die Weiterentwicklung des OOWV-Versorgungskonzeptes. Das Wasserwerk Sandelermöns hat hier eine besondere strategische Bedeutung auch für den Landkreis Wesermarsch, welcher aufgrund fehlender Gewinnungsmöglichkeiten zukünftig mehr von Sandelermöns unterstützt werden muss. Das Forschungsergebnis klärt damit nicht nur die Nachhaltigkeit der bestehenden Wassergewinnung, sondern sichert auch die zukünftigen Klimaanpassungsmaßnahmen im Versorgungskonzept des OOWV.

II.2. Fallstudienregion Großenkneten

Hydrologie und Klimafolgen

Die auf Basis der RCP 4.5 und -8.5-Modellketten prognostizierten Klimaänderungen ähneln sehr stark denen der Fallstudienregion Sandelermöns. Die künftigen klimatischen Verhältnisse sind ebenfalls durch deutlich steigende Lufttemperaturen und steigende Niederschlagsmengen (RCP 4.5 +5-7 %, RCP 8.5 +11-13 % in Z3) charakterisiert. Stärkere Niederschlagsereignisse werden künftig häufiger und mit höheren Niederschlagssummen auftreten. Alle Änderungssignale der Klimakenngrößen sind mit zunehmender Länge des Prognosefensters mit einer zunehmend großen Bandbreite versehen. Diese ist Ausdruck der unterschiedlichen Ausprägung der Klimaprojektionen der einzelnen Modellketten. Aussagen über die künftigen klimatischen Verhältnisse insbesondere für die ferne Zukunft (2071-2100) sind dadurch mit erhöhter Unsicherheit behaftet.

Der künftige Landschaftswasserhaushalt der Fallstudienregion ist durch zunehmende Abflüsse (MQ) und steigende Evapotranspiration gekennzeichnet. Für die Grundwasserneubildung wird ebenfalls eine Zunahme (RCP 4.5: +13 %, RCP 8.5 +26 % im Gebietsmittel der fernen Zukunft) berechnet. Diese ist für die künftige Sicherung regionalen und überregionalen Trinkwasserversorgung als positiv zu beurteilen Infolge der Unsicherheiten der Klimaprojektionen als Eingangsdaten der hydrologischen Impaktmodellierung sind auch die Aussagen zur künftigen Entwicklung des Wasserhaushaltes mit unter Berücksichtigung der Bandbreite der Änderungssignale zu interpretieren.

Geologische Struktur- und Parametermodellierung

In Großenkneten wurden rund 2.500 Bohrungen mit rund 20.000 Schichtbeschreibungen in Kombination mit einem 3D-Strukturmodell des OOWV und der Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH verwendet, um die lithologische Variabilität und damit die hydraulische Durchlässigkeit der wichtigsten hydrogeologischen Einheiten abzuschätzen. Zusätzlich wurde versucht hydrochemisch relevante Eigenschaften aus dem regionalen Bohrungsdatenarchiv abzuleiten, die für einen potentiellen Nitratabbau zuständig wären oder waren (explizit Pyrit). Jedoch waren die Schichtbeschreibungen teilweise entweder zu ungenau, oder es wurde zum Zeitpunkt der Schichtaufnahme seltener Fokus hinsichtlich der mineralischen Gemengteile gelegt (evtl. ungeeignetes Bohrungsverfahren für diese Fragestellung), so dass ein beschriebenes Vorhandensein von Pyrit so gut wie nicht vorkam. Organische Beimengungen sind hingegen weitaus häufiger beschrieben und können mit lithostratigrafischen Einheiten im genetischen Kontext (z.B. kohlehaltige Böden) teilweise auch assoziiert werden. Die Ableitung von einem (womöglich ehemaligen) Vorhandensein von Pyrit mit Hilfe von beschriebenen Eisen und/oder Organikbestandteilen kann nicht linear aus der jetzigen Informationsbasis erfolgen. Hierzu müsste es möglich werden die Sedimentations- und Bildungsbedingungen im Einzelnen örtlich genauer nachvollziehen zu können, um eine Auftretswahrscheinlichkeit für Pyrit zu erarbeiten. Das bedeutet, dass hier eine integrierte Modellierung von Struktur, Parametern und gemessenen hydraulischen sowie hydrochemischen Gegebenheiten unternommen werden muss. Um dies für regionale Modelle zu ermöglichen wurden im Laufe dieser Arbeiten wichtige Schritte entwickelt.

Grundwasserbewirtschaftung

Die hydrogeochemische Modellierung Großenkneten hat erreicht die in der Modellvorstellung rein deskriptiv erfassten Prozesse quantitativ zu beschreiben. Hierbei wurden Eintragswege (Stoffquellen) von Stör- und Schadstoffen wie Nitrat in einem komplexen System miteinander wechselwirkender hydraulischer und hydrogeochemischer Prozesse analysiert und hinsichtlich ihrer Ausprägung im natürlichen System bewertet. So konnte beispielsweise die zeitliche Entwicklung des Stoffeintrags unter landwirtschaftlich genutzten Flächen und deren Auswirkungen auf die Grund- und Rohwasserqualität modelliert werden. Ebenso konnte gezeigt werden, dass sich das Denitrifikationspotenzial im bewirtschafteten Aquifer am Wasserwerk Großenkneten irreversibel zurückbildet. Es kommt hydrogeochemisch zu einem Verbrauch von Pyrit im Sediment als Elektronendonator für Denitrifikationsprozesse.

II.3. Fallstudienregion Antalya (Türkei)

Hydrologie und Klimafolgen

Die künftigen klimatischen Verhältnisse in der Fallstudienregion Antalya sind durch eine deutliche Zunahme der Lufttemperatur geprägt (RCP 4.5: +2,5-2,7 °C, RCP 8.5: +3,6-4,1 °C in der fernen Zukunft). Zugleich ist mit Rückgängen der jährlichen Niederschlagshöhen um 11 % (RCP 4.5, ferne Zukunft) bzw. 17,5 % (RCP 8.5, ferne Zukunft). Die Änderungssignale des RCP 4.5-Ensembles sind signifikant, jene des RCP 8.5-Ensembles für die Mehrzahl der Teilflächen signifikant und robust. Stärkere Niederschlagsereignisse werden künftig häufiger und mit höheren Niederschlagssummen auftreten. Steigende Temperaturen in Verbindung mit rückläufigen Niederschlagsmengen bedeuten eine Zunahme des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfes v.a. in den

Sommermonaten. Alle Änderungssignale der Klimakenngrößen sind mit zunehmender Länge des Prognosefensters mit einer zunehmend großen Bandbreite versehen. Diese ist Ausdruck der unterschiedlichen Ausprägung der Klimaprojektionen der einzelnen Modellketten innerhalb der Klimamodellensembles. Aussagen über die künftigen klimatischen Verhältnisse insbesondere für die ferne Zukunft (2071-2100) sind dadurch mit erhöhter Unsicherheit behaftet.

Mit dem kalibrierten Wasserhaushaltsmodell wurde die Grundwasserneubildung teilflächenscharf berechnet. Für die Periode 2011-2017 beläuft sich die mittlere jährliche im flächengewichteten Mittel auf 76,8 mm/a (Min 4,3 mm/a, max. 243,5 mm/a). Grundwasserneubildung findet überwiegend in den niederschlagsreichen Frühlings- und Wintermonaten statt.

Unter Einwirkung des globalen Klimawandels resultieren bis in die ferne Zukunft hinein eine Zunahme der Evapotranspiration in den gebirgigen Regionen der Fallstudienregion und eine Abnahme in der Küstenebene. Die nahe Zukunft des RCP 4.5-Ensembles ist bezogen auf das Gesamtjahr durch eine starke Abnahme der Grundwasserneubildung zwischen 20 % und mehr als 30 % im Norden des Modellgebietes gekennzeichnet. Für das RCP 8.5-Ensemble ergibt sich im arithmetischen Mittel aller Teilflächen eine ebenfalls starke Abnahme der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung von >30 % gegenüber der Referenzperiode 1971-2000. Rückläufige Grundwasserneubildungsraten bedeuten einen deutlichen Rückgang des natürlichen Grundwasserangebotes in der Region von 137 Mio. m³/a (1971-2000) auf 86 Mio. m³ (2071-2100, RCP 8.5). Zeitgleich verringert sich auch die Wasserführung der Flüsse der Region aufgrund der rückläufigen Niederschläge v.a. im Frühling und Sommer erheblich. Infolge der Unsicherheiten der Klimaprojektionen als Eingangsdaten der hydrologischen Impactmodellierung sind die Aussagen zur künftigen Entwicklung des Wasserhaushaltes mit unter Berücksichtigung der Bandbreite der Änderungssignale zu interpretieren.

Die prognostizierten Veränderungen des Grundwasserangebotes und der Wasserführung der Flüsse bedeuten bei künftig steigendem Wasserbedarf (Tourismus, Landwirtschaft: Erhöhung der Transpiration, steigender Bewässerungsbedarf) infolge der raschen wirtschaftlich-sozialen Entwicklung der Region eine Verschärfung bereits bestehender Defizite im Wasserressourcenmanagement und die Gefahr einer mengenmäßigen Reduktion und Qualitätsverschlechterung insbesondere der Grundwasserressource (vgl. Wu et al. 2020).

Dichtebeeinflusste Grundwassermodellierung

Im Prognosezeitraum zeigten sich nur sehr geringe Unterschiede zwischen den einzelnen simulierten Klimaszenarien, sowohl in den Grundwasserständen als auch in der Position der Süß-/Salzwassergrenze. Die Ergebnisse legen nahe, dass der Meeresspiegelanstieg in diesem Modell einen deutlich geringeren Einfluss auf die Grundwasserstände ausübt als im Modell Sandelermöns, was auf die stärkeren Unterschiede der Geländehöhen und damit der Grundwasserstände in diesem stark zur Küste hin abfallenden Gebiet zurückgeführt wird. Der Chloridgehalt im Grundwasserleiter wird nur in unmittelbarer Nähe der Küstenlinie beeinflusst, was auch den gemessenen Werten entspricht. Die simulierte Süß-/Salzwassergrenze ist nicht stationär, und für alle Szenarien nimmt das verfügbare Trinkwasserangebot infolge rückläufiger Grundwasserneubildungsraten und zunehmender Versalzung deutlich ab. Dies spricht für die dringende Notwendigkeit eines Grundwassermanagements.

Die Qualität und Prognosesicherheit von Modellen hängt zum einen von der sorgfältigen Abbildung der wesentlichen physikalischen Prozesse und zum anderen von der Leistungsfähigkeit der numerischen Verfahren ab. Die erstgenannte Voraussetzung ist ohne eine gute Datenlage zur Hydrostratigraphie und zum Ist-Zustand

bzgl. Grundwasserständen, Grundwasserentnahme und Grundwasserversalzung nicht erfüllbar. Für die Fallstudie Antalya können daher nur qualitative, aber keine abgesicherten quantitativen Aussagen zur Trinkwasserverfügbarkeit im Prognosezeitraum getroffen werden.

II.4. Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)

Hydrologie und Klimafolgen

Für die Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika) bedeutet der globale Klimawandel eine Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um etwa 1 °C bis zum Jahr 2045. Hinsichtlich der Entwicklung der Jahresniederschlagssummen zeichnet sich ein heterogenes Bild aus statistisch nicht signifikanten Änderungen zwischen -1,5 bis +0,6 % (RCP 4.5-Ensemblemittel) bzw. -3,4 bis +0,5 % (RCP 8.5-Ensemblemittel). Eine Zunahme und Intensivierung von stärkeren Niederschlagsereignissen ist bis zum Jahr 2045 nicht aus den Klimaprojektionen abzuleiten. Alle Änderungssignale der Klimakenngrößen sind mit zunehmender Länge des Prognosefensters mit einer zunehmend großen Bandbreite versehen. Diese ist Ausdruck der unterschiedlichen Ausprägung der Klimaprojektionen der einzelnen Modellketten. Aussagen über die künftigen klimatischen Verhältnisse insbesondere für die ferne Zukunft (2071-2100) sind dadurch mit erhöhter Unsicherheit behaftet.

Mit dem kalibrierten Wasserhaushaltsmodell wurde die Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Eastern Cape zunächst für die Vergangenheit (2007-2017) und dann unter Einfluss des Klimawandels teilflächenscharf projiziert. Für die Periode 2007-2017 beläuft sich die mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe je nach Teilfläche auf 2 bis 87 mm/a. Unter Berücksichtigung der Einzugsgebietsfläche beträgt das im Mittel jährlich neugebildete Grundwasservolumen 0,59 Mio. m³/a im Einzugsgebiet des Buffalo Rivers und 1,39 Mio. m³/a im Nahoon River-Einzugsgebiet. Unter Einfluss des Klimawandels wird für die Evapotranspiration infolge des im Mittel rückläufigen Niederschlagsdargebotes ebenfalls eine Abnahme berechnet. Hinsichtlich der Grundwasserneubildung ergibt sich keine signifikante Veränderung bis zum Jahr 2045. Für das RCP 4.5-Klimamodellensemble werden mit Ausnahme der Pegel R2H008 und R2H010 im Ensemble-Median moderate Abnahmen des MQs zwischen wenigen Prozent bis zu 25 % berechnet. Auf Basis des RCP 8.5-Klimamodellensembles werden für alle Pegel der Fallstudienregion Abnahmen des MQs prognostiziert und damit eine Reduktion der natürlichen (Oberflächen-)Wasserverfügbarkeit. In Verbindung mit einem klimawandelbedingt reduzierten Abflussaufkommen und der zunehmenden Entnahme von Wasser aus den Talsperren werden für die Zukunft bis 2045 teils deutliche Rückgänge der mittleren jährlichen Speicherfüllstände, v.a. die Talsperren Nahoon, Rooikrantz und Bridle Drift Dam betreffend, berechnet. Das Zusammenwirken aus Klimawandel und zunehmenden Wasserbedarf wird folglich den Nutzungsdruck auf die regionalen Wasserressourcen erhöhen. Die Aussagen zur Einwirkung der Klimaänderungen auf den regionalen Wasserhaushalt und das Wasserdargebot sind infolge zahlreicher Modellannahmen zur Kompensation von Daten- und Informationslücken sowie der Bandbreite der Klimaänderungssignale selbst mit erhöhter Unsicherheit behaftet.

Die mit dem Wasserhaushaltsmodell berechneten Grundwasserneubildungshöhen tragen dazu bei, auf regionaler Ebene Teileinzugsgebiete zu erkennen, in denen eine relativ hohe Grundwasserneubildung zu erwarten ist. Diese Informationen können genutzt werden, um detailliertere Studien zur Grundwasserexploration durchzuführen, um schließlich die Rolle des Grundwassers bei der Diversifizierung der Wasserversorgung zu bewerten. Es wird empfohlen, ein Grundwasserbeobachtungsnetz stufenweise für die ausgewiesenen Teilräume aufzubauen, um hieraus Erkenntnisse für ein Grundwasserentnahmekonzept zu entwickeln. Insbesondere in den sehr trockenen Perioden können die Grundwasserressourcen als zweites Standbein zu den untersuchten Stauseereservoirs zur Trinkwasserversorgung und zur Feldberegnung beitragen. In diesem Zu-

sammenhang ist auch das SafeWater Africa-Projekt zu nennen, in dem das Braunschweiger Fraunhofer-Institut für Schicht- und Oberflächentechnik IST und unter anderem das Council for Scientific and Industrial Research sowie die Tshwane University of Technology (beide Südafrika) ein neu entwickeltes Trinkwasseraufbereitungssystem schrittweise etabliert. Dieses Aufbereitungsverfahren beinhaltet die IST-Technologie der elektrochemischen Oxidation, basierend auf diamantbeschichteten Elektroden und ermöglicht eine energieeffiziente Hygienisierung des Wassers (<https://safewaterafrica.eu/en/home>).

II.5. Fallstudienregion Nordost-Brasilien

Für die Arbeitsregion 2, Nordost-Brasilien, wurde ein Strukturmodell auf Grundlage der Geologischen Karte, der im Gebiet archivierten Bohrungen, sowie in Literatur vorhandenen Schnitten erstellt. Das Bohrdatenarchiv war qualitativ sehr heterogen, so fehlten beispielsweise zu vielen Angaben über Schichtwechsel die zugehörigen Teufen. Hier wurden dann aufgrund der Geometrien grobe Annahmen getroffen. Das Strukturmodell kann für eine hydraulische Modellierung Verwendung finden. Es wird empfohlen, die in den Schnitten erstellten Korrelationspunkte sowie die integrierten Störungsflächen mit einer geometrischen Verrechnung einer weiteren Modellierungssoftware, welche für gestörte Systeme im Festgestein geeignet ist, zu nutzen und diese in ein unstrukturiertes Netz für die Grundwasser-Modellierung zu überführen.

II.6. Fallstudienregionsübergreifende Kernaussagen

Die Bedeutung des Grundwassers allgemein für die Trinkwasserversorgung und für die Feldbewässerung wurde bereits im Einleitungstext zu den go-CAM-Kernaussagen dargestellt. Nicht untersucht wurden z.B. die kumulativen Effekte aus Übernutzung von Küstenaquiferen (over-exploitation) und Landsenkungen (land subsidence, Deltares 2015), oder die Naturkatastrophen bei Sturmfluten und Tsunamis in ihre zerstörerischen Auswirkungen auf Menschenleben, Infrastrukturen und die oberflächennahen Grundwasserkörper sowie den Küstenökosystemen.

Grundsätzlich kann für die Küstengrundwasserleiter festgehalten werden, dass derzeit Impaktklimasimulationen aufgrund der aktuell zur Verfügung stehenden Datenlage (terrestrische kontinuierliche Messzeitreihen und aktuelle Prognosedaten zum Meeresspiegelanstieg) mit unkalkulierten Unsicherheiten verbunden sind.

Struktur- und Parametermodellierung (INSIGHT)

Um eine Kalibrierung von Strömungs- und Transportmodellen grundsätzlich zu optimieren, wurden im Rahmen des BMBF-GroW-Verbundprojektes go-CAM wichtige Grundlagen für eine vorgeschaltete integrierte Parameter- und Strukturmodellierung erarbeitet. Es wurden Methoden entwickelt, um aus heterogenen Datenbeständen die Informationen soweit strukturell zu homogenisieren, so dass sie in räumliche Schätzungen gemeinsam integriert werden können. Dazu sind umfangreiche Experimente zu erweiterten multivariaten Ähnlichkeitsanalyse gemacht worden, um Wege zu evaluieren, auch fehlende Informationen algorithmisch abzuschätzen. Hierzu wurden erste probabilistische Herangehensweisen versucht, da statische Ansätze im regionalen Maßstab aufgrund der Datenbasis häufig ohnehin mit hohen Unsicherheiten verbunden sind.

Eine wichtige Erkenntnis, die aus dem Projekt gezogen werden kann, ist, dass sequentielle Vorgehensweisen mit statischem Informationstransfer von einem Modellierungsschritt zum nächsten (Strukturmodellierung, dann Parametermodellierung, dann Strömungs- und Transportmodellierung) Informationsverlust für jeden

einzelnen Schritt mit sich bringt. Es sollte daher idealerweise eine integrierte Struktur- und Parametermodellierung mit dem Prozess der Kalibrierung von Strömungs- und Transportmodellierung auch im regionalen Maßstab verknüpft werden, um die Erkenntnisse über den Aufbau des Untergrundes, aber auch dessen Wirkung auf hydrogeologische Prozesse, sukzessive immer besser zu verstehen und abbilden zu können. Dabei ist zu erwarten, dass ein solches Vorgehen auch die Kenntnisse über die strukturelle Repräsentation von Faziesräumen und ihren genetischen Kontext erweitern, was auf andere Gebiete übertragbar werden könnte. Die Arbeiten im Rahmen dieses Projektes können abschließend als erste Schritte auf dem Weg zu regionalen probabilistischen 3D-Struktur- und Parametermodellen verstanden werden, dessen Inhalte durch gemessene Wirkungen des Untergrundes (z.B. Wasserstände, Strömungswege, Fließzeiten, Versickerungszeiten etc.) optimiert werden.

Entwicklung und Einsatz der CAM-Dialogplattform

Die Ergebnisse des Teilvorhabens 7 hatten die Entwicklung der CAM-Dialogplattform zum Ziel und erfüllen im Wesentlichen die folgenden übergeordneten Aspekte:

1. Aufbau einer Datenbankstruktur zur Speicherung von projektbezogenen Daten.
2. Implementierung eines Administrationsmoduls zur dedizierten Objekt- und Nutzerverwaltung
3. Entwicklung einer strukturierten Verwaltung und nutzerfreundliche Bereitstellung der Modellierungsergebnisse in Form von Indikatorrastern.
4. Implementierung eines Importprozesses von Indikatorrastern aus CAMup inklusive der automatisierten Veröffentlichung als OGC konforme WMS Services zur Visualisierung in WebGIS Viewern innerhalb der CAM-Dialogplattform.
5. Nutzerspezifische Speicherung von Szenarienbewertungen. Die Bewertung erfolgt über die Definition von Zielfunktionen, Gewichtungen und der Auswahl multikriterieller Bewertungsmethoden.
6. Implementierung eines Dialog-Modules über das Nutzer die "eigenen" Bewertungen miteinander oder mit denen anderer vergleichen und auswerten können.
7. Bereitstellung von Importwerkzeugen zur Darstellung und Auswertung von weiteren Ergebnissen und Hintergrundinformationen der Verbundpartner in Form von Geodaten, Dokumenten, Abbildungen, Bildern und Videos sowie der nutzerfreundliche Zugriff darauf.
8. Bereitstellung von projektregionsspezifischen Informationen.

Nutzen für die Wasserwirtschaftsverwaltung

1. Schaffung von Grundlagen für die Bewirtschaftungsplanung von Grund- und Oberflächenwasser (Daseinsvorsorge, Ressourcenmanagement)

Für die Bewirtschaftungsplanung von Grund- und Oberflächenwasser kann das im Forschungsvorhaben entwickelte Vorhersagesystem für Küstenräume (CAM-Dialogplattform) künftig als wichtige Grundlage für die gemeinsame Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Akteuren dienen, da über das CAM-up sämtliche Grundlagendaten sowie Ergebnisse von Grundwassermodellen wie FEFLOW, MODFLOW und d3f++ für einen Dialog bereitgestellt und so gemeinsam betrachtet, analysiert und diskutiert werden können.

Mit der im Projekt erarbeiteten, umfangreichen Datengrundlage und einer Etablierung der CAM-Dialogplattform lassen sich nachhaltige Strategien und langfristige Bewirtschaftungsplanungen diskutieren, abstimmen und umsetzen.

2. Hydrologische Erfassungs- und Messmethoden zur Zustandserfassung von Wasserressourcen und Wassernutzungen und speziell auch hinsichtlich der Betroffenheit von grundwasserabhängigen Landökosystemen

Ein entscheidendes Bewertungskriterium zur Beurteilung des Zustands von Wasserressourcen und Wassernutzungen, insbesondere im Hinblick auf grundwasserabhängige Landökosysteme, ist der Grundwasserflurabstand. Dazu hat der NLWKN im Rahmen des Projektes für diesen Basis-Indikator entsprechende Zielfunktionen erarbeitet, die die Kriterien für eine nachhaltige Nutzung des Grundwassers in den Modellregionen Großenkneten und Sandelermöns, unter Berücksichtigung der besonders empfindlichen Bereiche wie grundwasserabhängige Landökosysteme und landwirtschaftlich genutzte Flächen festlegt. Die Zielfunktionen für die Grundwasserflurabstände, in Zusammenspiel mit den Zielfunktionen der übrigen Basis-Indikatoren, sind als wichtige Rahmenbedingungen in die CAM-Dialogplattform implementiert und spielen bei der Ermittlung der Auswirkung des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft und den Küstenschutz eine zentrale Rolle. So können zum Beispiel Übernutzungen von regionalen und überregionalen Wasserressourcen frühzeitig erkannt, beurteilt und gegebenenfalls vermieden werden.

Die Modellierungen haben zudem gezeigt, dass noch Messdatenlücken bezüglich der Durchflüsse und Wasserstände der Oberflächenentwässerung im Modellgebiet Sandelermöns bestehen. Um diese Messdatenlücken zu schließen, wurde am Siel- und Schöpfwerk Maadesiel ein küstenhydrologisches Monitoring installiert, welches auf Grundlage einer Vereinbarung zwischen dem Leichtweißinstitut der TU Braunschweig und dem Niedersächsischen Umweltministerium, mit dem Pilotprojekt Siel- und Schöpfwerkmonitoring (SiSchöMo), fortgeführt und um zwei weitere Messstandorte an Küstenregelbauwerken erweitert werden soll. Dieses Monitoring ist eine wichtige Ergänzung des bislang vorhandenen Datenpools und ein weiterer, wichtiger Baustein zur Ermittlung der Auswirkung des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft und den Küstenschutz sowie für die Prognosefähigkeit und Steuerung von künftig verfügbaren Wasserressourcen.

3. Problemorientierte Auswertung der langjährigen Messreihen im Grundwasser (Nitrat, Chlorid, Wasserstände). Weiterentwicklung und problemspezifische Ausrichtung von Messnetzen und Messprogrammen (Nitrat, Küstenversalzung)

Die seit Jahrzehnten vom NLWKN gesammelten und erhobenen gewässerbezogenen Daten sind umfassend in die Grundwassermodelle des Projektes eingebracht worden. In diesem Zusammenhang stellen die durchgeführten Auswertungen und Ergebnisse des NLWKN eine wichtige Datengrundlage in der CAM-Dialogplattform dar und unterstützen somit die fachliche Arbeit der Plattformnutzer bei der Ermittlung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft und den Küstenschutz.

Die im Rahmen des Projektes problemorientierten Auswertungen der langjährigen Messreihen im Grundwasser (Nitrat, Chlorid, Wasserstände) dienen dem NLWKN zudem künftig zusätzlich als wichtige Säule bei der Anpassung, Weiterentwicklung und problemspezifischen Ausrichtung von Messnetzen und Messprogrammen.

4. Landesweite Übertragung der Projekt-Ergebnisse im Rahmen der vielfältigen wasserwirtschaftlichen Aufgaben des NLWKN (Synergien, Partizipation)

Die Projektergebnisse lassen eine konkrete Beurteilung von Klimafolgen für den Wasserhaushalt im niedersächsischen Binnenland und die praktische Entwicklung und Bewertung notwendiger Schutzmaßnahmen zu, um daraus konkrete Anpassungsstrategien und Steuerungsmöglichkeiten für Niedersachsen erarbeiten zu können. Darüber hinaus können diese Daten zur Abschätzung des gesellschaftlichen Wasserbedarfes, unter Berücksichtigung des Einflusses von demographischen, ökonomischen und klimatischen Veränderungen, so-

wohl getrennt nach Regionen, als auch ermittelt für verschiedene Sektoren (Landwirtschaft, Industrie, Haushalte) verwendet werden. Dadurch sind umfangreiche Beurteilungsmöglichkeiten hinsichtlich des Wasserdargebotes bei wasserrechtlichen Genehmigungen, einschließlich deren Ausnutzung möglich. Auch können Wechselwirkungen zwischen den Medien und anderen Nutzungsansprüchen in der Fläche (z.B. Landwirtschaft, Naturschutz, Infrastruktur, Entwässerung/Bewässerung) mit Hilfe der CAM-Dialogplattform transparent berücksichtigt werden. Auf diese Weise kann der NLWKN in enger Zusammenarbeit mit dem im Küstenraum handelnden Akteuren nachhaltige Lösungen entwickeln und die Öffentlichkeit informieren und politische Institutionen beraten.

III. Handlungsempfehlungen

Die sich aus den hydrologischen Einzugsgebiets- und Klimaimpaktmodellierungen ableitbaren Handlungsempfehlungen sind auf Grund der komplexen regionalspezifischen Gegebenheit vielschichtig. Für alle drei Fallstudienregionen sind für verlässlichere Prognosen die Anzahl der meteorologisch-hydrometrischen Stationen deutlich zu erhöhen. Das gilt für die Küsten- und Hinterlandregion von Antalya genauso wie für Eastern Cape (Südafrika) innerhalb des Amatole Water Supply System (AWSS) fehlen Zeitreihen von klassischen hydrologischen Messgrößen wie Wasserstände, Durchflüsse an Entwässerungs- und den großen Küstenregelbauwerken in den Deichlinien, Abflüsse in Oberflächengewässern und zusätzlich Betriebsdaten der bewirtschafteten Stauseen oder Pumpraten von Förderbrunnen. Messdatenspeicher mit Datenfernübertragung via Satellit fehlen auch in den Marschflächen nördlich der friesischen Grundwasserfassungsanlagen. Stationäre Salzwasser-Überwachungssysteme mit „Echtzeitauswertungen“ in den Zentralen der Wasserversorger sind nicht nur für die deutsche Küstenwasserbewirtschaftung zu fordern, sondern auch für den Küstenstreifen um Antalya und East London.

Weiterentwicklung und weitere Etablierung der CAM-Dialogplattform

Wie in Kap. 0 (Absatz „Nutzen für die Wasserwirtschaftsverwaltung“) beschrieben, sind die Projektergebnisse für die niedersächsische Wasserwirtschaftsverwaltung von großem Nutzen. Die CAM-Dialogplattform kann dabei eine sinnvolle Ergänzung und Unterstützung bei der institutionsübergreifenden Zusammenarbeit für alle Einrichtungen, die sich mit Wasserbewirtschaftungsfragen auseinandersetzen, sein. In Niedersachsen sind z.B. der Gewässerkundliche Landesdienst, die Unteren Wasserbehörden, die Wasserversorgungsunternehmen und die Entwässerungs- bzw. Beregnungsverbände wichtige Adressaten. Um Einarbeitungszeiten zu verkürzen und die Benutzerfreundlichkeit zu erhöhen, ist es sinnvoll, weitere Voreinstellungen zu optimieren und wichtige fachliche Grundlagendaten für weitere Regionen zu etablieren. Zudem ist die CAM-Dialogplattform adressatengerecht weiter zu entwickeln, um eine niederschwellige Nutzung zu erreichen; z.B. ist neben der Bedienung in englischer Sprache, ein Angebot in der jeweiligen Landessprache einzurichten.

Fallstudienregion Sandelermöns

Salzwasserintrusion

In der Fallstudie Sandelermöns legen die Simulationsergebnisse (s. Abschnitt 3.1.6) für den Bereich der bereits heute sehr nahe an der Trinkwassergrenze liegenden WGA Feldhausen ein engmaschiges Monitoring der Chlorid-Werte nahe. Die Landeinwärts-Bewegung der Süß-/Salzwassergrenze lässt im Prognosezeitraum keine Beeinträchtigung der Trinkwassergewinnung der beiden anderen Wasserwerke, Sandelermöns und Kleinhorsten, erwarten. Zur Absicherung deutlich über 2100 hinausgehender Zeithorizonte sollten dennoch die Weiterentwicklungen der Klimaszenarien durch das IPCC verfolgt und ggf. neue Simulationen vorgenommen werden.

Der im Rahmen der Klimaszenarien prognostizierte Meeresspiegelanstieg verursacht im nur wenig über dem Meeresspiegel liegenden norddeutschen Küstenraum einen deutlich verstärkten Einstrom von Meerwasser in die Grundwasserleiter und, damit verbunden, eine Zunahme der Salzkonzentration im Grundwasser in unmittelbarer Nähe der Küste. Dies könnte sowohl die Ökosysteme als auch salzintolerante Kulturpflanzen beeinträchtigen. Hier wären in enger Absprache mit den Akteuren aus dem Naturschutz und der Landwirtschaft langfristig Gegenmaßnahmen zu entwickeln, wie z. B. die gezielte Infiltration eines Anteils des bisher durch die Schöpfwerke abgeführten Süßwassers während der niederschlagsarmen Monate oder der Anbau salztoleranter bzw. Nässe vertragender Pflanzen.

Der Meeresspiegelanstieg führt in der Fallstudienregion Sandelermöns, wie auch in anderen Küstenregionen, zudem zu einer erhöhten Beanspruchung der Küstenbauwerke durch Sturmfluten durch zunehmende Sturmfluthöhen (Meinke 2020) sowie zu Uferrückgang und Erosion (LAWA 2020). Unter diesem Aspekt gilt es auch künftig die Küstenschutz- und -sicherungsmaßnahmen weiter den Prognosen entsprechend anzupassen (z.B. Verstärkung und Erhöhung der Deiche und Sieltore, Sicherung der Uferbereiche). Grundsätzlich sollten Konzepte zu künftigen Besiedlungsmöglichkeiten von unter oder knapp über dem Meeresspiegel liegenden Regionen entwickelt werden, um Schäden zu reduzieren und Menschenleben zu schützen.

Die im Rahmen der Klimaszenarien prognostizierten zunehmenden Abflüsse führen zu einem steigenden Binnenentwässerungsbedarf. Gleichzeitig führt der Meeresspiegelanstieg zu verkürzten Sielzeitfenstern. Dies erfordert eine Anpassung bestehender Managementstrategien. Grundsätzlich ist aus Sicht einer physikalischen Modellierung die Anzahl und Ausstattung von weiteren hydrometrischen Stationen im Bereich der Küstenmarsch erforderlich, um die Aussagekraft flächenscharfer Ergebnisse zu fördern. Den steigenden Energiekosten für die Pumpanlagen ist mit innovativen Konzepten für die Unterhaltungs- bzw. Entwässerungsverbände zu begegnen, z.B. mit einem vom Bund geförderten erneuerbaren Off- und Onshore-Windkraftausbau und ggf. direkten Stromleitungen von den Umspannungswerken (Hagemarsch/TenneT). Des Weiteren sind weitere Rückhalte- und Überschwemmungsflächen zu schaffen, um bewohnte Gebiete zu schützen.

Andererseits führen Dürresommer in der Fallstudienregion Sandelermöns, wie auch in der Fallstudienregion Großenkneten durch starke Verdunstung und gleichzeitig verstärkter Nutzung (Beregnung, Kühlung) zu einer Mengenreduzierung der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Beim Grundwasser ist der Mengenverlust zunächst im oberflächennahen Grundwasserleiter festzustellen, dieser wirkt sich jedoch, je nach Dauer der Dürreperiode, bis in die tieferen Grundwasserleiter aus. Als Folge können Ökosysteme, insbesondere grundwasserabhängigen Landökosysteme sowie limnische Ökosysteme, landwirtschaftliche Kulturen und Böden irreversibel geschädigt werden. Auch die Trinkwasserversorgung kann in extremen Fällen beeinträchtigt sein. Da witterungsbedingte Einflüsse nicht reduziert werden können und der Nutzungsdruck klima- und witterungsbedingt künftig steigen wird, gilt es, die Änderungen der (Grund-) Wasserstände und in der (Grund-) Wasserbewirtschaftung zu berücksichtigen (vgl. LAWA 2017) und nach Möglichkeit, anthropogene Einflussfaktoren zu minimieren. Hier sind insbesondere der Ausbau der Feldberegnung als auch zunehmende Spitzenlasten der Trinkwasserversorgung (Scheihing 2019) zu nennen.

Zudem sollte die mengenmäßige Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, die die Grundlage für die Grundwasserbewirtschaftung der Grundwasserkörper darstellt, angepasst werden. Nach gesetzlichen und fachlichen Vorgaben werden zur Bewertung des mengenmäßigen Zustands der Grundwasserkörper nur die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten bewertet (EG-WRRRL Anhang V 2.1.2; GrwV §4(2)). Die Auswirkungen natürlicher Witterungsschwankungen bleiben dabei bisher unberücksichtigt (NLWKN, 2020).

Fallstudienregion Großenkneten

Die in Kap. II.2. (Absatz „Grundwasserbewirtschaftung“) beschriebene irreversible Zurückbildung des Denitrifikationspotentials gefährdet die Trinkwasserqualität in der Fallstudienregion Großenkneten. Um eine bessere Erkenntnis über die im Untergrund stattfindenden Abbau-, Eintrags- und Transportprozesse zu erhalten, ist eine weitere Verdichtung des Grundwassermessnetzes und ein engmaschigeres Monitoring der Grundwasserbeschaffenheit nötig. Dieses könnte dazu dienen Höhe Nitratreinträge zu lokalisieren und Transportwege des Nitrats zu verifizieren, um daraus gezielt Maßnahmen abzuleiten, die eine Reduzierung der Nitratreinträge begünstigen.

Grundsätzlich gilt es die Reduzierung der Nitratreinträge durch eine Minderung der Düngeeinträge zu erreichen, in dem diese künftig bedarfsgerecht erfolgt.

Eine Reduzierung der Dünggeeinträge erfolgt bereits durch die Verbringung von Wirtschaftsdünger in Düngedarfungsregionen. Diese führt durch den Transport zu CO₂-Emissionen, gefährdet im Falle von Unfällen das Grund- bzw. Trinkwasser und bringt einen hohen logistischen Aufwand mit sich. Weshalb von diesem Lösungsweg künftig eher abgesehen werden sollte. Sinnvoller wäre eine strenge Kopplung der Anzahl der gehaltenen Tiere an die zur Verfügung stehende Fläche koppelt. Zudem sollten künftig weitere Technologien und standortgerechte Anbaustrategien erforscht werden, um Dünger noch gezielter auszubringen und Überschüsse im Boden noch weiter reduzieren zu können.

Wie in der Fallstudienregion Sandelermöns, sind auch in der Fallstudienregion Großenkneten Dürresommer zu erwarten. Die oben beschriebenen Handlungsempfehlungen der Fallstudienregion Sandelermöns, können unverändert auf die Fallstudienregion Großenkneten übertragen werden.

Fallstudienregion Antalya

Aus den Analysen der Entwicklung von Wasserverfügbarkeit und -bedarf unter Einfluss von Klimawandel und sozio-ökonomischen Entwicklungsprognosen ergibt sich für die Fallstudienregion ein zunehmender Nutzungsdruck auf die regionalen Wasserressourcen mit der Gefahr häufiger und längerer Dürreperioden und zweiter Wasserknappheit. Aus Sicht der Landwirtschaft ist es wichtig auf diese bereits in der Vergangenheit immer wieder aufgetretenen und künftig häufiger und teilweise monatelang anhaltenden Dürreperioden, die Bewirtschaftungs- und Produktionsweisen rechtzeitig anzupassen (T.C. 2018). Im Dürremanagementplan für das Antalya-Becken (T.C. 2018) wurden Anpassungsmaßnahmen auf Basis von Klimaeinwirkungsstudien erarbeitet. Diese umfassen die Reduktion der Bewässerungsflächen und Bewässerungsmengen durch den verstärkten Anbau weniger bewässerungsintensiver Pflanzen bei einer gleichzeitigen Optimierung der Bewässerungsmethoden genannt. Zum anderen lautet eine weitere Empfehlung den beträchtlichen Viehbestand im Einzugsgebiet zu reduzieren bzw. verstärkt Weidenutzung zu betreiben, die nicht so stark von Dürreerscheinungen betroffen ist. Bzgl. der Wasserversorgungsinfrastruktur wird im Dürremanagementplan auf die umfassenden Investitionen im Bereich des Ausbaus der Wasserver- und Entsorgungsinfrastruktur in der Türkei und Antalya eingegangen. Der positive Effekt der Effizienzsteigerung der Wassernutzungen durch technische Maßnahmen, um den Folgen des Klimawandels entgegenzuwirken, wird durch die Weltbank in einem Vergleich der ökonomischen Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserknappheit im Mittleren Osten für die Türkei als groß eingeschätzt. Mit bereits 10 % Effizienzsteigerung lassen sich 4 % des BIP einsparen und zusätzlich lässt sich der Druck auf die Ausweitung landwirtschaftlicher Nutzflächen reduzieren (WORLD BANK 2019).

Was den Ausbau von Meerwasserentsalzungsanlagen, um auch künftig die Sicherung der Trinkwasserversorgung in anderen ariden und semiariden Regionen der Türkei sicherzustellen, sieht die Situation in der Türkei regional sehr unterschiedlich aus. Während z.B. in der Region um Istanbul zahlreiche Entsalzungsanlagen zur Gewinnung von Trinkwasser gebaut wurden, gab es in der Antalya Region dem Statusbericht über Meerwasserentsalzungsanlagen im Mittelmeerraum zufolge im Jahr 2012 noch gar keine Anlagen (Cuenca 2012). Mit Hilfe eines GIS-Tools wurde ferner in jüngster Vergangenheit in Abhängigkeit der Parameter Meerwassertemperatur, Salinität des Meerwassers, Solarstrahlung, Niederschlag, Bevölkerung und Wasserkosten das Potenzial für die Gewinnung von Trinkwasser aus Meerwasserentsalzungsanlagen durch Solar bzw. Windkraft in Küstenregionen analysiert (Fulya & Sarptas 2019). In dem Bericht wird das Potenzial für den Ausbau und Nutzung von Entsalzungsanlagen in der Antalya Region eher als gering eingestuft, da hier die Niederschlagsmengen höher und Wasserpreise niedriger als in anderen Regionen der Türkei sind (Fulya & Sarptas 2019). Das Thema wird in Anbetracht der oben dargestellten Entwicklungen der Verfügbarkeit von Wasserressourcen in der Antalya Region auch künftig wahrscheinlich keine relevante Rolle spielen. Eine weitere Möglichkeit

Dürreperioden zu überbrücken, besteht in der Erweiterung baulicher und natürlicher Speicherkapazitäten. Grundsätzlich ist die Errichtung weiterer Talsperren im Westlichen Taurusgebirge mit seinen hohen Jahresniederschlagsmengen denkbar. Die zusätzliche Anreicherung der Grundwasserleiter mit Flusswasser in der Talebene zwischen Taurus-Gebirge und Mittelmeer in den abflussreichen Winter- und Frühlingsmonaten würde eine Erhöhung der Wasserverfügbarkeit in Trockenperioden ermöglichen, da das Wasser anders als bei Oberflächenspeichern (Speicherbecken etc.) vor der starken Verdunstung geschützt ist.

Bezüglich der Problematik der Salzwasserintrusion in den Küstenaquifer der Fallstudienregion Antalya lassen sich aufgrund der schlechten Datenlage nur qualitative Aussagen treffen. Hier ist die simulierte Süß-/Salzwassergrenze ist nicht stationär, und für alle Szenarien nimmt das verfügbare Trinkwasserdargebot deutlich ab. Dies spricht für die dringende Notwendigkeit eines gezielten Grundwassermanagements, um eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung zu ermöglichen. Neben der Verbesserung der Datenlage zur Hydrogeologie und zur Wasserentnahme durch die einzelnen Akteure ist dafür ein dauerhaftes Monitoring der Chloridwerte in Küstennähe empfehlenswert.

Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)

Auf Basis der Klima- und Wasserbedarfsszenarien wird modellbasiert für die Fallstudienregion Eastern Cape ein Rückgang der Wasserverfügbarkeit bei steigendem Bedarf prognostiziert. Da in den vergangenen Jahren die Wasserversorgung durch wiederholte Dürreperioden an ihre Kapazitätsgrenzen gebracht wurde und die teils die Versorgungssicherheit nicht mehr gewährleistet war, wurden bereits Management- und Aktionspläne wie die Amatole Water Supply System Reconciliation Strategy (AWSSRS) erarbeitet. Diese zielen auf eine Diversifizierung der Wasserversorgungsquellen und Verbesserung der Wasserversorgungssicherheit bei Gewährleistung der Deckung des zukünftigen Wasserbedarfs über einen Planungshorizont von 30 Jahren. Die go-CAM-Modellstudien des Wasserhaushaltes können hierbei ein wichtiger Baustein zur künftigen Bedarfs- und Versorgungsplanung sein. Die Modellierungsergebnisse sind aufgrund der teils dürftigen Datenlage notwendiger Informationen mit größerer Unsicherheit behaftet. Als Beitrag zur Erhöhung der Konfidenz der Ergebnisse dieser und künftiger Modellstudien empfiehlt sich die Überprüfung und Ausweitung des bestehenden hydrometrischen Monitoringnetzes (Klimastationen v.a. in den Amathole Mountains und Pegel). Als Beitrag zur Diversifizierung und Sicherung der Wasserversorgung sollte die Nutzung von Grundwasservorkommen verstärkt in Erwägung gezogen werden. Die Ergebnisse aus dem Projekt go-CAM (Wasserhaushaltsmodellierung, Grundwasserpotentialstudie, Auswertung von Vorstudien) zeigen zumindest lokal gute Potentiale für die Nutzung von Grundwasser zum Zweck der Wasserversorgung auf. Mit einer gezielten Grundwassererkundung ausgehend von den bereitstehenden hydrogeologischen Informationen kann sowie dem Aufbau eines Grundwassermonitoringnetzwerkes kann das Bild, inwieweit Grundwassernutzung zur Steigerung der Resilienz der Wasserversorgung beitragen kann, wesentlich geschärft. Auf aktuelle, landes- oder regionalspezifische Grundwasserstudien zur Trinkwasserversorgung und für die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen konnte nicht zurückgegriffen werden. Durch die Publikationen von Smith-Adao et al. 2016, Felix 2018 sowie des Departement of Water and Sanitation (DWS) lieferten grundsätzliche Einblicke in die nationale Wasserstrategien.

Erhöhung der Wassernutzungseffizienz

Neben der Erschließung weiterer Wasservorkommen zur Sicherung der Wasserversorgung spielen verschiedene Ansätze zur Steigerung der Effizienz der Wassernutzung eine Rolle. Etwa 7,5 Millionen Südafrikaner haben kostenlosen Zugang zu Trinkwasser über kommunale und öffentliche Wasserhähne, die von den Gemeinden im Rahmen einer Politik der kostenlosen Grundversorgung bereitgestellt werden. Die kostenlose Versorgung einkommensschwacher Gemeinden mit fließendem Wasser ist wichtig, kann aber zu Wasserverschwendung führen. Die Folge ist ein Verlust an kommunalen Wasserressourcen und finanziellen Mitteln. Im Rahmen des Projektes go-CAM wurde zudem gemeinsam mit den südafrikanischen Partnern eine Anreizstrategie entwickelt, um den Verbrauchern, die in Südafrika über die öffentlichen Wasserhähne kostenlos mit Trinkwasser versorgt werden, einen langfristigen sozialen und finanziellen Mehrwert zu bieten. Die entwickelte Strategie wurde im Rahmen eines Fachartikels (Scheihing et al. 2020) publiziert und ist ein Beispiel für eine auf lokaler Ebene ausgehandelte Dienstleistungsvereinbarung, die nicht nur den sparsamen Umgang mit Wasser fördert, sondern auch das Vertrauen zwischen Wassermanagern und gefährdeten Gemeinden stärkt.

Um die Anreizstrategie für eine bestimmte bedürftige Gemeinschaft umzusetzen, werden drei Schritte vorgeschlagen. Im ersten Schritt wird die Hauptversorgungsleitung der jeweiligen Gemeinde gemessen, um den jährlichen Trinkwasserverbrauch zu ermitteln und die Zuverlässigkeit der Versorgung zu bewerten. Im zweiten Schritt wird das Anreizprogramm offiziell eingeführt, und der jährliche Wasserverbrauch jeder Gemeinde wird gemessen. Nach jedem Jahr der Programmlaufzeit wird die Differenz zwischen dem tatsächlichen jährlichen Wasserverbrauch und dem ursprünglichen Referenzverbrauch berechnet. Der daraus resultierende Betrag der effektiven Wassereinsparung kann in eine kommunale Kosteneinsparung umgerechnet werden. Im dritten Schritt wird ein wesentlicher Teil der berechneten Einsparungen aus Schritt zwei von der Gemeinde investiert, um ein Projekt mit Vorteilen für die Gemeinschaft durchzuführen.

Die Strategie verringert die Belastung der Wasserversorgungssysteme, die in vielen Regionen Südafrikas an ihre natürlichen Grenzen stoßen, und kann gleichzeitig die wiederkehrenden kommunalen Ausgaben für die unentgeltliche Wasserversorgung senken. Die Anreizprogramme können somit eine Win-Win-Situation für die betroffenen Menschen, die Stadtverwaltungen und die natürliche Umwelt schaffen. Als nächster Schritt sollte ein politisches Experiment konzipiert und auf eine Fallstudie angewandt werden, um nachzuweisen, dass das Anreizsystem in dem betreffenden Umfeld funktionieren kann, und um zu bewerten, welche Modalitäten der vorgeschlagenen Strategie am vielversprechendsten sind. Langfristig sollte die vorgeschlagene Anreizstrategie nicht nur als Mittel zur Verwaltung der bestehenden unentgeltlichen Wasserversorgung konzipiert werden, sondern könnte Teil einer integrierten Strategie sein, die durch andere nationale oder kommunale Mittel flankiert wird, um die Entwicklung zu fördern und die Abdeckung der grundlegenden Wasserversorgungsdienste unter dem Dach des SDG 6 zu erweitern (Scheihing et al. 2020).

Verzeichnisse

go-CAM



IV. Inhaltsverzeichnis

Vorwort	2
Erweiterte Zusammenfassung zum Schlussbericht	3
I. Einleitung	4
I.1. Projektziele	4
I.2. Projektstruktur	4
II. Kerneergebnisse des Projektes go-CAM	6
II.1. Fallstudienregion Sandelermöns	8
II.2. Fallstudienregion Großenkneten	11
II.3. Fallstudienregion Antalya (Türkei)	12
II.4. Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)	14
II.5. Fallstudienregion Nordost-Brasilien	15
II.6. Fallstudienregionsübergreifende Kernaussagen	15
III. Handlungsempfehlungen	19
Verzeichnisse	24
IV. Inhaltsverzeichnis	25
V. Abbildungsverzeichnis	27
VI. Tabellenverzeichnis	40
VII. Abkürzungsverzeichnis	47
Schlussbericht zum Projekt go-CAM	49
1. Einleitung	50
a. Defizite auf dem Gebiet „Globale Ressource Wasser“	50
b. Zielsetzung des Vorhabens go-CAM	50
2. Lösungsweg	53
2.1. Allgemeine Beschreibung	53
2.2. Übersicht der Fallstudienregionen	59
2.2.1 Fallstudienregion Sandelermöns	59
2.2.2 Fallstudienregion Großenkneten	75
2.2.3 Fallstudienregion Antalya (Türkei)	90
2.2.4 Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)	109
2.2.5 Fallstudienregion Nordost-Brasilien	116
2.3. Methoden der Küstenhydrologie	119
2.3.1 Fallstudienregion Sandelermöns	119
2.3.2 Fallstudienregion Großenkneten	165
2.3.3 Fallstudienregion Antalya (Türkei)	179
2.3.4 Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)	192

2.3.5	Dialogplattform „Coastal Aquifer Management“ (CAM)	202
3.	Ergebnisse.....	213
3.1.	Fallstudienregion Sandelermöns	213
3.1.1	Governanceanalyse.....	213
3.1.2	Monitoring	216
3.1.3	Geophysikalische Untersuchung.....	222
3.1.4	Hydrologische Modellierung.....	226
3.1.5	Regionale Grundwassermodellierung.....	240
3.1.6	Dichteabhängige Grundwassermodellierung	242
3.2.	Fallstudienregion Großenkneten	252
3.2.1	Governanceanalyse.....	252
3.2.2	Geochemische Modellierung	252
3.2.3	Hydrologische Modellierung.....	253
3.2.4	Grundwassermodellierung	261
3.3.	Fallstudienregion Antalya (Türkei).....	268
3.3.1	Governanceanalyse.....	268
3.3.2	Hydrologische Modellierung.....	271
3.3.3	Grundwassermodellierung	290
3.4.	Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika).....	295
3.4.1	Governanceanalyse.....	295
3.4.2	Hydrologische Modellierung.....	298
3.4.3	CAM-Dialogplattform.....	312
4.	Diskussion und Fazit	315
4.1.	Fallstudienregion Norddeutschland.....	315
4.2.	Fallstudienregion Antalya (Türkei).....	320
4.3.	Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika).....	321
4.4.	CAM-Dialogplattform.....	323
5.	Literaturverzeichnis.....	325
6.	Anhang	336

V. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Vorhabensübersicht: Die Modellierung des zukünftigen Wasserhaushalts und der -qualität von Oberflächen- und Grundwasser basiert auf den Softwarepaketen PANTA RHEI und d ^{3f} ++, angetrieben durch Klimamodelldaten als Randbedingungen. Der projizierte Wasserbedarf in der jeweiligen Küstenregion wird im Rahmen eines Partizipationsprozesses erarbeitet. Mögliche Ausprägungen der verschiedenen Szenarien (Dargebot und Bedarf) werden mit Hilfe ausgewählter Indikatoren vergleichend bewertet. Die Ableitung von Handlungsoptionen erfolgt mit Hilfe einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse (MCDA). Die MCDA ermöglicht die Entwicklung nachhaltiger Steuerungsstrategien in Küstenzonen (CAM - Coastal Aquifer Management).	53
Abbildung 2: Teilelemente der Prozesskette als Teil des Lösungsweges des Projektes go-CAM	54
Abbildung 3: Relative Entwicklung des Strahlungsantriebs (W/m ²) bis in das Jahr 2100 im Vergleich zur vorindustriellen Zeit (ca. 1765): SRES und RCP-Szenarien im Vergleich (DIPF 2019).....	55
Abbildung 4: CAM-Wasserindikatoren, berechnet mit den Hydrosystemmodellen und dem Modellergebnistransfer via CAMup (vgl. Abbildung 2). In Abbildung 188 (Kap. 3.5.1) ist der CAM-Dialogprozess dargestellt.	58
Abbildung 5: Geographische Übersicht der Arbeitsregionen des Vorhabens go-CAM.....	59
Abbildung 6: Verbandsgebiet des OOWV.....	61
Abbildung 7: Fallstudienregion Sandelermöns (Quelle: HUEK 500 und HUEK 200 - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover).....	63
Abbildung 8: Einzugsgebiete der oberirdischen Fließgewässer in der Fallstudienregion Sandelermöns	65
Abbildung 9: Klimadiagramm für die Klimastation Jever (Quelle: Wikimedia Commons, CC-BY-SA) ...	65
Abbildung 10: Lage des geologischen 3D-Modells Sandelermöns als östlicher Teil des OOWV-Modells Ostfriesland. Oben: 50-fach überhöht. Unten: „exploded“-Ansicht	67
Abbildung 11: Konstruiertes Profilschnittnetz zur Berechnung des geologischen 3D-Modells Sandelermöns	69
Abbildung 12: Lage der Fallstudienregion Großenkneten (orange, Umriss Wasserhaushaltsmodell LWI-HYWAG) als Teil der AR 1 (Norddeutschland) innerhalb Niedersachsens	76
Abbildung 13: Klimadiagramm der Wetterstation Großenkneten für den Zeitraum 1982-2012 (Quelle: WIKIMEDIA COMMONS 2017, Daten des DWD).....	77
Abbildung 14: Übersichtskarte des Trinkwassergewinnungsgebietes Großenkneten und Detaillkarten der Förderbrunnen in den drei Fassungen (Datengrundlage OOWV, Karte aus Langmann 2018)	78
Abbildung 15: Karte der Fließgewässer im Umfeld des Wassergewinnungsgebietes Großenkneten (Datengrundlage NLWKN, Karte aus Langmann 2018).....	80
Abbildung 16: Karte der Bodenarten in der Fallstudienregion Großenkneten (Datengrundlage: LBEG, Bodenübersichtskarte 1:50.000, Karte aus Langmann 2018)	81
Abbildung 17: Geologisches 3D-Strukturmodell des Gebietes Großenkneten. Oben: 50-fach überhöht. Unten: „exploded“ Ansicht. (Quelle: OOWV / Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH).....	83

Abbildung 18: Durchlässigkeit der oberflächennahen Gesteinsschichten (Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000, LBEG 2014, NIBIS©-Kartenserver, Abb. aus Langmann 2018).....	88
Abbildung 19: Schutzpotential der Grundwasserüberdeckung im Modellgebiet aus der hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK 200, LBEG 2014, NIBIS©-Kartenserver, Abb. aus Langmann 2018)	89
Abbildung 20: Lage der Grundwasseroberfläche interpoliert auf Basis von Grundwasserstandmessungen (Stützstellen als rosafarbene Signaturen) in der Fallstudienregion Großenkneten (Ausdehnung des Wasserhaushaltsmodells) auf Basis der HK 50 (Datengrundlage LBEG, Karte aus Langmann 2018)	90
Abbildung 21: Lage der Fallstudienregion Antalya östlich der Millionenstadt Antalya an der türkischen Mittelmeerküste	91
Abbildung 22: Anteile der verschiedenen Landnutzungstypen im Modellgebiet Antalya (CORINE Land Cover).....	92
Abbildung 23: Flusseinzugsgebiete in der Türkei (Fanack 2016) sowie die Modellgebiete der go-CAM-Fallstudienregion Antalya (gelb: Wasserhaushaltsmodell LWI-HYWAG), orange: Grundwasserströmungsmodell (GRS))	93
Abbildung 24: Flusseinzugsgebiete in der Fallstudienregion Antalya	97
Abbildung 25 Grundwasserleiter-Karte des Untersuchungsgebietes, Quelle: Universität Antalya	105
Abbildung 26: Grundwasserspiegel (November) und Lage der Beobachtungsbrunnen.....	108
Abbildung 27: Standort der Stadt Buffalo - Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM) in Südafrika mit seinen städtischen Zentren, den wichtigsten Flüssen, Stauseen sowie Pegel- und Niederschlagsstationen Stationen (die Karte zeigt die Lage der BCMM im Wasserwirtschaftsgebiet Mzimvubu bis Tsitsikamma Wasserwirtschaftsgebiet (grün gefüllt) in Südafrika) (aus Nolte et al. 2021).....	110
Abbildung 28: Am regionalen Wassermanagement des Amatole Water Supply Systems (AWSS) beteiligte Institutionen sowie die zugehörige Reconciliation Strategy (RS) und ihre Einbindung in das Projektmanagement des Department of Water Affairs and Sanitation (DWS) (aus Nolte 2019).....	111
Abbildung 29: Abflussganglinie des Buffalo Rivers am Pegel King William für den Zeitraum 1947 bis 2018.....	113
Abbildung 30: Karte der Hauptflüsse, oberirdische Einzugsgebiete, Reservoirs und größeren Städte in der Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika) innerhalb des Amatole Water Supply System (AWSS) Bodenkundlicher Überblick und Landnutzung (Nolte 2019)	113
Abbildung 31: Karte der Bodenarten in den Teileinzugsgebieten des Untersuchungsgebiets nach USDA-Klassifikation und ermittelt aus der Datenbank Soil and Terrain (SOTER) des International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) Informationszentrums (ISRIC) (Abb. aus Nolte 2019).....	114
Abbildung 32: Landnutzung (Corine Landcover, CLC) in der Fallstudienregion Eastern Cape auf Basis von DEA-Rasterinformationen.....	115
Abbildung 33: Schnitt aus dem Strukturmodell für die Arbeitsregion 2, Nordost-Brasilien mit exemplarischem Störungsbild, 10-fach überhöht (die Legende kann Abbildung 34 entnommen werden).....	116
Abbildung 34: Konstruiertes Profilschnittnetz der Strukturmodellierung für die Arbeitsregion 2, Nordost-Brasilien, 10-fach überhöht.....	117

Abbildung 35: Kristalliner Sockel mit Bohrungen und Störungen in 3D, Arbeitsregion 2, 10-fach überhöht.	117
Abbildung 36 : Kartierte und modellierte geologische Einheiten mit Bohrungen und Störungen in 3D, Projektgebiet Brasilien, 10-fach überhöht (die Legende kann Abbildung 34 entnommen werden).....	118
Abbildung 37: Übersicht des im Rahmen von go-CAM weitergeführten Monitorings sowie die durch den OOWV instrumentierten Beobachtungsbrunnen. Die Salz-Süßwassergrenze entspricht der 5 Ω m-Grenze in 60-65 m unter der Geländeoberkante. Die Daten entstammen den aeroelektromagnetischen Messungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), die durch das Leibnitz-Institut für angewandte Geophysik (LIAG) ausgewertet wurden. Das Foto zeigt die Messbrunnen 138/1 und 138/2 während einer Datenauslese und Wartung.	124
Abbildung 38: Ausschnitt aus der Übersichtskarte der Pegel und der hydrologischen Landschaften in Niedersachsen (aus Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 1998, verändert).....	125
Abbildung 39: Aufsicht des Siel- und Schöpfwerks Maadesiel mit Entwässerungswegen und Positionen der Radarsensoren zur Messung der Oberflächengeschwindigkeiten....	126
Abbildung 40: Ansicht des Siel- und Schöpfwerkes Maadesiel von Südwesten sowie Position und Ansicht der Wasserstands- und Geschwindigkeitssensoren in Siel- und Schleusenlauf.....	127
Abbildung 41: a) Messschema des geoelektrischen Monitoringsystems SAMOS mit Messbeispiel einer Wenner Elektrodenkonfiguration für zwei Elektrodenabstände „a“; b) Beispiel für die untertage zu verbauende Elektrodenkette bestehend aus einem Kabelvorlauf und einem 20 m langen Teilstück mit 80 Elektroden (System Abickhafe); c) obertägige Installationen bestehend aus Elektronik und geoelektrischem Messsystem. Technische Detailinformationen sind im LIAG-Abschlussbericht aufgeführt.....	128
Abbildung 42: Karte mit aerogeophysikalisch vermessenen Gebieten an der niedersächsischen Küste. Dargestellt ist der spezifische elektrische Widerstand rho (bzw. die spezifische elektrische Leitfähigkeit sigma) für den Tiefenbereich -15 m NHN. Niedrige spezifische Widerstände (rote Farbe) deuten im Küstengebiet auf Grundwasserversalzung hin (Datenbasis LIAG/BGR). Weiterhin dargestellt sind die Wasserschutzgebiete Sandelermöns (1), Feldhausen (2) und Klein Horsten (3), das Modellgebiet Sandelermöns und Lokationen, an denen das Salzwasser-Monitoring-System SAMOS installiert ist.	129
Abbildung 43: Detailkarte mit spezifischen elektrischen Widerständen (Farbskala entspricht Abb. 1), Wassereinzugsgebiete Sandelermöns und Feldhausen, Grenzlinie vollständiger Grundwasserversalzung (braune Linie) nach NIBIS Kartenserver (https://nibis.lbeg.de/cardomap3/), Grundwassermessstellen GWM (lila Punkte) und neu vermessene Geoelektrikprofile (schwarze Linien). b) vertikale Widerstandssektion (ERT) Profillinie bei GWM 228 (Burmönken) (Farbskala entsprechend Abb. 1); c) wie b), aber Farbskala an Anomalie angepasst; d) vertikale Widerstandssektion (ERT) Profillinie 1 bei GWM 223/224 (Abickhafe), der schwarze vertikale Balken im linken Profilverteil markiert die Lokation der verbauten SAMOS-Elektrodenkette, die gestrichelte vertikale Linie bei ca. 850 m markiert eine mögliche zweite Lokation.	129

Abbildung 44: Beispiele von 3D-Ansichten mit der Einfärbung der Schichten nach lithologischem Hauptanteil (links) und 3D-Ansicht der Schichten mit beschriebenem Eisengehalt (rechts), 50-fach überhöht.....	132
Abbildung 45: Ablauf der Übersetzung des Parsers der SEP3 Farbkodierung für Farben mit Pseudocode für den Abschnitt der Routine, der die Kürzel-Zusammensetzung detektiert.	134
Abbildung 46: Beispiel eines Ternärdiagramms mit der Färbung der Sedimentfarbe, so wie es sich aus den Beschreibungen ergibt.	134
Abbildung 47: Drei schematische Beispiele für die Berechnung der Werte Grobheit, Durchmischung und Trend aus SEP3-Beschreibungen für die Lithologie (mit rötlich: Hauptgemengteil, gelb: Differenzen zu gröberen Nebengemengteilen, blau: Differenzen zu feineren Nebengemengteilen).	136
Abbildung 48: 3D-Ausschnitt der Bohrungen im Projektgebiet Sandelermöns mit dem COARSENESS-Wert als Maßstab für die Voxel-Größe – feines Sediment ist somit schmal und blau, grobes Sediment ist über gelb, orange bis rot breiter (20-fach überhöht). So lässt sich ein rascher Überblick über die Verteilung der Bodentypen generieren.....	137
Abbildung 49: Training des Machine Learning Algorithmus XGBoost und Rück-Labeling der Schichtbeschreibungen an den Bohrungen für die Schicht qdlg (Drenthe Grundmoräne/Geschiebelehm). Links: Die Färbung der Voxel repräsentiert den lithologischen Hauptanteil (unten als linker Teil der Bohrsäule). Rechts: Die Färbung der Voxel repräsentiert den Verlauf von weiß über blassorange zu orange entsprechend den Eintrittswahrscheinlichkeiten für die Schicht qdlg als Ausgabe des trainierten XGBoost-Algorithmus (0 = gar nicht wahrscheinlich, 1 = sicher).....	138
Abbildung 50: Unterscheidungsmerkmale der trainierten XGBoost-KI für die Klassifizierung von Schichtsequenzen (aus Bohrungen) zu einer lithostratigrafischen Einheit des 3D Strukturmodells	139
Abbildung 51: Grobheitskurven für zwei Bohrungen im Vergleich jeweils links und rechts mit und ohne Kurvenstreckung/-stauchung zur Ähnlichkeitsanalyse.....	140
Abbildung 52: Mittlere lithologische Zusammensetzung der Bodentyp-Cluster mit K-Means im Projektgebiet Sandelermöns („Oth.“ = „Others“ = z.B. organische Böden, wie Hn, Hh etc.). Die Bedeutung der Kürzel ist dem Symbolschlüssel für Geologie, LBEG 2015 zu entnehmen.....	141
Abbildung 53: Ausgabe des HCE Moduls mit einer hypothetischen Modifikation der Schichtzusammensetzung wie sie in der stratigrafischen Einheit „Lauenburger Fazies“ (gemäß Schichtansprache) im Gebiet Sandelermöns beschrieben sind. Die Modifikation beinhaltet: Unsicherheit in den Intensitäten-Angaben um eine halbe Klasse, und die Korngrößen sollen normal verteilt sein und können mit ihren Extrema bis zu 50 % in die Korngrößengruppen gleichteilig jeweils links und rechts der eigenen Gruppengrenzen fallen.....	142
Abbildung 54: 3D Ansicht (Voxel) mit den Layern des Modflow Modells für Sandelermöns mit dem räumlich geschätzten Median der synthetischen kf-Wert-Verteilung	143
Abbildung 55: 3D Ansicht (Voxel) der Selektion der Voxel gemäß der Einteilung in Klassen für hydraulische Durchlässigkeiten für Sandelermöns mit dem räumlich geschätzten Median der synthetischen kf-Wert-Verteilung.....	144
Abbildung 56: 2D Verlauf eines sequentiellen Ordinary Kriging über die Perzentile der synthetischen kf-Wert-Verteilungen im Layer 2 als logarithmierter Wert entlang	

einer Nord-Nord-Ost zu Süd-Süd-West-Strecke (Sandelermöns). Mit rot sind unrealistische Überschneidungen der Perzentile markiert.	144
Abbildung 57: Aufbau des Bodenmodells DYVESOM (Kreye 2015)	146
Abbildung 58: Teilflächen im Modellgebiet Sandelermöns basierend auf den oberirdischen Wasserscheiden und die Unterteilung der Einheiten Geest und Marsch	148
Abbildung 59: Schematische Darstellung der Überlagerung von Teileinzugsgebiets-, Landnutzungs- und Bodenkarte zur Erstellung einer Hydrotopkarte am Beispiel der Fallstudienregion Großenkneten.....	149
Abbildung 60: Vertikale Gliederung des Modells PANTA RHEI mit Hinweis auf Abbildung 59 mit einer horizontalen räumlichen Diskretisierung des Modellgebiets in Polygone, so genannte Hydrotope.....	149
Abbildung 61: Lage der Gitterpunkte der regionalen dynamischen Klimamodelle aus dem Euro-CORDEX-Projekt, links: originales 12,5 x 12,5 km-Raster, rechts rotiertes und interpoliertes 10x10 km Raster (aus NLWKN 2017)	152
Abbildung 62: Zukunftsperioden als Basis der Auswertung der künftigen klimatischen und hydrologischen Verhältnisse.....	153
Abbildung 63: Statistische Tests zur Analyse der Signifikanz von Klima- und Wasserhaushaltsänderungssignalen (aus NLWKN 2017)	154
Abbildung 64: Schema zur Klassifizierung der Robustheit von Klimaänderungssignalen (verändert nach NLWKN 2017)	154
Abbildung 65: Halbschematischer geologischer West–Ost Profilschnitt (Niedersachsen Wasser 2020)	155
Abbildung 66: Diskretisierung eines Aquifers in drei räumlichen Dimensionen.....	156
Abbildung 67 Lage des Modellgebietes Sandelermöns; rot: Modellgrenze; grün: Einzugsgebiete der drei Wassergewinnungsanlagen; gepunktet: Lage der Süß-/Salzwassergrenze gemäß NLWKN (schwarz vollständig, rot teilweise versalzt).....	161
Abbildung 68: Hydrogeologisches Modell Sandelermöns, 50-fach überhöht; Das hydrogeologische Modell wird durch ein Grobgitter aus 21.304 Prismen-Elementen abgebildet (Abb. 5), das während der Berechnung mehrfach verfeinert wird.	162
Abbildung 69: Chloridkonzentration in 10 m (links) bzw. 60 m (rechts) Tiefe aus den AEM-Daten; rot: Modellgrenze; schwarz: Wasserschutzgebiete; grün: Förderbrunnen; gepunktet: Süß-/Salzwassergrenze lt. NLWKN	163
Abbildung 70: Grobgitter (50-fach überhöht), Anfangs- und Randbedingungen sowie Entnahmehäuser im Grundwassermodell für die Region Sandelermöns; „c=1“ steht für die Salzkonzentration der Nordsee (35 g/l NaCl bzw. 18 g/l Cl ⁻)	164
Abbildung 71: Ergebnisse der Modellkalibrierung; links: Lage der Grundwasseroberfläche in Relation zu den Messpunkten; rechts: Vergleich der gemessenen mit den berechneten Werten	165
Abbildung 72: Lithologische Zusammensetzung der ermittelten Bodentyp-Cluster (K-Means) für das Gebiet Großenkneten unter Verwendung der Cluster-Anzahl 50 (Oth. = e.g. organische Böden). Die Bedeutung der Kürzel ist dem Symbolschlüssel für Geologie, LBEG 2015 zu entnehmen.	166
Abbildung 73: Geschätzte und interpolierte k_f -Wert-Verteilung anhand von Bohrungsdaten und dem Einsatz des HCE Moduls für jeden Schichtkörper des 3D-Strukturmodells für das Projektgebiet Großenkneten.....	167

Abbildung 74: Vergleich der lithologischen Variabilität zweier Bohrungen (Grobheit, Mix und Trend, wie in Kapitel dumschrieben) zur Änderung der horizontalen hydraulischen Durchlässigkeit des kalibrierten Strömungsmodells, erstellt von Ing.büro H.-H. Meyer, Bad Nenndorf (Herr Meinken). Oben: Bohrung mit auffälligem lithologischem Wechsel in der Vertikalen von sandigem zu feinem Material und wenig hydraulische Variabilität. Unten: Dünne Kieslage in einem ansonsten sandigen Schichtenaufbau und hydraulische Variabilität.....	169
Abbildung 75: Darstellung der Flächen mit hohem Nitrateintrag und Abstrom (Modell ohne Denitrifikation, Zeitpunkt 2040),	172
Abbildung 76: Teilflächen des Wasserhaushaltsmodell Großenkneten basierend auf den oberirdischen Wasserscheiden sowie den Hydrotopen basierend auf der Verschneidung von Landnutzung, Bodeneigenschaften und Teilflächen.....	173
Abbildung 77: Gewässernetz der im Wasserhaushaltsmodell berücksichtigten Hauptgewässer und die zur Parametrisierung berücksichtigten Pegelstandorte im Modellgebiet Großenkneten.....	174
Abbildung 78: Modellgebiet Großenkneten mit Grundwassergleichen (blau), Förderbrunnen der Wassergewinnungsanlagen (türkis) und Wasserschutzgebiete (grau).....	176
Abbildung 79 : Großenkneten, hydrogeologisches Modell mit Randbedingungen, 30fach überhöht; rechts oben: flächendifferenzierte Grundwasserneubildung als Ergebnis von PANTA RHEI.....	177
Abbildung 80: oben: Vergleich der berechneten mit den gemessenen Grundwasserständen; unten: Zeitliche Entwicklung der berechneten Grundwasserstände gegenüber den Messwerten (gestrichelte Linien) an fünf ausgewählten Messstellen.....	178
Abbildung 81: Lage der Grundwasseroberfläche im Modell als Ergebnis der Kalibrierung (50fach überhöhte Darstellung).....	178
Abbildung 82: Teilflächen des Wasserhaushaltsmodells Antalya, Fließgewässer und Pegel.....	181
Abbildung 83 : Lage des Modellgebietes Antalya; grün: Beckenstruktur; pink: Gebiet der Studie; violett: Modellgebiet Hydrologie; rot: Modellgebiet Hydrogeologie; gelb/violett: Entnahmehbrunnen, Quelle: Universität Antalya.....	186
Abbildung 84: Lage des Modellgebietes für das hydrogeologische Modell (rot) in Relation zum digitalen Geländemodell und Vorfluter (Mitte: Haupt-Vorfluter Köprüçay).....	186
Abbildung 85: Geologische Karte und Aquiferkarte (Quelle: Universität Antalya).....	187
Abbildung 86: Südwest-Nordost-Vertikalschnitt durch das Modellgebiet; der für das Modellgebiet relevante Teil ist rot umrandet. (Quelle: Universität Antalya).....	187
Abbildung 87 : Abbildungen des alluvialen Aquifers (Quelle: Universität Antalya).....	188
Abbildung 88: Links: Konstruierte Basis des Alluviums; rechts: schematischer Schnitt durch das 3d Modell.....	188
Abbildung 89: Antalya: hydrogeologisches Modell mit Randbedingungen, 5fach überhöht, mit Vorflutern (blau) und Förderbrunnen (hellblau); rechts oben: flächendifferenzierte Grundwasserneubildung 2015, Ergebnis der Berechnung mit PANTA RHEI.....	189
Abbildung 90: Stationäre Kalibrierung Antalya: Vergleich der berechneten mit den gemessenen Grundwasserständen.....	190
Abbildung 91: Stationäre Kalibrierung Antalya: Zeitliche Entwicklung der berechneten Grundwasserstände gegenüber den Messwerten (gestrichelte Linien) in acht ausgewählten Messstellen.....	190

Abbildung 92: Lage der Grundwasseroberfläche als Ergebnis der Kalibrierung	191
Abbildung 93: Geschwindigkeitsfeld (links: 0 m NN; rechts: -900 m NN) als Ergebnis der Kalibrierung, logarithmische Skala.....	191
Abbildung 94: Chloridkonzentration im Modell Antalya; Messwerte [mg/l].....	192
Abbildung 95: Foto des Austauschworkshops im Oktober 2018; zentral für die Kooperation mit den Partnern der Buffalo City Metropolitan Municipality war der persönliche Austausch und die Zusammenarbeit auf Augenhöhe.....	193
Abbildung 96: Staudamm in der Region der Buffalo City Metropolitan Municipality; die Wasserstände in den Staudämmen sind in den letzten Jahren kritisch gesunken....	194
Abbildung 97: Zeitreihen der Wasserentnahme aus den Reservoirs des AWSS, 1. abgeleitet aus Abflussmessungen an Pegeln von Stauseen zu den Kläranlagen und dem Wasserbedarf für Bewässerung aus dem AWSSRS 2008 (P+I) und 2. abgeleitet aus dem jährlichen Wasserbedarf für Haushalt, Industrie und Landwirtschaft (Bewässerung) aus dem AWSSRS 2008 und 2016 zusammen mit Informationen aus AW 2017 und Hughes et al. 2014 (Abb. aus Nolte 2019).....	195
Abbildung 98: Karte der Hauptflüsse, Talsperren und Pegel sowie Teileinzugsgebiete in der Fallstudienregion Eastern Cape (Nolte 2019).....	198
Abbildung 99: Übersicht der Wasserhaushaltsszenarien als Resultat der Verwendung von Klimamodellensembles und Entnahmeszenarien im Fall der go-CAM-Fallstudienregionen Eastern Cape (Südafrika).....	199
Abbildung 100: Vergangener und projizierter Wasserverbrauch im Amatola Water Supply System. Die für die Wasserhaushaltsmodellierung verwendeten Bedarfsszenarien low, medium und high führen die Ziffern 3 bis 5.	201
Abbildung 101: Schematische Darstellung des Programmablaufes der CAM-Dialogplattform.....	204
Abbildung 102: Systemumgebung der CAM-Dialogplattform.....	208
Abbildung 103: Abbildung des Datenmodells der CAM-Dialogplattform	209
Abbildung 104: Austauschprozess zwischen CAMup und der CAM-Dialogplattform.....	211
Abbildung 105: Spezifische Leitfähigkeit und Grundwasserstand der Messstelle 146-1 für den Zeitraum 27.12.2014-31.12.201	217
Abbildung 106: Ganglinie des Gesamtdurchflusses am Maadesiel (hellblau) sowie die zugehörige Abflusssummenkurve (dunkelblau)für das hydrologische Jahr 2020.....	217
Abbildung 107: Monatssummen des Durchflusses am Maadesiel für die Monate November 2019 (ab 21.11.) bis Juni 2021	218
Abbildung 108: Ergebnisse aus dem Siel- und Schöpfwerkmonitoring am Maadesiel am Beispiel Januar 2021. Oben: Wasserstände der Nordsee am Maadesiel und binnenseitige Wasserstände in Schiel- und Schleusenlauf. Mitte: Durchflüsse in Siel- und Schleusenlauf, sowie Gesamtdurchfluss. Unten: Pumpenbetriebszeiten (1= Betrieb, 0 = kein Betrieb).....	219
Abbildung 109: Dauern des Pumpenbetriebs im Küstenregelbauwerk während der Beobachtungsperiode November 2019 bis Juni 2021	220
Abbildung 110: Jahresniederschlagshöhen der hydrologischen Jahre 2000 bis 2020 an der Klimastation Wangerland-Hooksiel. Das hydrologische Jahr 2020 wurde hellblau hervorgehoben.	221
Abbildung 111: Vergleich der mittels ADCP gemessenen Abflüsse mit den Abflüssen der permanenten Erfassung mit Hilfe des Radars	221

Abbildung 112: Strömungsprofile der ADCP-Messung am 24.11.2020 durch) Matheja Consult . Oben: Strömungsprofil entlang des gesamten binnenseitigen Bauwerksquerschnitts ($Q = 12,1 \text{ m}^3/\text{s}$), unten: Strömungsprofil im Teilquerschnitt vor Siel- und Pumpenlauf ($Q = 16,4 \text{ m}^3/\text{s}$)	222
Abbildung 113: Ergebnis des Monitorings mit SAMOS: links für go-CAM-1 (Abickhufe) für den Zeitraum 14.12.2018 bis 16.02.2021; rechts für go-CAM-2 (Spiekeroog) für den Zeitraum 24.06.2020 bis 17.02.2021.	223
Abbildung 114: Ergebnis des Monitorings mit SAMOS für go-CAM-1 (Abickhufe). Dargestellt sind der scheinbare spezifische Widerstand sowie die Chloridkonzentration über der Zeit für sechs verschiedene Tiefen (Mittelpunkte der Wenner-Alpha Anordnung und $a=0,25 \text{ m}$). Die Daten bilden einen Zeitraum von 2 Jahren ab (Januar 2019 bis Januar 2021). Die Datenlücken sind technisch bedingt.....	224
Abbildung 115: Scheinbarer spezifischer Widerstand und Chloridgehalt in Abhängigkeit von der Tiefe für go-CAM-1.	224
Abbildung 116: Ergebnisse der Beobachtung der Süß-/Salzwasser-Übergangszone mittels des scheinbaren spezifischen Widerstandes gemessen mit SAMOS an vier verschiedenen Standorten und entsprechend unterschiedlichen Tiefenbereichen und geologischen Bedingungen; die Übergangszone zeichnet sich durch die Verringerung des scheinbaren spezifischen Widerstands ab. Die Messungen erfolgen mindestens einmal pro Tag; es sind die Daten für den 2.1.2021 dargestellt.....	225
Abbildung 117: Simulierte (rot) und gemessene (blau) Abflussganglinie der Kalibrierungs- und Validierungsperiode und Abflusssummenlinie für den Pegel Neuenburg.....	228
Abbildung 118: Simulierte (rot) und gemessene (blau) Abflussganglinie und Abflusssummenlinie der Kalibrierungs- und Validierungsperiode für den Pegel Neuharlingersiel (BP)	228
Abbildung 119: Langjährige mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe in den Geestgebieten der Fallstudienregion Sandelermöns ($A = 522,8 \text{ km}^2$).....	230
Abbildung 120: Ensemble-Mittelwerte des mittleren jährlichen Grundwasserneu- bildungsvolumens im gesamten Modellgebiet Sandelermöns in der Referenzperiode sowie den beiden Zukunftsperioden für das RCP 4.5- und -8.5- Ensembles.....	234
Abbildung 121: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel des gesamten Modellgebietes für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane.....	235
Abbildung 122: Gleitendes Mittel über 30 Jahre der Änderung des mittleren Abflusses am Pegel Neuenburg ($A_{Eo} = 28,6 \text{ km}^2$) für die einzelnen Modellketten der beiden RCP- Szenarien sowie die jeweiligen Ensemble-Mediane.....	236
Abbildung 123: Boxplot der Änderungssignale für den mittleren Abfluss (MQ) an ausgewählten Pegel des Modellgebietes Sandelermöns für die nahe und ferne Zukunft des RCP 4.5-Ensembles links und das RCP 8.5-Ensemble rechts.....	236
Abbildung 124: Box-Whiskers-Plot der Änderungen des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Neuenburg in den Quartalen für das RCP 4.5-Ensemble links und das RCP 8.5- Ensemble rechts.....	237
Abbildung 125: Mittlere langjährige Abflusssummenkurven am Maadesiel für die drei Auswertungsperioden Z1, Z2 und Z3 der jeweils 17 Modellketten des RCP 4.5- Szenarios (links) und des RCP 8.5-Szenarios rechts sowie sie jeweiligen Ensemble- Mittel	238

Abbildung 126: Langjähriges mittleres Monatsabflussvolumen (30-jähriges Mittel) für die drei Zeitscheiben Z1-Z3 mit Standardabweichung aus 17 Modelketten sowie dem 30-jährigen Mittel resultierend aus der Wasserhaushaltssimulation auf Basis der meteorologischen Beobachtung.....	238
Abbildung 127: Wasserbilanz für die Fallstudienregion Sandelermöns aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) (je als Ensemble-Median) für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000.....	239
Abbildung 128: Boxplot der Wasserbilanzkomponenten N, ETakt und Q differenziert nach Auswertungsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (links) und das RCP 8.5-Ensemble (rechts), Fallstudienregion Sandelermöns.....	239
Abbildung 129: Berechnete Bahnlinien und Grundwassergleichenplan (Modellschicht 6) für den Prognose-Zustand im WW Sandelermöns.....	242
Abbildung 130: Simulierte Lage der freien Grundwasseroberfläche für Szenario 1.45 mit moderater Förderrate und für Szenario 1.85 mit stärkerer Förderrate im Jahr 2100 (Darstellung 50fach überhöht)	244
Abbildung 131: Salzverteilung im Jahr 2100 in -60 m (links) und -100 m (rechts) NN für das Szenario 1.45 mit moderater Förderrate. Konturlinien: Trinkwassergrenze (250 mg Cl-/l): blau: Anfangszustand, weiß: Szenario 1.45 mit moderater Förderung, pink: Szenario 1.85 mit erhöhter Förderung, Punkte: Förderbrunnen der 3 WGA.....	244
Abbildung 132: Wasserbilanzen für das RCP-Szenario 4.5, Varianten 1, 3 und 5 mit der moderat erhöhten Trinkwasserförderung (links) und der höheren Trinkwasserförderung (rechts): Grundwasserneubildung, Wasserentnahme durch die Förderbrunnen, In- bzw. Exfiltration durch die Vorfluter und Änderung des Gesamtvolumens	246
Abbildung 133 Wasserbilanzen für das RCP-Szenario 8.5, Varianten 1, 3 und 5 mit der moderat erhöhten Trinkwasserförderung (links) und der höheren Trinkwasserförderung (rechts): Grundwasserneubildung, Wasserentnahme durch die Förderbrunnen, In- bzw. Exfiltration durch die Vorfluter und Änderung des Gesamtvolumens	247
Abbildung 134: Indikatoren für den Grundwasserflurabstand im CAM für ein gemäßigtes Szenario	248
Abbildung 135: Indikatoren für den Grundwasserflurabstand im CAM für ein trockenes Szenario mit höherer Wasserförderung.....	249
Abbildung 136: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Mittelwerte), RCP-Szenario 4.5, Variante 1, Förderraten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 15 Mio. m ³ /a	249
Abbildung 137: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Trends), RCP-Szenario 4.5, Variante 1, Förderraten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 15 Mio. m ³ /a.....	250
Abbildung 138: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Mittelwerte), RCP-Szenario 8.5, Variante 1, Förderraten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 20 Mio. m ³ /a	250
Abbildung 139: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Trends), RCP-Szenario 8.5, Variante 1, Förderraten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 20 Mio. m ³ /a.....	251
Abbildung 140: Langjährige mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe in der Fallstudienregion Großenkneten (A=1.393,1 km ²).....	254
Abbildung 141: Ensemble-Mittelwerte des mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsvolumens im gesamten Modellgebiet Großenkneten (A=932,2 km ²) in der Referenzperiode sowie den beiden Zukunftsperioden für das RCP 4.5- und -8.5-Ensemble	257

Abbildung 142: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel des gesamten Modellgebietes Großenkneten (A = 932 km ²) für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane	258
Abbildung 143: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Stedingsmühlen für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane	259
Abbildung 144: Boxplot der Änderungssignale für den mittleren Abfluss (MQ) an ausgewählten Pegel des Modellgebietes Großenkneten für die nahe und ferne Zukunft des RCP 4.5-Ensembles links und das RCP 8.5-Ensemble rechts.....	259
Abbildung 145: Box-Whiskers-Plot der Änderungen des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Stedingsmühlen (Soeste) in den Quartalen für das RCP 4.5-Ensemble links und das RCP 8.5- Ensemble rechts	260
Abbildung 146: Wasserbilanz für die Fallstudienregion Großenkneten aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) (je als Ensemble-Median) für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000	261
Abbildung 147: Boxplot der Wasserbilanzkomponenten N, ETakt und Q differenziert nach Auswertungsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (links) und das RCP 8.5-Ensemble (rechts), Fallstudienregion Großenkneten.....	261
Abbildung 148 Wasserbilanz für das IPCC-Klimaszenarien RCP 4.5 (links) und 8.5 (rechts), Variante 1, 3 und 5 (von oben nach unten), für den Zeitraum 2017-2100.....	263
Abbildung 149: Indikatoren für den Grundwasserflurabstand im CAM für die Klimaszenarien 1.45 und 1.85	264
Abbildung 150: Nitrateintrag über den oberen Modellrand in Abhängigkeit von der Bodennutzung (grau: Förderbrunnen der WGA); Quelle: NLWKN	266
Abbildung 151: Verteilung der Nitrat-Messstellen im Modellgebiet	267
Abbildung 152: Stickstoffkonzentration in einer Tiefe von 6 m NN und -20 m NN für die Szenarien 1.45 und 1.05	268
Abbildung 153: Government Agencies in der Türkei, Quelle: (The World Bank 2016).....	269
Abbildung 154: Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihe des Abflusses und Volumens am Pegel D09A114.....	272
Abbildung 155: Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihe des Abflusses und Volumens am Pegel E09A032	272
Abbildung 156: Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihe des Abflusses und Volumens am Pegel D09A101.....	272
Abbildung 157: Vergleich der Abflusszeitreihen im Validierungszeitraum am Pegel D09A101	273
Abbildung 158: Vergleich der Zeitreihen einzelner Wasserhaushaltskomponenten und der Temperatur zwischen den Simulationen der Klimaszenarien RCP 4.5, RCP 8.5 und dem Beobachtungszeitraum.....	274
Abbildung 159: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel der gesamten Fallstudienregion Antalya für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane	278

Abbildung 160: Langjährige mittlere Grundwasserneubildung (Mio. m ³ /a) in der Fallstudienregion Antalya für die Referenzperiode 1971-2000 und die beiden Zukunftsperioden Z2 und Z3	278
Abbildung 161: Gleitendes Mittel über 30 Jahre der Änderung des mittleren Abflusses am virtuellen Pegel am Auslass des Flussgebiets des Acisu Deresi für die einzelnen Modellketten der beiden RCP-Szenarien sowie die jeweiligen Ensemble-Mediane.	279
Abbildung 162: Box-Whiskers-Plot der Änderungssignale für MQ differenziert nach Quartalen, Flussgebiet des Acisu Deresi	280
Abbildung 163: Darstellung der Änderungssignale der Jahresmittelwerte des Abflusses (MQ) für das RCP 4.5-Ensemble als Box-Whiskers-Plot.....	280
Abbildung 164: Darstellung der Änderungssignale der Jahresmittelwerte des Abflusses (MQ) für das RCP 8.5-Ensemble als Box-Whiskers-Plot.....	280
Abbildung 165: Wasserbilanz für die Fallstudienregion Antalya aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) (je als Ensemble-Median) für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000	281
Abbildung 166: Boxplot der Wasserbilanzkomponenten Niederschlag, ETakt und Abfluss auf Jahresbasis differenziert nach Auswertungsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (links) und das RCP 8.5-Ensemble (rechts), Fallstudienregion Antalya	282
Abbildung 167: Änderung des jährlichen Wasserdargebotes (%) als Summe aus Abfluss und Grundwasserneubildung in der nahen (2021-2050) und fernen Zukunft (2071-2100) im Vergleich zur Referenzperiode (1971-2000).....	284
Abbildung 168: Entwicklung des mittleren Wasserdargebotes aufgeschlüsselt nach Monaten (Mio. m ³) in den verschiedenen Zeiträumen für das RCP 4.5-Ensemble	284
Abbildung 169: Entwicklung des mittleren Wasserdargebotes aufgeschlüsselt nach Monaten (Mio. m ³) in den verschiedenen Zeiträumen für das RCP 4.5-Ensemble	285
Abbildung 170: Monatliche Verteilung des Wasserbedarfs in der Fallstudienregion Antalya	286
Abbildung 171: Monatliche Verteilung des Wasserbedarfs in den 3 Wasserbedarfsszenarien und der Gegenwart für die nahe Zukunft (links) und ferne Zukunft (rechts)	287
Abbildung 172: Vergleich des aktuellen Wasserdargebotes mit dem Wasserbedarf und Darstellung des Wasserstress und Wasserdefizits für die einzelnen Monate	287
Abbildung 173: Gegenüberstellung des aktuellen Wasserdargebotes mit Zufluss des Köprüçays in das Modellgebiet, dem Wasserbedarf und dem Wasserstress	288
Abbildung 174: Vergleich zwischen dem monatlichen Wasserdargebot (Mio. m ³) und den Wasserbedarfsszenarien in der nahen (2021-2050) und fernen (2071-2100) Zukunft in den beiden Klimaszenarien RCP 4.5 (oben) und RCP 8.5 (unten)	290
Abbildung 175: Salzverteilung im Jahr 2100 in -60 m NN (links) und -100 m NN (rechts) Tiefe für Szenario 1.45 (Farbskala), 1.85 und 3.45; Konturlinien: Trinkwassergrenze (250 mg Cl/l), weiß: Szenario 1.45, pink: Szenario 1.85, violett: Szenario 3.45, blau: Anfangszustand, türkis: Förderbrunnen	291
Abbildung 176: Wasserbilanzen für die beiden IPCC-Klimaszenarien RCP 4.5 (links) und RCP 8.5 (rechts), von oben nach unten: Variante 1, 2 und 3 für den Zeitraum 2017-2100 ...	292
Abbildung 177: Indikatoren für den Grundwasserstand im CAM für die Szenarien 1.45 und 1.85....	293
Abbildung 178: Indikatoren für den Chloridgehalt in drei Tiefen, dargestellt im CAM für die Szenarien 1.45 und 1.85.....	294

Abbildung 179: Ganglinien des beobachteten und simulierten Abflusses am Pegel R2H006 (Mgqakwebe River) für die Beobachtungsperiode, dargestellt zusammen mit dem Gebietsniederschlag (P) und der tatsächlichen Evapotranspiration (ETa) (aus Nolte 2019).....	299
Abbildung 180: Beobachtete und simulierte jährliche Gesamtabflussmengen an den Pegeln R2H001, R2H006, R2H005, R2H009, R2H029 und R2H003 (aus Nolte 2019).....	299
Abbildung 181: Darstellung der beobachteten und simulierten Speichervolumen, der simulierte Entnahme, des Entnahmeziels, das in der Simulation erreicht wird, wenn der Stausee nicht leer ist, und Ausmaß des Eingriffs, bei dem entweder ein Transfer aus dem Wriggleswade Dam stattfindet und/oder Wasserbeschränkungen angekündigt werden (nicht im Modell, sondern gemäß den Informationen aus dem BCM) (Nolte 2019).....	301
Abbildung 182: (a) Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Eastern Cape: a) Grundwasserneubildung als Prozentsatz der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge, die zur mittleren jährlichen Grundwasserneubildung beiträgt, (b) mittlere jährliche Grundwasserneubildung in Teileinzugsgebieten und zum Vergleich die mittlere jährliche Grundwasserneubildung aus DWAF (2005) (Nolte 2021).....	302
Abbildung 183: Box-Whiskers-Plot der jährlichen Grundwasserneubildung im Zeitraum 2007-2017 für verschiedene Pegelgebiete, dargestellt mit Minimum und Maximum (ohne Ausreißer), Median, erstes Quartil (25. Perzentil) und drittes Quartil (75. Perzentil) (aus Nolte et al. 2021).....	303
Abbildung 184: Ensemble-Mittelwerte der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung in der Referenzperiode der Zukunftsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (oben) und das RCP 8.5-Ensemble (unten) in der Fallstudienregion Eastern Cape.....	305
Abbildung 185: Ensemble-Mittel der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung pro Jahr für das RCP 4.5- und das RCP 8.5-Klimamodellensemble in der Fallstudienregion Eastern Cape	305
Abbildung 186: Ergebniskarte des Groundwater Potential Mapping mittels AHP in der Fallstudienregion Eastern Cape (Schnelle 2019)	306
Abbildung 187: Änderungssignale des Jahresmittelwertes des Abflusses (MQ) für die Pegel der Fallstudienregion Eastern Cape differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario	308
Abbildung 188: Box-Whiskers-Plot des mittleren monatlichen Abflusses am Pegel R2H006 (Mgqakwebe River) für das RCP 4.5-Ensemble links und das RCP 8.5-Ensemble rechts	309
Abbildung 189: Box-Whiskers-Plot des mittleren monatlichen Abflusses am Pegel R2H027 (Buffalo River) differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario	309
Abbildung 190: Änderungssignale des Jahresmittelwertes des Speicherfüllstandes für die Reservoirs der Fallstudienregion Eastern Cape differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario	311
Abbildung 191: Darstellung des CAM-Dialogprozesses.....	314
Abbildung 192: Niederschlagsänderungssignale ausgewählter Studien für das Gesamtjahr, Winter- sowie Sommerperioden mit Relevanz für Niedersachsen zur Referenzperiode 1971 bis 2000. A) Änderungssignal 2021 bis 2050, B) Änderungssignal 2071 bis 2100 (sofern nicht anders angegeben sind Ergebnisse laut Quelle robust). Abbildung aus Scheihing (2019), mit den Autorenangaben	

Hölscher und Petry wird auf die NLWKN-KliBiW-Berichte (NLWKN 2017, 2019, 2021) Bezug genommen. 316

Abbildung 193: Vorschlag für einen möglichen Ablauf einer integrierten Struktur- und Parametermodellierung unter Nutzung von Automatismen, Analysen und der Rückkoppelung mit externen Modellen mit z.B. hydraulischer Kalibrierung..... 319

VI. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Aufgabenschwerpunkte der einzelnen Teilprojekte im Projekt go-CAM	5
Tabelle 2: Übersicht der lithologischen und hydrostratigraphischen Einheiten im Untergrund der Fallstudienregion Sandelermöns (Quelle: Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH und LBEG (2011))	70
Tabelle 3: Untergrundmodelleinheiten sortiert nach ihrer Einordnung in die Hydrostratigrafische Gliederung von Niedersachsen (LBEG, 2011)	75
Tabelle 4: Hydrologische Landschaften im Modellgebiet Großenkneten mit zugehörigen gewässerkundlichen Hauptwerten (Von Nordwest nach Südost aufgezählt) (NUMIS-Portal, NMU 2017)	79
Tabelle 5: Stratigrafie und Hydrostratigrafie des Projektgebietes Großenkneten (Datengrundlage: Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH und LBEG (2011)).....	84
Tabelle 6: Flüsse und zugehörige Einzugsgebiete in der Fallstudienregion Antalya	96
Tabelle 7: Überblick über die im Untersuchungsgebiet anzutreffenden Formationen	98
Tabelle 8: Einteilung der Grundwasserleiter (Quelle: Universität Antalya)	106
Tabelle 9: Anteile der Landbedeckungsklassen im Untersuchungsgebiet, die durch Coraline Land Cover (CLC) definiert sind und stammen aus einem Raster des Departments of Environmental Affairs (DEA).	115
Tabelle 10: Kategorien des Parser-Wörterbuchs mit SEP3-Beispielen. Quelle der SEP3-Kodierung: Symbolschlüssel Geologie, LBEG, Hannover, 2015.....	133
Tabelle 11: Verwendete Prozeduren zur Berechnung des Wasserhaushaltes im Modellsystem PANTA RHEI.....	145
Tabelle 12: Übersicht über die in go-CAM, Fallstudienregion Sandelermöns, verwendeten Klimamodellketten.....	151
Tabelle 13: Übersicht der in go-CAM verwendeten hydrologischen und Klimakenngößen mit Bezug zu den CAM-Wasserindikatoren	152
Tabelle 14: Permeabilitäten im Ergebnis der Modellkalibrierung.....	164
Tabelle 15: Stammdaten der Pegel in der Fallstudienregion Großenkneten.....	173
Tabelle 16: Permeabilitäten im Ergebnis der Modellkalibrierung.....	177
Tabelle 17: Datengrundlage Wasserhaushaltsmodellierung (*abhängig von Messstation oder Pegel).....	180
Tabelle 18: Verwendete Prozeduren zur Berechnung des Wasserhaushaltes im Modellsystem PANTA RHEI.....	181
Tabelle 19: Übersicht der für die Fallstudienregion Antalya verwendeten Klimamodellketten.....	183
Tabelle 20: Entwicklung des Wasserverbrauchs (L/E-d) in der nahen (2021-2050) und fernen Zukunft (2071-2100) in den drei Wasserbedarfsszenarien.....	184
Tabelle 21: Entwicklung der Bettenkapazität der Ferienwohnungen und -häuser (oben) sowie der Hotels in der nahen (2020-2050) und fernen Zukunft (2070- 2100) in den drei Wasserbedarfsszenarien.....	184

Tabelle 22: Änderungen der Gewächshausfläche und der bewässerten Feldfläche (%) in der nahen (2020-2050) und fernen Zukunft (2070-2100) im Vergleich zur Gegenwart in den drei Wasserbedarfsszenarien.....	185
Tabelle 23: Datengrundlage für den Aufbau des Wasserhaushaltsmodell der Fallstudienregion Eastern Cape	196
Tabelle 24: Übersicht der für die Modellkalibrierung und -validierung verwendeten Abflussdaten	197
Tabelle 25: Übersicht der Klimastationen in Modellgebiet Eastern Cape und der verfügbaren Zeitreihen sowie Angaben zur Herkunft der Datenreihen	197
Tabelle 26: Für die Fallstudienregion verwendete RCP 4.5- und -8.5-Klimamodellensembles	200
Tabelle 27: Übersicht zu den Anwendungen einzelner Modelle zur Berechnung der Wasserindikatoren	213
Tabelle 28: Übersicht der verfügbaren Pegel mit Abflussdaten im Modellgebiet Sandelermöns mit Verortung, Periode der verfügbaren Abflussdaten und Datentyp	226
Tabelle 29: Kalibrierungsergebnisse des Abflusses an den Referenzabflussdaten für den jeweiligen Kalibrierungszeitraum anhand der Kriterien Bestimmtheitsmaß R^2 , Nash-Sutcliffe E, logarithmierter Nash-Sutcliffe E_{\log} und der Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung (RMSE).....	227
Tabelle 30: Validierungsergebnisse des Abflusses an den Referenzabflussdaten für den jeweiligen Validierungszeitraum anhand der Kriterien Korrelationskoeffizient R^2 , Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz E, logarithmierter Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz E_{\log} und der Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung RMSE.....	227
Tabelle 31: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung auf den Geest-Teilflächen der Fallstudienregion Sandelermöns (n=68, A = 522,8 km ²).....	229
Tabelle 32: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung auf den Marsch-Teilflächen der Fallstudienregion Sandelermöns (n=74, A = 645 km ²).....	230
Tabelle 33: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung in den Vergangenheitsperioden 1961-1990, 1971-2000 und 1981-2010.....	231
Tabelle 34: Wasserbilanz für das kalibrierte Grundwasserströmungsmodell.....	240
Tabelle 35: Wasserbedarfsszenarien für das Modell Sandelermöns	242
Tabelle 36: Rechenfälle aus den kombinierten Klima- und Wasserbedarfsszenarien	243
Tabelle 37: Abstand der Trinkwassergrenze zum nächstgelegenen Brunnen der WGA Sandelermöns.....	245
Tabelle 38: Durch das Grundwassermodell bereitgestellte Indikatoren.....	248
Tabelle 39: Verfügbares Trinkwasserdargebot für die einzelnen Szenarien.....	251
Tabelle 40: Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodells Großenkneten an den Referenzabflussdaten anhand der Korrelationskoeffizient R^2 , Modelleffizienz-Koeffizient nach Nash-Sutcliffe E und der prozentualen Abweichung des Abflussvolumens PBIAS.....	253
Tabelle 41: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung auf den Geest-Teilflächen der Fallstudienregion Großenkneten (n = 81, A = 1393,1 km ²)	254
Tabelle 42: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Großenkneten in den Vergangenheitsperioden 1961-1990, 1971-2000 und 1981-2010	255
Tabelle 43: Durch das Grundwassermodell bereitgestellte Indikatoren.....	262

Tabelle 44: Angenommener Stickstoffeintrag für den historischen Zeitraum 1940-2016 für die einzelnen Nutzungsarten; Quelle: OOWV/IWW.....	265
Tabelle 45: Für die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells Antalya zur Verfügung stehende Pegel und Abflusszeitreihen	271
Tabelle 46: Modellgüte des Wasserhaushaltsmodells für die Kalibrierungsperiode ausgedrückt durch die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) und den prozentualen Abflussvolumenfehler (PBIAS).....	271
Tabelle 47: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung (2011-2017) in der Fallstudienregion Antalya (A = 1298,3 km ²)	275
Tabelle 48: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Antalya für das Gesamtjahr und die Quartale	276
Tabelle 49: Vergleich des absoluten jährlichen Wasserdargebots (Mediane der Klimaensembles) in verschiedenen Zeitspannen.....	283
Tabelle 50: Ergebnisse der Wasserbedarfsanalyse zur Berechnung des aktuellen Wasserbedarfs	285
Tabelle 51: Jährlicher Wasserbedarf (Mio. m ³) in den drei Wasserbedarfsszenarien und die Änderung (%) im Vergleich zur Gegenwart für die nahe (2020-2050) und ferne (2070-2100) Zukunft.....	286
Tabelle 52: Mittleres jährliches Wasserdargebot in der nahen (2021-2050) und fernen (2071-2100) Zukunft für das RCP 4.5 und RCP 8.5-Ensemble (Ensemble-Mittelwerte) im Vergleich mit dem jährlichen Wasserbedarf der drei Wasserbedarfsszenarien	288
Tabelle 53: Verfügbares Trinkwasserdargebot für die einzelnen Szenarien.....	295
Tabelle 54: Modellgüte des Wasserhaushaltsmodells der Fallstudienregion Eastern Cape ausgedrückt durch die Gütemaße r (Korrelationskoeffizient), Mittlerer quadratische Abweichung der gemessenen und simulierten Abflüsse (RMSE), Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (E) und logarithmierte Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (C = Kalibrierungsperiode 2012-2017, V = Validierungsperiode 2007-2011)	298
Tabelle 55: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	337
Tabelle 56: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	338
Tabelle 57: Sandelermöns: Ensembledittelwerte der Änderung der Tagesmitteltemperatur (Tav) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	339
Tabelle 58: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	340
Tabelle 59: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	341
Tabelle 60: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Jahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	342

Tabelle 61: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	343
Tabelle 62: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Jahresniederschlagshöhe (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	344
Tabelle 63: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Jahresniederschlagshöhe für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	345
Tabelle 64: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	346
Tabelle 65: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	347
Tabelle 66: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	348
Tabelle 67: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhe in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	349
Tabelle 68: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	350
Tabelle 69: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	351
Tabelle 70: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildungshöhe in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	352
Tabelle 71: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der Abflusshöhe (MQ) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	353
Tabelle 72: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	354
Tabelle 73: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	355
Tabelle 74: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	356
Tabelle 75: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	357

Tabelle 76: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	358
Tabelle 77: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	359
Tabelle 78: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	360
Tabelle 79: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	361
Tabelle 80: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhe (P90Q) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	362
Tabelle 81: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	363
Tabelle 82: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe (GWN) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	364
Tabelle 83: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildungshöhe (GWN) gegenüber der Referenzperiode 1971-2000 für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	365
Tabelle 84: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der Abflusshöhe (MQ) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	366
Tabelle 85: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	368
Tabelle 86: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	369
Tabelle 87: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des Gebietsniederschlags (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	370
Tabelle 88: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des Gebietsniederschlags (Psum) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	371
Tabelle 89: Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhen (Psum) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	372
Tabelle 90: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen in den Quartalen für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	373

Tabelle 91:	Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	374
Tabelle 92:	Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	375
Tabelle 93:	Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Evapotranspiration (ETakt) in den Quartalen für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	376
Tabelle 94:	Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Evapotranspiration (ETakt) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	377
Tabelle 95:	Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung der Evapotranspiration (ETakt) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	378
Tabelle 96:	Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	379
Tabelle 97:	Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	380
Tabelle 98:	Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildung (GWN) in den Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 gegenüber der Referenzperiode 1971-2000 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	381
Tabelle 99:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	382
Tabelle 100:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	383
Tabelle 101:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesniederschlagssumme (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	384
Tabelle 102:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	385
Tabelle 103:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	386
Tabelle 104:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm bezogen auf das Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	387
Tabelle 105:	Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	388

Tabelle 106: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Jahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	389
Tabelle 107: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe differenziert nach Quartalen für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	390
Tabelle 108: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	391
Tabelle 109: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung der Tagesmitteltemperatur (Tav) in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	392
Tabelle 110: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	393
Tabelle 111: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhe in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	394
Tabelle 112: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble	395
Tabelle 113: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildungshöhe in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble.....	396

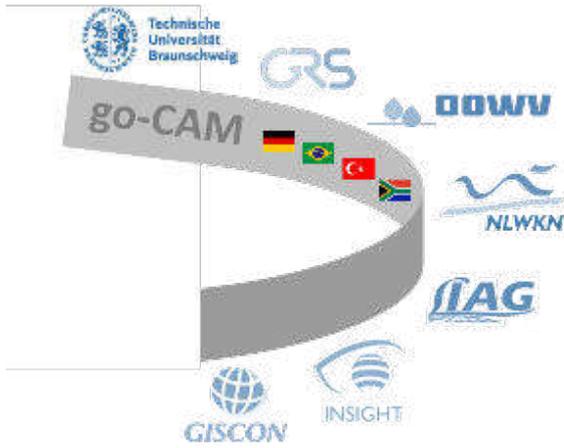
VII. Abkürzungsverzeichnis

ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler (Ultraschall-Doppler-Strömungsmesser)
ADM	Amathole District Municipality
ANA	National Water Agency
ARC	Agricultural Research Comission
AW	Amatole Water
AWSS	Amatole Water Supply System
AWSSRS	Amatole Water Supply System Reconciliation Strategy
BCMM	Buffalo City Metropolitan Municipality
BGR	Bundesamt für Geologie und Rohstoffe
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz: BMWK
CAM	Coastal Aquifer Management
CMS	Einzugsgebietsmanagementstrategien
d ^{3f++}	distributed density-driven flow (Codes d ^{3f} + r ^{3t} = d ^{3f++})
DAFF	Department of Agriculture, Forestry and Fisheries
DEA	Department of Environmental Affairs
DEAT	Department of Environmental Affairs and Tourism
DGM	Digitales Geländemodell
DWA	Department of Water Affairs
DWAF	Department of Water Affairs and Forestry
DWD	Deutscher Wetterdienst
DWS	Department of Water Affairs and Sanitation
EC	Eastern Cape
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL)
FFH	Flora-Fauna-Habitat
GCM	Global Climate Model (Globales Klimamodell)
GIZ	Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
GRoW	Globale Ressource Wasser
GWK	Grundwasserkörper
GW-MATE	Groundwater Management Advisory Team
HCE	Hydraulic Conductivity Estimator
HYWAG	Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz des Leichtweiß-Institut für Wasserbau
ICMA	Integrated Coastal Management Act
IEP	Integrierte Entwicklungspläne
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISP	Interne strategische Perspektiven

IWRPP	Integrierte Wasserressourcenplanung
IWW	Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LGLN	Landesvermessung Niedersachsen Hannover
LWI	Leichtweiß-Institut für Wasserbau
RCP	Representative Concentration Pathway
RCM	Regional Climate Model (Regionales Klimamodell)
MCDA	Multi Criteria Decision Analysis
mGROWA	Großräumiges Wasserhaushaltsmodell
MU	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz
NAWAK	Entwicklung nachhaltiger Anpassungsstrategien für die Infrastrukturen der Wasserwirtschaft unter den Bedingungen des klimatischen und demographischen Wandels, NaWaM/BMBF
NGS	Nationale Grundwasserstrategie
NWA	National Water Act
NWG	Niedersächsisches Wasserhaushaltsgesetz
NWRS	Nationale Wasserressourcenstrategie
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
SAMOS	Salzwassermonitoring-System
SiSchöMo	Siel- und Schöpfwerkmonitoring
SWAT	Soil & Water Assessment Tool
SDG	Sustainable Development Goals
TFL	Teilfläche im hydrologischen Modell PANTA RHEI
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WGA	Wassergewinnungsanlage
WMA	Wasserwirtschaftsgebiet
WRC	Water Research Commission
WW	Wasserwerk

Schlussbericht zum Projekt go-CAM

go-CAM



1. Einleitung

a. Defizite auf dem Gebiet „Globale Ressource Wasser“

Seit 1950 ist die Trinkwasserverfügbarkeit pro Kopf weltweit um bis zu 80 % gesunken. Bereits heute lebt 1 - 2 % der Weltbevölkerung in Ländern mit absoluter Wasserknappheit (UN Development Programme 2006). Experten gehen davon aus, dass im Zuge einer globalen Erwärmung von 2-3 °C im 21. Jahrhundert etwa 10 % der Weltbevölkerung unter absoluter Wasserknappheit leiden wird. Absolute Trinkwasserknappheit wird erreicht, wenn pro Kopf und Jahr weniger als 500 m³ Wasser verfügbar ist. Eine Herausforderung in den nächsten Jahren ist daher die Umsetzung und Beschleunigung einer nachhaltigen Süßwasserpolitik (vgl. UN 2010). Insbesondere in Küstenregionen mit sehr hohen Bevölkerungsdichten sind die Wasserressourcen durch Änderungen der meteorologischen Rahmenbedingungen sowie einem Meeresspiegelanstieg besonders gefährdet. Eine Übernutzung der Wasserressourcen führt unweigerlich zu Nutzungskonflikten in diesen Regionen. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit für eine umfassende und nachhaltige Steuerung der Wasserversorgung in Küstenbereichen unter Berücksichtigung von sich ändernder Menge und Qualität (Stoffeinträge, Salzwasserintrusionen) der Ressource Wasser. Erst eine direkte Einbeziehung von unterschiedlichen Nutzergruppen in Entscheidungen zur Wasserverteilung ermöglicht die notwendige Akzeptanz für eine Umsetzung von nachhaltigen Steuerungsstrategien. Vorhaben dieser Art sind bislang nicht anwenderorientiert, werden aber zunehmend gefordert (UN Development Programme 2006).

In der Vergangenheit haben sich eine Vielzahl von Gemeinden und Regierungen stark auf Infrastrukturlösungen konzentriert, um der Wasserknappheit zu begegnen. Dieser Ansatz ist in vielen Klimaregionen alleine nicht zielführend, da das verfügbare Süßwasserdargebot der limitierende ökonomische/sozioökonomische sowie ökologische Faktor ist und teilweise durch den klimatischen Wandel und den damit einhergehenden Meeresspiegelanstieg rückläufig ist. Aus diesem Grund muss das Süßwassermanagement im Küstenraum mit seinem ständig wachsenden Bedarf zukünftig auch Wert auf den Schutz der vorhandenen und begrenzten Süßwasserressourcen gegenüber Salzwasserintrusion, diffusen anthropogenen Stoffeinträgen und einer Übernutzung legen. Außerdem muss darauf geachtet werden, dass eine entsprechende Dargebotsmenge im System verbleibt, um das ökologische Selbstreinigungs- und Biodiversitätspotential der Küsten- und Ästuarregionen sicherzustellen.

b. Zielsetzung des Vorhabens go-CAM

Um den genannten Defiziten wirksam entgegenzutreten, war das **Ziel des go-CAM Verbundprojektes die Entwicklung, Implementierung und Anwendung einer multikriteriellen Steuerungsoptimierung für eine nachhaltige Wassernutzung in physiogeografisch unterschiedlichen Küstenregionen**. Aus den regionalen Analysen in ausgewählten nationalen und internationalen Modellregionen wurde eine Dialogplattform für einen globalen Wissenstransfer entwickelt (**CAM** - Coastal Aquifer Management).

Grundlage der regionalen Analyse sind moderne, leistungsstarke, von den Vorhabenspartnern entwickelte Software-Pakete zur Modellierung der Wasserressourcen in Abhängigkeit vom Dargebot und dem Bedarf. Die regionalspezifischen Bedarfserhebungen und Nutzungsansprüche werden entsprechend den Ausführungen der OECD Environment Statistics (2022) erhoben und ausgewertet. Darauf aufbauend wurden leistungsfähige Steuerungsinstrumentarien entwickelt, die die wasserwirtschaftliche Praxis für die Ableitung langfristiger und nachhaltiger Handlungsoptionen zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit benötigt. **Eine integrierte Bewirtschaftung der Ressource Wasser** wird übergeordnet als ein wichtiges Instrument für die

Ausarbeitung von Rahmenrichtlinien angesehen Die politischen und strukturellen Bedingungen sind auf nationaler Ebene in den vier Zielregionen jedoch sehr differenziert:

- Im norddeutschen Küstenraum (Arbeitsregion 1) ist eine koordinierte und nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen durch die Landwirtschaft im Spannungsfeld mit der Wasserversorgung und dem Umweltschutz im Zusammenhang mit der Sieltätigkeit (Drainage von landwirtschaftlichen Nutzflächen) unzureichend umgesetzt. Darüber hinaus gibt es keine konkreten Strategien zur Reduzierung des Eintrags von landwirtschaftlichen Stoffen (Phosphat und Nitrat) in Oberflächengewässer und in oberflächennahe Grundwasserkörper. Hier fehlen trotz erkennbarer Bemühungen mittel- und langfristige, nachhaltige Anpassungsstrategien, basierend auf belastbaren Bilanzierungen des nutzbaren Süßwasserdargebots (siehe laufendes BMBF-Forschungsvorhaben NAWAK).
- In den Küstenregionen Nord-Ost-Brasiliens (Arbeitsregion 2) führt eine mangelnde Basisversorgung mit Süßwasser zusammen mit sich derzeit verstärkenden wirtschaftlichen und sozialen Problemen in den Ballungsräumen auch zu politischen Herausforderungen. Gründe hierfür sind u.a. unzureichende Kenntnisse über die vorhandenen Wasserressourcen, zunehmende wasserintensive Zuckerrohrmonokulturen, keimanfällige häusliche Regenwassersammlung oder fehlende Versorgungsleitungen.
- Im Raum Antalya (Türkei) (Arbeitsregion 3) ist mittelfristig die Versorgungssicherheit mit Trinkwasser durch die komplexen Strukturen der Kluft- und Karstgrundwasservorkommen (hoher Grundwasserabfluss ins Meer), die bestehenden unzureichenden Schutzkonzepte und den steigenden Verbrauch durch Landwirtschaft und Tourismus gefährdet (Übernutzung der Küstenaquifere).
- Die Region Eastern Cape (Südafrika) (Arbeitsregion 4) ist durch zunehmende Einträge aus der Landwirtschaft geprägt. Durch die Nutzungskonkurrenz und Übernutzung im Wassersektor zwischen Trinkwassergewinnung und Landwirtschaft (Fütterung und Beregnung) kommt es in Trockenzeiten aufgrund langsamer Fließgeschwindigkeiten in den Vorflutern und hohen Nährstoffeinträgen teilweise zur starken Algenblüte. Durch die sinkende Wasserqualität rückt das Grundwasser für die Gewinnung von Trinkwasser weiter in den Fokus, um bei stetiger Urbanisierung die Trinkwasserversorgung sicherzustellen. Dies geschieht aktuell jedoch ohne ausreichende Untersuchungen der Ressourcenverfügbarkeit.

Die Probleme im regionalen Wassersektor der genannten Zielregionen liegen grundsätzlich in einer nicht ausreichenden Steuerungskompetenz, welche **insbesondere in fehlenden oder nicht belastbaren Kenntnissen über das nutzbare natürliche Süßwasserdargebot und seiner Verknüpfung mit dem hydrologischen Kreislauf begründet ist.**

Für die komplexe Prozessbeschreibung des regionalen Wasser- und Stoffumsatzes im Küstenraum mit seinen durch direkte Messung nicht zugänglichen räumlich und zeitlich hochdynamischen unterirdischen Wasserhaushaltskomponenten ist der Einsatz von leistungsfähigen Computerprogrammen eine Strategie, um die notwendigen Erkenntnisse für eine Steigerung der Steuerungskompetenz zu erreichen. Ist die Bereitschaft und Zuständigkeit der Akteure grundsätzlich vorhanden oder geregelt, so mangelt es an praktischen Erfahrungen, mit leistungsstarken effizienten Technologien zur Beschreibung der Küstenhydrologie Entscheidungsgrundlagen zu schaffen. Vielmehr existiert ein großer Informationsbedarf über die Folgen eines zunehmenden Wasserstress sowie zu möglichen Handlungsoptionen. Eine entscheidende Voraussetzung, um die Auswirkungen veränderter Klima- und Bedarfsszenarien auf die Wasserversorgungssicherheit im Küstenraum möglichst frühzeitig zu erkennen und ggf. gegenzusteuern, ist ein profundes System- und Prozessverständnis. Die Motivation zur aktiven Steuerung im Sinne der Nachhaltigkeit und die Entwicklung neuerer und verbesserter Anpassungsstrategien **soll mit der Bereitstellung verlässlicher und genauer Modellergebnisse maßgeblich erhöht werden.** Das Vorhaben selbst zielt auf die nachhaltige Nutzung der vorhandenen Süßwasser-

ressourcen im Küstenraum sowie auf einen fairen Interessensausgleich zwischen Haushalten, Industrie, Tourismus und Landwirtschaft. Das CAM-Konzept dieses Forschungsantrags zur Stärkung der Steuerungskompetenz basiert auf einem Mehrebenen-Ansatz im Hinblick auf die Beteiligung der Akteure für den CAM-Aufbau und beim Human Capacity Development (HCD). Auf der regionalen und nationalen Ebene des Wassersektors soll dieses Konzept helfen, die vorhandene Kompetenz auszubauen und zur Prüfung der institutionellen Rahmenbedingungen der Entscheidungsfindung beitragen.

Im Vorhaben sollen auf Grundlage von Modellsimulationen im Rahmen einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse (**MCDA**, Multi Criteria Decision Analysis) gemeinsam mit den lokalen Akteuren Handlungsoptionen für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Grundwassers abgeleitet werden. Die zu entwickelnde Dialogplattform CAM basiert auf der quantitativen Zustandsbewertung des Systems auf Grundlage der jeweiligen simulierten Handlungsoption. In Zusammenarbeit mit den Akteuren werden die Indikatoren erarbeitet. Mögliche Indikatoren können beispielsweise die Verschiebung der unterirdischen Salz-/Süßwassergrenze oder die mengenmäßige Veränderung der Grundwasserneubildung sein.

Über eine solide Abschätzung der verfügbaren Süßwasserressourcen im Kontext der Aufstellung und Moderation der Wasserbedarfsdeckungsbilanz ist es möglich, Handlungsdruck im Sinne von Empfehlungen auf die verschiedenen Nutzergruppen auszuüben. Dabei können folgende Empfehlungen exemplarisch genannt werden:

- Erhöhung der Wasserproduktivität bei der Entwässerungs- (Friesland: Drainage-, Sieltätigkeit) und Bewässerungslandwirtschaft (Nordost-Brasilien: Zuckerrohr- u. Energiepflanzenanbau).
- Maßnahmeneinleitung bei den Wasserversorgungsunternehmen (WVU) bezüglich Leitungsverluste.
- Initiierung von Wasserspartechnologien bei Privat- und Industrienutzern; Generierung von technischen Maßnahmen zur Vernetzung von Wasserversorgungsanlagen hinsichtlich der Versorgungssicherheit
- oder Initiierung von Ressourcenschutz („unsichtbare“ Ressource, vgl. Wijnen et al. 2012), z.B. hinsichtlich der Reduktion des Nitrateintrags in das Grundwasser.

Hierbei muss das Ziel sein, einen fairen Interessensausgleich zwischen den einzelnen Grundwassernutzergruppen in den Regionen anzustreben, wobei auch den Ökosystemdienstleistungen des Hydrosystems Grundwasser eine wesentliche Rolle eingeräumt werden soll.

Das Konzept und somit auch die einzelnen Arbeitspakete des go-CAM-Verbundvorhabens stützen sich auf die Global Water Partnership-Leitlinien und die GW-MATE-Notes (Foster et al. 2010) für nationale IWRM und ihre praktischen Ansätze zur Implementierung. Hinter dem Leitgedanken IWRM (Integrated Water Resources Management) werden die koordinierte Entwicklung und das Management von Wasserressourcen verstanden, mit dem Ziel das ökonomische und soziale Wohlergehen gerecht zu maximieren, ohne dabei den ökologischen Nachhaltigkeitsaspekt zu missachten.

Ein Aspekt im go-CAM-Vorhaben (vgl. Kap. 2.3.1.7) ist die multikriterielle Analyse von Ergebnissen der räumlich differenzierten Modellierung des Wasserhaushalts unter dem Einfluss von dichteabhängiger Grundwasserströmung. Mit diesem Ansatz soll die intrinsische Variabilität hydrogeologischer Strukturen und der sozioökonomische Kontext der Ressourcennutzung integrierend analysiert werden (Foster & Ait-Kadi 2012, Foster et al. 2010).

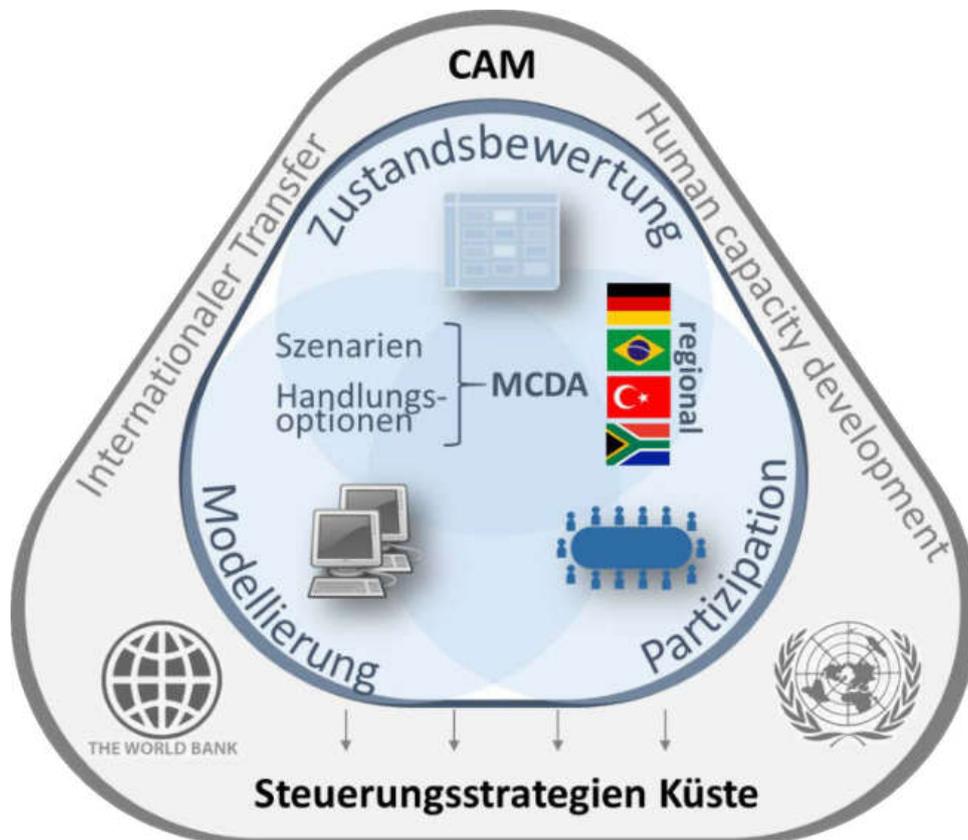


Abbildung 1: Schematische Vorhabensübersicht: Die Modellierung des zukünftigen Wasserhaushalts und der -qualität von Oberflächen- und Grundwasser basiert auf den Softwarepaketen PANTA RHEI und d³f++, angetrieben durch Klimamodelldaten als Randbedingungen. Der projizierte Wasserbedarf in der jeweiligen Küstenregion wird im Rahmen eines Partizipationsprozesses erarbeitet. Mögliche Ausprägungen der verschiedenen Szenarien (Dargebot und Bedarf) werden mit Hilfe ausgewählter Indikatoren vergleichend bewertet. Die Ableitung von Handlungsoptionen erfolgt mit Hilfe einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse (MCDA). Die MCDA ermöglicht die Entwicklung nachhaltiger Steuerungsstrategien in Küstenzonen (CAM - Coastal Aquifer Management).

2. Lösungsweg

2.1. Allgemeine Beschreibung

Der Lösungsweg des Projektes go-CAM kann in drei grundsätzliche Bearbeitungsbereiche aufgliedert werden, welche inhaltlich eng verzahnt sind: in eine klimaszenarienbasierte, deterministische Wasserhaushaltsmodellierung, in eine numerische, dichtegetriebene Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodellierung sowie in eine Entwicklung und Anwendung einer Dialogplattform für das Küstenwassermanagement (s. Abbildung 2).

Der gewählte Lösungsweg beinhaltet einen dominant verfolgten **Ansatz der hydrologischen und hydrogeologischen Modellierung**. Die strukturelle Inhomogenität der einzelnen Hydrosysteme sowie ihre Wechselwirkungen, ihre von der Witterung, dem Klima und dem Meeresspiegel angetriebene Dynamik macht es notwendig, physikalisch basierte Modellansätze zu wählen, um die Einwirkungen des Klimawandels, des Meeresspiegelanstiegs und auch die Einwirkungen der Bewirtschaftung des Küstenraumes zu prognostizieren.

Grundwasserbewirtschaftung zur Trinkwasserversorgung und Bewässerung, Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen in den Niederungen sowie der Hochwasserschutz mit seinen wasserbaulichen Strukturen (Regelbauwerke: Siel- und Schöpfwerke) nehmen Einfluss auf eine mittel- und langfristige Entwicklung der Küstenregionen.

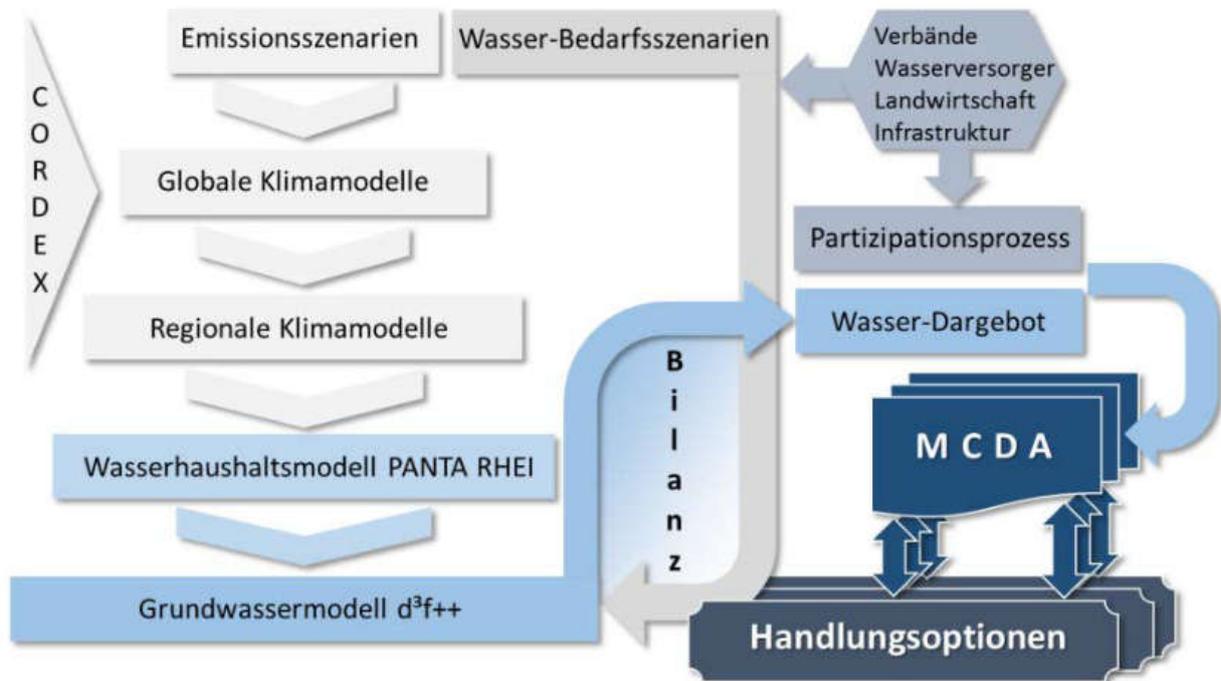


Abbildung 2: Teilelemente der Prozesskette als Teil des Lösungsweges des Projektes go-CAM

Die modelltechnische Grundlage zur Entwicklung, Implementierung und Anwendung einer multikriteriellen Steuerungsoptimierung für eine nachhaltige Wassernutzung bilden das **Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI** und das **Grundwasserprogramm d³f++**.

Klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung

Für die Analyse der künftigen klimatischen Verhältnisse in den verschiedenen go-CAM-Fallstudienregionen wird auf eine Auswahl von Klimaprojektionen zurückgegriffen. Diese Klimaprojektionen sind Berechnungen mit einer Vielzahl von Klimamodellketten bestehend aus globalem Klimamodell und regionalem Klimamodell aus dem Euro CORDEX-Projekt (Stand des 5. IPCC-Sachstandsberichts). Als zugrunde liegende Szenarien der Treibhausgasemissionen wurden das RCP 4.5- und das RCP 8.5-Szenario gewählt. Dem RCP 4.5-Szenario als moderates Szenario liegt die Annahme einer gemäßigten Entwicklung der Treibhausgaskonzentration, ähnlich dem B1-Szenario, zugrunde. Hierbei resultiert ein Anstieg des CO₂-Äquivalents bis zum Jahr 2100 auf 650 ppm, der Strahlungsantrieb bleibt bei abnehmenden Emissionen bis 2100 auf gleichem Niveau (Moss et al. 2010). Mit den RCP 8.5-Szenario wurde bewusst ein extremes Treibhausgasemissionsszenario gewählt, um Informationen darüber zu erhalten, auf welche klimatischen Veränderungen und Klimafolgen sich die Akteure im Wassersektor und die Gesellschaft schlimmstenfalls einstellen müssen. Das RCP 8.5-Szenario basiert auf der Annahme eines kontinuierlichen Anstiegs der Treibhausgasemissionen durch eine rasch wachsende Weltbevölkerung und einen steigenden Verbrauch fossiler Brennstoffe aus. Bis zum Ende des 21. Jahrhunderts wird ein Strahlungsantrieb von 8.5 W/m² erreicht (Abbildung 3). Das Szenario bildet also eine Entwicklung ab, die wenig am Klimaschutz orientiert ist und wird deshalb auch als „Weiter-wie-bisher“-Szenario bezeichnet (NLWKN 2019, Moss et al. 2020).

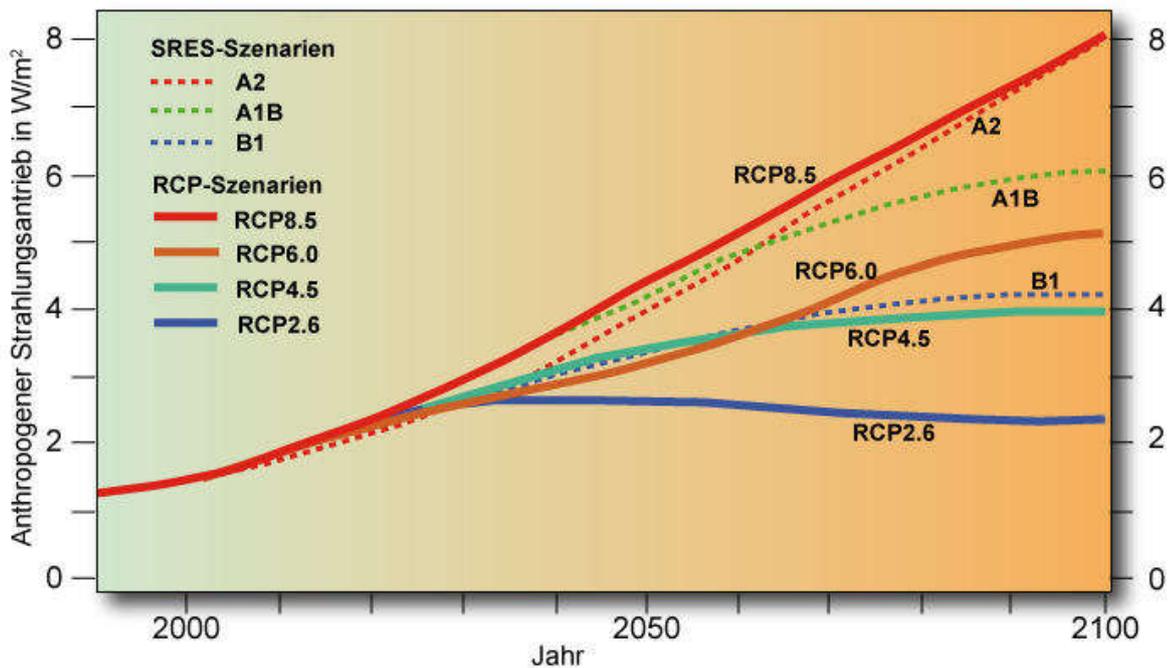


Abbildung 3: Relative Entwicklung des Strahlungsantriebs (W/m^2) bis in das Jahr 2100 im Vergleich zur vorindustriellen Zeit (ca. 1765): SRES und RCP-Szenarien im Vergleich (DIPF 2019)

Die Einwirkungen der einzelnen Klimaszenarien auf den Küstenwasserhaushalt werden mit dem am Leichtweiß-Institut für Wasserbau (TU Braunschweig) entwickelten deterministischen Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI als Wirkmodell der Kette aus Klimamodellen und Impactmodell berechnet. Vorab erfolgt eine Prüfung der Klimazeitreihen und falls erforderlich und möglich die Adjustierung eines möglichen Bias im Vergleich zur meteorologischen Beobachtung.

Die anschließende Auswertung der Klimaprojektionen erfolgt kenngrößenbasiert und richtet sich methodisch stark nach den Handlungsempfehlungen des Bund-Länder-Fachgespräches "Interpretation regionaler Klimamodelldaten" (Linke et al. 2020). In enger methodischer Orientierung an diesen Empfehlungen erfolgte auch kenngrößenbasiert die Auswertung und Interpretation der Abfluss- und Wasserhaushaltsprojektionen. Eine detaillierte Beschreibung des methodischen Vorgehens findet sich am Beispiel der Fallstudienregion Sandelermöns in Kapitel 2.3.1.5. Die dort im Detail beschriebene Methodik wurde unter geringfügiger Anpassung (Zeiträume, Kenngrößen) aufgrund der regionalen Besonderheiten harmonisiert für alle Fallstudienregionen angewendet, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Die Kenngrößen als Ergebnisse der hydrologischen Impactmodellierung sind entweder selbst Wasserindikatoren im Verständnis des Projektes go-CAM (s. Kap. 2.3.1.5, Tabelle 13 und Abbildung 4) oder unmittelbare Vorstufen zur Berechnung der Wasserindikatoren. Einer dieser Kenngrößen und Wasserindikatoren ist die räumlich-zeitlich differenzierte Grundwasserneubildungsrate als Ergebnis der Modellierung mit dem Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI. Mit dieser Wasserhaushaltsgröße liefert PANTA RHEI die Randbedingungen für das Grundwassermodell und die Kopplungsgröße zwischen den beiden Modellen.

Dichtegetriebene Grundwassermodellierung

Der Code **d³f++ (distributed density-driven flow)** ist das Ergebnis einer Reihe von BMBF- und BMWi-geförderten Entwicklungs- und Qualifizierungsprojekten unter Federführung der GRS seit 1994, siehe Fein & Schneider (1999), Schneider et al. (2018). Der Code d³f++ ermöglicht einerseits die Simulation der dichtegetriebenen Grundwasserströmung in Gebieten mit komplexer hydrogeologischer Struktur auch in regionalem Maßstab und andererseits die Berechnung des Transportes von Radionukliden und anderen Schadstoffen im

Grundwasser mit allen für die Endlagersicherheitsforschung relevanten Wechselwirkungen. Er kann sowohl im Sedimentgestein als auch in geklüfteten Medien eingesetzt werden und wurde von der GRS in Kooperation mit mehreren Universitäten

speziell für die dichteabhängige Modellierung großräumiger und komplexer Grundwassersysteme und den Schadstofftransport entwickelt. Im Rahmen von go-CAM wurde d^{3f++} zur Modellierung dichteabhängiger Strömungsprozesse und des Stofftransportes im Grundwasser für die Arbeitsregionen benutzt. Die Modelle werden herangezogen, um die Dynamik der Küstengrundwasserleiter hinreichend genau abzubilden und um neben dem Grundwasserdargebot auch die Salzwasserintrusion zu prognostizieren. Hierzu wird eine Anzahl von Klima- und Wasserbedarfsszenarien simuliert und entsprechend für das CAM datentechnisch aufbereitet. Die Ergebnisse der Grundwassermodellierung fließen als wichtiger Baustein in die MCDA und damit in das CAM ein.

Durch die Verwendung modernster numerischer Verfahren ist d^{3f++} in der Lage, dichtebeeinflusste Grundwasserströmung und Schadstofftransport in großräumigen Gebieten mit komplexer hydrogeologischer Struktur in hoher räumlicher Auflösung über lange Zeiträume in praktikablen Rechenzeiten zu simulieren. Insbesondere werden in d^{3f++} moderne, schnelle Gleichungslöser und adaptive Rechengitter eingesetzt. Der Code basiert auf dem Simulationssystem UG („unstructured grids“, Vogel et al 2013), einer Toolbox aus dem universitären Bereich zur Lösung gekoppelter Systeme partieller Differentialgleichungen. UG wird in vielen Anwendungsgebieten genutzt und stetig ausgebaut und weiterentwickelt, so dass der Code bis heute auf dem Gebiet effizienter Lösungsverfahren Maßstäbe setzt. Dabei wird auf geometrische und algebraische Mehrgitterverfahren zurückgegriffen, die asymptotisch optimale Löser für sehr große lineare Gleichungssysteme darstellen, s. a. Nägel et al. (2015). Um diese Verfahren auch auf komplexen und/oder großräumigen Gebieten einsetzen zu können, ist d^{3f++} vollständig parallelisiert und damit in der Lage, Hochleistungsrechner effizient zu nutzen. In d^{3f++} werden freie Grundwasseroberflächen mit Hilfe von Levelset-Funktionen modelliert. Die Berücksichtigung einer flächendifferenzierten, zeitabhängigen Grundwasserneubildung (hier: Ergebnisse des deterministischen Wasserhaushaltsmodells PANTA RHEI) sowie die Entwässerung durch Vorfluter sind auch für großräumige Gebiete möglich. Vorfluter werden in d^{3f++} als eindimensionale Projektionen in die x-y-Ebene abgebildet und können in z-Richtung eine beliebige Tiefe haben. Dieser Ansatz ist speziell für die Verhältnisse an der deutschen Nordseeküste entwickelt worden. Gegenwärtig wird der Code mit einem Vorflutermodell gekoppelt, und die Modellkalibrierung wird automatisiert. Zusätzlich zum Levelsetverfahren wird ein Phasenfeldmodell mit einer dichteabhängigen Strömung und variabler Sättigung implementiert.

Für den unterirdischen Wasserkörper in den Modellgebieten Sandelermöns und Großenkneten sowie in dem Grundwassermodellgebiet Antalya wird entsprechend dem Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI die folgende Gebietswasserbilanzgleichung wie folgt aufgestellt:

$$\Delta S = GW_{Zu} + GW_{Neu} + Q_I + GWF_{örd} + GW_{Ab} \quad (\text{mm/a})$$

ΔS : Speicheränderung im Grundwasserkörper

GW_{Zu} : Grundwasserzustrom

GW_{Ab} : Grundwasserabstrom

$GW_{Förd}$: Grundwasserförderung

GW_{Neu} : Grundwasserneubildung

Q_I : Grundwasserabfluss über die Vorfluter, Entwässerungsnetz

Struktur- und Parametermodellierung

Regionale geologische 3D-Strukturmodelle bilden die Grundlage für die Geometrien von Grundwasserströmungsmodellen, auf denen nachfolgend eine Kalibrierung durchgeführt wird. Der OOWV erarbeitet gemeinsam mit der Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft und in Kooperation mit dem LBEG regionale lithostratigrafische Modelle für den deutschen Norden seit vielen Jahren. Sie werden seitdem erfolgreich als Basis für Strömungsmodelle, aber auch für weitere wasserwirtschaftliche Fragen (z.B. Schutzpotential oberflächennaher Schichten), eingesetzt. Der nächste logische Schritt zur Optimierung des Informationstransfers zwischen regionaler Geologie und Grundwassermodellierung, ist eine weitere Untergliederung der Strukturmodelle aufgrund ihrer schichtinternen lithologischen Variabilität. Auch der Mineral- und Organikbestand des Sediments kann, vor allem für Transportmodellierungen, von Bedeutung sein. Das heißt, dass eine vollständige multivariate Einbindung der Bohrungsdaten in die lithostratigrafischen Modelle erforderlich ist. Die INSIGHT Geologische Softwaresysteme GmbH entwickelt und vertreibt seit über 20 Jahren eine auf den quartären und tertiären Untergrund zugeschnittene 3D-Kartierungsmethode für den regionalen Maßstab mittels der Software SubsurfaceViewer, mit der auch die Modelle des OOWV erstellt wurden. In diesem Projekt sind daher mehrere Prototyp-Entwicklungen erarbeitet worden, um die vorliegende Methode mit einer Parameterbelegung zu erweitern und für eine Nutzung für Strömungs- und Transportmodellierungen zu optimieren.

Entwicklung einer Dialogplattform für das Küstenmanagement

Die zu entwickelnde **CAM-Dialogplattform** soll entsprechend der Vorgaben der **UN-SDGs** auf spezifisch ausgerichtete Indikatoren basieren. Entsprechend wurden so genannte Wasserindikatoren identifiziert, welche für alle Modellregionen für ein Küstenwassermanagement verwendet werden können. Im Vorfeld der Implementierung dieser Wasserindikatoren sind einige grundsätzliche Anmerkungen vorangestellt:

- Die Frischwasserressourcen im Grundwasser sind eine „verborgene“ Ressource (hidden or invisible resource) und das Sammeln von In-situ-Daten ist kostenintensiv und erfordert hochqualifiziertes Personal zum Sammeln verifizierter Messdaten (auch im Sinne von „support scientific knowledge generation“). Ansätze für Governance-Strukturen sind zahlreich vorhanden, belastbare Erkenntnisse aus physikalisch basierten Szenarien aber Mangelware (USGS 2016).
- Die physikalische (hydraulisch-hydrologische) Wechselwirkung zwischen den Hydrosystemen Oberflächengewässer und Grundwasserkörper muss bei der SDG-Definition und insbesondere bei der Beschreibung des Total Available Water (TAW; dt: Rohwasserverfügbarkeit) mehr in den Fokus gerückt werden, gerade auch im Zusammenhang mit einem Flussgebietsmanagement. Erste Ansätze finden sich hier im Zusammenhang mit UN-SDGs u.a. bei Sood et al. 2017. Die Wasserverfügbarkeit, die Risiken und die Resilienz umfassen hydrologische und hydrogeologische Bewertungen auf Flussgebietsebene.
- Techniken zur Beurteilung von Istzuständen, Dynamiken und Trends des GWDg liefern die notwendigen Erkenntnisse für verlässliche Verfügbarkeitsstudien und die Basis für nachhaltig gestaltete Bewirtschaftungsstrategien (= belastbare Governance-Systeme), welche auch die Ökosystemfunktionen der einzelnen Grundwasserkörper mit einschließt (World Bank 2010; WWAP, 2015, Chapter 5, Case study “Challenges to freshwater security in the Pacific SIDS: focus on saltwater intrusion in Samoa”). SDG-Grundwasserindikatoren zur Quantifizierung von Dargebotsdefizite und -reserven sind zu definieren.
- Es gibt eine Notwendigkeit für die Definition weiterer Indikatoren zur Beurteilung der Grundwasserverfügbarkeit und der Schützbarkeit in Anlehnung an die bereits vorhandenen SDG-Indikatoren [6.3, 6.4 und 6.6],

in denen die Tatsache deutlicher zum Ausdruck kommt, dass diese Ressourcenbewertung einen integralen Ansatz benötigt (Stichwort: Wasserversorgungsbilanzen, Regional Groundwater Availability Studies, USGS Circular 1323, 2008, USGS Water Availability and Use Science Program: <http://water.usgs.gov/ogw/gwrp/activities/gw-avail.html>), NaWaM-INIS-Verbundprojekt NAWAK, GRoW-Verbundprojekt go-CAM / beide mit Fokus Küstenwasserwirtschaft).

- Es ist dringend erforderlich, auch verstärkt die betriebstechnischen Infrastrukturen der kommunal- oder privaten Grundwasserbewirtschaftungsunternehmen in den Fokus zu nehmen. Die technische Infrastruktur der Grundwasserbewirtschaftung ist auf Grund ihrer natur- als auch sozialräumliche Dimensionen nicht als räumlich neutral anzusehen. Ohne die Berücksichtigung der betriebstechnischen Infrastrukturen in Governance-Systeme sind technische Anpassungsoptionen nicht zu generieren (vgl. Rohwasser-Reservoir statt Sielzug, SWT-Ansätze n. Zuurbier et al. 2014).

Die nachfolgende Abbildung 4 dokumentiert die acht ausgewählten Wasserindikatoren, welche quantitativ und qualitativ das verfügbare Wasserdargebot in einem Küstengrundwasserkörper charakterisieren.

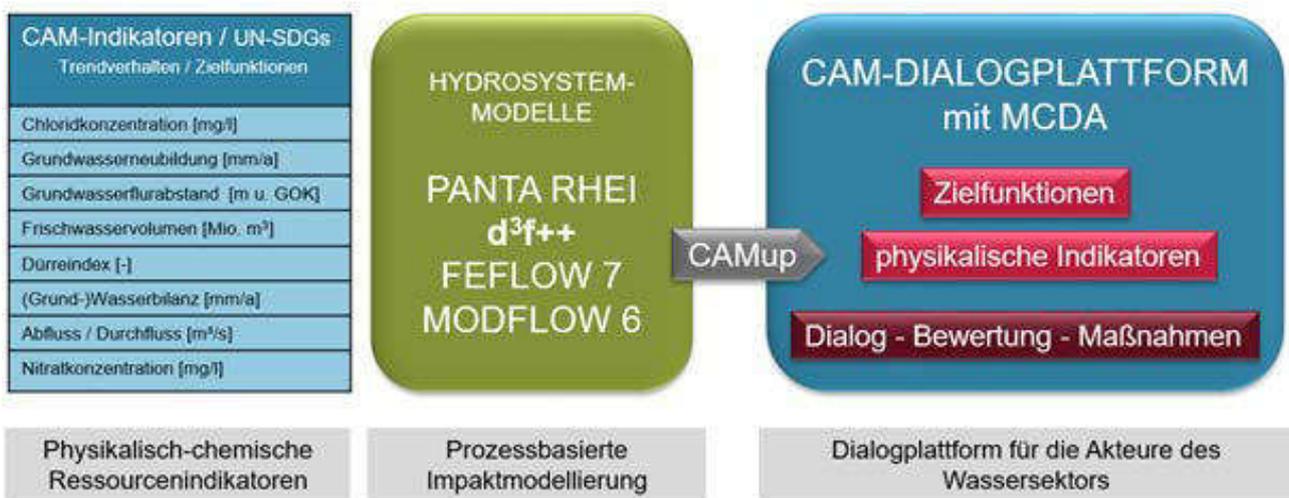


Abbildung 4: CAM-Wasserindikatoren, berechnet mit den Hydrosystemmodellen und dem Modellergbnistransfer via CAMup (vgl. Abbildung 2). In Abbildung 188 (Kap. 3.5.1) ist der CAM-Dialogprozess dargestellt.

Eine Übersicht der Arbeitsregionen von go-CAM ist in Abbildung 5 gegeben. Als Kerngebiet dient die Arbeitsregion 1 in Norddeutschland, von der die angewendeten Methoden auf die internationalen Arbeitsregionen übertragen werden sollen.

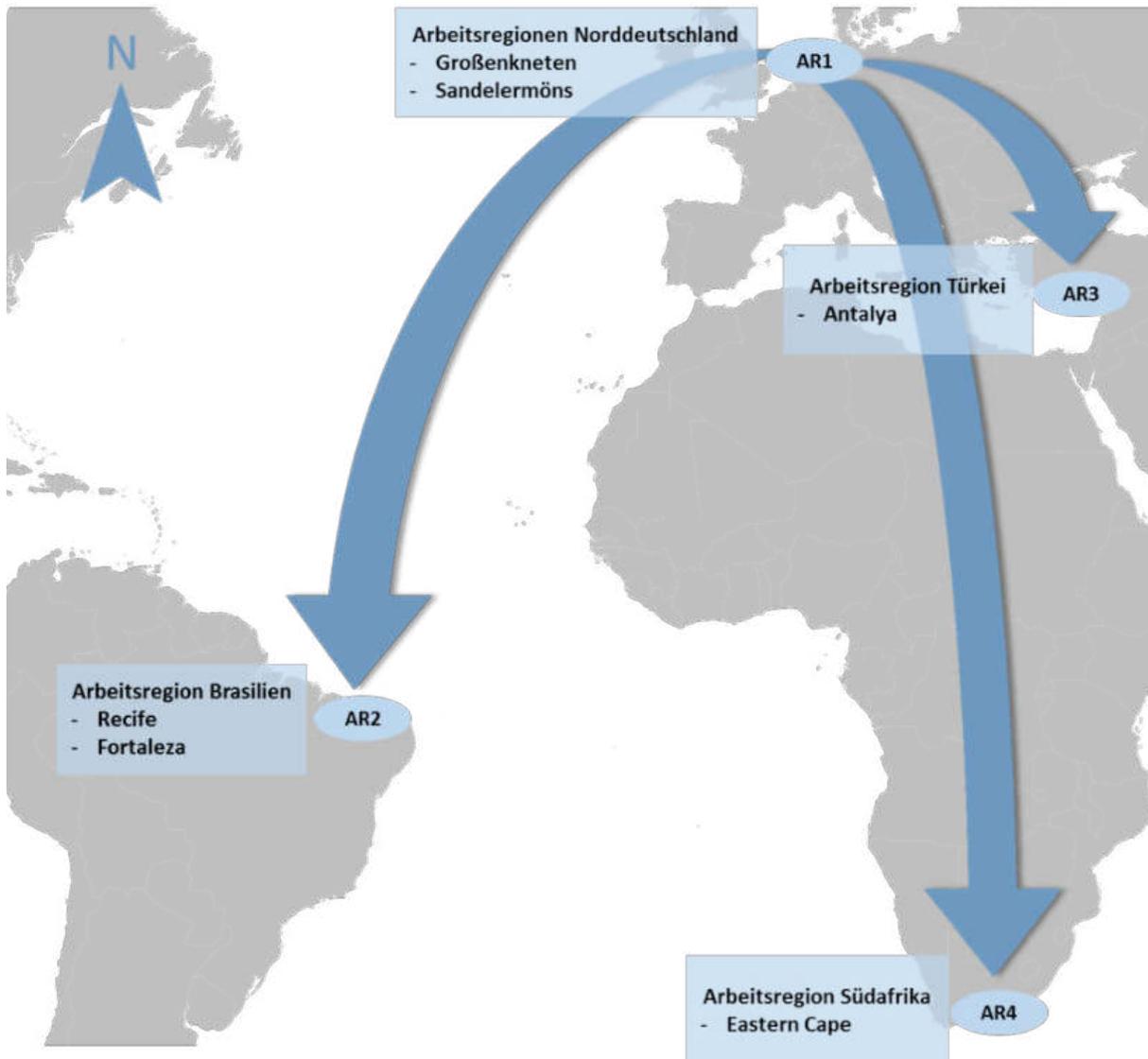


Abbildung 5: Geographische Übersicht der Arbeitsregionen des Vorhabens go-CAM

2.2. Übersicht der Fallstudienregionen

2.2.1 Fallstudienregion Sandelermöns

Die Arbeitsregion 1 repräsentiert den norddeutschen Küstenraum, in welchem Defizite in einer koordinierten und nachhaltigen Bewirtschaftung der Wasserressourcen zum Zwecke der Trinkwasserversorgung im Spannungsfeld mit der Landwirtschaft, dem Umweltschutz und der Binnenentwässerung (Drainage von landwirtschaftlichen Nutzflächen) bestehen. Insbesondere in den landwirtschaftlich teils hochintensiv genutzten Geregionen Nordwestniedersachsens besteht zudem eine erhebliche Problematik der Grund- und Oberflächenwasserbelastung durch Einträge von Nähr- und Schadstoffen aus der Landwirtschaft (Fallstudienregion Großenkneten), während in der Fallstudienregion Sandelermöns die Binnenentwässerung und die Grundwasserversalzung die prägenden wasserwirtschaftliche Herausforderungen sind. Zusammengenommen stellen alle diese Herausforderungen typische Problematiken der Küstenwasserwirtschaft in Küstenregionen

weltweit dar (e.g. Ridolfi 2010). Durch die Betrachtung der beiden Teilfallstudienregionen Großenkneten und Sandelermöns als Teil der Arbeitsregion Norddeutschland wird eine differenzierte Analyse bestehender Problematiken, der zugrundeliegenden Prozesse und Mechanismen und etwaiger Handlungsoptionen (Regionalstudie) möglich. Diese Regionalanalysen sind die Voraussetzung für einen erfolgreichen Erkenntnistransfer in die übrigen go-CAM-Arbeitsregionen.

2.2.1.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Der Oldenburgisch Ostfriesische Wasserverband (OOWV) sichert mit 15 Wasserwerken und einem über 14.000 Kilometer langen Rohrnetz die Trinkwasserversorgung im Nordwesten Niedersachsens von etwa 1 Mio. Menschen. Das Verbandsgebiet erstreckt sich von den Ostfriesischen Inseln bis in die Regionen Cloppenburg und Vechta. Die Arbeitsregion Sandelermöns befindet sich im Norden Niedersachsens an der Nordseeküste und am Jadebusen. Sie umfasst die Städte Wilhelmshaven, Jever, Schortens und Wittmund. In der Arbeitsregion Sandelermöns ist das Grundwasser in Küstennähe überwiegend versalzt, wobei diese Versalzung auf historische Überflutungen, ursprünglich andere Küstenlinien sowie auf das unterirdische Vordringen von Nordseewasser in den Süßwasserkörper zurückzuführen ist. Herausforderung ist die Entwicklung eines geeigneten Managements, das bei geringen Nutzungskonflikten eine optimale Anpassung an klimatische und sozioökonomische Veränderung zulässt.

Das übergeordnete Ziel ist die langfristige Gewährleistung einer jederzeit sichergestellten Wasserversorgungssicherheit.



Abbildung 6: Verbandsgebiet des OOWV

Der OOWV betreibt seit 1977 im Landkreis Friesland zum Zweck der öffentlichen Wasserversorgung das verbandseigene Wasserwerk (WW) Sandelermöns. Die Grundwasserförderung erfolgt aus 25 Vertikalfilterbrunnen mit einer durchschnittlichen Jahresentnahme von etwa 8,0 Mio. m³. Die wasserrechtlich bewilligte Grundwasserentnahme betrug in den letzten Jahrzehnten 10,0 Mio. m³/Jahr. Zum Zwecke der Fortsetzung und Sicherstellung der Versorgung der an das Verteilungsnetz WW Sandelermöns angeschlossenen Bevölkerung mit Trink- und Brauchwasser beabsichtigte der OOWV die Beantragung auf Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung zur Grundwasserentnahme in Höhe von zukünftig bis zu 13,0 Mio. m³/Jahr.

Im Rahmen des Wasserrechtsantrages sind insbesondere die Auswirkungen der geplanten Grundwasserentnahme auf die Grundwasserströmung und den Grundwasserhaushalt darzustellen. Dabei sind von hauptsächlichem Interesse neben der Lage und Ausdehnung der unterirdischen Brunneneinzugsgebiete vor allem das Ausmaß und die Reichweite der angestrebten Grundwasserentnahme. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind zudem Grundlage für die weiteren Einschätzungen der Auswirkungen auf den Naturhaushalt sowie die land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen. Zur Beantwortung o. g. grundwasserhydraulischer Fragen ist ein numerisches Grundwasserströmungsmodell zu erstellen, dessen Einsatz zur räumlichen Berechnung von Grundwasserströmungen als Stand der Technik bezeichnet werden kann.

Als küstennaher Standort ist das über die Förderbrunnen des WW Sandelermöns geförderte Rohwasser durch eine potenzielle Grundwasserversalzung gefährdet. In weiten Teilen des sich südöstlich anschließenden Landkreises Wesermarsch ist der Grundwasserkörper nahezu vollständig versalzt. Insofern kommt der Wasserversorgung mit Grundwasserförderungen in den angrenzenden Regionen (WW Sandelermöns im LK Friesland und Wittmund) eine besondere Bedeutung zu. In Ergänzung zur Berechnung der Grundwasserströmung wurden daher Berechnungen zum Stofftransport durchgeführt, die Hinweise auf die Verlagerung der Salz-/Süßwassergrenze liefern, um damit eine potenzielle Gefährdung des WW Sandelermöns bewerten zu können.

2.2.1.2 Geographische Verhältnisse

Die Fallstudienregion Sandelermöns befindet sich im Norden Niedersachsens auf der ostfriesischen Halbinsel, an der Nordseeküste und am Jadebusen. Sie umfasst die Landkreise Wittmund und Friesland, sowie die Stadt Wilhelmshaven. Die Landnutzung ist vorwiegend landwirtschaftlich geprägt. Grünland ist mit über 50 % der Fläche der dominierende Nutzungstyp, gefolgt von Ackerland mit einem Anteil von rund 25 %. Wohnbebauung, Industrie- und Gewerbeflächen sind von geringerer Bedeutung und nehmen insgesamt 7,7 % der Fläche ein. Die auf dem Geestrücken befindlichen Wälder treten als solitäre, kleine Waldparzellen auf haben lediglich einen Flächenanteil von 6,3 %.

Die Fallstudienregion liegt direkt am Nationalpark Wattenmeer. Innerhalb des Gebietes liegen drei EU-Vogelschutzgebiete, fünf Naturschutzgebiete und insgesamt 15 FFH-Gebiete, weshalb die Arbeitsregion auch naturschutzfachlich von Bedeutung ist. Das Projektgebiet hat eine Fläche von ca. 1.000 km². Es reicht von den zentralen Teilen des Ostfriesisch-Oldenburgischen Geestrückens nach Norden bzw. Nordosten bis zur Küste bzw. an den Jadebusen. Der Geestrücken stellt für das Grundwasser sowie für die Oberflächengewässer eine bedeutende, großräumige Wasserscheide dar.

Geologisch betrachtet wird der für die Wasserversorgung relevante Untergrund durch relativ junge Lockergesteine des Holozäns (Quartär) und Pleistozäns aufgebaut. Eiszeitliche Geschehnisse und Sedimente führten zur Anlage des Nordwest-Südost verlaufenden Ostfriesisch-Oldenburgischen Geestrückens, der nacheiszeitliche Anstieg des Meeresspiegels mit Transgression zur Bildung der Marschen. Die Abbildung 7 zeigt die Verteilung von Geest und Marsch in der Modellregion sowie den ungefähren Verlauf der bislang angenommenen Salz-/Süßwassergrenze.

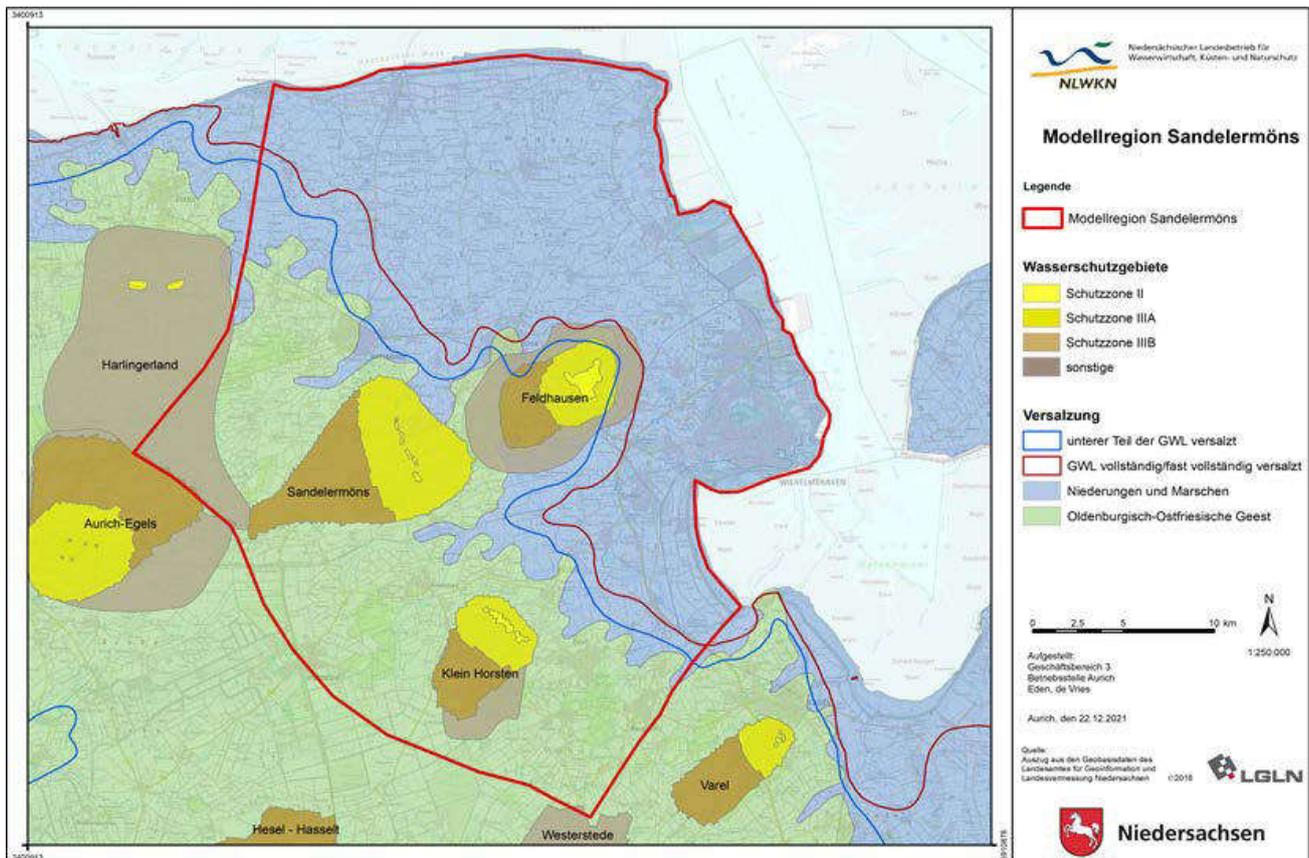


Abbildung 7: Fallstudienregion Sandelermöns (Quelle: HUEK 500 und HUEK 200 - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover).

Die gute Übereinstimmung der dargestellten Salz-/Süßwassergrenze mit dem Verlauf des Geestrandes ist sehr wesentlich historisch bedingt und geht auf die Überflutungsereignisse vor dem Küstendeichbau zurück. Erst vor mehr als 1000 Jahren begann die Eindeichung des Küstengebietes mit dem Bau von Ring-Deichen. Um ca. 1300 existierte eine erste geschlossene Seedeichlinie, wobei die Sturmfluten des 14. Jahrhunderts oftmals die Deichlinie durchbrachen und tiefe bis ins Land reichende Wattbuchten schufen, die ab dem 15. Jahrhundert schrittweise eingedeicht wurden. Ende des 19. Jahrhunderts war die Eindeichung abgeschlossen.

Vor Beginn des Deichbaus bestand die natürliche Freiflut aus Prielen und Tiefen, die das Wattenmeer bei Ebbe entwässerten. Mit dem Bau der geschlossenen Deichlinie zur Vergrößerung des Siedlungsraumes (Infrastruktur) im Küstenbereich und zur landwirtschaftlichen Nutzbarmachung der Marsch war eine künstliche Entwässerung erforderlich geworden. Für die Entwässerung der niedrig liegenden Küstengebiete sind die Entwässerungsverbände oder Sielachten zuständig. Innerhalb der Fallstudienregion Sandelermöns regeln die vier Unterhaltungsverbände Bockhorn-Friedeburg, Rüstringen, Wangerland und Wittmund die Entwässerung der Geest und Marschgebiete.

2.2.1.3 Wasserwirtschaftliche Gegebenheiten

Hydrogeologisch gliedert sich die Region in die Oldenburgisch-Ostfriesische Geest und die Ostfriesische Marsch. Die Entwässerung erfolgt über natürliche und künstlich angelegte Vorfluter (Sieltiefs), die ein engmaschiges Netz von Entwässerungsgräben bilden. Aufgrund des geringen Gefälles werden diese durch künstliche Schöpfwerke zur Nordsee hin entwässert, wodurch das Gebiet für die Landwirtschaft nutzbar gemacht wird. Hauptnutzer des Grundwassers in der Arbeitsregion sind die Trinkwasserversorger. Fassungsanlagen werden durch den OOWV als unmittelbaren Projektpartner und die GEW Wilhelmshaven betrieben. Kleinere

Teile werden für die Industrie und Landwirtschaft verwendet. Daneben existieren Kleinabnehmer im privaten Sektor. Nutzungskonflikte ergeben sich insbesondere zwischen der Entwässerung zur landwirtschaftlichen Nutzbarmachung und der Trinkwassergewinnung.

Der OOWV unterhält seit 1977 in Sandelermöns ein Wasserwerk mit wasserrechtlich zugeteilten Entnahmemengen von 10 Mio. m³/a. Im Kontext der erwarteten Einflüsse des globalen Wandels (Klimawandel, Meeresspiegelanstieg, Änderungen des regionalen Wasserbedarfs) war unklar, ob die aktuell erteilten Wasserrechte sowie eine weitere Erhöhung für die Periode 2020-2050 und 2070-2100 dem Anspruch einer nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung gerecht werden. Vor allem der Einfluss der küstennahen Grundwasserentnahmen auf das Gleichgewicht der Salz-Süßwassergrenze im Küstenzonenbereich sollte dahingehend untersucht werden, um eine mögliche, zukünftige anthropogen verursachte Salzwasserintrusion zu vermeiden. In dem Zusammenhang wurde eine integrierte Strömungsmodellierung des betroffenen Einzugsgebietes durchgeführt, mit dem Ziel die unter den Rahmenbedingungen des globalen Wandels wirkenden hydrologischen Prozesse nachvollziehen zu können und mögliche Umweltrisiken abschätzen zu können.

2.2.1.4 Hydrologische und klimatische Verhältnisse

Die hydrologischen Verhältnisse im Modellgebiet Sandelermöns sind stark anthropogen geprägt, da für die Nutzbarmachung der Flächen eine künstliche Drainage erforderlich ist. Das Gebiet gliedert sich in höher gelegene Geest- und meeresseitig in Marschgebiete. Die Entwässerung ist insbesondere für die Marschgebiete unerlässlich, da hier die Wasserstände für die Bewirtschaftung der Flächen zum größten Teil unter dem mittleren Meeresspiegel gehalten werden müssen. Das Modellgebiet Sandelermöns besteht aus sechs Entwässerungsgebieten (s. Abbildung 8), die durch oberirdische Wasserscheiden voneinander getrennt sind. Alle Einzugsgebiete haben Auslassbauwerke in Form von Schöpfwerken und Sielen, durch die ein kontrollierter Abfluss in die Nordsee bzw. den Jadebusen erfolgt. Zugleich sind die Gebiete durch diese Auslassbauwerke in Kombination mit den Deichen vor Sturmfluten und Versalzung der Oberflächengewässer durch einströmendes Meerwasser geschützt. Die Entwässerungsgebiete wurden entsprechend ihrer Auslassbauwerke benannt und gliedern sich in das Dangaster Siel, Maadesiel, Wangersiel, Harlesiel und Neuharlingersiel sowie den Auslass des Ems-Jade-Kanals im Vorhafen Wilhelmshaven (vgl. Abbildung 8). Um den Modellumfang zu begrenzen, wurden das Einzugsgebiet Neuharlingersiel und das des Ems-Jade-Kanals nur teilweise berücksichtigt. Das Modellgebiet ist durch ein feines Drainagenetz gegliedert, welches das anfallende Wasser teilweise über Freigefälle, teilweise über Unterschöpfwerke in die Tiefs leitet, über die das Wasser in die Nordsee bzw. den Jadebusen über die Auslassbauwerke entwässert wird.

Im Bereich der Marschen weist das Grundwasser eine Versalzung von Chloridkonzentrationen über 250 mg/l auf, sodass es für die Trinkwassergewinnung und Bewässerung nicht nutzbar ist. Die Salzkonzentrationen sind infolge dessen auch in den Oberflächengewässern der Marschen erhöht.

Die Fallstudienregion Sandelermöns liegt innerhalb der gemäßigten Klimazone und wird dem Klimatyp *Cfb* (Warmgemäßigte Klimate ohne Trockenzeit mit warmem Sommer, wärmster Monat < 22°C) nach Köppen-Geiger zugeordnet. Die Region ist klimatisch stark durch den Einfluss des Atlantiks und der Nordsee geprägt, bei einem mittleren Niederschlag von 786 mm/a (1974-2004) an der Klimastation Jever und einer mittleren Temperatur von 8,5 °C (1974-2004, Abbildung 9). Die niederschlagsreichsten Monate sind die Sommer- und Herbstmonate Juli bis Oktober mit Jeweils über 70 mm Niederschlagshöhe.

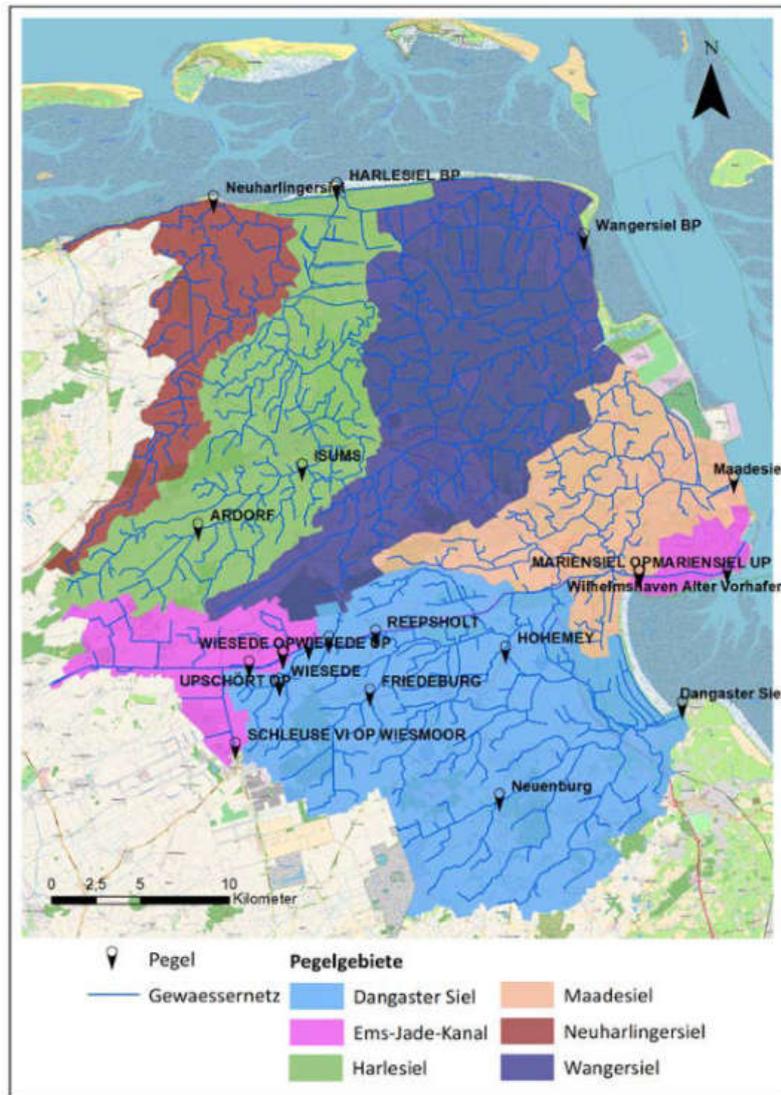


Abbildung 8: Einzugsgebiete der oberirdischen Fließgewässer in der Fallstudienregion Sandelermöns

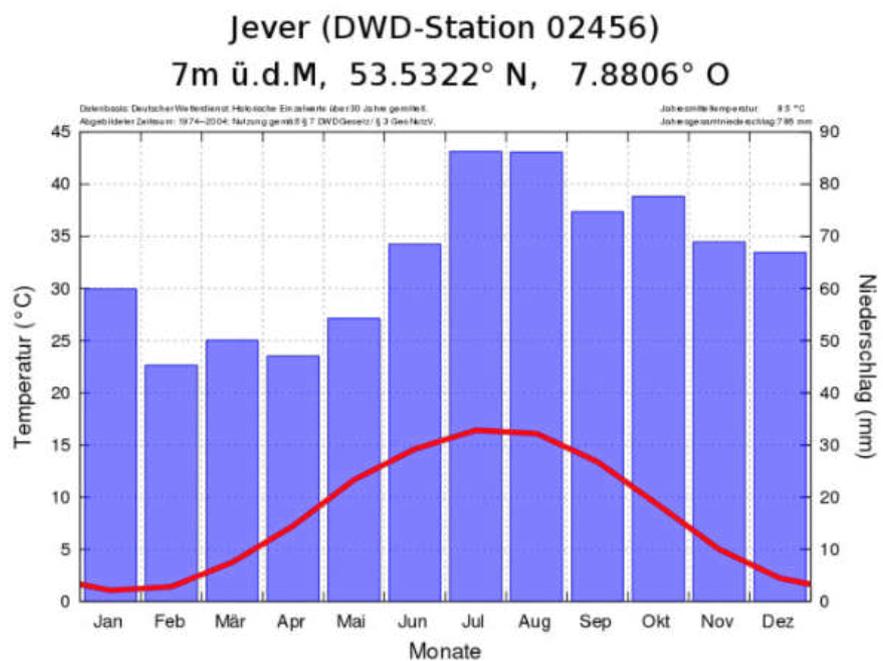


Abbildung 9: Klimadiagramm für die Klimastation Jever (Quelle: Wikimedia Commons, CC-BY-SA)

Eine Auswertung der klimatischen Verhältnisse der vergangenen Jahrzehnte in Niedersachsen (NLWKN 2019) ergab, dass die mittleren Temperaturen in der Fallstudienregion Sandelermöns seit 1960 um mehr als 1 °C zugenommen haben. Die Entwicklung ist durch einen sprunghaften Anstieg der Temperatur um das Jahr 1988 gekennzeichnet. In demselben Zeitraum haben sich die mittleren Niederschläge nur im Winter signifikant geändert. Hier gab es deutliche Zunahmen im nördlichen Niedersachsen und damit auch in der Fallstudienregion Sandelermöns (NLWKN 2019).

Die Erläuterung der klimatischen Verhältnisse in der Fallstudienregion Sandelermöns ist insbesondere begründet durch die Trinkwasserentnahme aus den Porengrundwasserleitern und der damit verbundenen Erneuerung der Grundwasservorkommen durch infiltrierende Niederschläge. Die aus den Niederschlägen abgeleitete Grundwassererneuerung hat eine systemrelevante physikalische-hydraulische Einwirkung auf die Lage der Versalzungsfront im Untergrund sowie das Grundwasserdargebot.

2.2.1.5 Bodenkundlicher Überblick

Das Modellgebiet Sandelermöns gliedert sich in die Bodenregion des Küstenholozäns mit der Bodengroßlandschaft der Marschen und Moore im Tideeinflussbereich sowie die Bodenregion der Altmoränenlandschaften mit der Bodengroßlandschaft der Grundmoränenplatten und Endmoränen im Altmoränengebiet Norddeutschlands (BGR 2013, BGR 2015). Im Bereich der Altmoränenlandschaften überwiegen dabei sandige Böden mit örtlich moorigen Bereichen. Als Bodentypen dominieren In den Marschen überwiegen hingegen schluffiger Ton, lehmiger Schluff und toniger Schluff. Die vorherrschenden Bodentypen der Marsch sind Klei- und Kalkmarsch. Die Bodenarten dienen zusammen mit der Landnutzung als wichtigste Grundlage für die Berechnung des Wasserhaushaltes mit dem hydrologischen Modell PANTA RHEI (s. Kap. 2.3.1.5).

2.2.1.6 Geologie und Hydrostratigrafie (geologisches Strukturmodell)

Der wasserwirtschaftlich bedeutsame Untergrund in der Fallstudienregion wird von jungtertiären bis quartären Lockergesteinen (Pliozän, Pleistozän bis Holozän) aufgebaut. Die Oberfläche der miozänen Abfolge ist im Untersuchungsgebiet als Aquiferbasis anzusehen. Während des Pliozäns (jüngstes Tertiär) wurde über das sogenannte „Baltische Flusssystem“ eine mächtige Sandabfolge geschüttet. Die Ablagerungsbedingungen entsprachen einem festländischen, teilweise sumpfigen Milieu.

Im Laufe des Pleistozäns (innerhalb der letzten ca. 2 Mio. Jahre) wurde das Untersuchungsgebiet – unterbrochen von mehreren warmzeitlichen Perioden – mindestens zweimal von Gletschern überfahren. Über Schmelzwasserströme gelangten mächtige Sand-Kiesschüttungen (glazifluviatile Sedimente) in das Untersuchungsgebiet, die Gletscher selbst hinterließen Geschiebelehmdecken, die heute vielerorts zum Teil in Bohrungen (Geschiebelehm der Elster-Eiszeit) oder auch nahe der Geländeoberfläche (Geschiebelehm der Saale-Eiszeit) als grundwasserhemmende Einheiten nachweisbar sind.

Der Untersuchungsraum hat seine endgültige Oberflächengestalt erst im Holozän, d. h. im Laufe der letzten 11.000 Jahre erhalten. Innerhalb der letzten rund 8.500 Jahre stieg die Nordsee mit 30 - 35 cm pro Jahrhundert um 25 m bis auf das heutige Niveau an (Streif 2002). Die im Zuge dieser Überflutung abgelagerten Sedimente bilden einen komplexen Akkumulationskörper, der keilförmig gegen die Geest ausläuft.

Der gesamte Lockergesteinskomplex, bestehend aus verschiedensten grundwasserleitenden (Aquifere) und grundwasserhemmenden (Aquitarden) Lockergesteinseinheiten, wurde seitens des OOWV dreidimensional auskartiert und zu einem (hydro-)geologischen 3D-Untergrundmodell verarbeitet. Dieses 3D-Untergrundmodell reicht hinunter bis zur Oberfläche der miozänen Tone, Schluffe und Feinstsande, d.h. der tiefen marinen

Schichtenfolge, die regional betrachtet im Weser-Ems-Gebiet als Basis des wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleiterkomplexes angesehen werden kann. In Abbildung 10 ist das 3D-Untergrundmodell dargestellt.

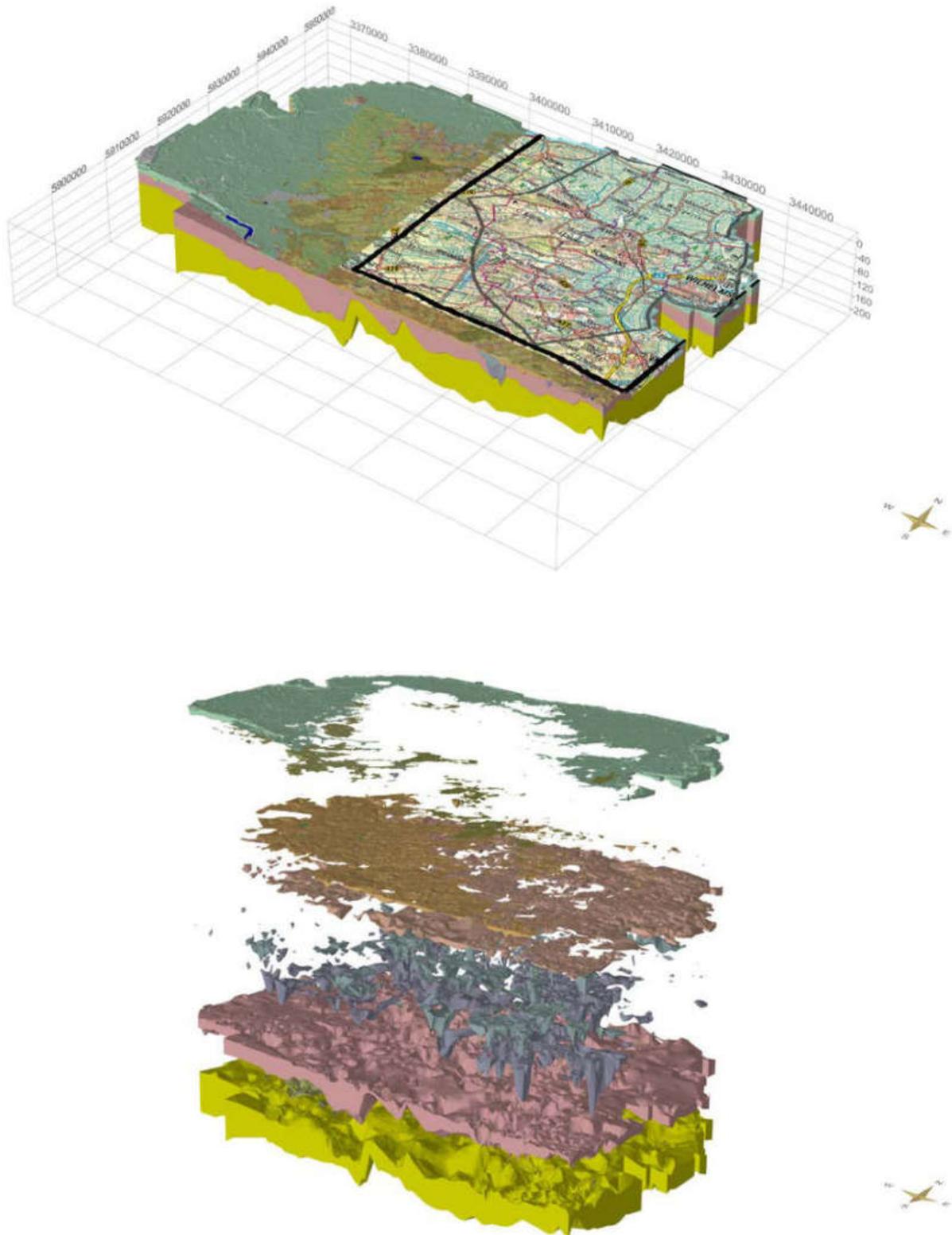


Abbildung 10: Lage des geologischen 3D-Modells Sandelermöns als östlicher Teil des OOWV-Modells Ostfriesland. Oben: 50-fach überhöht. Unten: „exploded“-Ansicht

Folgende Eingangsdaten standen für die Erstellung des geologischen 3D-Untergrundmodells „Sandelermöns“ zur Verfügung:

Datenbereitstellung des OOWV:

- 304 Bohrungen aus der Datenbank des OOWV wurden für die Modellierung zur Verfügung gestellt
- Digitales Geländemodell (DGM) mit einer Zellengröße von 50 x 50 m (LGLN)
- D-Aero Elektromagnetik als Voxel-Format

Datenbereitstellung des LBEG:

- Daten aus dem NIBIS® Kartenserver (2015) – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG[1]), Hannover:
- 14000 Bohrungen aus der Bohrdatenfahanfrage (Stand: 2015)
- Digitale Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 50 000 - Grundkarte (GK50)

Profilschnitte:

- Jade Lockergestein Links – Geologischer Schnitt S3
- Daten aus dem Geotektonischen Atlas 3D (z.B. Quartärbasis...)

Die Modellerstellung erfolgte mit der 3D-Kartierungssoftware SubsurfaceViewer® MX (INSIGHT Geologische Softwaresysteme GmbH), die es erlaubt, alle verfügbaren Geoinformationen in adäquater Form mit in die räumliche Untergrundkartierung einfließen zu lassen.

Für die Erstellung eines geologischen Untergrundmodells mit SubsurfaceViewer® MX waren vor diesem Hintergrund die folgenden grundlegenden Bearbeitungsschritte durchzuführen:

- Konstruktion eines engmaschigen Netzes aus geologischen Profilschnitten, in denen die Schichtuntergrenzen für alle Modelleinheiten im Detail festgelegt werden.
- Konstruktion von Schichtverbreitungsgrenzen für jede der Modelleinheiten, die in den Profilschnitten angelegt wurden.
- Einarbeitung der geophysikalische Aero-Elektromagnetik, des D-Aero Projektes der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)

Bei der Erstellung dieses Profilschnittnetzes (siehe folgende Abbildung 11) wurden nahezu alle der zur Verfügung stehenden relevanten Bohrungen direkt mitberücksichtigt.

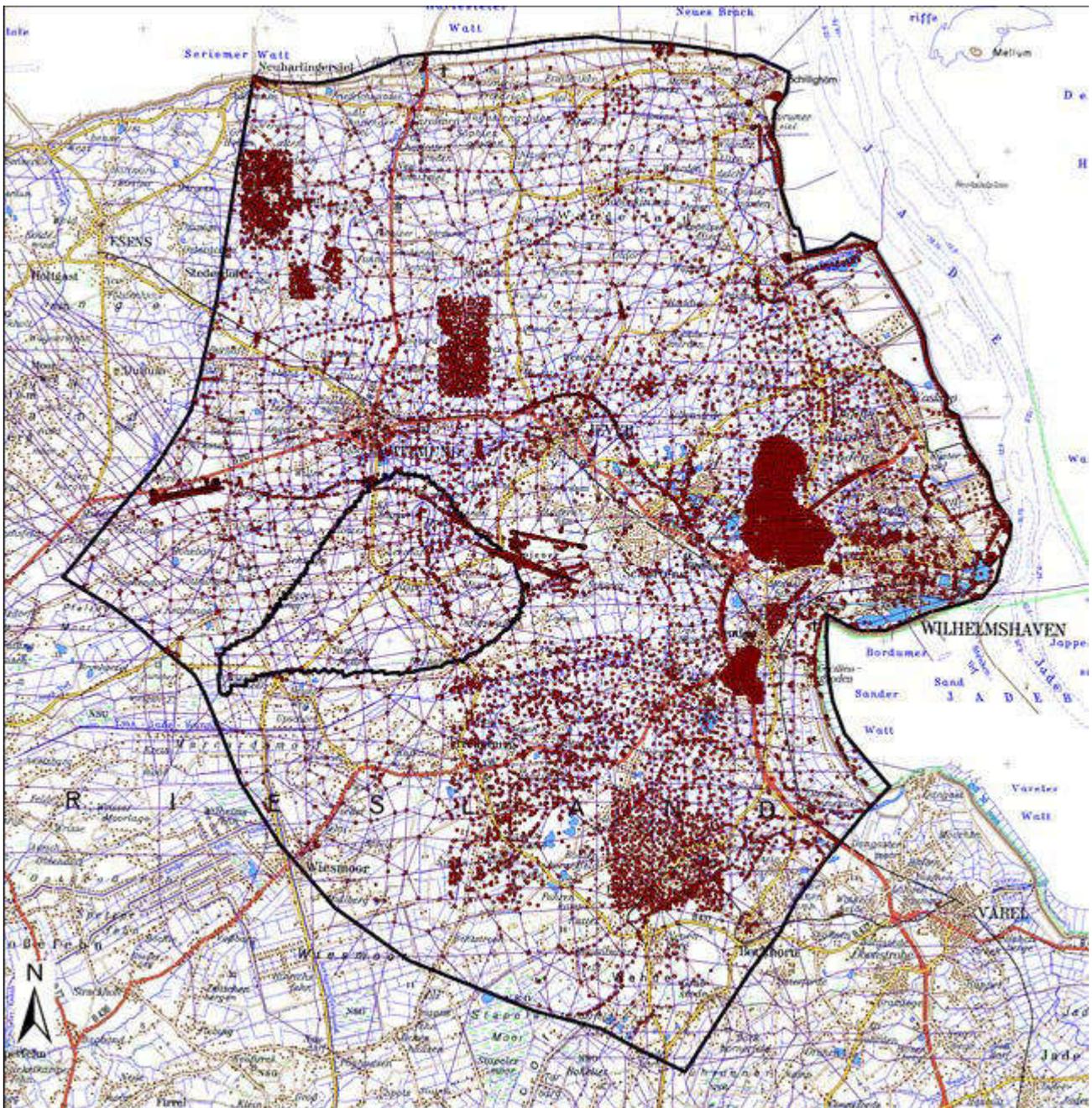


Abbildung 11: Konstruiertes Profilschnittnetz zur Berechnung des geologischen 3D-Modells Sandelermöns

Die einzelnen 3D-Strukturen und deren grundsätzlichen hydrogeologischen Parameter dieses Untergrundmodells wurden dem nachfolgenden integrierten 3D-Grundwassermodell zur Simulation der Grundwasserströmung und -stofftransport übergeben.

Eine Charakterisierung der an die Grundwassermodellierung übergebenen hydrogeologisch relevanten 3D-Modelleinheiten und deren hydrostratigraphische Gliederung gibt Tabelle 1 sowie der darauffolgende Text wider.

Tabelle 2: Übersicht der lithologischen und hydrostratigraphischen Einheiten im Untergrund der Fallstudienregion Sandelermöns (Quelle: Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH und LBEG (2011))

<u>Modelleinheit</u>	<u>Hydrostratigraphische Einheit⁴</u>	<u>Kurzbeschreibung</u>
qhy	L/H0	Künstliche Aufschüttungen (z.B. Autobahn)
qh	H1.1	Kleiablagerungen der Marsch
qhhh qhhm qhhn_1	H1.3	Hochmoortorf Anmoor Niedermoortorf
qwfls qwGds qwf	L1.2	Flugsande (Weichsel-Kaltzeit) Geschiebedecksand (Weichsel-Kaltzeit) Fluviatile Sande, z.T. kiesig (Weichsel-Kaltzeit)
qwb	H2.1	Beckenablagerungen (tonig-schluffig) der Weichsel-Kaltzeit
qee	H2.1	Humose Tone und Schluffe (Eem-Warmzeit)
qdlg	H3	Geschiebelehm des Drenthe-Eisvorstoßes (Saale-Kaltzeit)
qdgf	L3	Schmelzwassersande/-kiese (Vorschütt-sedimente des Drenthe-Eisvorstoßes) <ul style="list-style-type: none"> • qpt_li: eingelagerter toniger Linsenhorizont
qL qLs qhol	H4.1	Lauenburger Ton <ul style="list-style-type: none"> • qLs_li: eingelagerter toniger Linsenhorizont Lauenburger Randfazies Humose Sande (Holstein-Warmzeit)
qelg	H4.2	Geschiebelehm der Elster-Kaltzeit <ul style="list-style-type: none"> • qelg_li als eingelagerte Geschiebelehm-linse
qegf_o qp-qeg qp-qe	L4.1/L4.2	Altquartäre bis elsterzeitliche Sande und Kiese <ul style="list-style-type: none"> • qpt_li: eingelagerter toniger Linsenhorizont • qelg_li als eingelagerte Geschiebelehm-linse
tplt	H4.4	Tergaster Ton <ul style="list-style-type: none"> • tpl_S_li: pliozäne sandige Linsen
tpl	L4.3	Plio-zäne Sande <ul style="list-style-type: none"> • tplt_li: Tergaster Ton Linsenverbreitung

Unterbau des geologischen 3D-Modells bzw. der wasserwirtschaftlich relevanten Lockergesteinsabfolge (Basis des Aquifersystems)

Die älteste im Untersuchungsgebiet angetroffene Einheit wird dem miozänen „Oberen Glimmerton“ zugeordnet, bestehend aus glimmerhaltigen Schluffen, Tonen und Feinstsanden. Aufgrund ihrer lithologischen Ausbildung wird sie als hydrogeologische Hemmschicht H5 (LBEG, 2011) eingestuft.

Die Oberfläche der miozänen Abfolge entspricht im Untersuchungsgebiet der Basis des Aquifersystems, die im westlichen Teil des Gebiets mit Höhen von -130 - -170 m NN liegt. Eine nord-süd streichende Hochlage liefert Höhenwerte von -100 - -120 m NN.

Zum Hangenden folgen Sedimente des Pliozäns (tpl). Dabei handelt es sich um glimmerhaltige Fein- bis Mittelsande, stellenweise auch feinkiesige Grobsande mit variierenden Mächtigkeiten, die den Unteren Hauptgrundwasserleiter bilden (Abb. 3). Lokal sind tonige oder schluffige Lagen enthalten (siehe tplt_li). Nach Karte 2 sind maximale Mächtigkeiten der Ablagerungen im Westen und Südwesten vorhanden (>130m). Nach Nordosten nehmen die Mächtigkeiten sukzessive ab. Lokale Minima der sandigen Einheit befinden sich außerdem südlich des Wasserschutzgebietes. Die mittlere Mächtigkeit der Ablagerungen liegt bei 75,2 m. Nach der überregionalen hydrostratigrafischen Gliederung des LBEG (2011) wird der Sedimentkörper tpl als Grundwasserleiter L4.3 eingestuft.

Regional können tonig-schluffige Abschnitte (tplt „Tergaster Ton“) als Grundwasserhemmer H4.4 (LBEG, 2011) auftreten. Lückenhafte Vorkommen sind vor allem an der Westgrenze des Untersuchungsgebietes sowie im Südosten und östlich der Ortschaft Jever zu finden. Karte 3 zeigt die Mächtigkeit und Tiefenlage der Basis der Einheit tplt. Maximale Mächtigkeiten von >25 m sind östlich von Jever sowie westlich von Zetel anzutreffen - die mittlere Mächtigkeit der Tone beträgt 5,5 m. Der Tergaster Ton trennt in seinen Verbreitungsgebieten die pliozänen und die darüber befindlichen altpleistozänen bis elsterzeitlichen Sande in einen Unteren und einen Oberen Hauptgrundwasserleiter auf.

Modelleinheiten des frühen Pleistozäns bis zur Elster-Eiszeit

Bei den ältesten quartären Lockersedimenten, deren Unterkante durch die vorliegenden Eingangsdaten erfasst werden konnte, handelt es sich um (alt-)pleistozäne bis elsterzeitliche Sande und Kiese (qp-qe//gf). Sie wurden in den Modelleinheiten qp-qe (Sande) und qp-qeg (Kiese) zusammengefasst. Örtlich können Ton/Schluff-Horizonte in die sandig-kiesige Abfolge eingelagert sein (Modelleinheit qpt_li).

Die flächendeckende Einheit qp-qe hat südlich des Wasserschutzgebietes, im Bereich Friedeburg, ihre maximalen Mächtigkeiten von >100 m, da dort die pliozänen Sande geringmächtiger ausfallen. Auch die an der Nordgrenze des Untersuchungsgebiets befindliche Eintiefung der pliozänen Sande ist mit elsterzeitlichem Material gefüllt, dort werden Mächtigkeiten von 60 – 70 m erreicht. Die mittlere Mächtigkeit des Sand-/Kieskörpers beträgt 37,44 m. Die Einheit qp-qeg ist lediglich an zwei Standorten lokal aufzufinden und wird durch ihr stark kiesiges Gemenge von qp-qe abgegrenzt. Ihre maximale Mächtigkeit beträgt 24,26 m, wobei die mittlere Mächtigkeit bei 5,56 m liegt. Nach der für Niedersachsen gültigen Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011), handelt es sich hierbei um den Grundwasserleiter L4.1 bzw. L4.2.

In einigen Bereichen des Modellgebietes wird dieser Hauptaquifer durch Elster-Geschiebelehm bzw. durch Lauenburger Ton und Lauenburger Randfazies von den hangenden Sanden (Oberflächennaher Grundwasserleiter) abgetrennt. Der erwähnte Elster-Geschiebelehm (qe//Lg) wird im erstellten Untergrundmodell durch die Einheit qelg repräsentiert. Er findet im Untersuchungsgebiet nur im südwestlichen Teil seine Verbreitung und dort auch nur fleckenhaft. Maximalwerte von über 20 m für Geschiebelehm können im Bereich der Ortschaft Fuhrenkamp sowie im nördlichen Teil des Wasserschutzgebietes bei Willen und Klein Isums erreicht werden. Die Basis der Einheit qelg reicht im Bereich des Wasserschutzgebiets bis >-40 m NN, wohingegen sie im südlichen Geestbereich bis > 1 m NN vorkommt. Hydrostratigrafisch wird der Elster-Geschiebelehm nach LBEG (2011) als Einheit H4.2 geführt. In einigen Bereichen des Untersuchungsgebiets wird der elsterzeitliche Sand (qp-qe) von der Einheit qelg in zwei Untereinheiten unterteilt. Die Einheit qegf_o ist lithologisch nicht unterscheidbar von qp-qe, ist jedoch jünger als der elsterzeitliche Geschiebelehm und liegt ihm somit oben auf. Die Verbreitung der Einheit ist dementsprechend an die Vorkommen von qelg gebunden. Im Zentrum des Wasserschutzgebiets treten Mächtigkeiten von >20 m auf, die mittlere Mächtigkeit beträgt 7 m. Nach LBEG (2011) handelt es sich hydrostratigrafisch wie bei qp-qe um den Grundwasserleiter L4.1 bzw. L4.2.

Ablagerungen der „Lauenburger Ton“-Fazies wurden während der späten Elster-Eiszeit in durch Gletschertätigkeit geschaffene Hohlformen wie Rinnen oder Becken sedimentiert. Insofern ist ihre räumliche Verteilung oftmals an die o. g. Hohlformen gebunden. Um der Heterogenität der Lauenburger Sedimente Rechnung zu tragen, werden diese in zwei Einheiten unterschieden. Die geologische Einheit qL fasst feinsandig-schluffige Beckenablagerungen zusammen, die frühzeitig oder randlich in das aufzufüllende Becken geschüttet wurden. Diese Einheit wird im Folgenden auch „Lauenburger Randfazies“ genannt. Die Einheit qL repräsentiert dagegen den eigentlichen „Lauenburger Ton“, einen schluffig-feinsandigen, glimmer- und kalkhaltigen Ton von meist dunkelgrauer bis schwarzer Farbe. Hydrostratigrafisch werden die elsterzeitlichen grundwasserhemmenden Einheiten nach LBEG (2011) zusammenfassend als H4.1 ausgewiesen. Die Mächtigkeiten sowie Tiefenlagen der Lauenburger Randfazies erreichen im Untersuchungsgebiet über 70 m. Lokale Maxima (>100 m) sind im Bereich Jever und Hovel zu finden. Die mittleren Mächtigkeiten belaufen sich auf etwa 19,5 m. Lauenburger Tone ist im Untersuchungsgebiet lediglich in einer fleckhaften Verbreitung vorhanden, wobei im Norden (östlich von Neuharlingersiel) sowie im Südwesten eine größere Verbreitung auftritt. Maximale Mächtigkeiten werden nördlich von Friedeburg (>80 m) sowie östlich von Neuenburg (>70 m) erreicht. Die mittlere Mächtigkeit ist dagegen geringer und liegt bei 11,49 m.

Modelleinheiten der Holstein-Warmzeit bis zur Saale-Eiszeit

Auf die Ablagerungen der Elster-Kaltzeit folgte mit dem Holstein eine Warmzeit in der Meeresspiegelmehrstände vorherrschten. Diese torfigen Ablagerungen sind im Modell durch die Einheit qhol vertreten und konnten nur kleinräumig im Gebiet nördlich von Hespernhausen nachgewiesen werden. Die maximale Mächtigkeit der Einheit beträgt hier 0,94 m, bei einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 0,41 m. Weitere Verbreitungen sind aufgrund der nachfolgenden Gletscherüberfahrung vermutlich erodiert worden. Hydrostratigrafisch werden die Holstein-Ablagerungen wie der „Lauenburger Ton“ zum Grundwasserhemmer H4.1 gezählt.

Während der nachfolgenden Saale-Eiszeit wurde der nordwestdeutsche Raum nur im frühen Drenthe-Stadium vom Inlandeis überfahren, was zur Ablagerung zweier charakteristischer geologischer Einheiten führte. Der vorrückende Gletscher schüttete zunächst glazifluviatile Sedimente (qdgf). Im weiteren Verlauf kam es zu den eigentlichen Gletscherablagerungen, die durch Geschiebelehm (qdlg) repräsentiert werden. Die erwähnten Schmelzwassersedimente dieses Drenthe-Eisvorstoßes (qD//gf) werden im Untergrundmodell durch die Einheit qdgf repräsentiert. Die Abgrenzung dieser sandig bis kiesigen Modelleinheit erfolgte - insofern diese vorhanden waren - anhand des Elster-Geschiebelehms und des „Lauenburger Tons“ (im Liegenden) und des Drenthe-Geschiebelehms (im Hangenden). Hinsichtlich der Mindestverbreitung der Drenthe-Schmelzwassersedimente wurden weitgehend die oberflächennahen Informationen aus der Geologischen Karte (GK50) übernommen. Die glazifluviatilen Sedimente stehen nahezu flächendeckend an, lediglich nördlich des Wasserschutzgebietes und im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebiets finden sich größere Lücken in der Verbreitung.

Eine gesicherte Grenzziehung zu dem liegenden quartären Sand-Kiespaket (qp-qe) ist oftmals nur an den Stellen möglich, wo der „Lauenburger Ton“ als stratigrafischer Leithorizont vorkommt. Dort ist auch eine definierte hydraulische Trennung gegeben, wobei die glazifluviatilen Ablagerungen den Oberflächennahen Grundwasserleiter (siehe Abb. 3) bilden. Für die übrigen Bereiche stehen die Sande der Saale-Eiszeit (qdgf) und der Elster-Eiszeit (qp-qe) in direktem Kontakt miteinander und gehören zusammen zum Hauptaquifer.

Die Basis der Einheit qdgf ist in Tiefen zwischen -48 und +11,8 m NN zu finden. Die durchschnittliche Mächtigkeit beträgt etwa 11,2 m. Die größten Mächtigkeiten von über 35 m sind östlich von Schortens bzw. am nördlichen Modellrand zu finden. In Anlehnung an LBEG (2011) werden die saale-zeitlichen Vorschüttssande

hydrostratigrafisch als L3 eingestuft. Der drenthezeitliche Geschiebelehm (qdlg) repräsentiert die Gletscherablagerungen der Saale-Eiszeit im gesamten Ostfriesischen Raum und steht in der Regel nahe der Geländeoberfläche an. Die saalezeitlichen Gletscherablagerungen werden oft durch ihre völlige Unsortiertheit und meist bindige, graue, grünlich-graue, grau-braune, braune und bisweilen bläulich-graue Matrix charakterisiert. Mehrheitlich wird der Geschiebelehm jedoch als Schluff mit wechselnden sandigen bis steinigen Beimengungen und Tongehalten beschrieben. Der Geschiebelehm ist nur noch lückenhaft im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets, im Bereich des Wasserschutzgebiets, anzutreffen. Vereinzelt Verbreitungsflecken sind auch im Norden, Süden und Osten zu finden. Die Basis von qdlg taucht von Friedeburg ausgehend mit Höhen von 3 m NN in Richtung Norden auf ein Niveau von - 2 m NN bis - 10 m NN ab. Maximale Mächtigkeiten befinden sich im Zentrum des Wasserschutzgebiets (10 m) sowie am nördlichen und westlichen Gebietsrand (16 m und 13 m). Die mittlere Mächtigkeit liegt bei 1,62 m. Gemäß der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) handelt es sich bei dem Saale-Geschiebelehm/-mergel um die grundwasserhemmende Einheit H3.

Modelleinheiten der Eem-Warmzeit und der Weichsel-Kaltzeit

Die Ablagerungen und Tiefenlage der Eem-Warmzeit ist auf den nördlichen Modellbereich begrenzt und dort auch nur inselartig vorhanden. Maximale Mächtigkeiten von 10,3 m sind im Bereich von Alt-Garmssiel vorzufinden. Die mittleren Mächtigkeiten belaufen sich hingegen auf 2,24 m. Nach LBEG (2011) wird die Einheit als Grundwasserhemmer H2.1 eingeteilt. Die sehr lokal vorkommenden tonig-schluffigen Beckenablagerungen der Weichselkaltzeit wurden der Modelleinheit qwB zugeordnet. Wie in Karte 13 dargestellt, erreichen diese weichselzeitlichen grundwasserhemmenden Zwischenhorizonte (H2.1 nach LBEG, 2011) nur nordöstlich von Wittmund eine mittlere Mächtigkeit von 1,8 m.

Die eisfreien Regionen Norddeutschlands lagen in der Weichsel-Kaltzeit im Einflussbereich des arktischen Klimas mit seinen typischen Sedimenten und Strukturen des periglazialen Ablagerungsraumes. Bei den fluviatilen Sedimenten der Weichsel-Kaltzeit (qwF) handelt sich überwiegend um Fein- bis Mittelsande mit selten größeren Anteilen. Die Hauptvorkommen befinden sich im Wangerland bzw. östlich von Neuharlingersiel. Es treten Maximalmächtigkeiten von 15 m auf, die mittlere Mächtigkeit der Sande liegt jedoch bei 1,74 m. Laut LBEG (2011) sind die Sedimente dem Grundwasserleiter L1.3 zuzuordnen. Geringmächtige Geschiebedecksande (qwGds) liegen hauptsächlich an der Südgrenze des Modellgebiets vor. Die mittlere Mächtigkeit dieser Ablagerungen beträgt 0,8 m, maximale Mächtigkeiten von >4 m werden bei Wehde erreicht. Teile der Geestfläche auf Höhe des Wasserschutzgebietes werden von Flugsanden (qwFls) überdeckt. Sie bilden zum Teil langgestreckte südwest-nordoststreichende parallel angeordnete Ablagerungskörper, die durch Bachtäler voneinander getrennt sind. Ihre Mächtigkeiten erreichen selten über 4m. Oberhalb des Geschiebelehms kann sich innerhalb der weichselzeitlichen Sande ein geringmächtiges, so genanntes „schwebendes Grundwasserstockwerk“ ausgebildet haben.

Modelleinheiten des Holozäns

Den Abschluss der geologischen Abfolge zur Geländeoberfläche hin bilden die holozänen Einheiten, d.h. Ablagerungen und Bildungen der letzten ca. 10.000 Jahre vor heute. Die holozänen Sedimente bilden eine Abfolge miteinander verzahnter klastischer (Tone, Schluffe und Feinsande) und organischer Sequenzen (Torfe und Mudden), die sich im Zuge der holozänen Transgressionsphasen bildeten.

Die Hochmoore (qhhh) bilden in den Bereichen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Geestrückens zusammenhängende Flächen mit Torfmächtigkeiten von teilweise bis zu 5 m. Dieses trifft insbesondere für das Stapeler Moor sowie das Marcardsmoor zu. Die Niedermoore (qhhn_1) bilden im Untersuchungsgebiet die basale organische Sequenz der Transgressionsablagerungen. Ihre Verbreitung ist daher nahezu ausschließlich im Marschgebiet zu beobachten. Mächtigkeiten von bis zu 25 m konnten festgestellt werden.

Die landläufig als „Klei“ bekannten Marschsedimente werden als Einheit qh zusammengefasst. Die „Klei“-Sedimente bilden die klastische Sequenz der Transgressionsablagerungen und sind flächendeckend mit einer mittleren Mächtigkeit von 6,2 m im gesamten Marschgebiet abgelagert. Lokale Maxima von >25 m sind in Altharlingersiel oder auch entlang der Westgrenze des Untersuchungsgebietes anzutreffen.

Die anthropogenen Ablagerungen wurden in erster Linie aus den Daten des Digitalen Geländemodells abgeleitet, d.h. es handelt sich hierbei um offensichtlich nicht-natürliche Geländeerhebungen, wie Autobahnen oder Straßen. In Karte 19 sind diese Ablagerungen mit ihrer Mächtigkeit dargestellt – die mittlere Mächtigkeit beträgt etwa 1,2 m. Daneben treten holozäne Torfeinheiten auf, die nach der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) als grundwasserhemmer H1 eingestuft werden. Anthropogene Bildungen werden dort als stark variable Einheit L0 geführt.

Hydrostratigrafische Einstufung der einzelnen Modelleinheiten

In der folgenden Tabelle sind zusammenfassend nochmals die einzelnen Untergrundmodelleinheiten sortiert nach ihrer Einordnung in die Hydrostratigrafische Gliederung von Niedersachsen (LBEG, 2011) dargestellt. Die sich aus der K_f -Klasse ergebenden K_f -Wertebereiche sind dabei als grobe Annäherungen zu betrachten. Bedingt durch örtliche geologische Gegebenheiten können die realen Durchlässigkeiten deutlich von diesen überregionalen Angaben abweichen.

Die Basis des Aquifers bildet die Einheit des „Oberen Glimmertons“ des Miozäns. Im Untersuchungsgebiet ist großräumig gesehen ein zumeist zusammenhängender Hauptaquifer (Förderstockwerk) aus hauptsächlich pliozänen bis elsterzeitlichen Schmelzwasserablagerungen ausgebildet. Lokale Vorkommen von Tergaster Ton (tplt) trennen die beiden Sandeinheiten lokal in einen Unteren und einen Oberen Hauptaquifer auf. Fehlen elsterzeitlicher Geschiebelehm und „Lauenburger Ton“, bildet der Hauptaquifer zusammen mit den saalezeitlichen Schmelzwasserablagerungen den Gesamtaquifer. Andernfalls bilden die saalezeitlichen Sande (qdgf) oberhalb der elsterzeitlichen Hemmschichten einen so genannten Oberflächennahen Grundwasserleiter.

Zusätzlich kann es im Hangenden des stellenweise vorkommenden saalezeitlichen Geschiebelehms bereichsweise zur Ausbildung eines „schwebenden Grundwasserstockwerks“ kommen.

Tabelle 3: Untergrundmodelleinheiten sortiert nach ihrer Einordnung in die Hydrostratigrafische Gliederung von Niedersachsen (LBEG, 2011)

3D-Modelleinheit	Hydrostratigrafie (LBEG, 2011)	K _r -Klasse (LBEG, 2011)	K _r -Wertebereich (LBEG, 2011)	Durchlässigkeit (LBEG, 2011)
qhy	L0	11	n.b.	stark variabel
qh	H1.1	10	<1E-5	gering bis äußerst gering
qhhh, qhhm, qhhn_1	H1.3	10	<1E-5	gering bis äußerst gering
qwfls, qwGds, qwf	L1.2	9	>1E-5 bis 1E-3	Mittel bis mäßig
qwb	H2.1	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
qee	H2.1	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
qdgf	L3	3	>1E-4 bis 1E-3	mittel
qdlg	H3	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
qp-qe, qp-qeg, qegf_o	L4.1/L4.2	9/2	>1E-5 bis 1E-2	mittel bis hoch
qhol, qL, qLs	H4.1	6	>1E-9 bis 1E-7	sehr gering
qelg	H4.2	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
tpl	L4.3	3	>1E-4 bis 1E-3	mittel
tplt	H4.4	10	<1E-5	gering bis äußerst gering
Linsenkörper				
qLs_li	H3	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
qelg_li	H3	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
qpt_li	H3	5	>1E-7 bis 1E-5	gering
tpl_s_li	L4	3	>1E-4 bis 1E-3	mittel
tplt_li	H4	5	>1E-7 bis 1E-5	gering

2.2.2 Fallstudienregion Großenkneten

2.2.2.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die niedersächsische Gemeinde Großenkneten befindet sich im Dreieck Oldenburg, Cloppenburg und Bremen, westlich des Flusses Hunte. Die auf der Cloppenburger Geest liegende Region ist stark landwirtschaftlich und wasserwirtschaftlich geprägt, umfasst aber auch einige Waldgebiete am Rand des Gemeindegebietes. In der näheren Vergangenheit konnten bereits starke Anstiege der Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser festgestellt werden (NLWKN, 2016), was ein unmittelbares Handeln landwirtschaftlicher und wasserwirtschaftlicher Akteure erforderlich macht.

Die Geologie im Großraum Großenkneten zeichnet sich überwiegend durch anstehende Materialien der Weichsel- und Saalekaltzeiten aus. Im Bereich der Hunte findet man fluviatile Kiese, Sande und Auelehme. Im Umfeld der Auen stehen Schmelzwasserablagerungen und Grundmoränenmaterial an. Besonders nördlich und östlich von Großenkneten ist das Schutzpotential der Grundwasserüberdeckung durch die anstehenden Sande und Kiese gering. Die Herausforderungen sind auf der einen Seite die Einflüsse des Klimawandels, auf der anderen Seite die kurz- bis mittelfristige Grundwasserqualität im Einfluss der intensiven Landwirtschaft.

2.2.2.2 Geographische Verhältnisse

Die Fallstudienregion Großenkneten liegt im Nordwesten des Bundeslandes Niedersachsen (s. Abbildung 12) und hat eine Größe von 83.260 ha bei einer Ausdehnung von 40 x 30 km. Das Gebiet liegt zu einem großen

Teil innerhalb des Landkreises Oldenburg. Daneben haben die Landkreise Cloppenburg, Vechta und Diepholz Anteil am Modellgebiet. Das Modellgebiet umfasst die westlichen Teile der naturräumlichen Regionen „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ und „Oldenburgisch-Ostfriesische Geest“ und ist Bestandteil des Landschaftsgraumes „Norddeutsches Tiefland“. Die insgesamt welligen bis hügeligen Geestflächen weisen im Allgemeinen eine geringe Reliefenergie bei Höhenunterschieden zwischen 10 und 30 Metern auf. Das Modellgebiet ist stark landwirtschaftlich geprägt. Ackerflächen bilden mit einem Anteil von über 50 % den dominierenden Landnutzungstyp gefolgt von Grünland mit einem Anteil von 11,6 %. Wälder treten als solitäre, kleine Waldparzellen und in Form zusammenhängender Waldgebiete wie im Umfeld der Ahlhorner Fischteiche auf. Insgesamt bedecken sie mit einem Anteil von 26,7 % im niedersachsenweiten Vergleich einen knapp überdurchschnittlichen hohen Anteil (Niedersachsen: 25,3 %) der Fläche des Modellgebietes. Das Modellgebiet liegt innerhalb des Naturparks Wildeshäuser Geest und umfasst einige Naturschutzgebiete und FFH-Flächen.

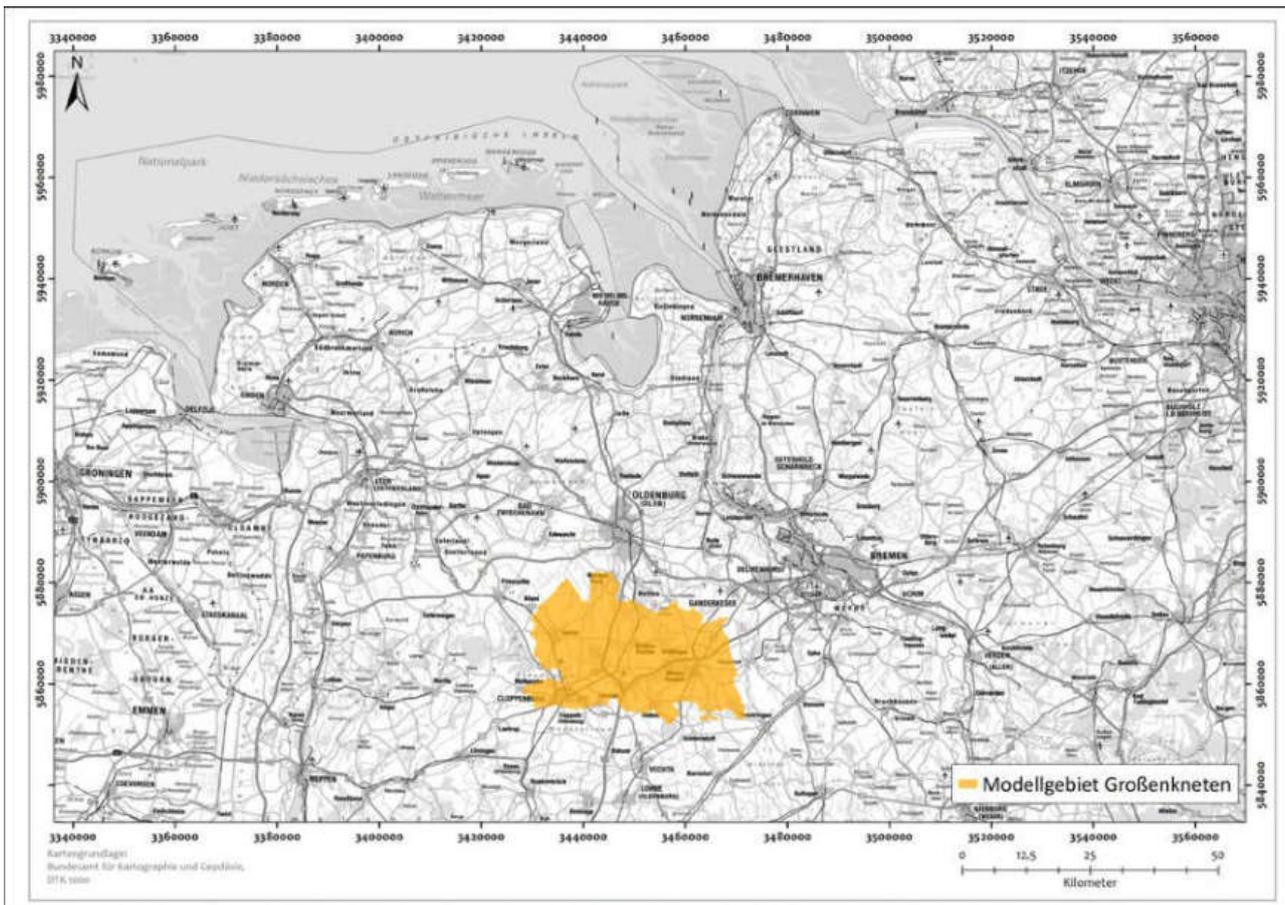


Abbildung 12: Lage der Fallstudienregion Großenkneten (orange, Umriss Wasserhaushaltsmodell LWI-HYWAG) als Teil der AR 1 (Norddeutschland) innerhalb Niedersachsens

2.2.2.3 Klimatische Verhältnisse

Die Fallstudienregion Großenkneten liegt innerhalb der temperierten, humiden Klimazone Mitteleuropas mit ausgeprägter, aber nicht sehr lange währender kalter Jahreszeit (WALTHER & LIETH 1967). Die mittleren Jahresniederschläge liegen zwischen 700-800 mm. Das Maximum der Monatsniederschlagssummen wird in den Sommer- und Wintermonaten erreicht (Klimadiagramm, Abbildung 13). Niederschlag ist oft an die vorherrschend westliche Windrichtung gebunden, mit der feuchte, regenbringende atlantische Luftmassen herbeigeführt werden (ROESCHMANN 1971). Ab Mai an überwiegt die Verdunstungshöhe die Niederschlagshöhe, so dass die Vegetation dann auf den Wasservorrat im Boden angewiesen ist. Die Jahresdurchschnittstemperatur

liegt knapp oberhalb von 9 °C, im Winter fallen die durchschnittlichen Monatstemperaturen nicht unter 0 °C, im Sommer werden durchschnittlich über 15 °C erreicht.

Die Erläuterung der klimatischen Verhältnisse in der Fallstudienregion Großenkneten ist insbesondere begründet durch die Trinkwasserentnahme aus den Porengrundwasserleitern und der damit verbundenen Erneuerung der Grundwasservorkommen durch infiltrierende Niederschläge. Die niederschlagsgebundene Grundwassererneuerung stellt zugleich den Haupteintragspfad für Nährstofffrachten in den Grundwasserkörper dar.

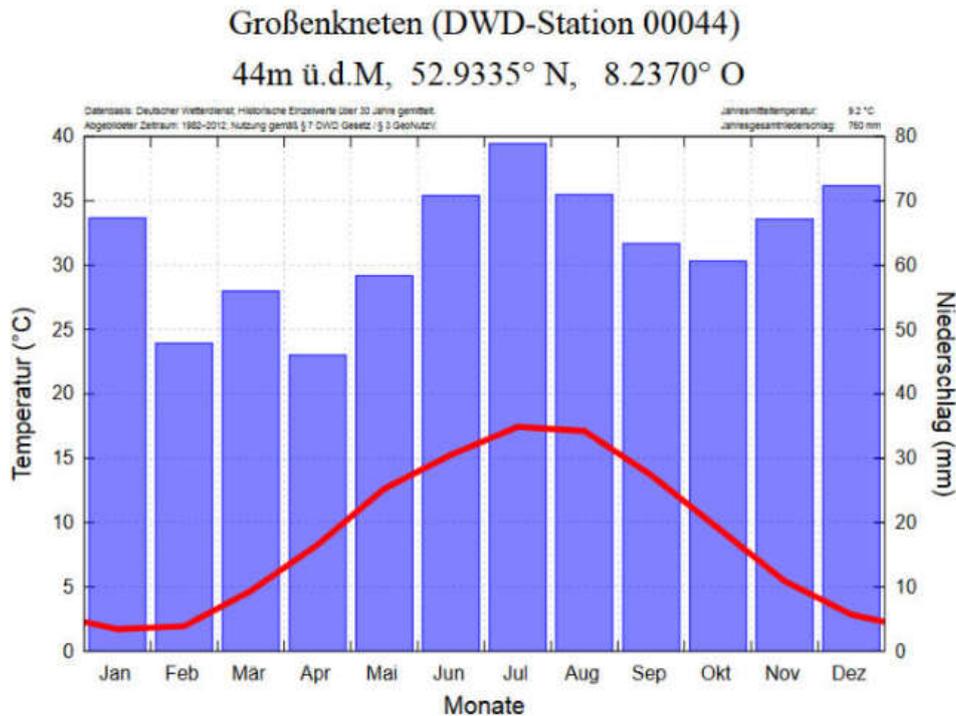


Abbildung 13: Klimadiagramm der Wetterstation Großenkneten für den Zeitraum 1982-2012 (Quelle: WIKIMEDIA COMMONS 2017, Daten des DWD)

2.2.2.4 Wasserwirtschaftliche Gegebenheiten

Das Modellgebiet Großenkneten wird hydrogeologisch zum nord- und mitteldeutschen Lockergesteinsgebiet gezählt. Insgesamt haben vier verschiedene Grundwasserkörper (GWK) nach EG-WRRL Anteil am Modellgebiet (Tabelle 4-2). Der westliche Teil des WSG Großenkneten hat mit den GWK „Leda-Jümme Lockergestein links“ und „Hunte Lockergestein links“ Anteil an zwei verschiedenen GWK. Der östliche Teil des WSG ist ausschließlich im GWK „Hunte Lockergestein links“ situiert. Alle vier GWK befinden sich bezüglich des bewertungsrelevanten Parameters Nitrat im schlechten chemischen Zustand (LBEG, NIBIS® Kartenserver 2014). Teilweise wird das Gebiet um Großenkneten durch Drainagen künstlich entwässert. Die Mächtigkeiten des oberen Grundwasserleiterkomplexes sind mit etwa 75 m dennoch hoch, sodass auch im Zusammenhang mit den durchschnittlichen jährlichen Niederschlagshöhen zum jetzigen Zeitpunkt keine Probleme der Wasserverfügbarkeit vorliegen. Besonders in den im Süden liegenden Waldgebieten sind zahlreiche Grundwasserförderanlagen verortet, die überwiegend vom OOWV betrieben werden (s. Abbildung 14). Insgesamt liegt ein Wasserrecht in den Fassungsanlagen Hagel und Sage des OOWVs über eine Grundwasserfördermenge von 14.000.000 m³/a vor. Die Entnahme von Wasser im Wassergewinnungsgebiet Großenkneten erfolgt seit 1971 durch den Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV) durch 58 Vertikalbrunnen mit Filtertiefen von 52 bis 88 m (s. Abbildung 14). Das Wassergewinnungsgebiet gliedert sich in die drei Fassungen Baumweg (C), Sage (B) und Hagel (A) mit Förderungen von derzeit 4 Mio. m³/a (Baumweg), 3,3 Mio. m³/a

(Sage) und 8,4 Mio. m³/a (Hagel). Die Förderleistung je Brunnen beträgt 60 - 75 m³/h (IWW 2016). Neben den Grundwasserentnahmen des OOWV gibt es zahlreiche weitere Wasserrecht von Privathaushalten, landwirtschaftlichen Betrieben und Industrie.

Das OOWV-Wasserwerk am Standort in Großenkneten ist eine der größten deutschen Trinkwassergewinnungsanlagen. Aufgrund seiner Lage in einem stark landwirtschaftlich geprägten Raum und den zunehmenden Nitratfrachten im Grundwasser bestanden Fragen bzgl. der langfristigen Eignung des Grundwassers zur herkömmlichen Aufbereitung zu Trinkwasser. Zur Klärung der ursächlichen hydrochemischen Prozesse wurde eine hydrogeochemische Modellierung durchgeführt, mit deren Hilfe die in der Modellvorstellung rein deskriptiv erfassten Prozesse quantitativ beschrieben wurden. Hierbei wurden Eintragswege (Stoffquellen) von Stör- und Schadstoffen wie Nitrat in einem komplexen System miteinander wechselwirkender hydraulischer und hydrogeochemischer Prozesse analysiert und hinsichtlich ihrer Ausprägung im natürlichen System bewertet. So konnte beispielsweise die zeitliche Entwicklung des Stoffeintrags unter landwirtschaftlich genutzten Flächen und deren Auswirkungen auf die Grund- und Rohwasserqualität modelliert werden. Das Ziel war es aus den Ergebnissen einen Handlungsbedarf zur langfristigen Sicherstellung einer Wasserversorgungssicherheit in der Region abzuleiten.

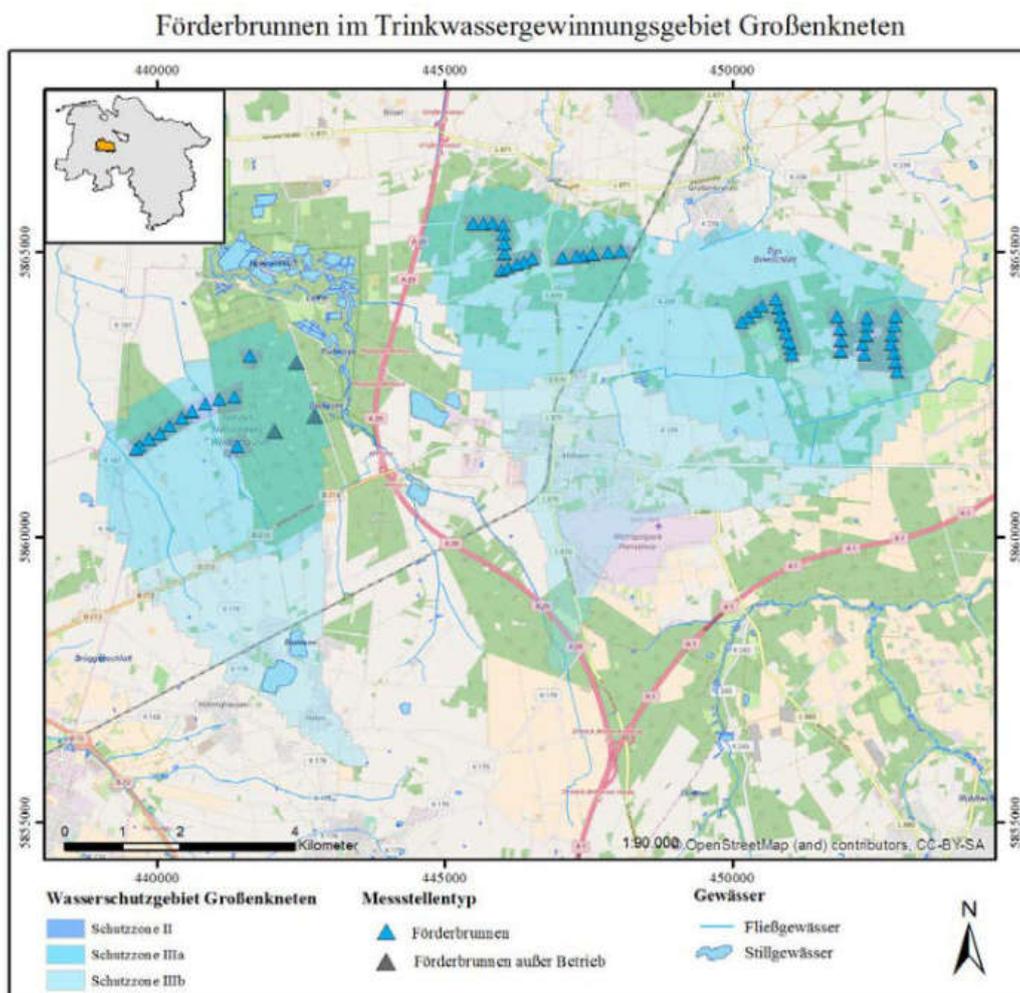


Abbildung 14: Übersichtskarte des Trinkwassergewinnungsgebietes Großenkneten und Detailkarten der Förderbrunnen in den drei Fassungen (Datengrundlage OOWV, Karte aus Langmann 2018)

2.2.2.5 Hydrologische Verhältnisse

Das Modellgebiet Großenkneten liegt innerhalb der Flussgebietseinheiten Weser (westlicher Teil) und Ems (östlicher Teil). Die östlichen Teile des Modellgebietes werden durch die 189 km lange Hunte als orographisch linker Nebenfluss der Unterweser und einige ihrer Nebenflüsse (u.a. Lethe, Aue) entwässert. Der westliche Bereich des Modellgebietes liegt westlich der Weser-Ems-Wasserscheide und wird nach Westen bzw. Nordwesten hin durch die Gewässersysteme von Soeste und Lahe zur Ems hin entwässert. Das Gewässernetz weist im Vergleich zu den nördlich gelegenen Marschenregionen oder den südlich gelegenen Mittelgebirgsregionen eine geringe Dichte auf (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE 2014).

Das Wasserschutzgebiet (WSG) Großenkneten selbst wird von einigen kleineren Fließgewässern durchflossen (s. Abbildung 15). Dies sind im östlichen Teil des WSGs der Hageler Bach mit seinen beiden Zuflüssen Ahlhorner Moorwasserzug und Fockenriede und der Huntloser Bach. Im westlichen Teil des WSG entspringt die Vehne, parallel dazu verläuft der Wasserzug vom Baumweg. Daneben sind einige Stillgewässer mit geringer Größe im Modellgebiet vorhanden. Dabei handelt es sich weit überwiegend um künstliche Gewässer als Relikte des häufigen Sand-, Kies- und Tonabbaus oder Stauhaltungen an Bächen zur Fischzucht. Der größte Stillgewässerkomplex sind die zwischen den beiden Teilen des Wasserschutzgebietes Großenkneten in der Lethe-Niederung gelegenen Ahlhorner Fischteiche. Insbesondere die zahlreichen Fischteiche haben einen Einfluss auf das Abflussverhalten der sie speisenden Gewässer. Dieser zeichnet sich dadurch aus, dass sie Niedrigwasser etwas aufhohen und als Retentionsraum bei Hochwasser wirken.

Die in Tabelle 4 aufgeführten hydrologischen Landschaften bilden anteilig die Fallstudienregion Großenkneten. Bei diesen handelt es sich allesamt um Geestlandschaften mit Abflussspenden zwischen 7 und 10 l/(s · km²).

Tabelle 4: Hydrologische Landschaften im Modellgebiet Großenkneten mit zugehörigen gewässerkundlichen Hauptwerten (Von Nordwest nach Südost aufgezählt) (NUMIS-Portal, NMU 2017)

Hydrologische Landschaft	Niederschlag [mm]	Abfluss [mm]	Niederschlag [l/s · km²]	Mittlere Abflussspende [l/s · km²]
Dwergter Geest	800	300	25,4	9,5
Wildeshauser Geest	710	230	22,5	7,3
Löninger Höhen	790	320	25,1	10,1
Carumer Geest	750	290	23,8	9,2
Obere Hunte	730	250	23,1	7,9
Moorgeest	690	220	21,9	7,0

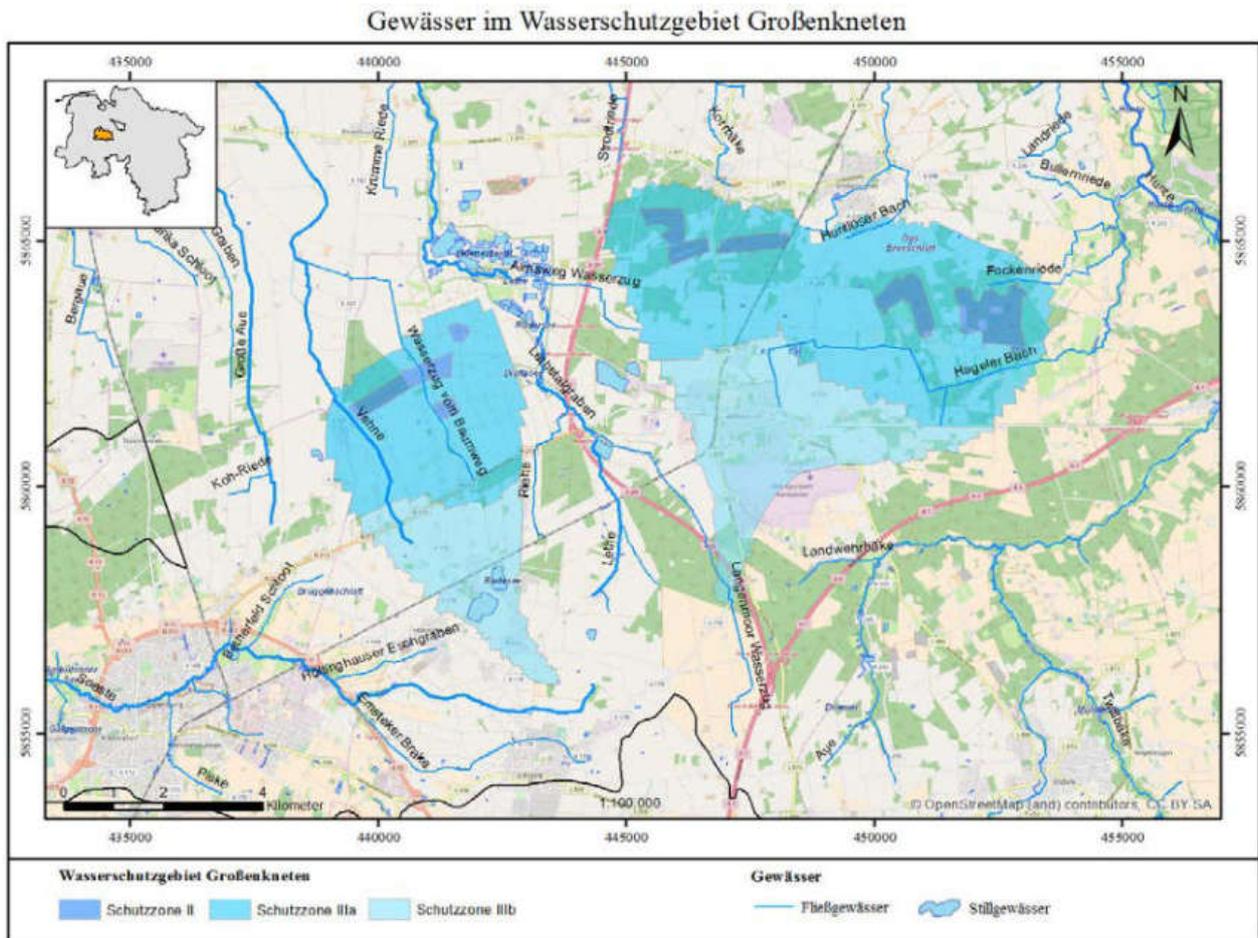


Abbildung 15: Karte der Fließgewässer im Umfeld des Wassergewinnungsgebietes Großenkneten (Datengrundlage NLWKN, Karte aus Langmann 2018)

2.2.2.6 Bodenkundlicher Überblick

Das zur nordwestdeutschen Geest gehörende Modellgebiet liegt an der Schnittstelle zwischen den beiden Bodengroßlandschaften (BGL) „Geestplatten und Endmoränen“ im Süden und der „Talsandniederungen und Urstromtäler“ (BUNDESANSTALT FÜR GEOLOGIE UND ROHSTOFFE 2008). Die hier vorherrschenden Bodentypen sind nach ROESCHMANN (1971) saure Braunerden, Parabraunerden und Podsole, die im Folgenden im Hinblick auf ihre Verbreitung im Modellgebiet und (Sub-)Typisierung genauer betrachtet werden. Zwischen diesen Hauptbodentypen sind in Abhängigkeit der Standorteigenschaften (Lage, Mikroklima) und Nutzungshistorie zahlreiche und fließende Übergänge in andere Typen entwickelt. Im Bereich der höchsten Geestlagen – im Süden des Modellgebietes – die durch die Grundmoränenplatten aufgebaut sind, haben sich auf Geschiebedecksanden über Geschiebelehm (Bänder-)(Para-)Braunerden entwickelt. Die Oberböden der Parabraunerden sind in Abhängigkeit der Vegetation mehr oder weniger stark podsoliert. An Unterhängen als feuchtere Standorte gingen Pseudogley-(Para-)Braunerden hervor. In flachen Senkenbereichen sind Braunerden unter Stauwassereinfluss als Gley-Braunerden entwickelt. In nassen Senken und in Tälern haben sich bei bis in den Oberboden reichenden Grundwassereinfluss Gleye entwickelt. Pseudogleye auf Geschiebelehm treten ebenfalls auf und sind vor allem an die feuchteren Unterhänge und Senken gebunden. Bei hydraulisch sehr dichtem Geschiebelehm kommen sie auch in ebener Lage vor (ROESCHMANN 1971).

Die flächendeckend vorhandenen sandig-kiesigen Schmelzwasserablagerungen waren Ausgangsgestein für die Bildung von Podsol-Braunerden. Auch hier zeigt sich in Senken und Tälern die Entwicklung hin zu Gley-Braunerden und z.T. Gleye, lokal mit geringmächtiger Torfdecke. Auch treten hier Bodentypen der Podsol-

Gruppe auf. Auf den weichselzeitlichen und holozänen Flugsanddecken sind Böden der Podsol-Gesellschaft weit verbreitet. Diese machen den größten Teil der Bodenbedeckung des Modellgebietes aus und sind v.a. in der nordöstlichen Hälfte des Modellgebietes dominierend. Unter Staunässeinfluss in Senkenlagen treten Merkmale von Gleyen auf, womit eine Ansprache als (Pseudo-)Gley-Podsol erfolgt.

In den Tälern der größeren Flüsse haben sich verbreitet Gleye aus den dortigen Auenlehmen gebildet. Dies gilt auch für die im Nordwesten des Modellgebietes verbreitet anstehenden weichselzeitlichen Flussablagerungen der Niederterrassen. Außerdem sind die Erdniedermoore (teilw. mineralisierte Torfe) entlang zahlreicher Bäche anzutreffen. In der Nähe von Ortschaften treten verbreitet Kultsole auf. Als bedeutendster Bodentyp dieser Gruppe und charakteristisch für Nordwestdeutschland ist neben Tiefumbruchböden im äußersten Nordosten des Modellgebietes der Plaggenesch zu nennen.

Die Bodenarten in der Fallstudienregion Großenkneten sind in Abbildung 16 dargestellt. Im Modellgebiet dominieren Sand und lehmiger Sand, auf den Geesthöhenlagen im Süden des Modellgebietes ist sandiger Schluff weit verbreitet. Im nordwestlichen Teil des Modellgebietes treten flächenhaft (mineralisierte) Hoch- und Niedermoortorfe auf. Die Kenntnis der Verbreitung der Bodenarten dient zusammen mit der Landnutzung als wichtigste Grundlage für die Berechnung des Wasserhaushaltes mit dem hydrologischen Modell PANTA RHEI. Die Bodenarten beeinflussen wesentlich die Grundwasserneubildung aus infiltrierenden Niederschlägen (siehe Kap. 2.3.1.5).

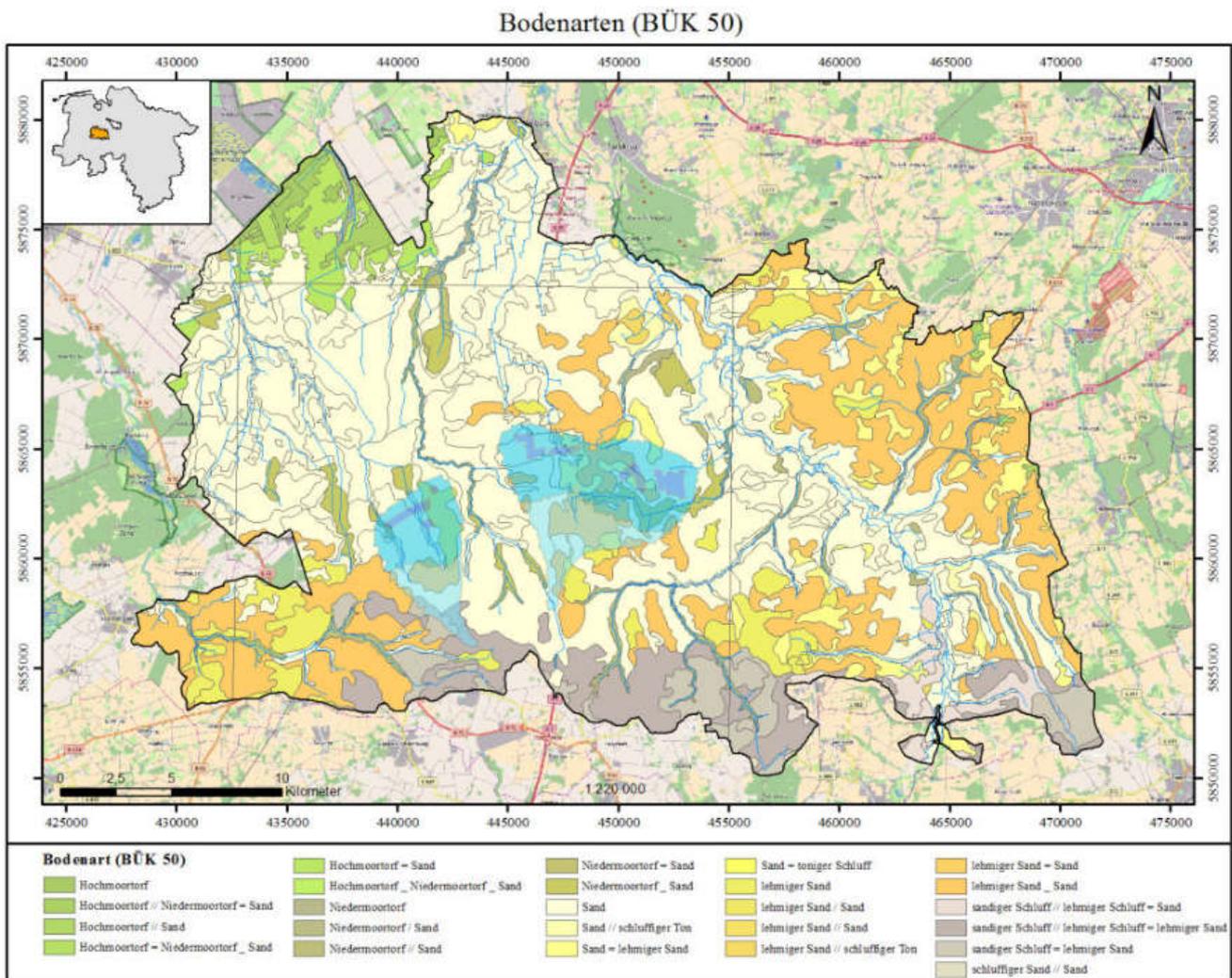


Abbildung 16: Karte der Bodenarten in der Fallstudienregion Großenkneten (Datengrundlage: LBEG, Bodenübersichtskarte 1:50.000, Karte aus Langmann 2018)

2.2.2.7 Geologie und Hydrostratigraphie (geologisches Strukturmodell)

Der wasserwirtschaftlich bedeutende Untergrund im Raum Großenkneten wird von jungtertiären bis quartären Lockergesteinen aufgebaut. Der Unterbau des vorgestellten Modells besteht im Wesentlichen aus grundwasserhemmenden tonigen Einheiten der miozänen Abfolge. Deren Oberfläche bildet die Aquiferbasis des für die Grundwasserbewirtschaftung relevanten Systems aus grundwasserleitenden und grundwasserhemmenden Einheiten.

Darüber folgen die eiszeitlich dominierten Ablagerungen des Quartärs (innerhalb der letzten 2 Mio. Jahre), welche von mehreren warmzeitlichen Perioden unterbrochen wurden. Die Inlandvergletscherung reichte mindestens zweimal tief in das Projektgebiet hinein (Elster- und Saale-Vereisung). Über Schmelzwasserströme wurden erhebliche Mengen Sand und Kies (glazifluviatile Sedimente) in das Gebiet getragen und abgelagert. Die Grundmoränen des Gletschers sind heute in den Bohrungen vor allem als Geschiebelehm der Elster und Saale Kaltzeit sowie teilweise als oberflächennahe grundwasserhemmende Schichten der jüngeren Vereisung (Saale) nachweisbar.

Das heutige niedersächsische Landschaftsbild ist endgültig mit dem Holozän, d.h. im Laufe der letzten 11.000 Jahre, entstanden. Seit den letzten 8.500 Jahren prägt hier vor allem der Meeresspiegelanstieg der Nordsee um rund 30 - 35 cm pro Jahrhundert die Sedimentationsbedingungen (Streif 2002). Der südliche und der zentrale Teil des Modellgebietes gehören der so genannten Cloppenburger Geest an. Der Geschiebelehm der zugehörigen Grundmoräne bildet auf der Geest oftmals die Oberflächenbedeckung, wurde durch Erosion von Bächen aber oftmals ausgeräumt und durch weichsel- und holozänzeitliche Sande ersetzt (LBEG GeoBe-richte 3, 2016). Der nördliche Teil wird der Leda-Jümme-Niederung bzw. im Nordosten der Hunte-Niederung zugeordnet.

Abbildung 17 zeigt die 3D Ansichten im Block und in der „exploded“-Ansicht des geologischen Strukturmodells für Großenkneten.

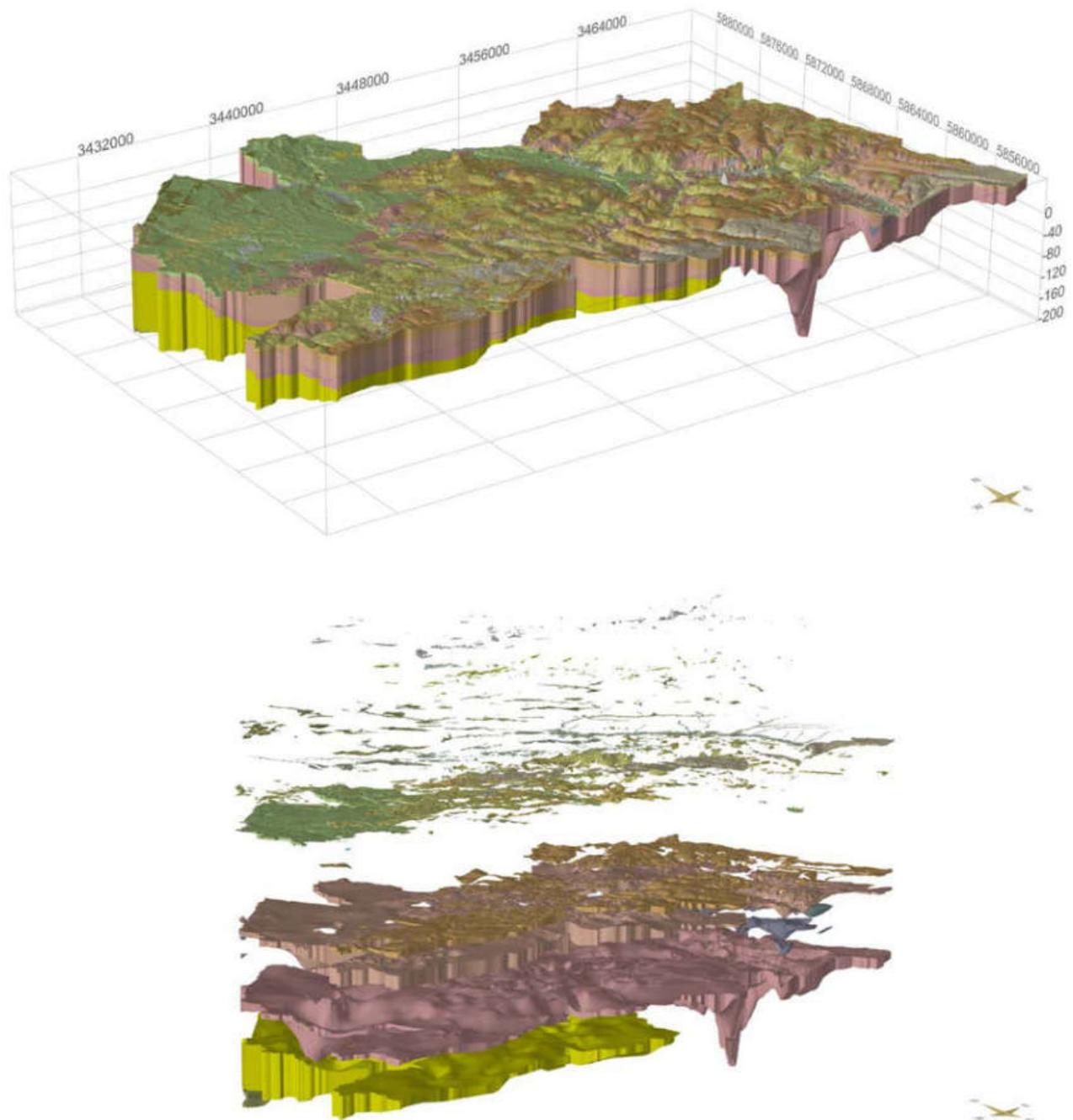


Abbildung 17: Geologisches 3D-Strukturmodell des Gebietes Großenkneten. Oben: 50-fach überhöht. Unten: „exploded“ Ansicht. (Quelle: OOWV / Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH).

Die Modellerstellung erfolgte in derselben Weise wie für das Projektgebiet Sandelermöns (siehe Kapitel 2.2.1.6). Tabelle 5 gibt einen Überblick der wichtigsten stratigrafischen bzw. hydrostratigrafischen Einheiten sowie deren Repräsentanten im geologischen 3D-Strukturmodell.

Tabelle 5: Stratigrafie und Hydrostratigrafie des Projektgebietes Großenkneten (Datengrundlage: Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH und LBEG (2011))

Stratigrafische Gliederung	Modelleinheit	Hydrostratigrafische Einheit ⁷	Kurzbeschreibung	Durchlässigkeitsklasse ⁸		
QUARTÄR	Holozän	qhy	L/H0	Künstliche Aufschüttungen (z.B. Autobahn)	11	
		qhtug	H1.1	Tiefenumbruch	10	
		qhfls	L1.2	Flugsand	9	
		qh	H1.1	Holozäne Talsedimente	10	
		qhhm	H1.3	Anmoor	10	
		qhhd		Hochmoortorf		
		qhhd		Niedermoortorf		
	qh2	L1.2	Fluviatile Sande	3		
	Weichsel	qwLos	H2	Sandlöss	5	
		qwfls	L1.2	Flugsande	9	
		qwGds		Geschiebedecksand (Weichsel, kiesiger Sand, tw. schluffig)		
		qwf	L1.3	Fluviatile Sande (z.T. kiesig) der Weichsel-Kaltzeit <ul style="list-style-type: none"> • qwii_li: eingelagertes Weichsel-Interstadial (H2.1) 	3 (5)	
		qwb	H2	Beckenablagerungen (tonig-schluffig)	5	
	Eem	qee	H2.1	Eem-Interglazial	5	
		Saale	qdlg	H3	Geschiebelehme des Drenthe-Eisvorstoßes	5 (3)
			qdgf	L3	Schmelzwassersande/-kiese (Vorschüttssedimente des Drenthe-Eisvorstoßes) <ul style="list-style-type: none"> • qs-U_b_li: eingelagerte, tonig-schluffige Drenthe-Beckenablagerungen (H3) • qpi_li: eingelagerte Linsen des Pleistozän-Interglazial (H3) 	3 (5)
		qL	H4.1	Lauenburger Ton	6	
		qLs		Lauenburger Randfazies		
qelg		H4.2	Geschiebelehme der Elster-Eiszeit	5		
Elster		qp-qe	L4.1/L4.2	Schmelzwassersande/-kiese (Vorschüttssedimente des Elster-Eisvorstoßes) <ul style="list-style-type: none"> • qL_li: eingelagerte Linsen des Lauenburger Tons (H4.1) • qelg_li: eingelagerte Linsen des Elster-Geschiebelehms (H4.2) • qp_U_li: eingelagerte, tonig-schluffige Elster-Beckenablagerungen (H4.3) • qpt_li: eingelagerte tonig-schluffige Linsen (H4) 	9/2 (6, 5, 5)	
		Pliozän	tpIt	H4.4	Pliozäne Tone und Schluffe	10
tpl			L4.3	Pliozäne Sande <ul style="list-style-type: none"> • tpIt_li: eingelagerte pliozäne Tone und Schluffe (H4.4) 	3 (10)	
tpI_U			H4.4-H5	Pliozäne Tone und Schluffe, auch z.T. in Sanden zwischenlagernd	10	

Unterbau des quartärgeologischen 3D-Modells

Die älteste im Untersuchungsgebiet modellierte Einheit besteht aus schluffigen bis tonigen Sedimenten des Pliozäns. Sie wurde als Modelleinheit tpI_U abgebildet und tritt ausschließlich im nordwestlichen Randgebiet des Gebietes auf. Die Tiefenlage ihrer Basis befindet sich zwischen -126 m NN und -95 m NN. Die Mächtigkeit erreicht ein Maximum von über 18,6 m, bei einem Durchschnitt von 9 m. Die Sedimenteinheit wurde nach LBEG (2011) der hydrostratigrafischen Einheit H4.4-H5 zugeordnet und stellt somit eine grundwasserhemmende Schicht dar (siehe Tabelle 5).

Die älteste aquiferbildende Einheit im Untersuchungsgebiet besteht aus Sedimenten des Pliozäns (Modelleinheit tpl). Dabei handelt es sich um glimmerhaltige Fein- bis Mittelsande, stellenweise auch feinkiesige Grobsande, mit variierender Mächtigkeit bis zu rund 102 m, bei einem Durchschnitt von etwa 35 m. Sie treten nahezu flächendeckend im Modell auf, doch vor allem im Norden und Osten dünnen die tertiären Sande bis

zu ihrem Verschwinden aus. Die Tiefenlage der Basis ist als Aquiferbasis zu verstehen. Nach der überregionalen hydrostratigrafischen Gliederung (siehe Tabelle 5, LBEG, 2011) wird dieser Sedimentkörper als Grundwasserleiter L4.3 eingestuft. Im Modellgebiet treten innerhalb dieser Einheit und äußerst lokal begrenzt (bei Großenkneten) auch tonig-schluffige Ablagerungen des Pliozäns auf (Modelleinheit tplt), die meist von geringer Mächtigkeit mit bis zu 2,2 m sind. Die Tiefenlage ihrer Basis liegt etwa zwischen -20 m NN und -3 m NN. In der hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) werden diese Ablagerungen dem Grundwasserhemmer H4.4 zugeordnet (Tabelle 5).

Modelleinheiten des frühen Pleistozäns bis zur Elster-Eiszeit

Bei den ältesten quartären Lockersedimenten, die im Modell abgebildet sind, handelt es sich um altpleistozäne bis elsterzeitliche Sande und Kiese der Modelleinheit qp-qe. Sie sind flächendeckend verbreitet und grenzen somit direkt an die liegenden Ablagerungen des Tertiärs, denen selten schluffig-tonige (qpt_li) und humose bis torfige (qpi_li) Linsen eingelagert sind. Im Norden des Projektgebietes reicht die Basis dieser Sedimente auf nahezu -200 m NN herunter, wo sie eine Mächtigkeit bis zu 204 m erreicht. Im südlichen Abschnitt des Projektgebietes liegt die Basis der Einheit bei bis zu +27 m NN. Die durchschnittliche Mächtigkeit beträgt 39,4 m, die durchschnittliche Basistiefe bei -27,8 m NN. Nach der für Niedersachsen gültigen Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) handelt es sich um den Grundwasserleiter L4.1 bzw. L4.2 (siehe Tabelle 5).

Der elsterzeitliche Geschiebelehm (Modelleinheit qelg und qelg_li1) tritt nur sehr kleinräumig im Norden und Süden des Projektgebietes auf. Die Mächtigkeiten reichen bis zu 6 m und die Tiefenlagen schwanken zwischen rund +17 und +22,5 m NN. Entsprechend der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) handelt es sich hierbei um den Grundwasserhemmer H4.2 (Tabelle 5).

Ablagerungen der Lauenburger Schichten wurden während der späten Elster-Eiszeit in durch Gletschertätigkeit geschaffene Hohlformen wie Rinnen oder Becken sedimentiert. Dabei lassen sich aufgrund der Lithologie und der Verbreitung der Schichten dieser Becken- und Rinnen-Sedimente die eher sandige „Lauenburger Randfazies“ (qLs) von der eher tonigen Lauenburger Fazies (qL) als typisches Beckensediment abgrenzen. Die „Lauenburger Randfazies“ umfasst überwiegend schluffige Feinst- bis Feinsande mit teilweise tonigen Beimengungen sowie Wechsellagerungen von sandigen und tonigen Sedimenten. Darüber hinaus sind sie Glimmer und (holz)kohleführend. Die Einheit qLs tritt vor allem in Norden des Projektgebietes auf, wo sie Mächtigkeiten von bis zu 28,5 m erreicht. Die Tiefenlage der Basis liegt im Norden etwa bei -5,8 m NN und in ihrem höchsten Punkt bei etwa +21,7 m NN.

Die Modelleinheit qL, der „Lauenburger Ton“, besteht überwiegend aus schluffig-feinsandigen, glimmer- und kalkhaltigen Ton mit meist dunkelgrauer bis schwarzer Farbe. Es können aber auch Schluffe mit feinsandigen bis tonigen Beimengungen auftreten, die aber im Mittel feinere Körnung aufweisen als die Randfazies qLs. Analog zur Einheit qLs, tritt diese Einheit verstärkt im Norden auf. Die maximale Mächtigkeit erreicht bei Garrel rund 41 m. Die durchschnittliche Mächtigkeit liegt etwa bei 14 m. Die Tiefenlage variiert zwischen -28 m NN bis zu etwa +31 m NN. Die grundwasserhemmenden Modelleinheiten qLs und qL wurden nach LBEG (2011) gemeinsam der hydrostratigrafischen Einheit H4.1 zugeordnet.

Modelleinheiten der Saale-Eiszeit und des Eem-Interglazials

Während der Saale-Eiszeit wurde das Modellgebiet im Zuge des Drenthe-Haupteisvorstoßes (Rehburger-Phase) vom Gletscher überfahren und erhielt im Wesentlichen seine heutige morphologische Prägung. Im Vorfeld wurden Schmelzwassersandserien abgelagert, die schließlich zusammen mit den älteren Ablagerungen vom nachrückenden Gletschereis umgelagert bzw. überprägt wurden. Diese Sande werden im Modell durch die Einheit qdgr repräsentiert. Die Abgrenzung dieser sandig bis kiesigen Modelleinheit wird zumeist anhand des Elster-Geschiebelehms (im Liegenden) und des Drenthe-Geschiebelehms (im Hangenden) vorge-

nommen. Diese Schicht tritt auch oberflächennah auf, weshalb sie in der Geologischen Karte (GK50) repräsentiert ist. Die Basis der Einheit qdggf ist in Tiefen zwischen -51,5 und +49 m NN zu finden. Die durchschnittliche Mächtigkeit beträgt 16,7 m. Die größten Mächtigkeiten von über 75 m sind überwiegend in der westlichen Modellregion, speziell im Bereich Cloppenburg und Garrel, zu finden. Bezogen auf das Einzugsgebiet Großenkneten stellt die Einheit qdggf zusammen mit den jüngeren weichselzeitlichen sandigen Ablagerungen die obere, jüngere grundwasserleitende Modelleinheit des Aquifers dar. Drenthe-Schmelzwassersedimente (qdggf) werden in der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) als Aquifereinheit L3 geführt (Tabelle 5).

Die Modelleinheit qdgl repräsentiert die Gletschermoränenablagerungen des Drenthe-Hauptvorstoßes der Saale-Eiszeit. Diese grundwasserhemmenden Schichten stehen in den höheren Lagen des Projektgebietes, d.h. überwiegend in der Südhälfte, oftmals oberflächennah an und sind somit auch in der Geologischen Karte (GK50) dargestellt. Die Grundmoräne fungiert so oftmals auch als grundwasserschützende Einheit, da sie durch die hemmenden Eigenschaften oberflächennahen Eintrag von Schadstoffen in den Grundwasserkörpern verhindern bzw. verringern. Die Tiefenlage ihrer Basis liegt bei ca. +14 m NN bis +60 m NN. Die Mächtigkeiten schwanken kleinräumig. An der Südgrenze des Modellgebietes erreicht sie Maximalwerte von über 23 m. Überwiegend ist sie jedoch mit Mächtigkeiten < 7 m vorzufinden. Gemäß der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) handelt es sich bei dem Saale Geschiebelehm/-mergel um die grundwasserhemmende Einheit H3 (Tabelle 5).

Die Sedimente des Eem-Interglazials sind nur sehr kleinräumig im Projektgebiet nachweisbar. Im Mittel liegen die Mächtigkeiten bei < 1 m, so dass sie im hydrogeologischen Aufbau keine nennenswerte Relevanz tragen.

Modelleinheit der Weichsel-Kaltzeit

Während der Weichsel-Kaltzeit reichte die Inlandvereisung nicht in das Projektgebiet, so dass periglaziale Ablagerungsbedingungen vorherrschten. Die kleinräumig im Norden des Gebietes vorkommenden tonig-schluffigen Beckenablagerungen der Weichselkaltzeit sind durch die Modelleinheit qwb repräsentiert. Diese weichselzeitlichen grundwasserhemmenden Zwischenhorizonte (H2 nach LBEG, 2011, Tabelle 5) erreichen Mächtigkeiten < 1 m und fallen dadurch nur wenig hydrogeologisch ins Gewicht. Anders verhält es sich mit den sandigen fluvialen Ablagerungen der Weichsel-Kaltzeit (qwf), welche zusammen mit den Schmelzwassersanden der Drenthe-Vereisung, den oberen, jüngeren Aquifer darstellen. qwf beinhaltet z.T. kiesige Lagen und lässt sich anhand seiner lokal auftretenden organischen Beimengungen von den kaltzeitlichen Sanden abgrenzen. Durch die oberflächennahe Lage ist diese Einheit mit Geologischen Karte (GK50) detailliert abgebildet. Die Tiefenlage der Basis dieser Einheit reicht im Modellgebiet von -4 bis +43 m NN. Die mittlere Mächtigkeit beträgt hierbei ca. 5,4 m. Die Ablagerungen sind entsprechend der Genese eher in den tieferen Lagen der Leda-Jümme- und Hunte-Niederung anzutreffen, somit vor allem in den nördlichen und westlichen Bereichen. Im Südosten ist qwf nicht abgelagert. Weichselzeitliche fluviale Sedimente werden in der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011, Tabelle 5) als Aquifereinheit L1.3 geführt.

Die Verbreitung beläuft sich auf fleckenhafte Vorkommen im Süden. Bei einer durchschnittlichen Mächtigkeit von rd. 1,1 m wird eine maximale Mächtigkeit von rd. 11 m erreicht. Die Basis der Einheit liegt zwischen rund +14 und +62 m NN. Diese Geschiebedecksande werden in der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011, Tabelle 5) als Grundwasserleiter L1.2 geführt. Während der späten Weichsel-Kaltzeit bis ins Holozän wurden in das Modellgebiet äolische Decksande (Flugsande) eingetragen und stellenweise zu Dünen aufgeweht. Im Untergrundmodell werden diese Feinsande mit den Modelleinheiten qwfls und qhfls dargestellt. Im Mittel beträgt die Mächtigkeit der Flugsande ca. 1 m. Die Tiefenlage der Basis der Einheit beträgt zwischen rund +6 m NN und +64 m NN. Weichselzeitliche Flugsande werden in Anlehnung an die Hydrostratigrafische Gliederung (LBEG, 2011, Tabelle 5) als Aquifereinheiten L1.2 eingestuft. Die Modelleinheit qwLos bildet den weichselzeitlichen Sandlöss ab, der ausschließlich im südlichen Modellbereich im Geestgebiet vorkommt.

Diese äußerst feinkörnige Einheit erreicht eine durchschnittliche Mächtigkeit von nur 1,1 m. Weichselzeitlicher Sandlöss wird in der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011) als Hemmer H2 geführt.

Modelleinheiten des Holozäns

Im Projektgebiet werden holozäne Sedimente überwiegend durch fluviatile Sedimente, Nieder-, Hochmoortorfe und Anmoorbildungen (qhhn, qhhh und qhhm), Talsedimente (qh), Dünenbildung (qhfls), Tiefenumbruch (qhtug) sowie anthropogene Ablagerungen (qhy) repräsentiert. Sie bilden den Abschluss des hydrostratigrafischen Aufbaus bis zu Bodenbildung.

Die holozänen Mooreinheiten werden nach der Hydrostratigrafischen Gliederung (LBEG, 2011, Tabelle 5) als Grundwasserhemmer H1.3 eingestuft, die holozänen Flugsande als Leiter L1.2., die holozänen Talsande und Tiefenumbruch als Hemmer H1.1 und die Anthropogene Bildungen werden dort als stark variable Einheit LO geführt.

Hydrostratigrafische Einstufung der einzelnen Modelleinheiten

Die Zuordnung der hydraulischen Durchlässigkeiten der wichtigsten stratigrafischen Einheiten sind dem Kapitel 2.2.1.6 äquivalent zum Projektgebiet Sandelermöns zu entnehmen.

Hydrogeologische Verhältnisse

Die hydraulische Durchlässigkeit der oberflächennahen Gesteine als bedeutende Eigenschaft im Hinblick auf Grundwasserneubildung und den oberflächenbürtigen Zugang von (Schad-)Stoffen zum Grundwasser ist flächenhaft für das Modellgebiet in Abbildung 18 dargestellt. Wegen ihrer Ausprägung als sandig-kiesige Lockergesteine ist die hydraulische Durchlässigkeit der oberflächennahen Gesteine weit überwiegend hoch oder mäßig. Geringe hydraulische Durchlässigkeiten werden im Allgemeinen dort verzeichnet, wo Geschiebelehne mit ihrem hohen Anteil der hydraulisch geringdurchlässigen Komponenten Ton und Schluff (abgesehen von einer häufig vorkommen Auflage aus Geschiebedecksand) das Anstehende bilden. Dies ist im Bereich der höchstgelegenen Bereiche der Geestplatten der Fall. Weiterhin ist die Durchlässigkeit dort verringert, wo tonige Beckenablagerungen die oberflächennahe Schicht bilden und im Bereich der Täler der Gewässer mit ihren Auenlehmen oder Erd-Niedermoorbildungen.

Durchlässigkeit der oberflächennahen Gesteine (HÜK 200)

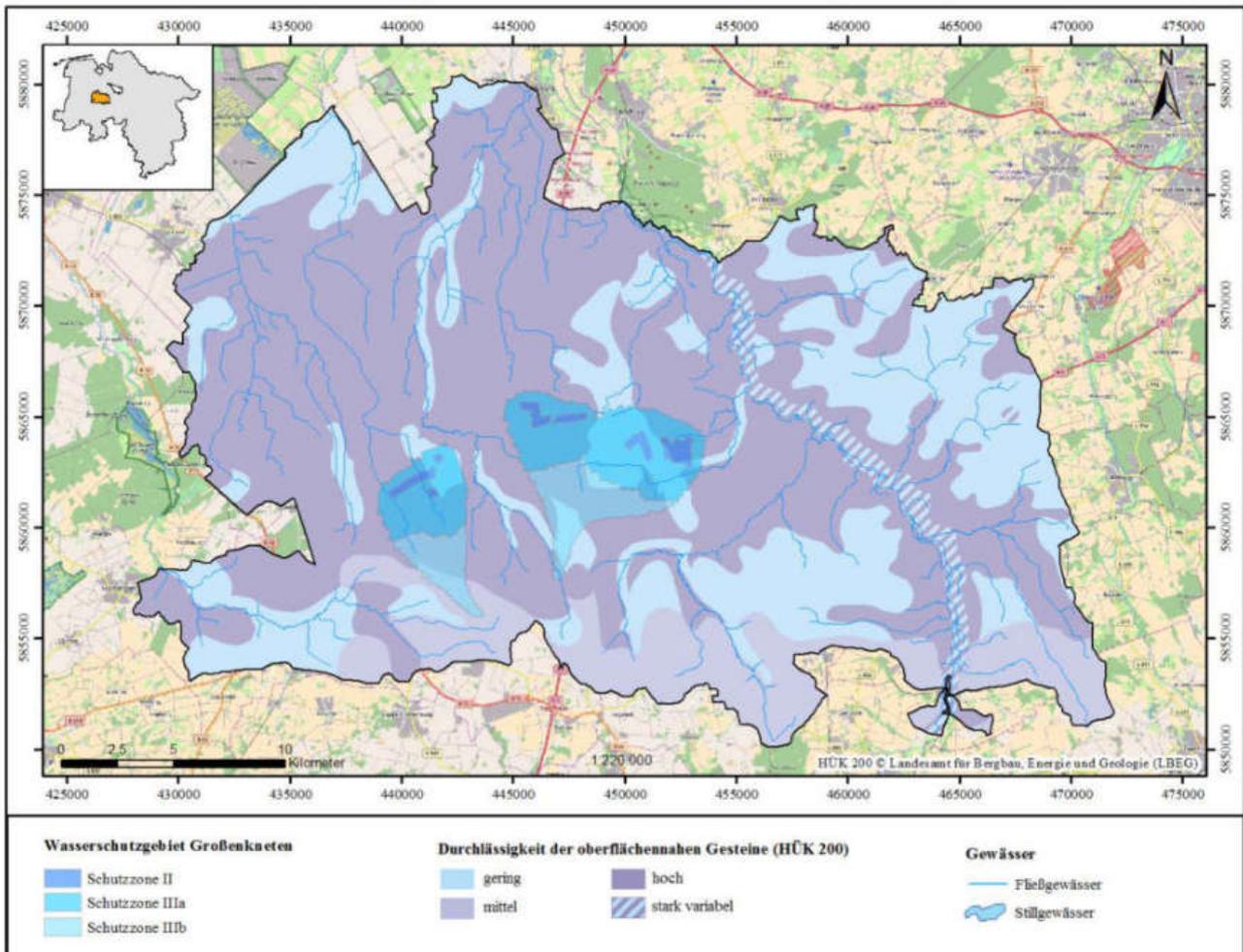


Abbildung 18: Durchlässigkeit der oberflächennahen Gesteinsschichten (Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000, LBEG 2014, NIBIS©-Kartenserver, Abb. aus Langmann 2018)

Gekoppelt an die Durchlässigkeit der Deckschichten ist das Schutzpotential der Grundwasser überdeckenden Schichten vor Verunreinigung des Grundwasserleiters mit Schadstoffen (s. Abbildung 19). Dieses ist eine Funktion der Beschaffenheit und Mächtigkeit der den Grundwasserleiter überdeckenden Gesteinsschichten und dort hoch, wo gering durchlässige Deckschichten über dem Grundwasser die Versickerung behindern und wo große Flurabstände zwischen Gelände und Grundwasseroberfläche eine lange Verweilzeit begünstigen. Das Schutzpotential ist in weiten Teilen aufgrund der hohen Durchlässigkeit der sandigen Deckschichten in den nordwestlich gelegenen Niederungen und den Fluss- und Bachtälern wegen der dortigen geringen Flurabstände als gering zu bewerten. Mittelmäßige bis hohe Schutzpotentiale werden in den mit Geschiebelehm und –mergel bedeckten höher gelegenen Bereichen des Modellgebietes erreicht.

Schutzpotential der Grundwasserüberdeckung (HÜK 200)

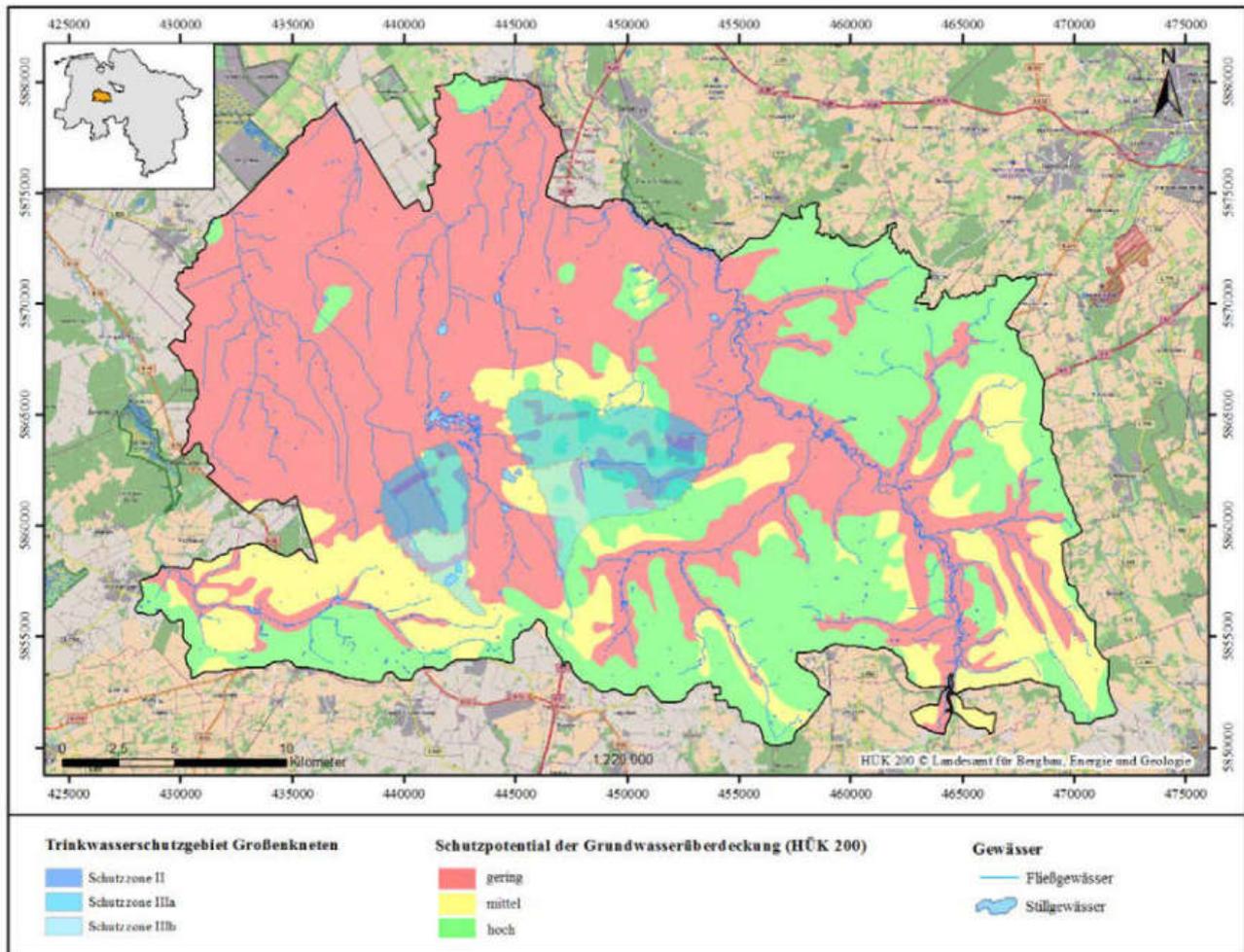


Abbildung 19: Schutzpotential der Grundwasserüberdeckung im Modellgebiet aus der hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK 200, LBEG 2014, NIBIS©-Kartenserver, Abb. aus Langmann 2018)

Abbildung 20 als Grundwassergleichenplan (LBEG 2014, NIBIS© Kartenserver). Die angegebenen Grundwasserstände beziehen sich auf die Zeitreihe der Jahre 1990 – 2000 und haben die Einheit m zu NN. Der Verlauf überwiegend West-Ost gerichtete der Grundwasserisohypsen zeigt reliefgebunden eine Zunahme der Grundwasserstände von Nord nach Süd von unter 10 m ü. NN in den Niederungsgebieten im Nordwesten des Modellgebietes auf über 45 m ü. NN in den hochgelegenen Geestrücken im Süden. Abweichend davon sind steilere Gradienten der Grundwasserstände und ein Nordwest-Südwest orientierter Verlauf der Grundwasserisohypsen im Hangbereich der in das umgebende Geestplateau eingetieften Hunte zu erkennen (Verlauf parallel zum Gewässer). Aus dem Verlauf der Grundwasserisohypsen lässt sich für die westliche Hälfte des Modellgebietes ein nach Nordwesten gerichteter Grundwasserstrom erkennen. Die zu den Fließgewässern hingewandten Grundwassergleichen deuten auf hydraulische Interaktion zwischen den Hydrosystemen Grundwasser und Fließgewässern hin. Das Grundwasser ist effluent und speist die Geestbäche und -flüsse. In der östlichen Hälfte des Modellgebietes dominiert der Grundwasserstrom von den höher gelegenen Geestplateaus hin zur Hunte. Der Einfluss der Grundwasserentnahme auf die Grundwasseroberfläche wird an der Biegung der Grundwassergleichen im Bereich der Fassungen Hagel und Sage.

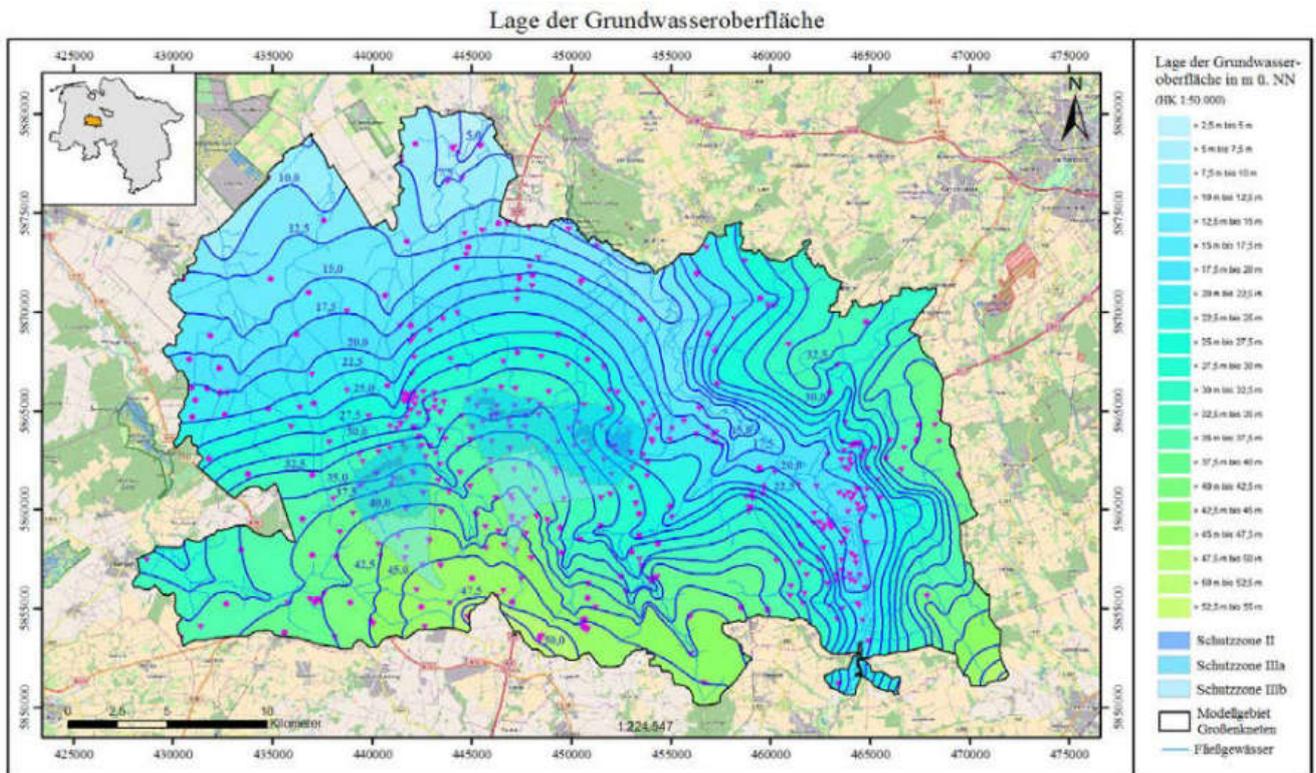


Abbildung 20: Lage der Grundwasseroberfläche interpoliert auf Basis von Grundwasserstandmessungen (Stützstellen als rosafarbene Signaturen) in der Fallstudienregion Großenkneten (Ausdehnung des Wasserhaushaltsmodells) auf Basis der HK 50 (Datengrundlage LBEG, Karte aus Langmann 2018)

2.2.3 Fallstudienregion Antalya (Türkei)

2.2.3.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Antalya ist eine Großstadt an der türkischen Mittelmeerküste mit über 2,5 Mio. Einwohnern. Der Großraum Antalya ist stark touristisch geprägt. Weiterhin schließen im Osten des Stadtgebietes jenseits der Küsten nach Norden hin zum Westlichen Taurusgebirge große landwirtschaftlich geprägte Regionen mit überwiegender Gewächshauskultivierung an. In einigen Bereichen der Arbeitsregion haben Analysen des Grundwassers gezeigt, dass schon jetzt die von der WHO (2011) vorgegebenen Grenzwerte für Nitrat überschritten werden (Kurunc et al 2015). Darüber hinaus sind deutliche Defizite im Wassermanagement vorhanden, die ebenfalls negative Auswirkungen auf die Wasserqualität haben (Davraz et al. 2009). Hierzu zählt die Gefahr einer fortschreitenden Intrusion von Meerwasser in den zur Grundwasserentnahme genutzten Küstengrundwasserleiter sowie die Verschärfung von Nutzungsdrücken unter Einfluss des Klimawandels sowie Nutzungskonkurrenzen. Dadurch ist mittelfristig die Versorgungssicherheit mit Trinkwasser durch die komplexen Strukturen der Kluft- und Karstgrundwasservorkommen (hoher Grundwasserabfluss ins Meer), die bestehenden unzureichenden Schutzkonzepte und den steigenden Verbrauch durch Landwirtschaft und Tourismus gefährdet (Übernutzung der Küstenaquifere).

Ziel des Projektes go-CAM für die Fallstudienregion Antalya ist es in der Vorsorgeforschung im nachhaltigen Wassermanagement gemeinsames praxisrelevantes Wissen für die Region Antalya zu erzeugen. Konkret geschieht dies durch die Abschätzung der künftigen Entwicklung des Wasserangebotes (Grund- und Oberflächenwasser) unter Einfluss des Klimawandels und der künftigen Wasserbedarfsentwicklung durch den Aufbau und Betrieb eines Wasserhaushalts- und eines Grundwasserströmungsmodells. Neben der Untersuchung

der klimatischen Änderungen und deren Einwirkung auf den regionalen Wasserkreislauf ist das Projektziel die Entwicklung von Steuerungsmechanismen im Zusammenhang mit der Nutzungskonkurrenz zwischen Tourismus, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft.

2.2.3.2 Geographische Verhältnisse

Das Modellgebiet Antalya liegt ca. 30 km östlich der Millionenstadt Antalya in der gleichnamigen Provinz an der türkischen Riviera (Abbildung 21). Es umfasst eine Größe von 1101 km² und liegt innerhalb der Landkreise Serik, Manavgat und İbradi. Südlich grenzt das Modellgebiet an das Mittelmeer, im Norden an die Kuyucak Berge, welche Ausläufer des Taurusgebirges darstellen (Akay & Uysal 1988). Durch diese Lage lässt sich das Gebiet in zwei Bereiche unterteilen: In den eher bergigen Norden und den flachauslaufenden Süden, der Ebene.

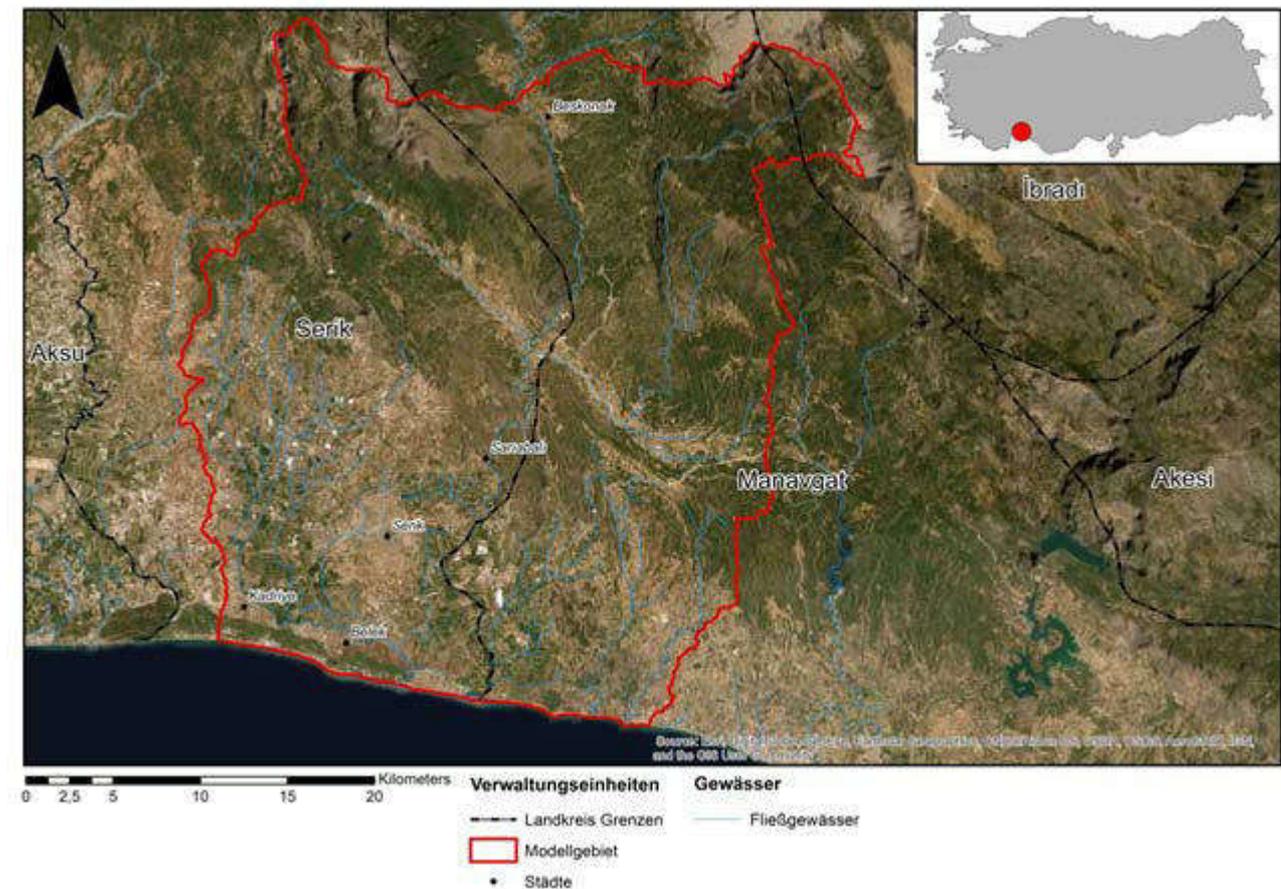


Abbildung 21: Lage der Fallstudienregion Antalya östlich der Millionenstadt Antalya an der türkischen Mittelmeerküste

Die Fallstudienregion Antalya lässt sich topographisch in zwei Bereiche unterteilen: In den bergigen Norden mit Anteil am Taurus-Hochgebirge (bis 2000 m Höhe) und den flach auslaufenden Süden, der Küstenebene. Entsprechend ist das Gebiet durch ein starkes Nord-Süd-Gefälle geprägt bei hohen Reliefenergien geprägt. Das Modellgebiet wird stark durch den Tourismus und die Landwirtschaft geprägt. Agrarflächen stellen mit rund 47 % den größten Anteil der Landnutzung dar (Abb. 4). Diese lassen sich nochmals in die bewässerten Agrarflächen (16 %), unbewässerten Agrarflächen (29 %) und Gewächshäuser (2 %) unterscheiden. Aufgrund der natürlichen, reliefbedingten Unterteilung des Modellgebiets wird Landwirtschaft hauptsächlich im südlichen Teil betrieben (Abbildung 3). Die zweitgrößte Landnutzungsform bilden Grasflächen (30 %). Waldflächen liegen auf rund 20 % der Flächen vor. Hier handelt es sich größtenteils um Nadelhölzer, die oftmals eine

höhere Toleranz gegenüber Trockenheit aufweisen als Laubbäume. Wald- und Grasflächen befinden sich vor allem im nördlichen Teil des Modellgebiets. Dort ist das Relief belebter und Landwirtschaft schwer umsetzbar. Die übrigen Flächennutzungsanteile teilen sich in bebautes Gebiet (2 %) und Wasserflächen (1 %) auf.

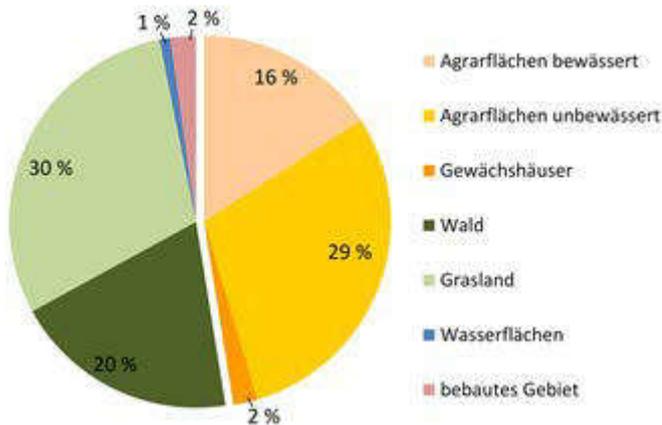


Abbildung 22: Anteile der verschiedenen Landnutzungstypen im Modellgebiet Antalya (CORINE Land Cover)

2.2.3.3 Wasserwirtschaftliche Gegebenheiten

Das Einzugsgebiet Antalya (Fläche: 20.091 km²) ist eins von 25 Flusseinzugsgebieten und gehört zu den wasserreichsten Regionen in der Türkei (Abbildung 23). Die Ausdehnung des Einzugsgebiets entspricht nicht der Provinzfläche. Die folgenden wasserwirtschaftlichen Betrachtungen beziehen sich auf das Einzugsgebiet Antalya. Es zeichnet sich durch hohe Abflusswerte aus, da 84 % des Niederschlags über Flüsse wie Aksu, Manavgat, Karpuz, Alara, Kargi, Dim, Karaman, Duden, Kopru and Alara ins Mittelmeer abfließen. Der See Egirdir im Norden des Einzugsgebiets ist ein wichtiger Süßwasserspeicher. Das Karstsystem prägt das Einzugsgebiet deutlich, so dass der oberirdische Abfluss auch dem Grundwasser Abfluss entspricht. Eine klare Unterscheidung zwischen Grund- und Oberflächenwasserressourcen ist in der Türkei grundsätzlich schwierig, da ein Großteil der Oberflächengewässer durch die Grundwasserabflüsse gespeist werden. Die höchsten Abflüsse finden im Januar und die niedrigsten im September statt (HARMANCIOGLU 2020). Eine Versickerung des Wassers durch die Karstgrundwasserleiter der grundwasserreichen Travertin-Formation erfolgt sehr schnell. Im Untergrund fließt das Wasser hauptsächlich durch sog. „duden channels“ Untergrundflüsse in Richtung des Mittelmeeres (YILDIRIM 2006).



Abbildung 23: Flusseinzugsgebiete in der Türkei (Fanack 2016) sowie die Modellgebiete der go-CAM-Fallstudienregion Antalya (gelb: Wasserhaushaltsmodell LWI-HYWAG, orange: Grundwasserströmungsmodell (GRS))

Die Gesamtmenge der Wasserressourcen wurde für das Jahr 2016 mit 205.497 Mio. m³/a berechnet, wovon dem Klimawandelreport des Ministeriums für Land- und Wasserwirtschaft zu Folge 10 % den Grundwasserressourcen und 90 % den Oberflächenwasserressourcen zugerechnet werden (T.C. 2016).

Wassernutzungen

Der gesamte Wasserbedarf im Antalya-Einzugsgebiet wurde im Klimawandelreport des Ministeriums für Land- und Wasserwirtschaft für das Jahr 2016 mit 43.154 Mio. m³/a angegeben, wovon der größte Anteil mit 70% auf den landwirtschaftlichen Sektor mit einem Bewässerungsbedarf von 30.093 Mio. m³/a entfällt. Der Trinkwasserbedarf, worunter auch der touristische Wasserbedarf gefasst wird, machen 24% (10.198 Mio. m³/a) des gesamten Wasserbedarfs aus. Das Brauchwasser für den industriellen Sektor beträgt hingegen nur 6,6 % (2.863 Mio. m³/a) (T.C. 2016). Die drei betrachteten Sektoren (Trinkwasser, Brauchwasser, Industrie und Bewässerungswasser für Landwirtschaft) werden dem Bericht zu Folge zum überwiegenden Teil aus den Oberflächenwasserressourcen versorgt (70 %). In anderen Quellen hingegen, heißt es hingegen, dass die Trinkwasserversorgung Antalyas überwiegend aus Grundwasserressourcen gedeckt wird (Celik Evrim 2008), die hauptsächlich aus den Schmelzwässern des umgebenden Gebirges (Taurus Gebirge) gespeist werden (Topkaya 2017).

Die unterschiedlichen Angaben können auch auf die oben angesprochene unklare Unterscheidung zwischen Grund- und Oberflächenwasserressourcen zurückzuführen sein. Unbestritten sind aber die Wassernutzungs-

konflikte, die im Antalya Einzugsgebiet aber auch weltweit verbreitet sind. Bedingt durch das starke Bevölkerungs- und industrielles Wachstum, steigt der Bedarf an Trinkwasser sowie für landwirtschaftliche- und industrielle Zwecke (ÖZMENA 2015). Die beiden stärksten Wirtschaftszweige Tourismus und Landwirtschaft, stellen auch gleichzeitig die größten Wasserkonsumenten dar, die zeitgleich um die Ressourcen konkurrieren. Die touristisch besonders intensiv genutzte Zeit liegt zwischen April und Oktober. In dieser Zeit übersteigt auch die Verdunstung die Niederschlagsraten, so dass der Bewässerungsbedarf ebenfalls am größten ist.

Zustand der Trinkwasserversorgungsinfrastruktur

Wie in anderen Regionen der Türkei und weltweit verbreitet, treten auch in Antalya erhebliche Wasserverluste im Leitungsnetz auf. Seit den Neuerungen der Gesetzgebung im Jahr 2014 sind die lokalen Wasserversorger angehalten die Rohrleitungsverluste zu reduzieren und auf unter 25% zu senken (MUHAMMETOĞLU 2018). Um das zu erreichen, sind vielfältige Maßnahmen erforderlich, wie eine Digitalisierung des gesamten Leitungssystems, um eine Überwachung zu ermöglichen, sowie ein Monitoring der Durchflussraten und des Wasserdrucks sowie die Erstellung einer jährlichen Wasser- und hydraulischen Modellierung und Überwachung der Leckagen und Rohrbrüche (MUHAMMETOĞLU 2018). Die Versorgungsverluste (sog. Non Revenue Water NRW) lagen in der Türkei im Jahr 2012 bei 43 %, wobei in vielen Gemeinden keine Messvorrichtungen zur genauen Quantifizierung vorliegen (MUHAMMETOĞLU 2018). In Antalya wurde in eine digitale Echtzeitüberwachung (RMT Real-Time Monitoring System) und ein integriertes Kontroll- und Übertragungssystem (SCADA Supervisory Control and Data Acquisition) des Wasserversorgungsnetzes investiert. Das integrierte RMT-SCADA System wird zur Überwachung hydraulischer und qualitativer Parameter verwendet. Im Gegensatz zum herkömmlichen Monitoringsystem, bei welchem nur an wenigen Stellen im Leitungssystem exemplarisch Proben gesammelt und ausgewertet werden, bestehen die Vorteile des RMT, dass an zahlreichen definierten Stellen im gesamten Leitungssystem kontinuierliche Messungen der hydraulischen Parameter (Wasserdruck und Durchflussrate) und der Wasserqualität (pH, Temperatur, Trübung, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, Menge der Desinfektionsmittel) überwacht werden (KARA 2015). Die Daten werden digital in ein Kontrollzentrum übertragen, so dass ein operativer Nutzen beim Management des Leitungssystems entsteht. Veränderungen der Wasserqualität und Rohrleitungsverluste können besser und schneller erkannt und lokalisiert werden. Der Anteil der Wasserleitungsverluste lag in Antalya City vor Einführung des RTM (2006) bei 65 % und somit über dem Durchschnitt in der Türkei. Durch den Einsatz des RTM-SCADA (Supervisory Control and Data Acquisition) Systems und weiterer technischer Maßnahmen wie Leitungsaustausch und Reparaturen konnten die Rohrleitungsverluste auf 52% im Jahr 2010 reduziert werden. Ein häufiges Problem stellen neben Undichtigkeiten im Leitungssystem auch Leitungsbrüche dar. Die Rohrleitungsbrüche und Leckagen im Leitungssystem führen nicht nur zu einem quantitativen Wasserverlust. Durch den entstehenden Druckabfall, können durch die Undichtigkeiten auch Schadstoffe in die Trinkwasserleitung gelangen und zu Belastungen des am Wasserwerk sauberen Trinkwassers führen (KARA 2015).

Neben dem technischen Zustand der Wasserleitungen und der Anstrengungen, diese zu optimieren und Rohrleitungsverluste und die Wasserqualität zu überwachen, ist es ebenfalls wichtig die Akzeptanz der lokalen Bevölkerung hinsichtlich der Nutzung von Leitungswasser zu betrachten. In den Jahren 2004-2005 wurden Umfragen durchgeführt, die zeigen, dass der überwiegende Anteil der Bevölkerung ernsthafte Bedenken hat, das Leitungswasser direkt zu nutzen (CELIK EVRIM 2008). Viele vertreten die Meinung, dass das Wasser durch coliforme Bakterien und pathogene Keime belastet sei und der hohe Härtegrad des Wassers gesundheitsschädlich sei. Die Ursachen dafür werden in dem teilweise über 50 Jahre altem Leitungsnetz der Stadt gesehen. Ferner wurde bemängelt, dass man keine regelmäßigen Informationen über den Zustand des Trinkwassers bekäme. Laut Aussage des kommunalen Wasserversorgers wird die Qualität des Leitungswassers jedoch als sicher eingestuft. Die hohen Härtegrade (CaCO_3 200-300 mg/l) sind geogenen Ursprungs und auf

die kalkhaltigen Ausgangsgesteine zurückzuführen. Nach Abschluss der durchgeführten Umfragen lauteten die Empfehlungen daher, dass die Wasserversorger gezielte Aufklärungskampagnen starten und die Bevölkerung über die Monitoringergebnisse regelmäßig informieren (CELIK EVRIM 2008). Inwiefern sich die Akzeptanz der Bevölkerung hinsichtlich der Nutzung des Trinkwassers seitdem gewandelt hat, ist nicht bekannt.

Zustand der Abwasserentsorgungsinfrastruktur

Einhergehend mit dem wirtschaftlichen Wachstum in der Türkei wurde seit 1990 der Ausbau der Abwasserkanalisation und Kläranlagen stark vorangetrieben. Während 1994 69% der Bevölkerung in den Gemeinden an eine Abwasserkanalisation angeschlossen waren, betrug der Anschlussgrad im Jahr 2014 bereits 90%. Auch der Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an eine Abwasserkläranlage stieg im gleichen Zeitraum von 13% auf 68% deutlich an (HARMANCIOGLU 2020). Im Stadtgebiet Antalyas wurden im Jahr 2006 lediglich 40% des Abwassers über eine zentrale Abwasserkanalisation einer Kläranlage zugeführt und seit dem Jahr 2002 über eine tiefliegende Leitung gereinigt ins Meer eingeleitet. Der überwiegende Teil des Abwassers wird daher zumindest zum Zeitpunkt der Studie im Jahr 2006 im Stadtgebiet Antalyas in Jauchegruben (saptic tank) gesammelt (YILDIRIM 2006). Die Jauchegruben (saptic tank) stellen eine Hauptbelastung des Grundwassers dar, da sie häufig undicht sind und durch das poröse Karstgestein ein schneller Eintrag von Belastungen in den Boden und dann das Grundwasser bzw. die Wasserleitungen erfolgen kann (YILDIRIM 2006). Zusätzlich problematisch ist es, dass die Trinkwasserbrunnen ebenfalls in Siedlungsgebieten liegen, in denen auch gleichzeitig Grundwasser aus Brunnen gefördert wird. Neben den Fäkalien aus den Jauchegruben, gelangen auch Schwermetalle und Öle (durch Abwässer aus Autobahnen und Leckagen von Tankstellen) sowie Abwasser aus Industriegebieten und Mülldeponien über die Bodenschicht in die Aquifere. Die „unterirdischen Flüsse“ sog. „duden holes“ tragen ebenfalls zu einem schnelleren Transport der verschiedenen Schadstoffe ins Grundwasser bei (YILDIRIM 2006). Die Grundwasservulnerabilität wurde mit Hilfe eines Modells ermittelt (DRASTIC index). Demzufolge wird die Grundwasservulnerabilität im Antalya Einzugsgebiet als empfindlich und teilweise sehr empfindlich eingestuft (YILDIRIM 2006). Ein weiteres Problem stellt in einigen Bereichen des Einzugsgebiets die Salzwasserintrusion dar. Durch die häufig unkoordinierten Grundwasserentnahmen im Einzugsgebiet und die teilweise großen Grundwasserentnahmen für Bewässerungszwecke, kommt es zum Absenken des Grundwasserspiegels, so dass eine Salzwasserintrusion ermöglicht wird (TOPKAYA 2017).

Zustand der Bewässerungsinfrastruktur

Im Antalya Einzugsgebiet werden 2.700 km² bewässert, wovon 17% der Bewässerung aus dem Grundwasser und 83% aus dem Oberflächenwasser gedeckt werden (T.C. 2018). Ein ähnliches Verhältnis ist auch dem Klimawandelreport des Ministeriums für Land- und Wasserwirtschaft zu entnehmen, indem 25% (7.562 Mio. m³/a) aus dem Grundwasser und 45% (22.531 m³/a) aus den Oberflächenwasserressourcen bewässert werden (T.C. 2016).

Die Bewässerung erfolgt hauptsächlich über Kanäle, die aus den Flüssen und diese durch Stauseen aus dem Bergland versorgt werden. Da der Bewässerungsbedarf insbesondere in der Hauptbewässerungszeit im Sommer viel höher als verfügbares Wasserdargebot der Stauseen ist, wird ein signifikanter Anteil des Wassers zusätzlich aus dem Grundwasser gefördert und für die Bewässerung bereitgestellt (TOPKAYA 2017).

In der unmittelbaren Antalya Niederung gibt es fünf Bewässerungseinheiten. Ihre Effizienz wurde im Rahmen einer Studie im Jahr 2014 analysiert (Özbek 2017). Zu den Hauptanbauprodukten zählen neben Baumwolle, Gemüse (Freiland und Gewächshäuser), Mais und Zitrusfrüchte. Die Bewässerung erfolgt hauptsächlich durch offene Kanäle, teilweise auch durch Pumpstationen. Zur Bewertung der Wasserversorgung wurden drei Indikatoren verwendet: Kennzahl Bewässerungsintensität (Irrigation Intensity Ratio, IIR), Durchflussmenge (Flow

Delivery Ratio, FDR), Wassernutzungsrate (Water Usage Ratio, WUR). Die Bewässerungsintensität (IIR) mit Werten nahe 1 zeigen, dass die tatsächliche Bewässerungsfläche auch nahezu der berechneten Bewässerungsfläche entspricht. Im Jahresdurchschnitt liegt die Durchflussmenge (FDR) in den meisten Bewässerungseinheiten über dem Wert von 1, so dass mehr Bewässerungswasser zur Verfügung steht als berechnet wurde. Bei einer Betrachtung der einzelnen Monate wird für alle Bewässerungseinheiten jedoch deutlich, dass zwischen Juni und August die Werte deutlich unter 1 liegen und somit weniger Wasser als berechnet in den Bewässerungskanälen zur Verfügung steht. Die Wassernutzungsrate (WUR) liegt im Jahresdurchschnitt jedoch in allen Bewässerungseinheiten über 1, so dass im Durchschnitt der Wasserbedarf durch das Bewässerungswasser gedeckt werden konnte. Eine Betrachtung der Wirtschaftlichkeitsindikatoren zeigt, dass die Investitionskosten in den meisten Fällen durch die Gebühren gedeckt werden (Özbek 2017).

2.2.3.4 Hydrologische Verhältnisse

Das Modellgebiet umfasst die Einzugsgebiete des Acisu Deresi, Karaöz Deresi und Sarisu Deresi sowie ein Teileinzugsgebiet des Köprüçay (Tabelle 6 und Abbildung 24). Der Karaöz Deresi besitzt das kleinste Einzugsgebiet mit 43 km² und einer Fließgewässerslänge von 23 km. Er entspringt im östlichen Teil der Ebene und mündet im Mittelmeer. Im Oberlauf des Flusses befindet sich der Pegel D09A114, an dem Informationen bezüglich des Abflusses vorliegen. Das Einzugsgebiet des Sarisu Deresi (55 km²) ist das zweit kleinste im Modellgebiet, die Fließgewässerslänge ist mit 37 km geringfügig größer als die des Karaöz Deresi. Er befindet sich westlich des Karaöz Deresi und mündet ebenfalls ins Mittelmeer. Entlang des Sarisu Deresi befinden sich keine Pegelstationen. Der Karaöz Deresi und Sarisu Deresi haben beide keinen regelmäßigen Abfluss und führen nur in den Wintermonaten konstant Wasser (Kaman et al. 2011).

Tabelle 6: Flüsse und zugehörige Einzugsgebiete in der Fallstudienregion Antalya

	Acisu Deresi	Karaöz	Sarisu Deresi	Köprüçay
Größe des oberirdischen Einzugsgebietes (km²)	317	43	55	686
Gewässerslänge (km)	175	23	37	215

Der Acisu Deresi ist einer der beiden größten Flüsse im Modellgebiet (Einzugsgebiet 317 km²). Er entspringt im Nordwesten des Modellgebiets und wird durch mehrere kleine Zuflüsse und Entwässerungskanäle gespeist. Viele von ihnen sind nicht ganzjährig wasserführend und trocknen im Sommer aus (Kaman et al. 2011). Das Wasser des Acisu Deresi wird u.a. für die Bewässerung in der Landwirtschaft genutzt. Es stehen jedoch keine Daten bzgl. Wassermenge und Zeit zur Verfügung, die den Umfang der Wasserentnahmen beschreiben. Auch entlang des Acisu Deresi gibt es keine Pegelstationen, sodass keine Aussagen zum Abflussvolumen getroffen werden können. Der Köprüçay entspringt weit oben im Taurusgebirge und fließt dann am Pegel D09A002 ins Modellgebiet. Er ist der größte und bedeutsamste Fluss im Modellgebiet. Sein Gesamteinzugsgebiet erstreckt sich über 2612 km², das Teileinzugsgebiet im hydrologischen Modell beträgt 686 km². Der Zufluss ins Modellgebiet am Pegel E09A002 beträgt im Jahresmittel 85 m³/s, schwankt in denen verschiedenen Jahreszeiten aber stark. Nördlich des Modellgebiets wird der Köprüçay durch mehrere Karstquellen gespeist (Zufluss aus Karstgrundwasserleitern mindestens 30 m³/s). Es wird davon ausgegangen, dass ungefähr ein Drittel des Abflusses im Köprüçay nicht aus dem oberirdischen Einzugsgebiet stammt (Simmers 1988). Am Übergang des Flussverlaufes aus dem Gebirge in die Ebene nordöstlich von Serik wird bei einer Staustufe

Wasser zur Bewässerung entnommen. Während der Bewässerungsperiode wird bis auf einen bestimmten Mindestabfluss fast das gesamte Abflussvolumen des Köprüçay für die Bewässerung verwendet (SİMA JEOLJİ 2017).

Die staatliche Wasserbehörde in der Türkei ist der DSİ (Devlet Su İşleri). Diese Behörde betreibt die Pegelstationen und erstellt gewässerkundliche Jahrbücher, aus denen die Abflusshöhen entnommen werden können. Der lokale Wasserversorger in der Region Antalya ist ASAT (Antalya Water and Wastewater Authority). Er ist für die Wasserversorgung und -entsorgung sowie das Kanalisationsnetz verantwortlich.

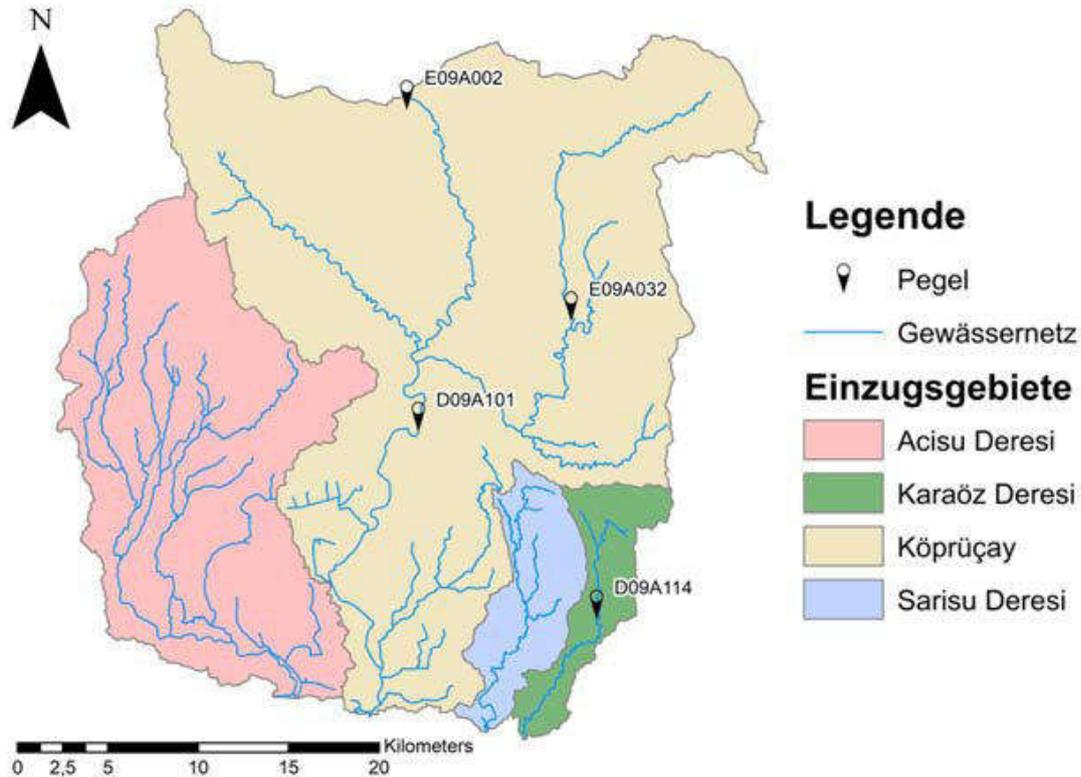


Abbildung 24: Flusseinzugsgebiete in der Fallstudienregion Antalya

2.2.3.5 Bodenkundlicher Überblick

In der Fallstudienregion Antalya dominieren hinsichtlich der Bodentypen Schwemm- und Aueböden, welche z.B. durch Bodenbildungsprozesse aus Alluvialen Ablagerungen entstehen können (Kaman et al. 2011). Diese Böden lassen sich durch hohe Ton- und Schluffgehalte charakterisieren. Die vorliegenden Bodenarten im Gebiet sind lehmige Sande (Lt), lehmige Tone (Lt), sandige Lehme (Sl) und schluffige Tone (Ut). Böden der beschriebenen Bodenarten weisen geringere Infiltrationsraten als reine Sande auf und haben somit Einfluss auf die verschiedenen Teilabflüsse, das Retentionsvermögen nach Niederschlagsereignissen sowie die Grundwasserneubildungsrate. Regionale bodenkundliche Informationen liegen für die Fallstudienregion Antalya nicht vor bzw. waren nicht zugänglich. Die bodenkundlichen Informationen wurden anhand des global zur Verfügung stehenden Bodenrasters ISRIC - World Soil Information (2014) abgeleitet und für die Wasserhaushaltsmodellierung verwendet.

2.2.3.6 Geologische Verhältnisse

Die Angaben zur Geologie und Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes der Fallstudie Antalya beruhen auf einem Bericht, der 2016 bis 2017 an im Auftrag des türkischen Ministeriums für Forstwirtschaft und Wasserangelegenheiten und der Generaldirektion für staatliche Wasserbauwerke erstellt worden ist und für den eine Reihe von geologischen Karten und Feldbeobachtungen aus zurückliegenden Jahren ausgewertet wurden.

Der Alpen-Himalaya-Gebirgsgürtel, in dem sich die Türkei befindet, entstand durch die Konvergenz der eurasischen mit der afrikanischen, der arabischen und der indischen Kontinentalplatte im späten Mesozoikum bis zum Tertiär. Die Nahtlinie İzmir - Ankara - Erzincan charakterisiert die Trennlinie der beiden Kontinente, die die Türkei in zwei Haupteinheiten teilt. Diese Einheiten wurden später weiter differenziert. Das Projektgebiet und seine unmittelbare Umgebung befinden sich auf der südlichen, anatolischen Platte, auf den lykischen Überdeckungen und den davor liegenden Anatolithen. Tabelle 7 bietet einen Überblick der im Gebiet anzutreffenden geologischen Formationen.

Tabelle 7: Überblick über die im Untersuchungsgebiet anzutreffenden Formationen

Symbol	Formation	Fläche [km ²]
EOs	<i>Seydişehir: Schiefer, Quarzit, Dolomit, Kalkstein</i>	0,260939
Dg	<i>Güneyyaka: Dolomit, Kalkstein, Quarz, Sandstein, Schiefer</i>	1,147585
Pk	<i>Kızıldağ: Dolomit, Dolomit-Kalkstein, Mizzian-Kalkstein</i>	1,522828
TRke	<i>Kesköprü: Buntmergel, toniger Kalkstein, Vermicularkalkstein</i>	0,153773
TRsu	<i>Subaşı-Kalkstein: Neritischer Kalkstein, Dolomit</i>	4,549377
TRac	<i>Çandır: neritischer Sandstein, Schluffstein, Mikrokonglomerat</i>	27,872977
TRag	<i>Gökdere: Halobianischer Mikrit, Hornstein-Mikrit</i>	1,284443
TRak	<i>Karadere: Basalt, spilitischer Basalt</i>	10,962163
TRa	<i>Alakırçay-Gruppe: Halobianischer Mikrit, Hornstein-Mikrit, Hornstein, Radiolarit, Schiefer, Basalt</i>	3,676359
TRk	<i>Kasımlar: Sandstein, Schiefer</i>	155,951353
TRm	<i>Scharnier Dolomit: Dolomit, Dolomit-Kalkstein, Megalodon-Kalkstein</i>	4,166141
TRI	<i>Storchenkalk: Megalodon Kalkstein</i>	22,020636
TRJu	<i>Üzümdere: Sandstein, Tonstein, Konglomerat</i>	1,877322
JKod	<i>Ovacıkdağı: Kalkstein</i>	26,030375
JKt	<i>Tekedağı: Neritischer Kalkstein</i>	20,401777
JKk	<i>Kurucaova: Neritischer Kalkstein, Dolomit-Kalkstein, Dolomit</i>	32,035359
JKy	<i>Yeniceboğazidere: Calciturbidite, Mikrite, Hornstein-Mikrite, Radiolarit, Hornstein, Schiefer</i>	0,993823
Kb	<i>Beydağları: Neritischer Kalkstein</i>	106,377292
Ke	<i>Esels-Kalkstein: Pelagischer Kalkstein</i>	0,191705
Kkm	<i>Kırkdirek: Ophiolitische Melange</i>	27,854095
Kd	<i>Dumanlı: Calciturbidit, Globotrunca-Mikrite, Hornstein-Mikrite</i>	11,430996
Kk	<i>Keçili: Block-Flysch</i>	11,224095
Tpp	<i>Pelitli: Konglomeratischer Kalkstein, toniger Kalkstein, Tonstein</i>	0,104902

<i>Te</i>	<i>Elmalı: Sandstein, Tonstein, Schluffstein</i>	<i>1,378561</i>
<i>Teku</i>	<i>Kular: Konglomerat, Sandstein, Tonstein, Kalkstein</i>	<i>3,576080</i>
<i>Tmkp</i>	<i>Karpuzçay: Sandstein, Tonstein, Konglomerat</i>	<i>579,114455</i>
<i>Tmg</i>	<i>Geceleme-Mergel: Mergel, Tonstein</i>	<i>4,265848</i>
<i>Tmo</i>	<i>Oymapınar-Kalkstein: Riffkalkstein</i>	<i>9,630905</i>
<i>Tmk</i>	<i>Karabayır: Algenkalkstein</i>	<i>5,869229</i>
<i>Tmse</i>	<i>Joy-Konglomerat: Konglomerat</i>	<i>71,277116</i>
<i>Tma</i>	<i>Aksu: Konglomerat</i>	<i>293,889255</i>
<i>Tmt</i>	<i>Taşlık: Tonstein, Schluffstein, toniger Kalkstein, Tuffstein</i>	<i>7,572262</i>
<i>plg</i>	<i>Gebiz-Kalkstein: Riffkalkstein</i>	<i>0,858400</i>
<i>ply</i>	<i>Yenimahalle: Mergel, Tonstein, Schluffstein, Sandstein</i>	<i>14,247463</i>
<i>Qk</i>	<i>Dünen</i>	<i>15,060272</i>
<i>Qb</i>	<i>Belkıs -Konglomerat</i>	<i>40,093484</i>
<i>Qdu</i>	<i>Düzağaç -Konglomerat</i>	<i>20,314240</i>
<i>Qym</i>	<i>Böschungsschutt und Schuttkegel</i>	<i>7,098004</i>
<i>Qp</i>	<i>Strandformationen</i>	<i>4,874872</i>
<i>Qal</i>	<i>Alluvium</i>	<i>259,995163</i>

Formationen des Paläozoikums

Oberes Kambrium/Ordovizium

Seydişehir Formation (EOs)

Die bis zu 1000 m mächtige Seydişehir-Formation ist blättrig, glimmerhaltig und weist eine schieferartige Struktur auf. Sie enthält Kalkschiefer-Linsen und -Bänder. Im Anamas-Akseki (Sultangebirge) liegt die Einheit zum größten Teil geschichtet vor, mit dünnen Einlagerungen von Metasandstein, Metaschluffstein, Schiefer, Quarzit, Schiefer etc. Dort bildet die Einheit eine Schieferstruktur. In der Karacahisar-Kuppel ist sie zum großen Teil erodiert.

Unteres bis mittleres Devon

Güneyyaka-Formation (Dg)

Die bis zu 300 m mächtige Einheit besteht aus Quarzsandstein, Schiefer, Kalkstein und Dolomiten. An der Basis besteht sie aus dünn- bis dickbettigem Sandstein, Schluffstein, Tonstein, terrestrischem Knötchen-Brachipod mit Spuren von Korallen und Crinoiden, Schiefer und tonig-sandigen Kalksteinen. Diese Basis wird durch Dolomite überlagert. In den oberen Ebenen sind dünne Schiefer-, Sandstein- und quarzitisches Sandsteinlagerungen nachgewiesen. Die Güneyyaka-Formation wird von der Kızılbağ-Formation überlagert.

Oberes Perm

Kızılbağ Formation (Pk)

Die etwa 250 m mächtige Formation befindet sich im Westen der Bucht von Antaya und besteht aus Dolomiten und dolomitischen Kalksteinen sowie dünnen Kalksteinschichten. Sie liegt diskordant über den alten Gesteinen des unteren Mitteldevons und wird von der Kesmeköprü-Formation überlagert.

Formationen des Mesozoikums

Trias: Skythium-niederes Anisium

Kesmeköprü Formation (TRke)

Die rund 350 m mächtige Einheit besteht aus dünn-mittel, stellenweise dick gebetteten, bunten Mergeln, tonigem Kalkstein, Tonstein, Kalkstein, Schluffstein und Sandstein. Dominierend sind Tonstein, Tonkalkstein und Mergel. Die Kalksteine in dünnen Zwischenschichten enthalten stellenweise Kohlenwasserstoffe. In der Formation sind dünn-mitteldick gelagerte Vermicular-Kalksteinschichten mit einer Mächtigkeit zwischen 20 cm und 12 Metern erkennbar. Die Einheit wird diskordant von der Alakırçay-Gruppe überlagert.

Trias: oberes Anisium-Ladinium

Subaşı Kalkstein (TRsu)

Die bis zu 250 m mächtige Formation besteht aus massiven und mitteldick gelagerten Riffkalksteinen, Dolomiten und dolomitischen Kalksteinen. Gelegentlich werden Makrofossilien und rekristallisierte Kalksteinniveaus beobachtet. Die Einheit befindet sich linsenförmig an der Basis der Kasımlar-Formation und ist lateral transitiv zur Basis der Kasımlar-Formation.

Trias: oberes Anisium-Norium

Çandır-Formation (TRaç)

Die bis zu 350 m mächtige Formation besteht aus dünn-mittel-dick eingebetteten Sandsteinen, Schlicksteinen und Tonsteinen. Gelegentlich enthält sie Konglomerate, Kalkstein, tonig-sandige Kalksteinbänder und -linsen sowie vulkanische Zwischenschichten. Die Sandsteine sind manchmal pflanzenagglomeriert und enthalten Quarz-, Quarzit-, Carbonat- und Vulkanelemente. Der Tonstein und die Schluffteine sind teilweise blatt- und schieferartig. Die Çandır-Formation ist häufiger als die anderen Formationen der Alakırçay-Gruppe anzutreffen. Sie ist horizontal und vertikal mit der Alakırçay Gruppe verflochten.

Gökdere-Formation (TRag)

Die bis zu 350 m mächtige Formation besteht aus dünn- bis mittelgelagerten, plattenartigen, meist hornsteinartigen, radiolarischen, mikritisch strukturierten, lokal halobischen Kalksteinen. Die Formation wird selten von Diabas-Gängen geschnitten. Die Einheit ist in horizontaler und vertikaler Richtung mit der Tesbihli-Formation, den Çandır- und Karadere-Formationen durchsetzt und geht im oberen Bereich in die Tekedağı-Formation über.

Karadere-Formation (TRak)

Die bis zu 600 m mächtige Formation besteht aus kissenartigen, alkalischen Basalten, Spiliten und spilitisierten Basalten. Stellenweise sind geschichteter Hornstein, Mikrit und Schiefer eingebettet. Auf dem Vulkangestein (Seamount), das die Karadere-Formation bildet, wurden stellenweise jurassisch-kreidezeitliche, neritische Kalksteine abgelagert. Die Karadere-Formation ist in horizontaler und vertikaler Richtung mit anderen Formationen der Alakırçay-Gruppe durchsetzt.

Alakırçay Gruppe (TRa)

Die bis zu 740 m mächtige Alakırçay-Gruppe besteht aus den Formationen Çandır, Karadere und Gökdere, die teilweise miteinander verflochten sind, und der Tesbihli-Formation, bestehend aus Radiolarit, Hornstein und Schiefer. Diese Formationen wurden extrem verformt, gebrochen, gefaltet und erhielten eine ungeordnete Struktur.

Kasımlar Formation (TRk)

Die Formation besteht aus dünn-mittel-dick gelagerten, teilweise bituminösen Tonsteinen, Schluffsteinen und Sandsteinen. Schluff- und Tonsteine haben Schiefercharakter. Die Sandsteine sind meist flach gelagert und lokal klastisch. Auf den oberen Ebenen der Formation existieren Riffkalksteinblöcke und Linsen, die reich an Fossilien sind. In einigen Gebieten haben sich Alterationszonen entwickelt.

Trias: oberes Norium-Rhaetium

Scharnier Dolomite (TRm)

Der Scharnier Dolomit beginnt mit massiven, teilweise dispergierten, im Allgemeinen mittelkörnigen Dolomiten an der Basis. Im oberen Bereich enthält er Megalodon-Spuren, stellenweise Dolomit-Kalkstein-Zwischendolomite und darüber dicklagige Kalksteine sowie Dolomit-Kalksteine.

Storchenkalkstein (TR1)

Die rund 250 m mächtige Formation besteht aus mittelstark gelagerten Kalksteinen, Dolomitenkalksteinen an der Basis und sandigen Kalksteinen in den oberen Ebenen. Sie enthält reichlich Gastropoden, Algen und Stromatolith.

Azumdere-Formation (TRJu)

Die etwa 370 Meter mächtige Formation besteht aus dünn-mittel-dick geschichtetem, rotem Sandstein, Konglomeraten, Tonstein und tonig-sandigem Kalkstein. Als Konglomerate treten runder Quarzit, Quarz, in geringerem Maße Dolomit und Kalksteinkies auf.

oberes Jura/Kreide:

Ovacıkdağı-Formation (JKod)

Die Einheit besteht aus etwa 400 m mächtigem Dolomit mit lamellaren und reichlich vorhandenen Ammonitspuren an der Basis und etwa 650 m mächtigen, neritischen Kalksteinen in den oberen Bereichen. Letztere sind an der Oberfläche fragmentiert. Die Formation wird diskordant von der Keçili-Formation überlagert.

Tekedağı-Formation (JKt)

Die etwa 1200 m mächtige Formation besteht aus mittelstark gelagerten neritischen Kalksteinen und enthält teilweise mit Dolomiten, Algen und Korallen. In den Unterkreide-Gesteinen sind dünne bituminöse Schichten oder zersplitterte Kalksteine zu beobachten.

Kurucaova-Formation (JKk)

Die bis zu 1700 m mächtige Formation beginnt mit dünn- bis mitteldicken gelagerten, lokal sandigen, oncoiden, oolithischen und pelletisierten Kalksteinen mit einem hohen Anteil von Makrofossilien. Darüber befinden sich zwischengeschichtete dolomitische Kalksteine, mitteldick gelagerte, lokal gastropode, oncoide, oolithische Paleodasycladus- und Lithotis-Kalksteine. Den oberen Teil bilden mitteldick gelagerte Kalksteine mit reichlich Makrofossilien. Auf einigen Ebenen werden Dolomite und Dolomitkalke beobachtet wie Micrit und Biomicrit sowie Biosparit. Im unteren Bereich dieser Kalksteine befinden sich oolithische und pelletierte Schichten. Es existieren Schmelzspalten und Risse, die häufig mit Calcit gefüllt sind.

Yeniceboğazidere-Formation (JKy)

Die bis zu 900 m mächtige Formation besteht aus Calciturbidit, Hornstein, Radiolarit, Schiefer und Kalkstein. Sie ist in lateraler und vertikaler Richtung verjüngt. Teilweise besteht das dominierende Gestein aus Kalkstein-Calciturbidit, durchsetzt mit Radiolarit, Hornstein und Schiefer. Mitunter bilden Mikrit, Hornstein-

Micrit, Calciturbidit und verkieselte Kalksteine den dominierenden Gesteinstyp. Die mikritischen Kalksteine an der Basis der Formation bilden stellenweise eine deutliche Ebene.

Beydağları-Formation (Kb)

Die bis zu 3000 m mächtige Formation besteht aus mittelstark gelagerten, dolomitischen und teilweise makrofossiliferen (Algen, Korallen, Gastropoden) neritischen Kalksteinen. Die Formation umfasst Dolomit, Dolomitkalkstein und umkristallisierte Kalksteine. In der Beydağları-Formation, die dichte Schmelzspalten aufweist, tritt häufig Karstbildung auf. Zahlreiche Dolinen und große Poljes haben sich entwickelt.

Esels-Kalkstein (Ke)

Die 20-165 m mächtige Formation besteht hauptsächlich aus Globotruncanal-Kalkstein und wird dem Campanium/Maastrichtium zugeordnet. Der vorherrschende Gesteinstyp sind dünn- und mittellagige Mikrite mit Hornstein-Anteilen. Teilweise sind Calcarenit, brekzierter Kalkstein, konglomeratischer Kalkstein und tonig-sandiger Kalkstein in unterschiedlichen Mächtigkeiten enthalten, seltener werden runde, Quarzit-, Kalkstein-, Stein-, Quarzkiesel-Konglomerat-, Sandstein- und Tonsteinanteile angetroffen.

Kirkdirek-Formation (Kkm)

Die 0-60 m mächtige Formation ist ein ophiolitischer Komplex, in dem Halobia-Kalkstein, Schiefer, Hornstein, Radiolarit, basischer Vulkanit, neritischer Kalkstein aus der Jura-Kreidezeit, Gabbro, Diabas und Amphibolit auftreten.

Dumanlı Formation (Kd)

Die rund 350 m mächtige Formation besteht aus Calcarenit, Calcirudit, dünnen Hornsteinlagen und Globotruncanal-Mikriten. Die Calciturbidite haben reichlich Rudisten-Anteile und bilden stellenweise mächtige Schichten. Feiner sandig-toniger Kalkstein und Sandstein werden ebenfalls angetroffen. Die pyrogen gebildete Formation wird dem Campanium/Maastrichtium zugeordnet.

Keçili-Formation (Kk)

Die durch einen blockartigen Flysch repräsentierte, bis zu 650 m mächtige Formation ist im Gebiet von Antalya einzigartig. Hauptsächlich besteht sie aus Mikrit, Hornstein-Mikrit, Radiolarit, Hornstein, Schiefer und Calciturbidit. Die Formation enthält klastischen Sandstein, Tonstein, Schluffsteine und Mergel. An der Basis befinden sich reichlich ophiolitische klastische Sandsteine, Konglomerate, Schluffsteine und in einigen Bereichen Calciturbidite, Mikrite und Hornstein-Mikrite. Die Schicht zeigt eine gefaltete, gebrochene und Schmelzstruktur und wird ebenfalls dem Campanium/Maastrichtium zugeordnet.

Formationen des Känozoikums

Tertiäre Formationen

Pelitli Formation (Tpp)

Die bis zu 80 m mächtige Formation besteht aus dünn-mittel-, stellenweise dick gelagertem Tonstein, Mergel und Schluffstein. Sie umfasst tonig-sandige Kalkstein- und Sandstein-Zwischenschichten unterschiedlicher Mächtigkeit. In einigen Bereichen enthält sie Konglomeratebenen mit eckigen bis runden Kieseln. Sie wird dem Danium zugeordnet.

Elmali-Formation (Te)

Die bis zu 1200 m mächtige, stark deformierte/gescherte Formation besteht aus Sandstein, Schiefer, sandig-tonigem Kalkstein und Calcarenit und weist teilweise eine Blockstruktur auf. Sie wird dem Ypresium/Lutetium zugeordnet.

Kulalar-Formation (Teku)

Die Basis der etwa 280 m mächtigen Formation bilden runde bis eckige, kieselige Konglomerate, die von dünn-mittel, stellenweise dick gelagerten, alternierenden Sandsteinen, Tonsteinen, Schluffsteinen, sandig-tonigen Kalksteinen, Calcareniten, Mikriten und Konglomeraten überlagert werden.

Karpuzçay-Formation (Tmkp)

Die etwa 2000 m mächtige Formation besteht aus fein-mittel gelagertem Sandstein, Tonstein und Schluffstein. Stellenweise, vor allem in den unteren Schichten, treten Calciturbidit, toniger, sandiger Kalkstein, Korallen, Gastropoden und Lamellen sowie Bioherme auf.

Geceleme-Mergel (Tmg)

Die 0-450 m mächtige Formation besteht aus dünn- bis mittellagigem Tonstein und Mergel

Oymapınar Kalkstein (Tmo)

Die etwa 200 m mächtige Formation besteht aus mittelstark gelagertem Riffkalkstein, Korallen-, Algen-, Lamellen-, Gastropoden. Sie besitzt teilweise eine Blockstruktur und enthält stellenweise lehmigen Kalkstein. Sie verläuft lateral zu den unteren Ebenen der Karpuzçay-Formation.

Karabayır-Formation (Tmk)

Die bis zu 400 m mächtige Formation besteht aus mittelstark gelagerten Algenkalksteinen. Ihre Basis bilden konglomeratische Kalksteine und Brekzienkalksteine oder polygene Konglomerate. Sie enthält Korallen, Lamellen, Gastropoden und Echiniden.

Joy Conglomerate (Tmse)

Die rund 600 m mächtige Formation besteht hauptsächlich aus Konglomeraten mit einer Vielzahl von Kieseln und Blöcken, die bis zu 70 cm groß sein können, und wird teilweise dem Aksu-Konglomerat zugerechnet. In der oberen Ebene der Formation treten Sandstein und Konglomerate mit Lamellen, Gastropoden, Algen, Seeigelansammlungen, Korallenkolonien und einheitlichen Korallen auf.

Aksu-Formation (Tma)

Die Aksu-Formation besteht aus massiven, dicken, örtlich mittelgroßen, unterschiedlich angeordneten, runden, halbrunden, teilweise eckigen Kieseln und blockartigen Konglomeraten. Es treten Sandstein-, Tonstein-, Schluffstein- und Mergelanteile sowie Bioherme und Makrofossilien wie Korallen, Lamellen, Gastropoden und Algen auf.

Taşlık-Formation (Tmt)

Die etwa 50 m mächtige Formation besteht aus Tuff, geschichtetem, tonigem Kalkstein und Konglomeraten mit Kalksteinelementen. Sie enthält Schnecken, Lamellenpanzer und Blattspuren. Sie liegt diskordant über der Karpuzçay-Formation.

Gebiz Kalkstein (plg)

Die bis zu 50 m mächtige Formation besteht hauptsächlich aus Riffkalk und enthält große Anteile Algen-, Korallen-, Lamellen- und Gastropodenablagerungen sowie Oncoid-Kalksteine. Der Kalkstein weist eine poröse Struktur auf.

Yenimahalle Formation (ply)

Die bis zu 150 m mächtige Formation besteht aus dünn-mittel-dick gelagertem und teilweise geschichtetem Mergel, Tonstein, Schluffstein und Sandstein. Sie wird dem Pliozän zugeordnet

Sanddünen (Qk)

Die aus Dünensanden bestehende Einheit erstreckt sich in einem 1-3 km breiten Streifen parallel zur Küste und überlagert das Alluvium.

Quartäre Formationen

Düzağaç-Konglomerat (Qdu)

Die Formation besteht aus locker verbundenen Konglomeraten mit mittelgrobem Kies, Hangresten und Flusssedimenten. Sie wird dem Pleistozän zugeordnet.

Belkis-Konglomerat (Qb)

Die bis zu 20 m mächtige Formation fluvialen Ursprungs besteht aus polygenen Konglomeraten, die i. a. kugelförmig, gut abgerundet, kiesig, gekörnt, undeutlich geschichtet sind und Sande enthalten.

Hangschutt und Ablagerungskegel (Qym)

Diese Schüttungen befinden sich an Hängen und Ausläufern. Sie bestehen aus Kies- und Blocklagerstätten, stellenweise fixiert, meist lose.

Strandformationen (Qp)

Entlang der Küste befinden sich Sand- und Kiesablagerungen, die durch Wellen gebildet werden.

Alluvium (Qal)

Das Alluvium beginnt nördlich der Dünen- (Qk) und Strandformationen (Qp). In küstennahen Bereichen und in der Çandır-Ebene ist es vorwiegend feinkörnig, in den Gebieten nahe am Köprüçay und in anderen Flussbetten hat es Sand- bis Kieseigenschaften.

2.2.3.7 Hydrogeologische Verhältnisse

Im Projektgebiet befinden sich 40 geologische Einheiten mit unterschiedlichen Eigenschaften. Insgesamt werden fünf Aquifertypen unterschieden. Dies sind Karstgrundwasserleiter, poröse, geklüftete, geklüftet-poröse sowie alluviale Grundwasserleiter, s. Abbildung 25. Tabelle 8 zeigt die wichtigsten Eigenschaften der Grundwasserleiter.

Tabelle 8: Einteilung der Grundwasserleiter (Quelle: Universität Antalya)

Aquifertyp	Lithologie	Formationen	Fläche [km²]	Mächtigkeit [m]
Karst	Kalkstein	JKk, Jkod, JKt, JKy, Kb, Kd, Ke, plg, Tmk, Tmo, TRag, TRI, TRm, TRsu	245,84	variabel
geklüftet	metamorphe Gesteine, dicht zementierte Sand- und Kieselsteine, Mesozoische und ältere, tonhaltige Kalkstein-Tonstein- Wechseleinheiten	Dg, Eos, TRJu	3,29	variabel
porös	zementierte und lose Kiese und Konglomerate	Pk, Tma, Tmse	366,69	0-150
porös-geklüftet	Tonstein- Sandstein- Wechseleinheiten, tektonisch gestörter Tonstein, Sandstein, toniger Kalkstein, Wechseleinheiten und vulkanische Einheiten mit tonig-sandigem Kies	Kk, Kkm, ply, Te, Teku, Tmg, Tmkp, Tmt, Tpp, Tra, TRac, Trak, TRk, Trke	847,95	variabel
Alluvium	lehmiger Kies, sandige, blockartige Kieselsteine	Qal, Qb, Qdu, Qk, Qp, Qym	347,44	>300

Karstgrundwasserleiter

Die Karstgrundwasserleiter bestehen aus Kalkstein, Dolomit und ähnlichen Karbonatgesteinen. Ihre Größe reicht von wenigen Quadratmetern bis hin Hunderten von Quadratkilometern. Die Mächtigkeiten sind ebenfalls variabel. Sie enthalten sehr ausgeprägte Karstsysteme und tektonische Verwerfungen.

Poröse Grundwasserleiter

Die porösen Grundwasserleiter bestehen aus Kieselsteinen und Konglomeraten tertiären Ursprungs.

Geklüftete Grundwasserleiter

Die geklüfteten Grundwasserleiter bestehen aus magmatischen und metamorphen Gesteinen sowie dicht zementierten Sandstein- und Konglomerat-Einheiten. Mesozoische und ältere, tonhaltige Kalkstein-Tonstein-Wechseleinheiten gehören ebenfalls zu dieser Gruppe. Die Zusammensetzung ist in horizontaler und vertikaler Richtung sehr variabel. Die Grundwasserströmung erfolgt hauptsächlich in den Klüften.

Geklüftet-poröse Grundwasserleiter

Diese Gruppe von Grundwasserleitern besteht aus Tonstein-Sandstein-Wechseleinheiten und tektonisch ungestörten Tonstein-Sandstein-Ton-Kalkstein-Wechseleinheiten. Zu dieser Gruppe gehören auch tonig-sandig-kiesige Vulkangesteine. Sie bilden Grundwassergeringleiter.

Alluviale Grundwasserleiter

Alle klastischen, diskreten, jungen (vorwiegend quartären) Einheiten werden als alluviale Grundwasserleiter definiert. Das Hauptmerkmal dieser Gruppe ist die topografisch flache Lagerung. In der Nähe von Flussläufen sind die Sand-Kies-Anteile höher, und die Aquifere sind poröser und durchlässiger. Stellenweise ist der Tongehalt höher.

Die meisten Brunnen im Projektgebiet befinden sich in den alluvialen Grundwasserleitern. Eine 3d Darstellung des Alluviums zeigt Abbildung 87. In der Umgebung der Flüsse Köprüçay und Batak Creek steigt die Mächtigkeit des Alluviums auf 30-40 m an. Pumpversuche in einem Untersuchungsbrunnen im alluvialen Aquifer ergaben eine Transmissivität von 0.5 m/Tag.

Über die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet lassen sich nur teilweise Aussagen treffen. Das liegt zum einen in den stark inhomogenen Eigenschaften der Gesteinsformationen, zum anderen im Fehlen von Tiefbrunnen begründet. Lediglich für die Bereiche des alluvialen Aquifers in der Antalya-Çiftçialanı-Ebene liegen auf monatlichen Messungen beruhende Angaben zu den Grundwasserständen für die Jahre 2016 und 2017 vor. Die durch die türkischen Projektpartner bereitgestellten Grundwassergleichen sind in Abbildung 26 dargestellt. Die saisonale Schwankung der Grundwasseroberfläche wird mit 1-2 m angegeben.

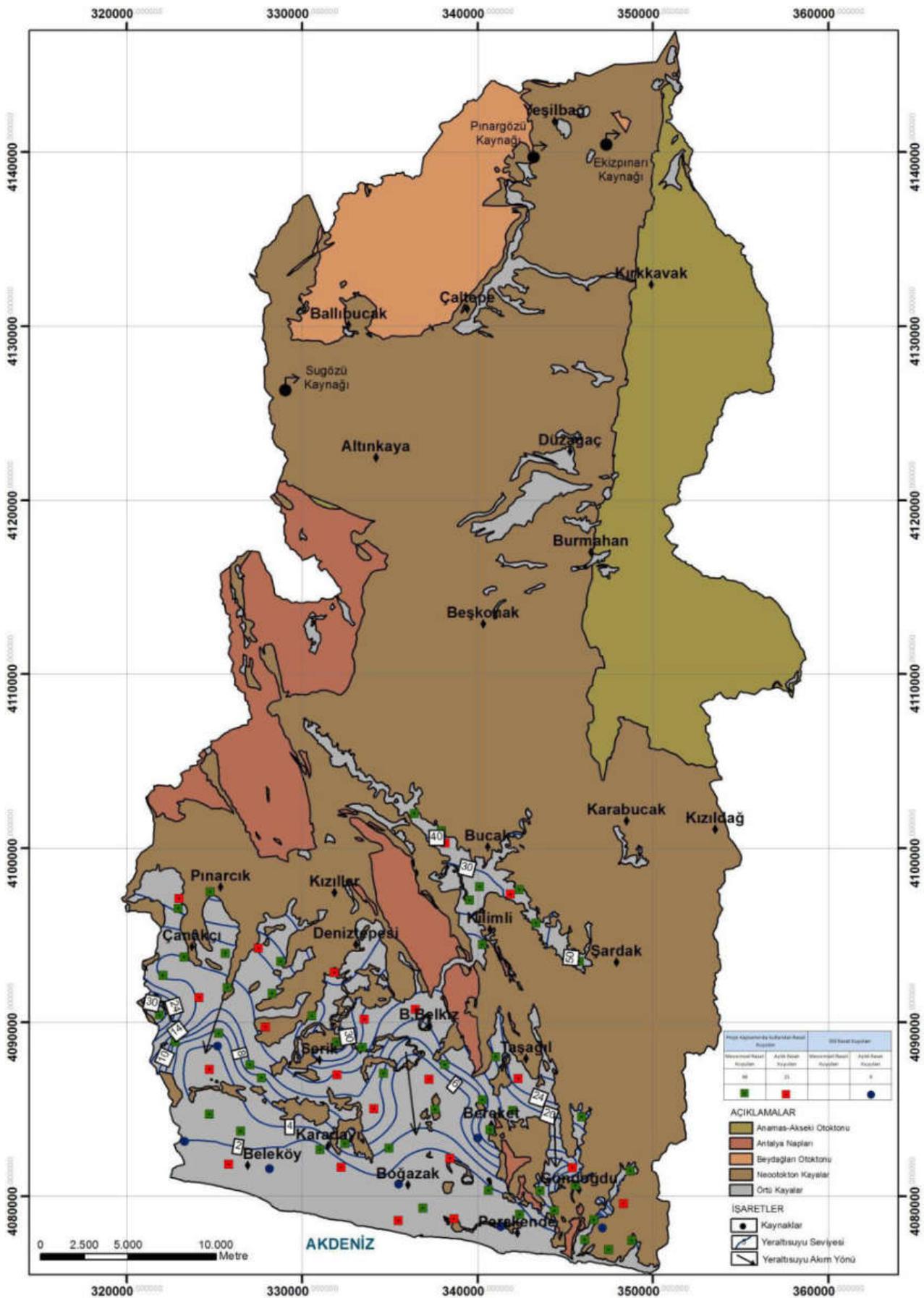


Abbildung 26: Grundwasserspiegel (November) und Lage der Beobachtungsbrunnen

2.2.4 Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)

2.2.4.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die sichere Wasserversorgung in Küstenregionen steht vor großen Herausforderungen durch eine Vielzahl von Faktoren, wie im Falle der Region um East London (Südafrika) einer wachsenden Bevölkerung bei gleichzeitig steigendem Wasserbedarf pro Person, wirtschaftlicher Entwicklung, Ansprüchen aquatischer Ökosysteme und geringerer Verlässlichkeit von Niederschlägen und somit auch von Abflüssen ausgelöst durch den Klimawandel.

In vielen Großstadtregionen in Südafrika, wie auch East London, ist die Wasserversorgung abhängig von Oberflächengewässern (Calow et al. 2010; DWA, 2013; Hedden & Cilliers, 2014; Vörösmarty et al. 2010). Der wachsende Wasserbedarf und die zunehmende Schwere von Dürren erfordern eine Diversifizierung der Wasserversorgungsquellen als Mittel zur Verbesserung der Wasserversorgungssicherheit (Hedden & Cilliers, 2014; Kahinda et al. 2010; Kusangaya et al. 2014; Luker, 2017). Grundwasser kann eine zuverlässige und wirtschaftliche Wasserquelle sein, und seine Rolle bei der Diversifizierung der Wasserversorgungsquellen sollte in wasserarmen Gebieten Südafrikas intensiver untersucht werden (Olivier & Xu, 2019).

In Gebieten, die traditionell mit Wasser aus Staudämmen versorgt werden, sind in der Regel klimatologische Zeitreihen und Zeitreihen der Flussabflüsse verfügbar, aber das regionale Wissen über Grundwasser und Grundwasserneubildung ist spärlich oder stark verallgemeinert. Dies ist zum Teil auf die Komplexität der meisten südafrikanischen Grundwasserleiter zurückzuführen, bei denen es sich um sekundäre Grundwasserleiter aus gebrochenem Gestein mit sehr heterogenen Eigenschaften handelt (Botha et al. 2002; Sami & Hughes, 1996; Steyl & Dennis, 2010; van Tonder & Kirchner, 1990; Woodford & Rosewarne, 2006). Da die Grundwasserneubildung der Schlüsselparameter für die Bewertung der nachhaltigen Ergiebigkeit von Grundwasserleitern ist, ist das Wissen über die räumlich-zeitlichen Schwankungen der Grundwasserneubildung ein Vorteil für die Identifizierung von Zielgebieten für detaillierte Grundwasserexplorationsstudien (Simmers, 2013).

Im Rahmen des Projektes go-CAM wurde daher ein halbverteilter hydrologischer Modellierungsansatz angewendet, der Grundwasser Routinen einbezieht, um die räumlich-zeitlichen Schwankungen der Grundwasserneubildung in aktiv bewirtschafteten Flusseinzugsgebieten zu bewerten. Dieser Ansatz wurde für das Amatole Wasserversorgungssystem (AWSS) im Ostkap Südafrikas demonstriert. Die Ergebnisse dieser Untersuchung wurden veröffentlicht in Nolte et al. (2021).

2.2.4.2 Geographische Verhältnisse

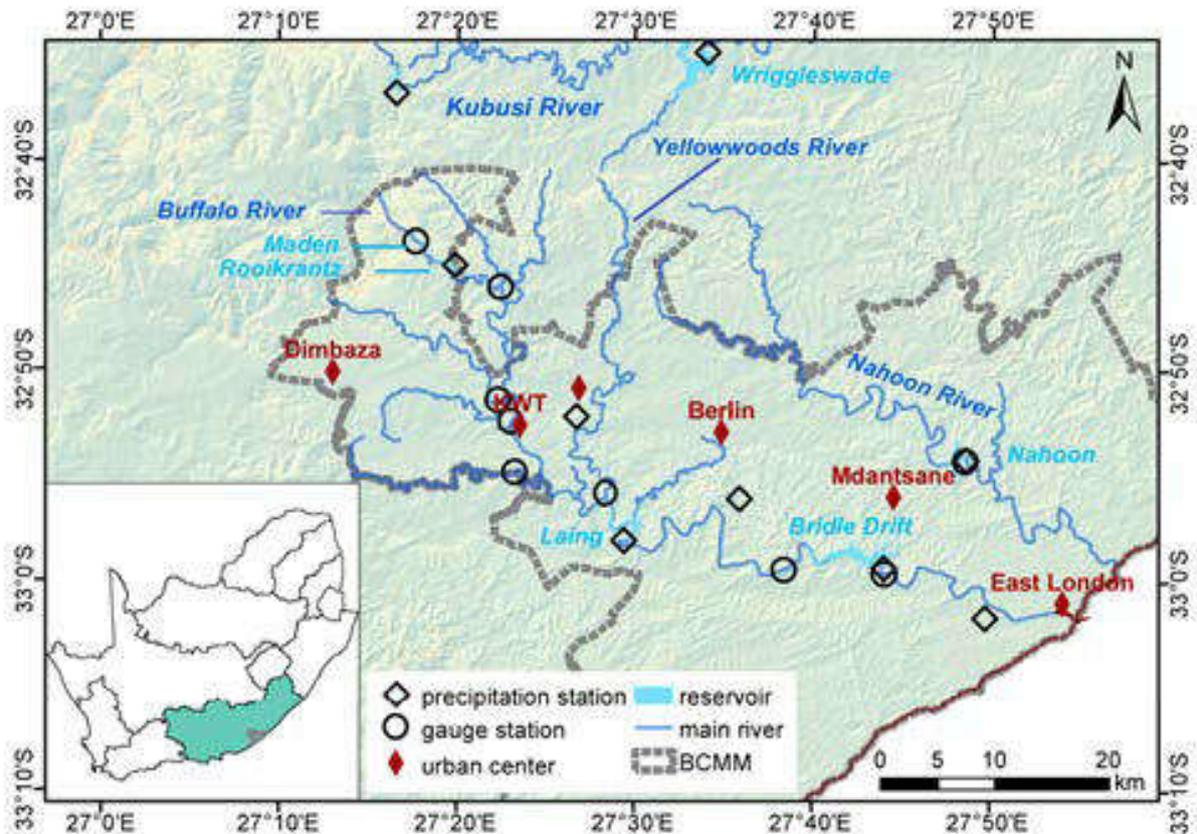


Abbildung 27: Standort der Stadt Buffalo - Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM) in Südafrika mit seinen städtischen Zentren, den wichtigsten Flüssen, Stauseen sowie Pegel- und Niederschlagsstationen (die Karte zeigt die Lage der BCMM im Wasserwirtschaftsgebiet Mzimvubu bis Tsitsikamma Wasserwirtschaftsgebiet (grün gefüllt) in Südafrika) (aus Nolte et al. 2021)

Die modellierten Wassereinzugsgebiete (Wassereinzugsgebiete des Buffalo River und des Nahoon River - 1279 km² und 583 km²) befinden sich im Gebiet der BCMM, das im zentralen südöstlichen Teil der Provinz Ostkap liegt und dessen Flüsse in den Indischen Ozean entwässern (Abbildung 27). Die Topografie der Wassereinzugsgebiete des Buffalo River und des Nahoon River ist durch eine von Südosten nach Nordwesten zunehmende Höhe gekennzeichnet, die sich vom Meeresspiegel bis zu einer maximalen Höhe von etwa 1350 m ü. NN in den Amathole Mountains erstreckt (Nolte et al. 2021).

In einem typischen Jahr messen die Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet zwischen 580 und 815 mm Niederschlag aber der jährliche Niederschlag in den Amathole Mountains kann bis zu 2000 mm betragen (Bailey & Pitman, 2015; Taylor et al. 2016; Nolte et al. 2021). Dies bedeutet, dass der größte Teil des Jahresniederschlags am nordöstlichen Rand des untersuchten Einzugsgebietes fällt. Die Niederschlagsvariabilität über den gesamten Jahreszyklus ist hoch, wobei die höchsten Niederschlagsmengen im Sommer zwischen Oktober und März fallen (basierend auf den verfügbaren Zeitreihen). Die Jahresdurchschnittstemperatur über den Simulationszeitraum liegt in den Küstengebieten im Bereich von 16-23 Grad Celsius in den Küstengebieten, während im Landesinneren größere Temperaturschwankungen zu beobachten sind (Nolte et al. 2021).

Hohe Verdunstungsraten während des gesamten Jahres kennzeichnen das Untersuchungsgebiet, wobei die Verdunstungsraten im Sommer bis zu 180 mm pro Monat erreichen und im Winter auf 50 mm sinken. Die

mittlere jährliche potenzielle Verdunstung beträgt 1160-1400 mm während des Simulationszeitraums. Die Vegetation im Untersuchungsgebiet besteht hauptsächlich aus geschlossenen Wäldern und Kiefern- und Eukalyptusplantagen in den Amathole Bergen. Trockenere Savannen- und Dickichtvegetation, Grasland sowie Subsistenzlandwirtschaft kommen von den Berghängen bis zum Küstengürtel vor (DWAf, 2004; Nolte et al. 2021).

2.2.4.3 Wasserwirtschaftliche Gegebenheiten

Das Amatole Wasserversorgungssystem (AWSS) versorgt etwa 1 Million Menschen mit Trinkwasser, wobei der Hauptnutzer die Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM) ist. Der Wasserbedarf in diesem Gebiet wurde lange Zeit durch ausreichende Oberflächenwasserressourcen gedeckt, da es am Fuße der Amathole-Berge liegt (Nel et al. 2013). Es wird jedoch prognostiziert, dass der natürliche Wasserertrag bis zum Ende des laufenden Jahrzehnts hinter dem Wasserbedarf der Region zurückbleiben wird, was vor allem auf das Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum zurückzuführen ist (DWS, 2016). Regionale Studien sagen voraus, dass steigende Temperaturen und eine größere Häufigkeit oder Schwere von Extremereignissen wie Dürren die zukünftige Zuverlässigkeit der regionalen Oberflächenwasserverfügbarkeit wahrscheinlich weiter verringern werden (Botai et al. 2020; Dube et al. 2016; Mantel et al. 2015). Die Wasserstände in den Staudämmen sind in den letzten Jahren kritisch gesunken, und Buffalo City stand im Jahr 2020 vor einem akuten Day-Zero-Szenario (Daily Dispatch, 2017; Department of Water and Sanitation, 2019; Global Africa Network, 2018). Darüber hinaus gibt es Bedenken hinsichtlich der Wasserqualität der jeweiligen Flüsse (Adeniji et al. 2019; Chigor et al. 2013; Palmer & O'Keeffe, 1990). Dementsprechend suchen die lokalen Wasserverbände sowie die regionalen und kommunalen Regierungen nach geeigneten Ausgleichsmöglichkeiten (DWAf, 2008; Scheibling et al. 2020). Eine Übersicht über die am regionalen Wassermanagement des Amatole Water Supply Systems (AWSS) beteiligten Institutionen gibt Abbildung 28.

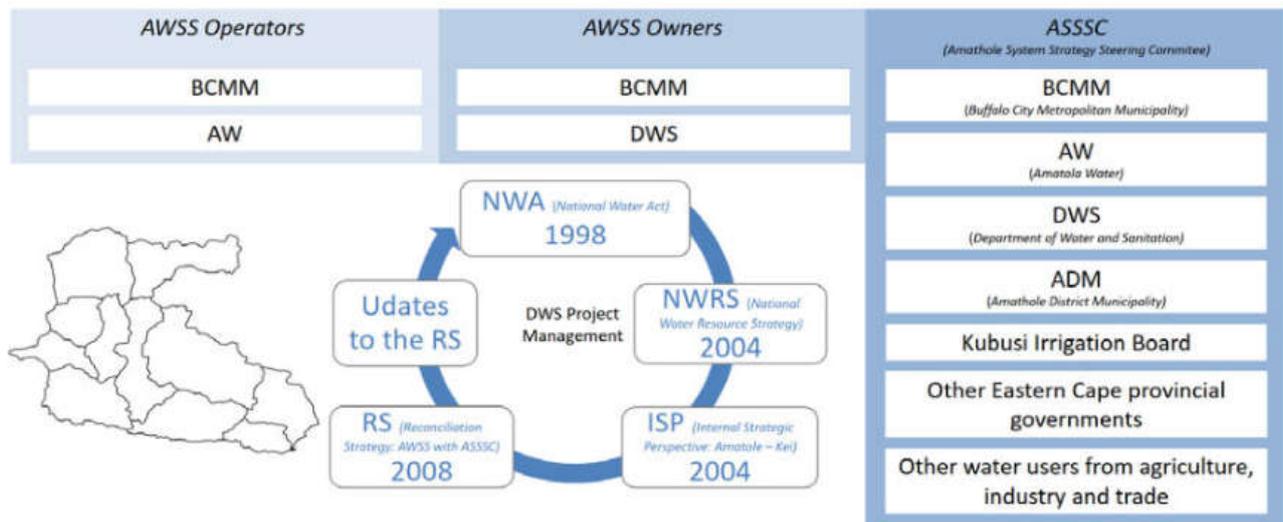


Abbildung 28: Am regionalen Wassermanagement des Amatole Water Supply Systems (AWSS) beteiligte Institutionen sowie die zugehörige Reconciliation Strategy (RS) und ihre Einbindung in das Projektmanagement des Department of Water Affairs and Sanitation (DWS) (aus Nolte 2019).

Das AWSS besteht aus mehreren Staudämmen, die entweder im Einzugsgebiet des Buffalo River oder im Einzugsgebiet des Nahoon River liegen. Im Einzugsgebiet des Buffalo River befinden sich vier Staudämme (von Norden nach Süden: Maden Dam, Rooikrantz Dam, Laing Dam und Bridle Drift Dam). Im Einzugsgebiet des Nahoon-Flusses gibt es nur den Nahoon-Dam. Das Einzugsgebiet des Kubusi-Flusses, in dem sich der Gubu-Dam und der Wriggleswade-Dam befinden, liegt nordöstlich der untersuchten Einzugsgebiete, ist aber

dennoch erwähnenswert, da es für den mittelfristigen Wassertransfer zu den Einzugsgebieten von Buffalo und Nahoon sorgt. Die drei Flüsse sind ganzjährig (DWAF, 2008), aber kleinere Abschnitte wie der Yellowwoods River, der in den Buffalo River mündet, sind ephemere (Owolabi et al. 2020; Nolte et al. 2021).

Bei den meisten Stauseen ist der Überlauf die einzige Ableitung. Darüber hinaus tragen die Abwässer von neun Kläranlagen zum Abfluss in den genannten Flüssen bei (Chigor et al. 2013). Die gesamte Zuflussmenge der Kläranlagen betrug 14,3 Mm³/Jahr im Jahr 2005 (DWAF, 2008) und 16,5 Mm³/Jahr im Jahr 2016 (BCMM, 2016). Die Wasserentnahme für Versorgungszwecke erfolgt an den Staudammstandorten. Die jährliche Gesamtwassermenge, die für den menschlichen Gebrauch aus dem gestauten Flusswasser zur Verfügung steht, beträgt etwa 75 Mio. m³/Jahr (einschließlich der Rückflüsse aus den Kläranlagen und ohne Wassertransfers) (DWS, 2016; Nolte et al. 2021).

2.2.4.4 Hydrologische Verhältnisse

Die Fallstudienregion Eastern Cape wird durch die beiden Hauptflüsse Nahoon River ($A_{E0} = 209 \text{ km}^2$, Gewässerlänge 77 km) und Buffalo River ($A_{E0} = 1286 \text{ km}^2$, Gewässerlänge 125 km) sowie ihre Nebenflüsse entwässert (Abbildung 30). Der Buffalo River entspringt nordwestlich von King William's Town in den niederschlagsreichen Amathole Mountains auf einer Höhe von 1200 m über dem Meer und mündet bei East London in den Indischen Ozean. Der Nahoon River entspringt südlich von Kei Road und nördlich von Berlin im Ostkap auf eine Höhe von 1500 m über Meereshöhe. Seine Mündung in den Indischen Ozean befindet sich nordöstlich von East London. Die Einzugsgebiete der beiden Hauptflüsse liegen innerhalb der Buffalo City Metropolitan Municipality und sind topographisch durch einen Anstieg der Geländehöhen von Südost nach Nordwest von Meereshöhe (Indischer Ozean) auf bis 1500 m über Meereshöhe in den Amathole Mountains gekennzeichnet. Die jährlichen Niederschlagshöhen variieren zwischen 580 und 815 mm und erreichen in den Höhen der Amathole Mountains bis zu 2000 mm/a. (Bailey & Pitman 2015; Taylor et al. 2016). Daraus folgt, dass der Großteil des Niederschlags in den nordwestlichen Randgebieten des Modellgebietes fällt. Die Niederschläge zeichnen eine ausgeprägte jahreszeitliche Verteilung mit Maximum in den Sommermonaten Oktober bis März. Entsprechend variabel ist auch die Wasserführung der Flüsse, wenn gleich die meisten von ihnen ganzjährig Wasser führen (DWAF 2008). Als Ausnahme sind mit Beispiel des Yellowwoods Rivers kleinere Zuflüsse zu nennen, die nur nach stärkeren Niederschlagsereignissen Wasser führen (ephemer) (Owoloabi et al. 2020). Exemplarisch für die Abflussverhältnisse im Einzugsgebiet des Buffalo Rivers ist in Abbildung 29 die Ganglinie der Abflüsse des Buffalo Rivers am Pegel King Williams Town dargestellt.

Entlang des Nahoon und Buffalo Rivers sowie ihrer Nebenflüsse befinden sich mehrere kleinere und größere Talsperren, die zum Zwecke der Trinkwassergewinnung und -speicherung errichtet wurden (s. Abbildung 30). Sie sind Bestandteil des Amathole Water Supply Systems (AWSS), welches der Wasserversorgung von ca. 1 Million Menschen in der BCMM dient. Im Einzugsgebiet des Buffalo Rivers befinden sich vier Talsperren, von Nord nach Süd: Maden Dam, Rooikrantz Dam, Laing Dam und Bridle Drift Dam. Im Einzugsgebiet des Nahoon Rivers wurde der Nahoon Dam erbaut. Zwischen dem Einzugsgebiet des nördlich gelegenen Kubusi Rivers mit dem Wriggleswage Dam besteht eine Überleitung, über die zusätzliche Wassermengen in die Einzugsgebiete des Nahoon und des Buffalo Rivers geführt werden und somit für das AWSS verfügbar gemacht werden. Die meisten Talsperren mit Ausnahme des Bridle Drift Dams verfügen über keinen Grundablass, sodass im Hochwasserfall ein Überlauf stattfindet und bei Füllständen unterhalb Vollstau kein Wasser nach unterstrom abgegeben wird. Dadurch ist das Abflussregime an unterstrom der Reservoirs gelegenen Pegel und Flussabschnitten stark beeinflusst. Die genannten Flüsse dienen außerdem als Vorfluter von neun Kläranlagen, deren eingeleitete Wassermengen sich auf jährlich rund 15 Mio. m³ belaufen (BCMM 2016, DWAF 2008).

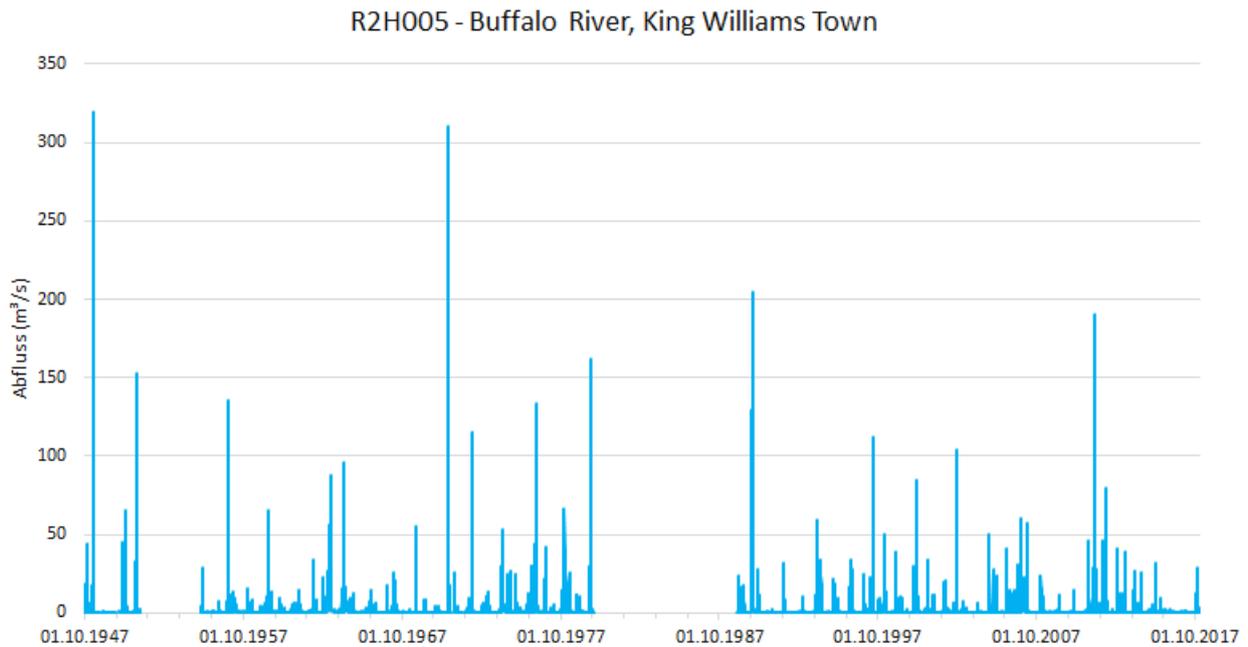


Abbildung 29: Abflussganglinie des Buffalo Rivers am Pegel King William für den Zeitraum 1947 bis 2018

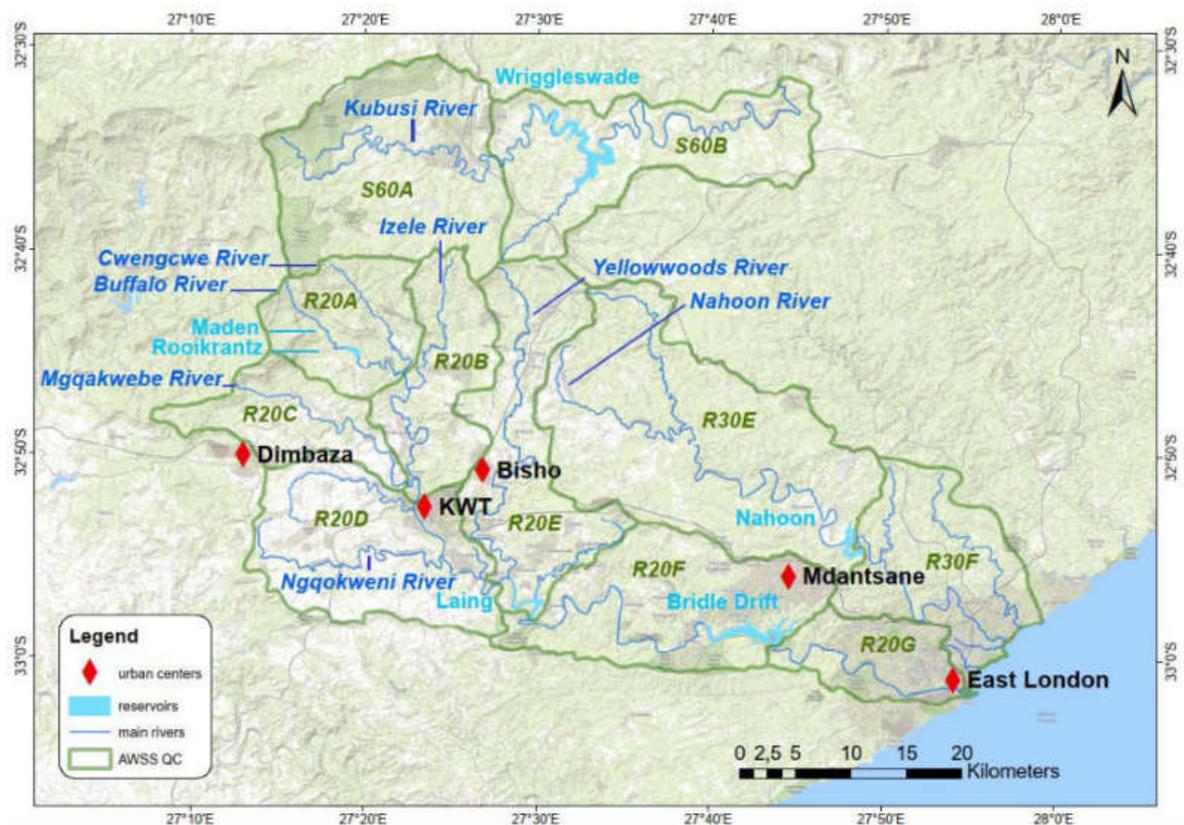


Abbildung 30: Karte der Hauptflüsse, oberirdische Einzugsgebiete, Reservoirs und größeren Städte in der Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika) innerhalb des Amatole Water Supply System (AWSS) Bodenkundlicher Überblick und Landnutzung (Nolte 2019)

Die offizielle Gliederung der Einzugsgebiete innerhalb der Fallstudienregion richtet sich nach dem Department of Water and Sanitation (DWS). Demnach liegt die BCMM im primären Einzugsgebiet mit der Bezeichnung „R“, welches eine Fläche von 7929 km² aufweist. Die Gliederung der Einzugsgebiete reicht bis auf eine

vierte Ebene, die quartären Einzugsgebiete, hinab. Diese werden von der Regierung mit einem Code aus Zahlen und Buchstaben gekennzeichnet (Abbildung 30). Das Einzugsgebiet des Kubusi Rivers, der durch eine Überleitung mit den Einzugsgebieten des Buffalo und Nahoon Rivers verbunden ist, gehört zum primären Einzugsgebiet S. Für diese Studie wurden nur die Einzugsgebiete hydrologisch untersucht, die innerhalb der Grenzen des BCMM liegen. Dies sind die quartären Einzugsgebiete mit den Codes R20A-R20G und R30E-R30F. Die Bezeichnung der Einzugsgebiete mit einem Code aus Zahl und Buchstabe wird auch für die Pegel angewendet.

Bodenkundlich sind die Einzugsgebiete des Buffalo und des Nahoon gekennzeichnet durch wenig entwickelte Böden auf hartem oder verwittertem Gestein (Siliciklastische Sedimentite mit Dolerit-Gängen). In Küstennähe gibt es Böden mit einem höheren Tongehalt. Mäßig tiefe bis tiefe sandige Lehme kennzeichnen das Gebiet, aber Tiefe und Textur der Böden sind sehr variabel (Hughes et al. 2014). Die strukturlosen, flachen Böden sind durch eine geringe Wasserleitfähigkeit gekennzeichnet, mit Ausnahme der am höchsten gelegenen Gebiete in den Amathole-Bergen und von einigen sehr kurzen Flussabschnitten, in denen sich auf fluviatilen Sediment kiesig-sandige Böden entwickelt haben. In Teilen des östlichen Untersuchungsgebiets und an der Küste gibt es sogenannte plinthic horizons. Dabei handelt es sich um einen Unterboden-Horizont, der aus einem eisenreichen, humusarmen Gemisch von kaolinitischem Ton mit Quarz und anderen Bestandteilen aufgebaut ist. Böden mit solch einem Horizont zeichnen sich durch schlechte Drainage aus und bergen ein Potenzial für Staunässe (Fey 2010).

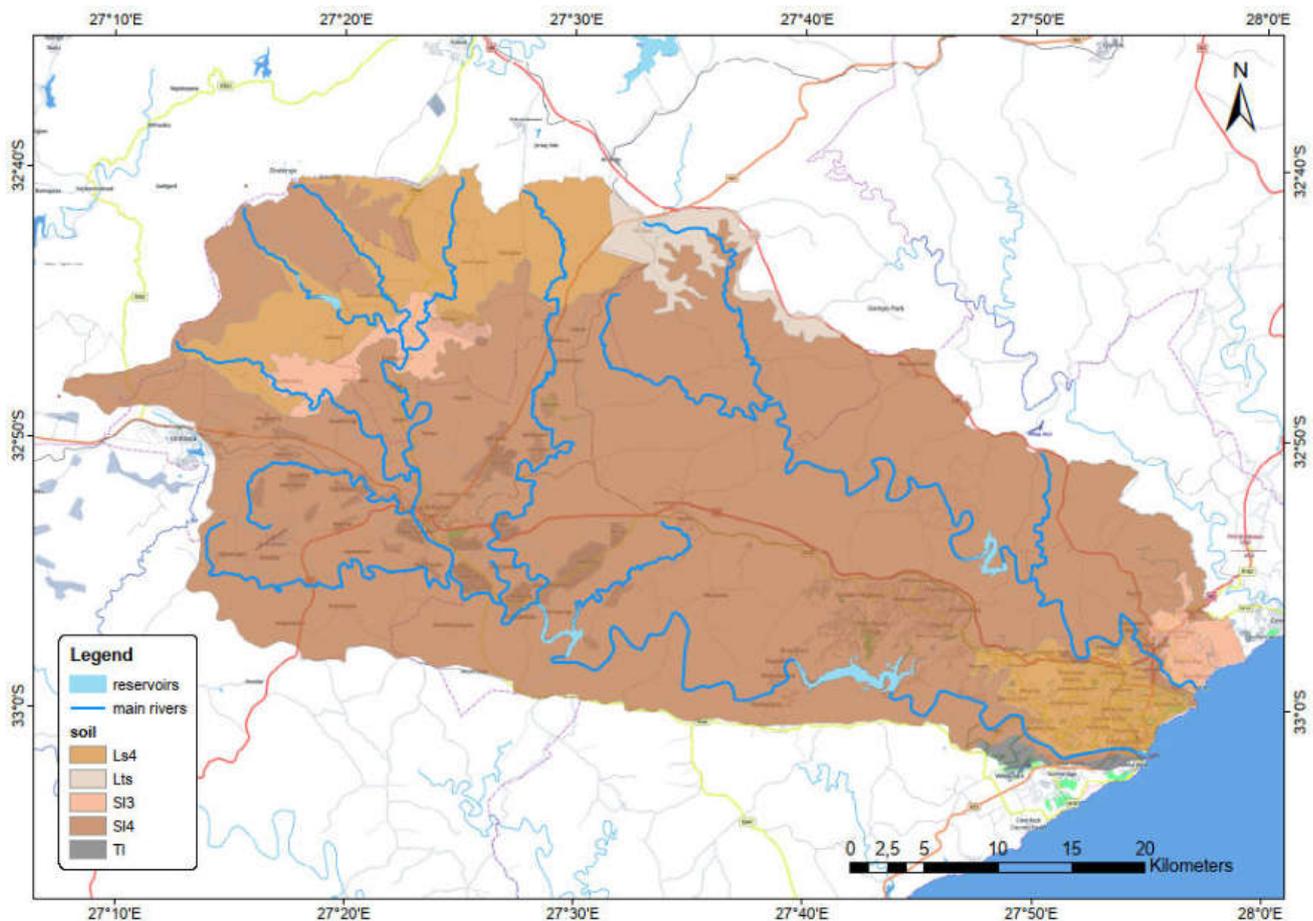


Abbildung 31: Karte der Bodenarten in den Teileinzugsgebieten des Untersuchungsgebiets nach USDA-Klassifikation und ermittelt aus der Datenbank Soil and Terrain (SOTER) des International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) Informationszentrums (ISRIC) (Abb. aus Nolte 2019).

Die Landnutzung innerhalb der Fallstudienregion Eastern Cape wird nachfolgend auf Basis des Corine Landcover Datensatzes beschrieben. Dominierende Landbedeckung ist Buschland, gefolgt von Grasland und Feuchtgebieten sowie Siedlungsflächen (s. Tabelle 9). Der Anteil des bewirtschafteten Landes beläuft sich auf 11,6 %, Wälder haben mit rund 7 % nur einen geringen Anteil an der Landbedeckung des Modellgebietes. Eine Kartendarstellung der Landbedeckung zeigt Abbildung 32.

Tabelle 9: Anteile der Landbedeckungsklassen im Untersuchungsgebiet, die durch Coraline Land Cover (CLC) definiert sind und stammen aus einem Raster des Departments of Environmental Affairs (DEA).

CLC nummer	DEA class	Fläche (km ²)	Flächenanteil (%)
1	Cultivated land 2	26.9	11.6
2	Grasslands and wetlands	617.0	31.6
5	Settlements and mines 2	42.0	12.4
6	Water	13.4	0.7
22	Orchards	1.4	0.1
23	Thicket/ Bush/ Woodland/ Shrubland/ Plantations	714.2	36.6
24	Forests	133.4	6.8
29	Bare ground/ Degraded	1.7	0.1

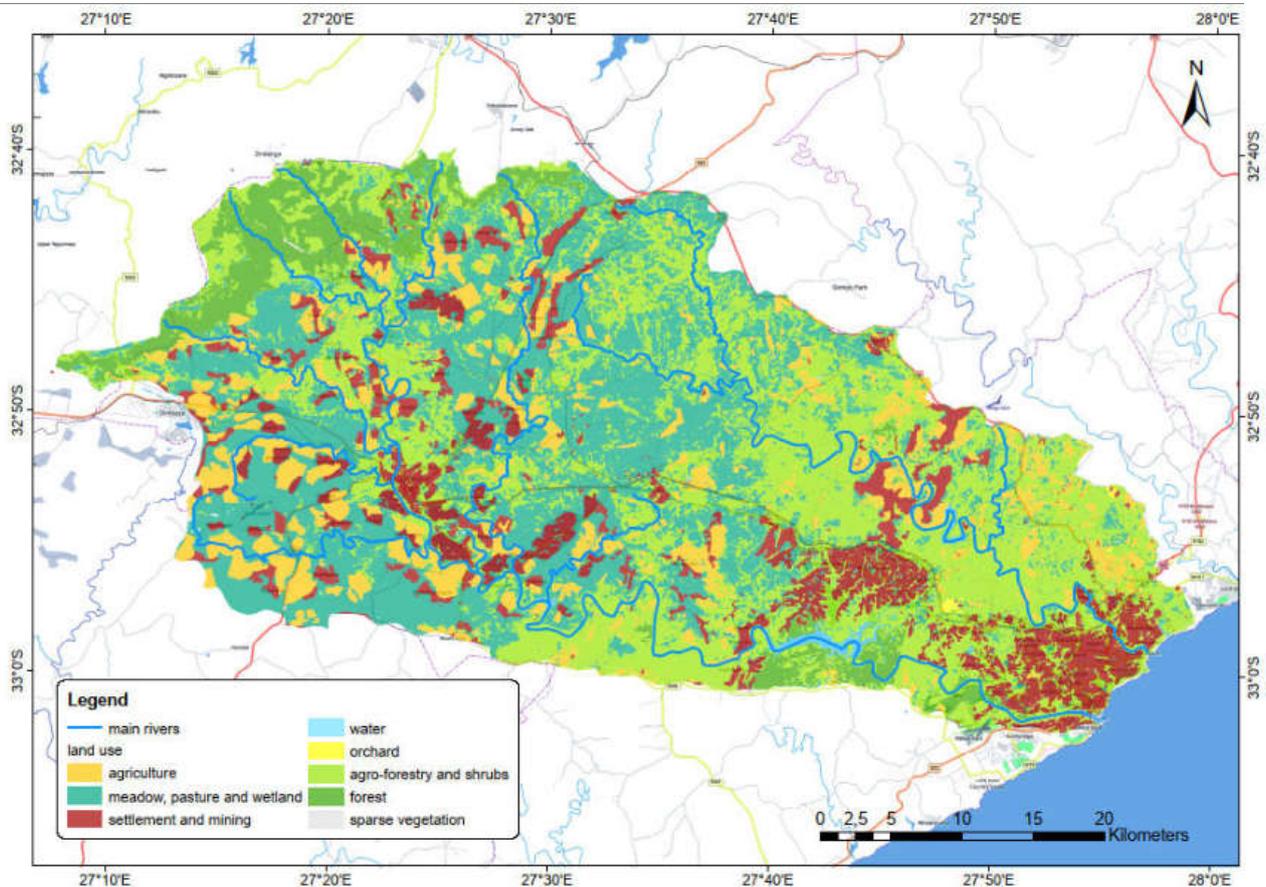


Abbildung 32: Landnutzung (Corine Landcover, CLC) in der Fallstudienregion Eastern Cape auf Basis von DEA-Rasterinformationen

2.2.5 Fallstudienregion Nordost-Brasilien

Die go-CAM-Studien in der Fallstudienregion an der Nordost-Brasilianischen Küsten wurden aus organisatorischen Gründen nicht durchgeführt. Im Rahmen des BMBF-BRAMAR-Verbundprojektes „Strategies and Technologies for Water Scarcity Mitigation in Northeast of BRAzil: Water Reuse, Managed Aquifer Recharge and Integrated Water Resources Management“ wurden im Work Package WP2 hydrologische und grundwasserhydrologische Studien mit den Programmen PANTA RHEI, SWAT und FEFLOW in den Einzugsgebieten Paraiba (20.000 km²) und Gramame (590 km²) durchgeführt (Schimmelpfennig et al. 2019).

Vorbereitend für eine mögliche zukünftige Strömungs- und Transportmodellierung wurde im Rahmen dieses Projektes ein Strukturmodell erstellt, welches sich vor allem aus einem konsistenten Profilschnittnetz mit Korrelationen von Schichtunterkanten sowie ihrer Anbindung an die Geologische Karte und das Störungsbild zusammensetzt. Es beinhaltet 3D und 2D Visualisierungen der in den Bohrungen beschriebenen Gesteinsparameter. Hierzu wurde der unter Kapitel 2.a.i.1.c beschriebene Parser verwendet, um die Schichtinformationen aus dem Portugiesischen ins Deutsche zu übersetzen und digital in das Modellierungssystem einzubinden. Des Weiteren beinhaltete die Modellierung eine intensive Recherche der vorhandenen geologischen Arbeiten im Projektgebiet. Es stellte sich bei diesen Arbeiten heraus, dass die lokale Tektonik weitaus komplexer ist als zu Beginn angenommen. Die im Projekt verwendete Modellierungssoftware SubsurfaceViewer MX ist in Gebieten mit tektonischen Störungen (hier als sogenannte Palmenstrukturen) nur sehr eingeschränkt verwendbar. Die in der Literatur aufgefundenen Schnitte (14) flossen in die Strukturmodellierung direkt ein, wobei lokal Änderungen vorgenommen wurden, wenn andere Daten, wie z.B. andere Schnitte oder Bohrinformationen, der Aussage widersprachen. Die Flächeninterpolation der Schichtunterkanten mittels Triangulation wurde zwar erstellt, muss jedoch im Bereich der Störungen mit der Software des Strömungsmodellierers oder anders extern noch angepasst werden. Abbildung 33 zeigt einen exemplarischen Schnitt mit Tektonik (adaptiert aus der portugiesischen Literatur). Mit Abbildung 33 ist das gesamte angelegte Profilschnittnetz gezeigt.

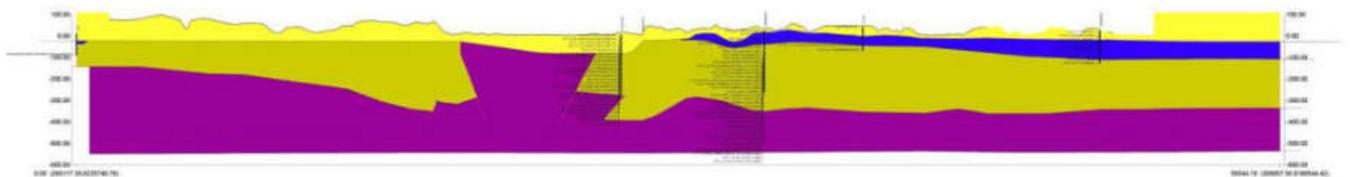


Abbildung 33: Schnitt aus dem Strukturmodell für die Arbeitsregion 2, Nordost-Brasilien mit exemplarischem Störungsbild, 10-fach überhöht (die Legende kann Abbildung 34 entnommen werden).

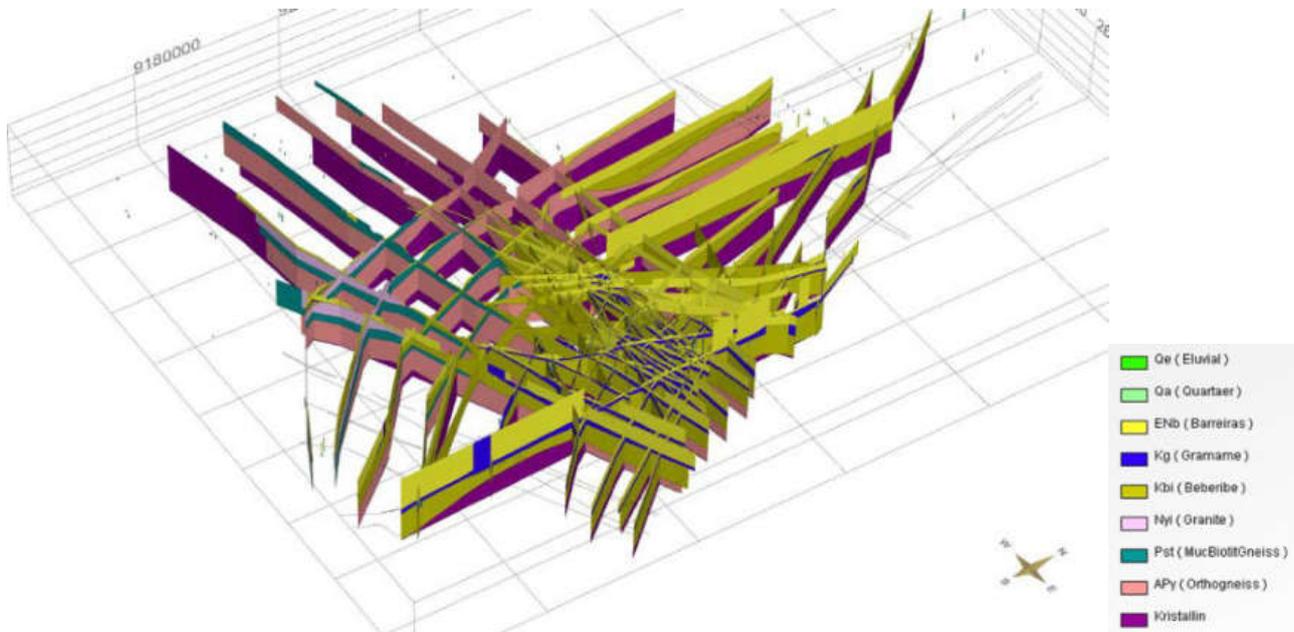


Abbildung 34: Konstruiertes Profilschnittnetz der Strukturmodellierung für die Arbeitsregion 2, Nordost-Brasilien, 10-fach überhöht.

Abbildung 35 zeigt den kristallinen Sockel, sowie die konstruierten Störungen, deren Verlauf und Winkel ebenfalls der Literatur entnommen wurden.

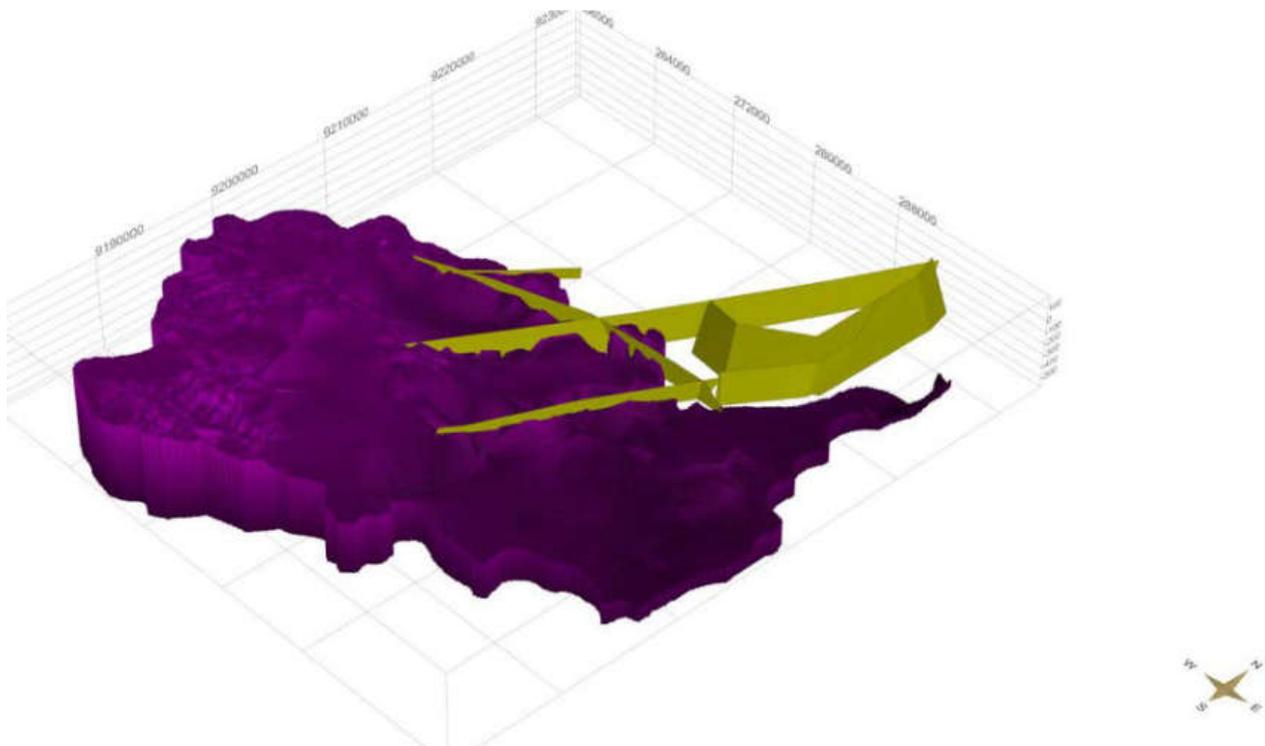


Abbildung 35: Kristalliner Sockel mit Bohrungen und Störungen in 3D, Arbeitsregion 2, 10-fach überhöht.

Abbildung 36 zeigt die Struktur-Modellierung im Ganzen mit Anbindung an die Geologische Karte als 3D Blockbild.

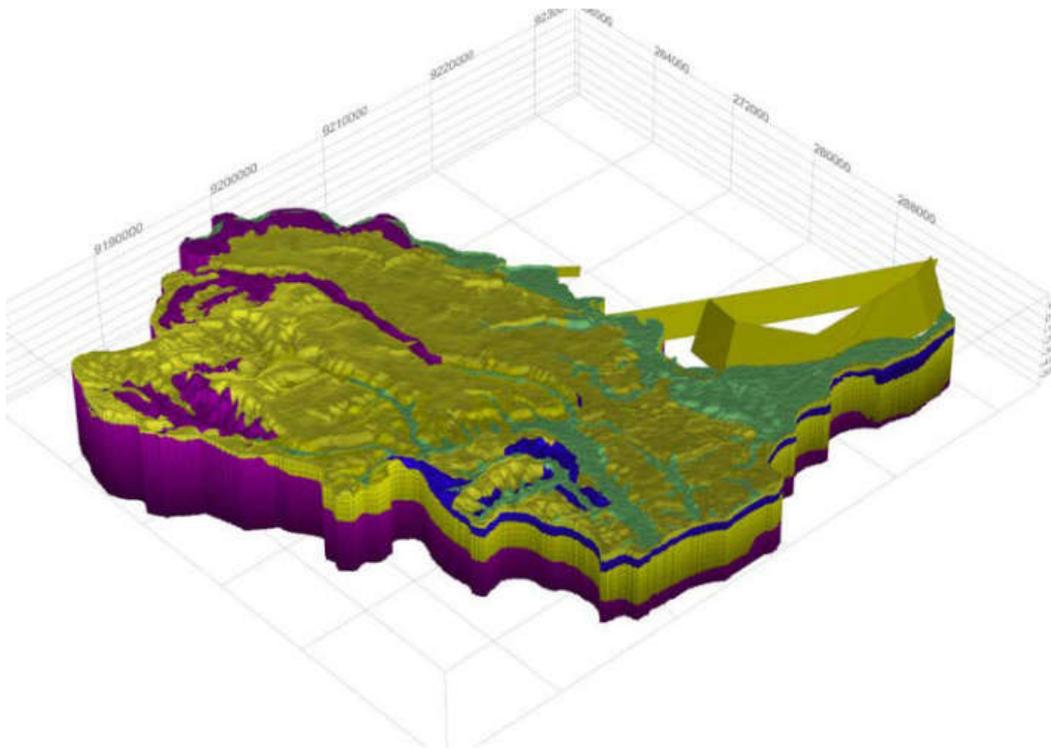


Abbildung 36 : Kartierte und modellierte geologische Einheiten mit Bohrungen und Störungen in 3D, Projektgebiet Brasilien, 10-fach überhöht (die Legende kann Abbildung 34 entnommen werden).

Es ist zu beachten, dass das Bohrungsarchiv Schichtbeschreibungen sehr unterschiedlicher Qualität beinhaltet. So kommen beispielsweise auch Bohrungen vor, die lediglich den vertikalen Schichtenaufbau im Groben umschreiben, die Angaben von konkreten Teufen für die Schichtgrenzen jedoch fehlen. In diesen Fällen konnten lediglich grobe Annahmen aufgrund der Geometrien im Umfeld getroffen werden, was bei einer Verwendung für eine Strömungskalibrierung im Nachgang einer Überprüfung bedarf.

2.3. Methoden der Küstenhydrologie

2.3.1 Fallstudienregion Sandelermöns

2.3.1.1 Governanceanalyse (Auch für die Fallstudienregion Großenkneten)

Die Governanceanalyse trennt nicht zwischen der Fallstudie Sandelermöns und Großenkneten, da sich beide in Niedersachsen befinden und die rechtlichen sowie politischen Rahmenbedingungen daher nicht grundlegend unterschiedlich sind. Die starke inhaltliche Überschneidung ergibt sich zusätzlich aus der überregionalen Aufgabe der Wasserversorgung.

Zum Problemhintergrund

Die regionalen Wasserversorger in Niedersachsen sehen sich mit der gleichzeitigen Veränderung zahlreicher zentraler Rahmenbedingungen konfrontiert. Die Auswirkungen des Klimawandels zeigen sich in der Veränderung nutzbarer Grundwasservorkommen, aber auch auf der Bedarfsseite, hier vor allem in der deutlichen Zunahme der Verbrauchspitzen. Es gab in den Phasen langanhaltender Trockenheit mehrfach Situationen, an denen die Wasserwerke an der Kapazitätsgrenze arbeiteten. Außergewöhnliche Niederschlagsdefizite im Jahr 2018 führten außerdem in der Mehrzahl der niedersächsischen Grundwasserkörper zu historisch niedrigen Grundwasserständen, was die Einhaltung wasserrechtlich vereinbarter Bewirtschaftungsziele bedrohte.

Der Wasserversorger hat sich auch auf den demografischen Wandel einstellen müssen. Zwar ist mittelfristig nicht ein deutlicher Bevölkerungsrückgang in der Region zu erwarten, man kann jedoch davon ausgehen, dass sich zukünftig die Wasserverbräuche demographisch bedingt räumlich weiter ausdifferenzieren werden und damit auch Folgen für die Investitionsplanungen haben. Die Unsicherheiten hinsichtlich der zukünftigen Entwicklungen nehmen zu, dies gilt nicht für den Klimawandel, sondern auch mit Blick auf die industrielle Entwicklung der Region und dem Ausmaß, in dem industrielle Eigenversorger auf die öffentliche Wasserversorgung umschwenken. Der Investitionsbedarf wird nicht nur aufgrund des Anstiegs des Wasserbedarfs zunehmen, sondern auch infolge der Verschlechterung der Qualität der Rohwasservorkommen durch Nitrate und Pestizide und Versalzung. Diese im Verbundprojekt go-CAM intensiv analysierte Entwicklung bedeutet für die Wasserversorgungsunternehmen nicht nur höhere Kosten für die Rohwasseraufbereitung, sondern auch Restriktionen hinsichtlich des Ausbaus der Wasserförderung.

Erhebliche Veränderungen zeigen sich aber auch in der Art und Weise, wie mit den Nutzungskonflikten in der Wasserwirtschaft umgegangen und Nutzungen allokiert werden. Die Wasserversorgungsunternehmen sehen sich zunehmend im Spannungsfeld von supranationalen Vorgaben (EU-rechtliche Vorgaben, internationale Standards wie ISO – Normen) und auf der anderen Seite Bottom-up-Ansätzen. Zu letzteren zählen informelle Verfahren, Partizipation und die Verlagerung von Regulierungskompetenzen auf die regionale Ebene.

Im Mittelpunkt ordnungspolitischer Debatte steht die Frage, ob die eher klassischen formellen Instrumente auch weiterhin ausreichen, um angemessen und flexibel auf die veränderten Rahmenbedingungen reagieren zu können oder ob nicht eher informellen Ansätzen größeren Raum gegeben werden sollte. Dies kann etwa bedeuten, dass neben den „üblichen“ Trägern öffentlicher Belange auch weitere in einer Stakeholderanalyse identifizierte lokal aktive Initiativen eingebunden werden, um ihr lokal vorhandenen Wissen zu nutzen. Zahlreiche Reformvorschläge fokussieren auf Wasserrechtsverfahren, d.h. auf die die Mechanismen, über die

Wassernutzungsrechte allokiert werden und die den Rahmen vorgeben, in denen Nutzungskonflikte konkurrierender Anforderungen bearbeitet werden.

Governance umfasst hierbei den Satz an Regeln, Rechten, Praktiken und Prozessen und informellen Regeln, die Entscheidungen über das Management von Wasserressourcen und der Versorgungsdienstleistungen bestimmen und Verantwortlichkeiten und Zuständigkeiten regeln. Im Rahmen des Teilprojektes von go-CAM wurden diese Strukturen detaillierter untersucht. Differenziert wurde dabei nach formellen und informellen Konzepten und Instrumenten, wobei hier die Grenzziehung nicht immer eindeutig ist. Mit Blick auf die formellen Ansätze geht es vorrangig um die Frage, wie in einer Region mit diversen Nutzungsansprüchen an die Wasservorkommen und mit Nutzungskonflikten umgegangen wird. Die informellen Ansätze dagegen greifen den Umstand auf, dass die Lösung bestimmter gesellschaftlicher Probleme nur in enger Kooperation mit allen relevanten Stakeholdern möglich ist. Hier stellt sich dann die Frage, wer wo wann wie und über welche Formate eingebunden werden kann oder muss.

Der OOWV hat als öffentlich-rechtlich verfasster regionaler Wasserversorger eine Versorgungspflicht und hat die Sicherung einer ausreichenden Versorgung mit Trinkwasser in guter Qualität für private Haushalte, für Industrie und Gewerbe, Landwirtschaft, Tourismus zu gewährleisten. Für die Trinkwassergewinnung wird bisher vollständig auf Grundwasservorkommen zurückgegriffen. Für die Grundwasserförderung benötigt der Wasserversorger ein Wasserentnahmerecht. In einem in der Zwischenzeit stark formalisierten Verfahren wird die Zuordnung von Entnahmerechten von staatlicher Seite vorgenommen. Andere Allokationsmechanismen wie die Einführung von handelbaren Wasserrechten oder die Etablierung von Wassermärkten sind unter dem deutschen Ordnungsrahmen kaum realisierbar, zumal sie nach allen vorliegenden internationalen Erfahrungen auch in der praktischen Umsetzung mit ganz erheblichen Hemmnissen verbunden sind.

In beiden Untersuchungsräumen verfügt der OOWV über eigene Wasserwerke. In beiden Teilräumen stand bzw. steht eine Neubeantragung der Wasserrechte an, und in beiden Fällen sieht sich der OOWV dabei mit besonderen Herausforderungen konfrontiert.

Ausgehend von den spezifischen hydrologischen Bedingungen in der Küstenregion hat sich historisch gesehen ein solidarisches System der Wasserversorgung etabliert. Teilräume, in denen eine Grundwasserförderung nicht möglich ist, werden vollständig aus anderen Gewinnungsgebieten versorgt. Die Versorgung der Region wird aus 15 Wasserwerken sichergestellt, die über ein verzweigtes Transportnetz in ein Gesamtsystem eingebunden sind. Dieses System schafft damit ein hohes Maß an Flexibilität, dies bedeutet gleichzeitig aber auch, dass ein bestimmter Nutzungsdruck an einem Standort sich unmittelbar auch in anderen Gewinnungsgebieten auswirkt. Mit Blick auf die Governance – Strukturen wurden im Rahmen von go-CAM die beiden Modellregionen gleichzeitig behandelt. Gleichwohl können sich die spezifischen Bedingungen in den einzelnen Teilregionen zumindest was die informellen Ansätze anbelangt, auch in der Zusammensetzung der zu beteiligenden Akteure widerspiegeln. So haben die Analysen gezeigt, dass die Einbindung der landwirtschaftlichen Verbände im nördlichen Bereich des Versorgungsgebiets weniger konfliktbehaftet ist als im südlichen Versorgungsgebiet.

Wasserrechtsverfahren: Rechtliche Grundlagen

Wasserentnahmen aus Grund- und Oberflächengewässern sind nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) zu genehmigen. Die zuständigen Genehmigungsbehörden – in Niedersachsen die Landkreise als Untere Wasserbehörden - haben dabei zu prüfen, ob sich die Entnahme auf die Ziele der Wasserbewirtschaftung und dabei auch auf den mengenmäßigen Zustand des Oberflächen- und Grundwasserkörpers negativ auswirken kann.

Die Genehmigung für die Wassernutzung kann als Bewilligung oder Erlaubnis erteilt werden. Eine Erlaubnis gewährt eine Befugnis für eine Gewässerbenutzung; sie kann zeitlich befristet werden und ist vom Gesetz her widerruflich. Eine Bewilligung ist dagegen ein zeitlich befristetes Recht; der Nutzer hat damit sowohl gegenüber der Genehmigungsbehörde als auch gegenüber Dritten eine stabilere Rechtsstellung. Bewilligungen für Wasserrechte werden in der Regel für einen Zeitraum von 30 Jahren erteilt. Grundlage bildet immer ein förmliches Verwaltungsverfahren, in dem Einwirkungen auf Rechte und Interessen Dritter erfasst werden und geprüft wird, ob negative Folgen gegebenenfalls durch Auflagen verhütet oder durch Entschädigungen ausgeglichen werden können. Für Wasserversorgungsunternehmen, die die Trinkwasserversorgung nur über aber langfristig abgesicherte Investitionen gewährleisten können, sind daher Bewilligungen die Regel.

In einem Genehmigungsverfahren vor allem für Bewilligungen erfolgt eine breite Beteiligung der Öffentlichkeit, um mögliche Konflikte bereits in der Phase der Antragstellung zu identifizieren und abzuarbeiten. Die Landkreise als Untere Wasserbehörde führen die Wasserrechtsverfahren nach Antragstellung des Wasserversorgers durch. Durch die langjährige Erfahrung des OOWV mit der Durchführung von Wasserrechtsverfahren werden vor dem offiziellen Start eines formal-rechtlichen Verfahrens bereits die bekannten Akteure, die in ein solches Verfahren einzubinden sind, unterrichtet. In den ersten Gesprächen mit der Genehmigungsbehörde und den aus Sicht des OOWV relevantesten Akteuren wird ein erster Eindruck über die möglichen Anforderungen und Konfliktpunkte gewonnen.

Nutzbares Grundwasserdargebot

In einem speziellen Runderlass regelt das Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz die bei der Wasserentnahme aus Grundwasservorkommen zu berücksichtigenden Vorgaben, die sich primär aus dem Niedersächsischen Wasserhaushaltsgesetz (NWG) und der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ergeben. Der Runderlass soll zu einem gleichmäßigen Vollzug der wasserrechtlichen Vorgaben durch die zuständigen UWB beitragen, er regelt zudem die notwendige Zusammenarbeit der Behörden bei gemeinsam genutzten Grundwasservorkommen.

Ob Wasserrechte genehmigt werden können, richtet sich nach den, über die nach Vorgaben des Runderlasses durch das LBEG für jeden Grundwasserkörper ermittelten, nutzbaren Mengen. Dabei findet die Grundwasserneubildung Berücksichtigung, ebenso wie der Umfang der bereits genehmigten Entnahmen, ergänzt um Abschläge zur Absicherung von Trockenperioden und zur Einhaltung ökologischer Anforderungen. Die zuständigen Behörden prüfen im Verfahren, ob durch die beantragte Entnahmemenge die im WHG formulierten Bewirtschaftungsziele eingehalten oder künftig erreicht werden.

Wird jedoch mit der beantragten Wasserentnahme das nutzbare Grundwasserdargebot überschritten, muss in einem gesonderten Verfahren geprüft werden, ob die Bewirtschaftungsziele auch bei einer höheren Entnahmemenge eingehalten werden. Die Wasserversorgungsunternehmen als Antragsteller können diesen Nachweis u.a. über hydrologische Modellierungen erbringen. Angesichts der hohen Unsicherheit über die Entwicklung des verfügbaren Wasserdargebots unter den Bedingungen des Klimawandels können entsprechende Abschläge basierend auf einem „worst case“-Szenario berücksichtigt werden. Die Erfahrungen zeigten, dass zumindest in der Vergangenheit, das auf diese Weise ermittelte nutzbare Grundwasserdargebot deutlich niedriger als das grundsätzlich verfügbare Dargebot ausfiel. In der Praxis können daher auch weitere Nutzungsrechte erteilt werden, wenn das ermittelte nutzbare Dargebot ausgeschöpft wird. Erforderlich sind dann aber weitergehende detaillierte Modellierungen und Analysen.

Hinsichtlich der Auswahl der Wassergewinnungsgebiete gilt nach dem deutschen Wasserrecht das Prinzip der ortsnahen Versorgung, das aber vor dem Hintergrund des Klimawandels und sich ändernder Anforderungen auch Flexibilitätsspielräume einschränkt und daher auch immer häufiger kritisch hinterfragt wird.

Die beantragte Fördermenge

Wasserversorgungsunternehmen müssen die beantragte Entnahmemenge gegenüber der Genehmigungsbehörde begründen. Diese hat jeweils zu prüfen, ob der mit der beantragten Nutzung verbundene Wasserbedarf mit dem Grundsatz der sparsamen Verwendung von Wasser vereinbar ist und ob der Bedarf nicht auch auf andere Weise gedeckt werden kann.

Die öffentliche Wasserversorgung hat zunächst Vorrang vor allen anderen Wassernutzern. Der Niedersächsische Runderlass enthält Vorgaben darüber, wie öffentliche Wasserversorger ihren Wasserbedarf nachzuweisen haben. Die Entnahmemenge von Grundwasser soll dem gegenwärtigen Wasserbedarf entsprechen, diese Menge erhöht sich um einen 10-%-igen Sicherheitszuschlag, einem 5-%-igen Trockenjahreszuschlag sowie einem Zuschlag von 6 % für Rohrleitungsverluste. Als Referenzgröße für den gegenwärtigen Bedarf ist die höchste Verbrauchsmenge der letzten drei Jahre innerhalb des Versorgungsgebiets (ohne Eigenverbrauch und Rohrleitungsverluste) anzusetzen. Absehbare Entwicklungen auf der Bedarfsseite unter Berücksichtigung demografischer, institutioneller und technischer Aspekte sind dabei zu berücksichtigen.

Wasserentnahmen der Landwirtschaft und der Industrie sind vorrangig aus entsprechend leistungsfähigen Oberflächengewässern vorzunehmen, dies aber nur dann, wenn es wasserwirtschaftlich und ökologisch vertretbar und mit dem Verwendungszweck vereinbar ist. Sollte dies nicht möglich sein, kann eine Entnahme aus dem Grundwasser und hier zunächst aus den oberflächennahen Grundwasserleitern geprüft werden.

Ablauf des Verfahrens und der Bewilligungsbescheid

Die Ermittlung des nutzbaren Wasserdargebots und die Bestimmung der beantragten Wassermenge können vielfältige und zeitlich sehr aufwändige Untersuchungen erforderlich machen. Wasserrechtsverfahren dauern gegenwärtig bis zu 10 Jahre, so dass sich Wasserversorgungsunternehmen bereits sehr frühzeitig auf veränderte Bedingungen einstellen müssen. Am Ende des Verfahrens steht der Bewilligungsbescheid, der neben der Fördermengenbegrenzung in der Regel weitere Auflagen und Nebenbedingungen enthält:

- die Pflicht zur Aufzeichnung der Fördermengen
- das Grundwassermonitoring
- Art und Umfang der Rohwasseranalysen
- Vorgaben zu den jährlichen Berichten
- Vorgaben zum Schutz grundwasserabhängiger Ökosysteme
- Auflagen hinsichtlich des Ausgleichs von nachteiligen Wirkungen über Kompensationsmaßnahmen

In der Regel werden zumindest bisher Auflagen mit Bezug auf Förderregime (Bsp. zeitliche Vorgaben) vermieden, da damit dann auch nachteilige Folgen für die Versorgungssicherheit verbunden wären.

Genehmigung von privaten Wasserrechten

Industrieunternehmen und Landwirtschaft konkurrieren mit der Wasserversorgung um Grundwasservorkommen. Grundsätzlich besteht aber einen Vorrang für die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen.

Vor allem große Industrieunternehmen verfügen oft über eigene Gewinnungsanlagen und sind vollständige Eigenversorger, oft sind sie aber gleichzeitig noch an das öffentliche Netz angeschlossen und beziehen dort zusätzliche Mengen. Für die Genehmigungsverfahren industrieller Wasserentnahmen gelten die gleichen Vorgaben wie für die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen. Alle Wasserrechte sind in das digitale Wasserbuch eingetragen, die Kontrolle der Einhaltung der genehmigten Fördermengen erfolgt u.a. im Rahmen der kontinuierlichen Überwachung von Anlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz.

Auch die Landwirtschaft verfügt über eigene Entnahmerechte für Oberflächen- aber auch für Grundwasser. Grundwasserentnahmen unter $10 \text{ m}^3/\text{d}$ sind nicht erlaubnispflichtig, es gibt jedoch die Empfehlung des Umweltministeriums, auch diese Entnahmen zumindest zu erfassen, da sie in der Summe in einem Gewinnungsgebiet doch erhebliche Größenordnungen annehmen können. Zunehmen wird auch innerhalb des Versorgungsgebietes des OOWV der Beregnungswasserbedarf, wobei hier angesichts der sehr unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten die Verbrauchsschwerpunkte eher im südlichen Verbandsgebieten liegen.

2.3.1.2 Monitoring

Im Rahmen des Projektes wurde ein Grundwassermonitoring im Bereich der Salz-Süßwassergrenze weitergeführt und um ein Abflussmonitoring am Entwässerungsbauwerk Maadesiel ergänzt. Ziel war zum einen die Erfassung von Veränderungen im Bereich der Salz-Süßwassergrenze und auch die Erweiterung von als Anfangsbedingung und zur Kalibrierung nutzbaren Grundwasserdaten in diesem Bereich. Die Erfassung der Abflüsse am Auslassbauwerk Maadesiel bei Wilhelmshaven dient zur Erweiterung der Datenbasis für die Kalibrierung des hydrologischen Modells der Region.

Grundwassermonitoring

Das Grundwassermonitoring wurde im Rahmen des NAWAK-Projektes (BMBF) im Jahr 2014 aufgebaut und im go-CAM Projekt weitergeführt (Eley et al. 2018). Es besteht aus 21 Beobachtungsbrunnen, die in unterschiedlichen Grundwasserstockwerken verfiltert sind. Diese sind im Bereich der Salz-Süßwassergrenze mit Messgeräten zur täglichen Erfassung des Grundwasserstandes, der Temperatur sowie der spezifischen Leitfähigkeit ausgestattet. Die Salz-Süßwassergrenze verläuft im Bereich der Instrumentierung historisch bedingt weitestgehend deckungsgleich zum Übergang zwischen höher gelegener Geest und der Marsch (vgl. Abbildung 7). Bei den eingesetzten Messgeräten handelt es sich um Dipper-PTEC (SEBA Hydrometrie GmbH) mit direkter Luftdruckkompensation, die direkt im Bereich der Filterstrecke der Brunnen hängen. Bei den instrumentierten Brunnen handelt es sich überwiegend um Doppelmessstellen, sodass an den Monitoringstandorten Aussagen über die Veränderung für unterschiedliche Grundwasserstockwerke getroffen werden können. Im Bereich der Instrumentierung befindet sich auf der Geest das Trinkwassergewinnungsgebiet Feldhausen der GEW Wilhelmshaven. Entsprechend überwiegen bei den instrumentierten Brunnen überwiegen Vorfeldmessstellen der Wasserfassungsanlagen, die im Rahmen des Projektes genutzt werden konnten.

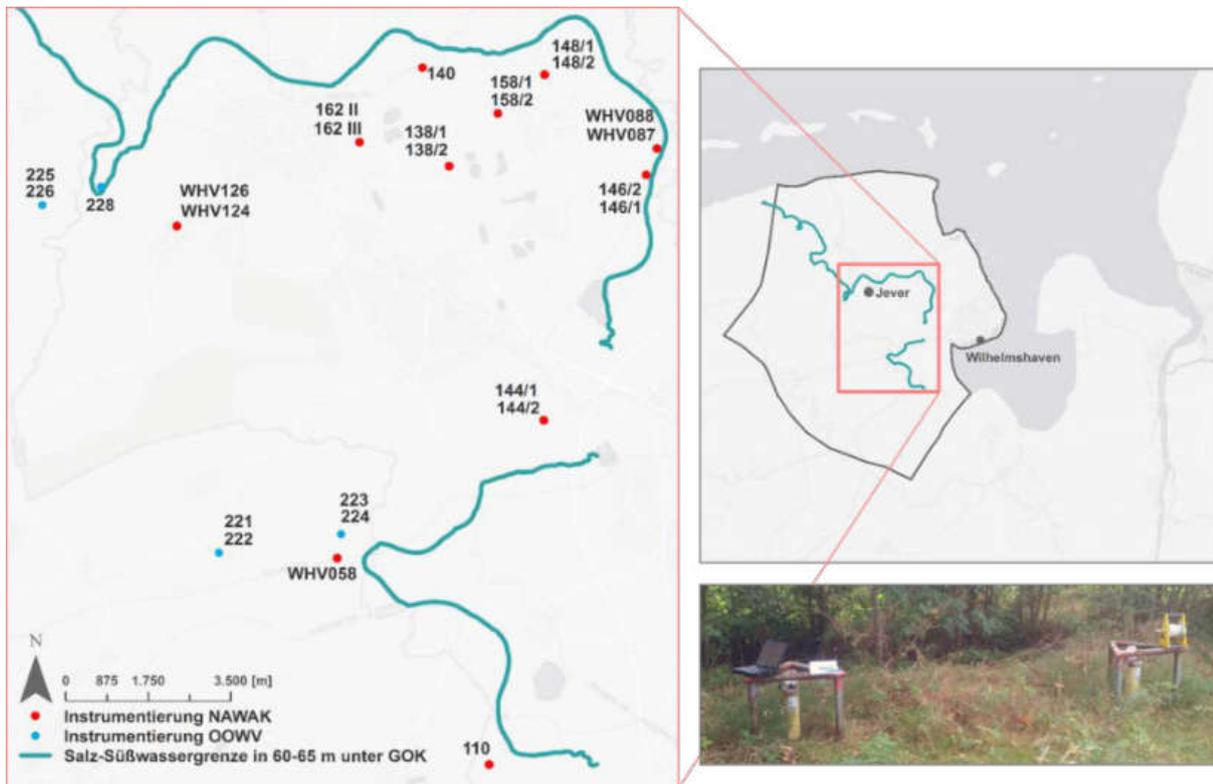


Abbildung 37: Übersicht des im Rahmen von go-CAM weitergeführten Monitorings sowie die durch den OOWV instrumentierten Beobachtungsbrunnen. Die Salz-Süßwassergrenze entspricht der 5 Ω m-Grenze in 60-65 m unter der Geländeoberkante. Die Daten entstammen den aeroelektromagnetischen Messungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), die durch das Leibniz-Institut für angewandte Geophysik (LIAG) ausgewertet wurden. Das Foto zeigt die Messbrunnen 138/1 und 138/2 während einer Datenauslese und Wartung.

Siel- und Schöpfwerkmonitoring

Das Land Niedersachsen betreibt landesweit etwa 260 Pegel. An etwa 220 Pegeln wird zusätzlich zum Wasserstand der Abfluss ermittelt. Der überwiegende Teil der Pegel wurde in den 50er und 60er Jahren des letzten Jahrhunderts errichtet, teilweise gibt es jedoch auch Pegel mit längerer Beobachtungsdauer. Von allen Pegeln liegen etwa 20 Pegel im Tidegebiet der Nordsee und der Ästuare von Ems, Jade, Weser und Elbe (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 2002). Daran wird deutlich, dass die Marschengewässer des Küstenraumes messtechnisch stark unterrepräsentiert sind. Dies verdeutlicht der Ausschnitt aus der Übersichtskarte der Pegel und der hydrologischen Landschaften in Niedersachsen (Abbildung 38, die für den Küstenstreifen der Marsch zwischen Dollart und Jadebusen keinen einzigen Abflusspegel mit langjährigen Beobachtungsreihen ausweist. Folglich besteht ein großes Defizit wasserbewirtschaftungsrelevanter Daten für den norddeutschen Küstenraum und insbesondere für die ausgedehnten Marschgebiete. Jedoch sind Zeitreihen der Abflüsse der in die Nordsee entwässernden Fließgewässer Grundlage für die sichere Quantifizierung des regionalen Wasserhaushaltes und den Aufbau/Betrieb von Wasserhaushaltsmodellen zur Abschätzung der Einwirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und damit den Entwässerungsbedarf im Kontext eines steigenden Meeresspiegels.

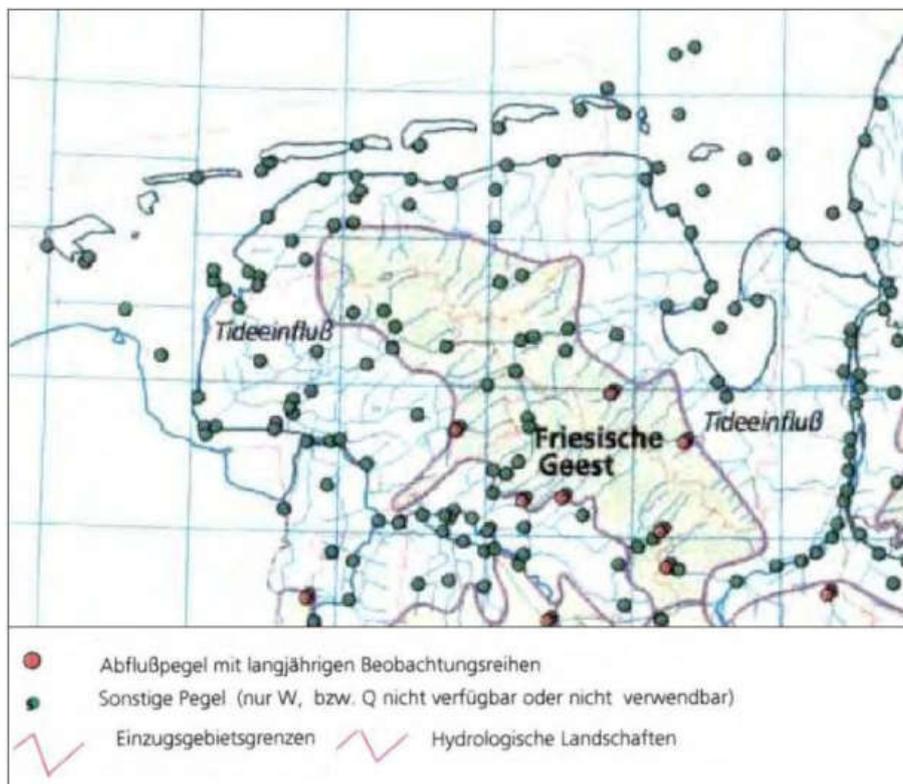


Abbildung 38: Ausschnitt aus der Übersichtskarte der Pegel und der hydrologischen Landschaften in Niedersachsen (aus Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 1998, verändert)

Um diesen Defizit zu begegnen und die Datenlücke ein Stück weit zu schließen, wurde im Laufe des Projektes go-CAM das Siel- und Schöpfwerk Maadesiel der Sielacht Rüstringen (Wasser- und Bodenverbände Friesland und Jever) mit einer Installation zur permanenten Erfassung der Oberflächengeschwindigkeiten und einer direkten Umrechnung über die Wasserstände in Durchflüsse ausgestattet. Da die Auslassbauwerke in Ostfriesland weitestgehend keine Abflusserfassung haben, bzw. deren Abflüsse in der Vergangenheit rechnerisch mit Hilfe grober Annahmen abgeschätzt wurden (u.a. NLWK 2004), sollten damit erstmalig belastbare

Aussagen über die Abflussmengen getroffen werden. Außerdem soll mit dem Monitoringsystem die längerfristige Entwicklung der Abflussverhältnisse erfasst werden. Die resultierenden Zeitreihen bilden eine wichtig Datengrundlage für die Kalibrierung und Validierung von hydrologischen und hydraulischen Modellen.

Das Monitoring wurde das LWI-HYWAG initiiert und durch den WVT und den OOWV finanziert. Installation und Betrieb des Durchflussmonitoringsystems erfolgten durch die Wasser-Abwasser-Systemtechnik GmbH (W.A.S., Braunschweig) als Auftragnehmer in enger fachlicher Zusammenarbeit mit dem LWI-HYWAG. Das System sollte nach Anforderung des Unterhaltungsverbandes berührungslos sein, um mögliche Störungen durch Schiffsbetrieb im Bereich der Schleuse sowie Eisgang und Totholz im Bereich des Siels zu vermeiden. Aufgrund dessen wurden zwei Radarsensoren jeweils im Siellauf und in der Schleuse installiert (W.A.S. 2019). Die Schleuse wird bei größeren Wassermengen im System, zusätzlich zum Siel, für die Entwässerung verwendet und sollte demnach miterfasst werden. Die Position der Sensoren verdeutlichen die Bauwerksdraufsicht in Abbildung 39 und Abbildung 40.

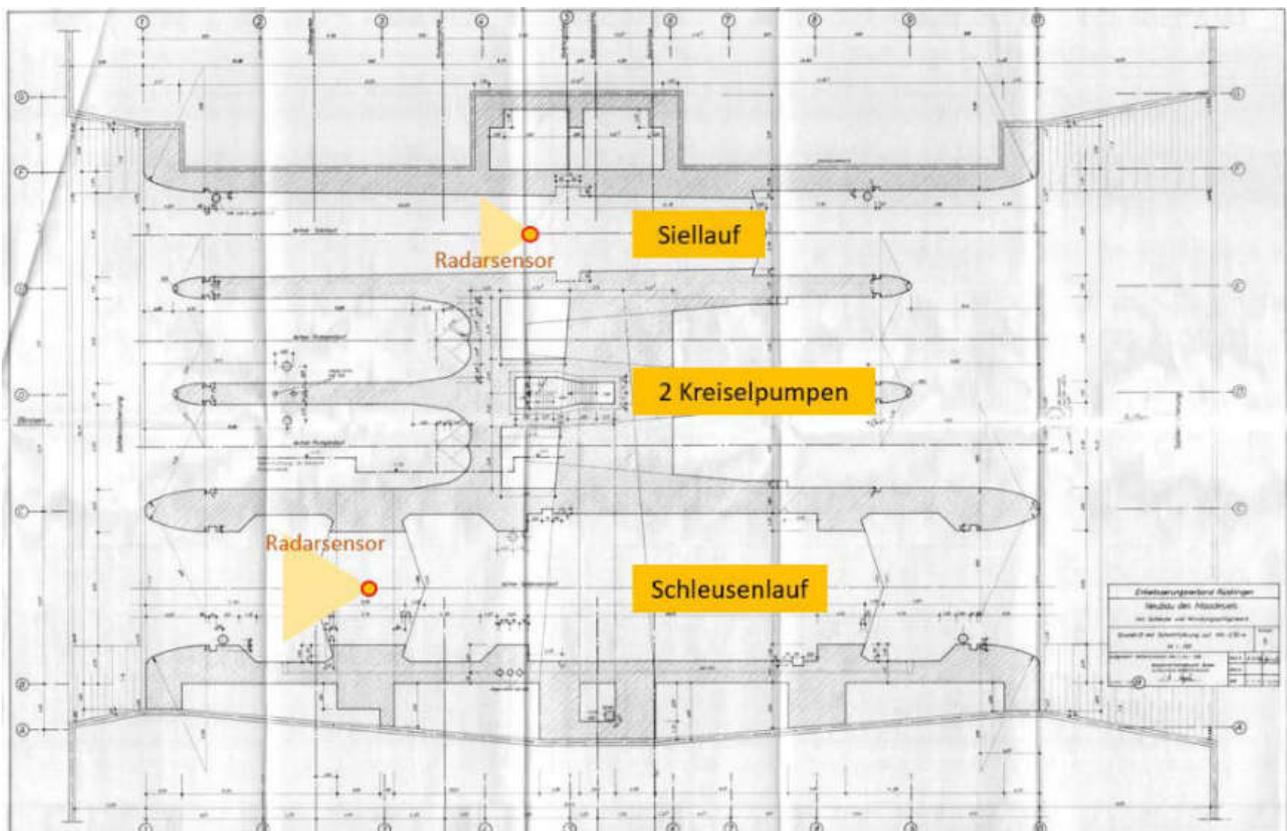


Abbildung 39: Aufsicht des Siel- und Schöpfwerks Maadesiel mit Entwässerungswegen und Positionen der Radarsensoren zur Messung der Oberflächengeschwindigkeiten



Wasserstands- und Geschwindigkeitssensoren im Siellauf

Wasserstands- und Geschwindigkeitssensoren im Schleusenlauf

Abbildung 40: Ansicht des Siel- und Schöpfwerkes Maadesiel von Südwesten sowie Position und Ansicht der Wasserstands- und Geschwindigkeitssensoren in Siel- und Schleusenlauf

Die Erfassung der Pumpmengen der Schöpfwerke erfolgt über ein separates System, sodass der gesamte Bauwerksdurchfluss quantifiziert werden kann.

2.3.1.3 Geophysikalische Untersuchung

Die im NAWAK- und go-CAM-Verbundprojekt verwendeten aereoelektromagnetischen Messungen wurden mit einem weiteren neu entwickelten Salzwasser-Monitoring-Verfahren, SAMOS (Salzwasser-Monitoring-System) ergänzt. Das Salzwasser-Monitoring-System SAMOS basiert auf der Gleichstromgeoelektrik. Es besteht aus einer vertikalen Elektrodenstrecke, die fest in einer Bohrung installiert wird, und einem Messsystem an der Erdoberfläche (Abbildung 41). Das Messsystem (4point light 10W, LGM Lippmann) ist ein „low-power“-System. Die Stromversorgung der autark arbeitenden Messanlage erfolgt über Akkus, die mit einem Photovoltaik-Panel gepuffert werden. Die Messungen erfolgen z.B. in Wenner-Elektrodenanordnung (Abbildung 41a). Z.B. sind mit 78 Ringelektroden 975 verschiedene Messkonfigurationen möglich. Die Elektrodenabstände reichen dabei von minimal 0.25 m bis maximal 6.25 m, so dass Aussagen über den spezifischen elektrischen Widerstand in bis zu 2m Abstand zur vertikalen Elektrodenstrecke möglich sind. Das System kann automatisch mehrfach am Tag die Verteilung des spezifischen Widerstandes messen. Die Messwerte werden nach Abschluss der Messungen per Fernübertragung in das LIAG gesendet (Grinat 2018).

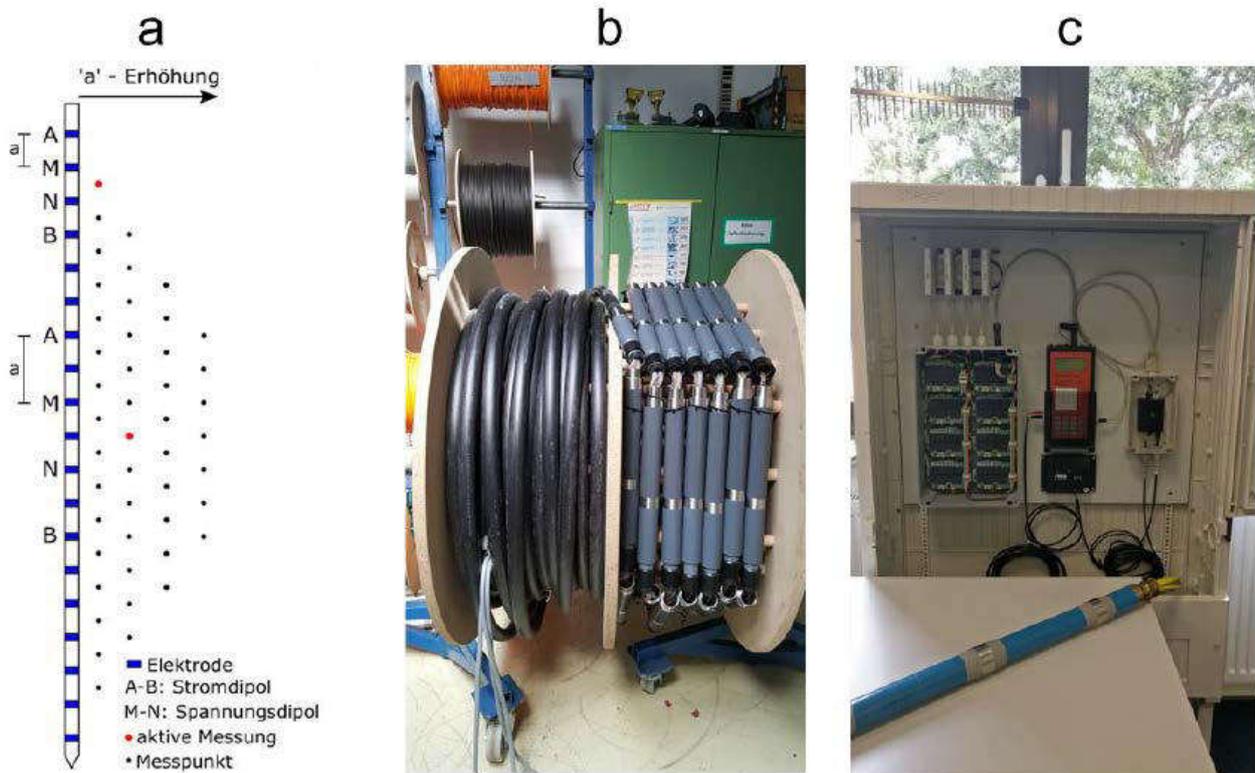


Abbildung 41: a) Messschema des geoelektrischen Monitoringsystems SAMOS mit Messbeispiel einer Wenner Elektrodenkonfiguration für zwei Elektrodenabstände „a“; b) Beispiel für die untertage zu verbauende Elektrodenkette bestehend aus einem Kabelvorlauf und einem 20 m langen Teilstück mit 80 Elektroden (System Abickhafe); c) obertägige Installationen bestehend aus Elektronik und geoelektrischem Messsystem. Technische Detailinformationen sind im LIAG-Abschlussbericht aufgeführt.

Im Fokus unserer Untersuchungen steht die Arbeitsregion Sandelermöns. Ziel des Monitorings ist die Absicherung der Wasserförderung des vom OOWV betriebenen Wasserwerks Sandelermöns gegenüber einer Veränderung der Salzwasserfront. Für die Vorauswahl geeigneter Standorte liegen das hydrogeologische Fachwissen des OOWV sowie die aerogeophysikalischen Daten der BGR vor (Abbildung 42). Als mögliche Gebiete für die Lokation wurde zuerst ein Gebiet südlich der Ortschaft Asel und der Grenze zum Wasserschutzgebiet Sandelermöns anvisiert (Burmönken und Abickhafe, Abbildung 43).

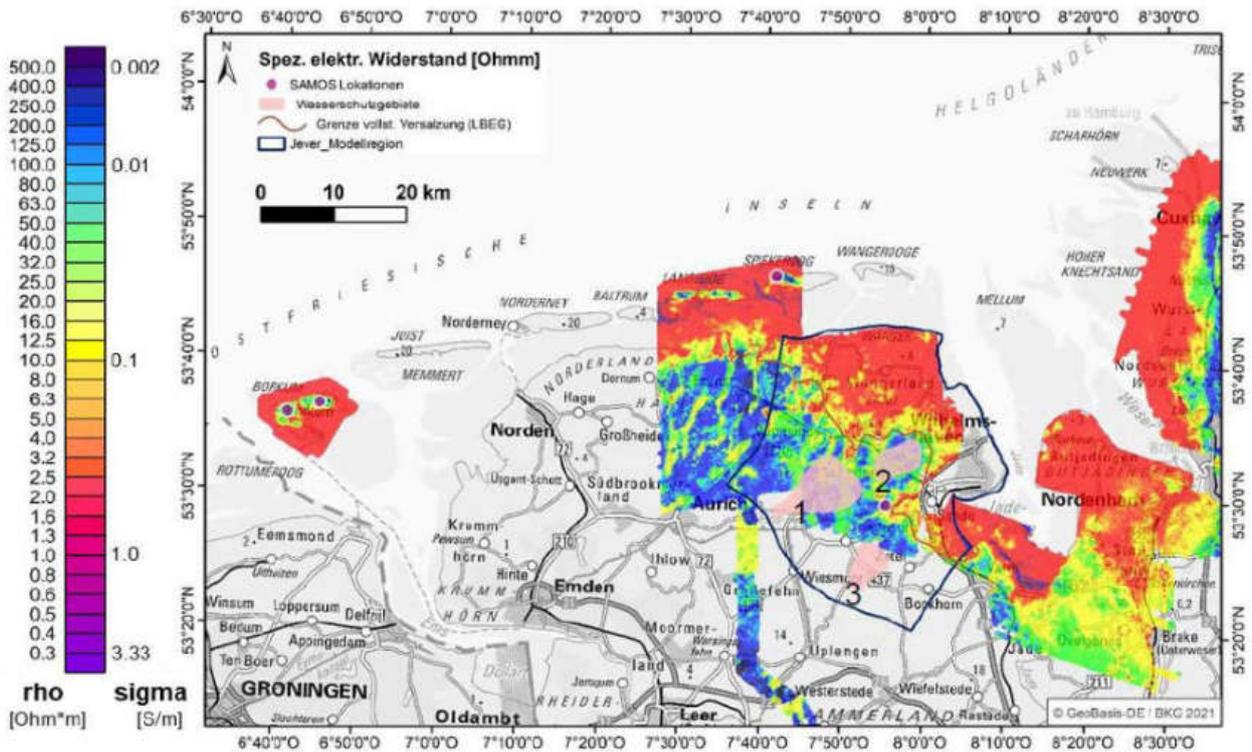


Abbildung 42: Karte mit aerogeophysikalisch vermessenen Gebieten an der niedersächsischen Küste. Dargestellt ist der spezifische elektrische Widerstand ρ (bzw. die spezifische elektrische Leitfähigkeit σ) für den Tiefenbereich -15 m NHN. Niedrige spezifische Widerstände (rote Farbe) deuten im Küstengebiet auf Grundwasserversalzung hin (Datenbasis LIAG/BGR). Weiterhin dargestellt sind die Wasserschutzgebiete Sandelermöns (1), Feldhausen (2) und Klein Horsten (3), das Modellgebiet Sandelermöns und Lokationen, an denen das Salzwasser-Monitoring-System SAMOS installiert ist.

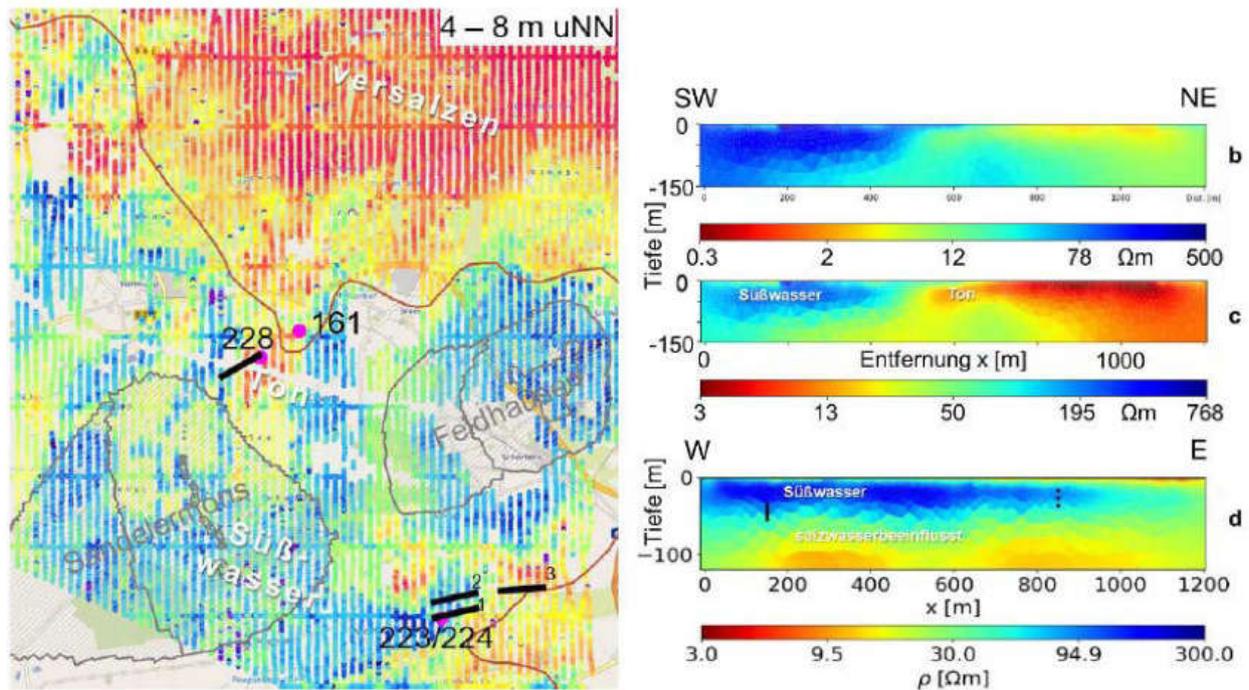


Abbildung 43: Detailkarte mit spezifischen elektrischen Widerständen (Farbskala entspricht Abb. 1), Wassereinzugsgebiete Sandelermöns und Feldhausen, Grenzlinie vollständiger Grundwasserversalzung (braune Linie) nach NIBIS Kartenserver (<https://nibis.lbeg.de/cardomap3/>), Grundwassermessstellen GWM (Iila)

Punkte) und neu vermessene Geoelektrikprofile (schwarze Linien). b) vertikale Widerstandssektion (ERT) Profillinie bei GWM 228 (Burmönken) (Farbskala entsprechend Abb. 1); c) wie b), aber Farbskala an Anomalie angepasst; d) vertikale Widerstandssektion (ERT) Profillinie 1 bei GWM 223/224 (Abickhufe), der schwarze vertikale Balken im linken Profilteil markiert die Lokation der verbauten SAMOS-Elektrodenkette, die gestrichelte vertikale Linie bei ca. 850 m markiert eine mögliche zweite Lokation.

Mit der Installation von SAMOS an zwei Standorten im go-CAM-Projekt wurde ein weiterer wichtiger Schritt zum Salzwasser-Monitoring an der Küste erreicht. Da viele Überlegungen und Messeinsätze in die Auswahl repräsentativer Standorte investiert wurden und auch die technische Entwicklung ihre Zeit brauchte, konnten die Systeme erst zur Halbzeit bzw. zum Ende des Projektes eingebaut werden, entsprechend kurz sind die Messreihen. Der Nutzen solcher Messsysteme ist aber auch langfristig zu sehen und die Laufzeit sollte mindestens 10 Jahre betragen. Erst bei längerer Laufzeit werden sich saisonale Effekte und Trends in den gemessenen elektrischen Widerständen abzeichnen, aus denen dann die Kriterien für das Frühwarnsystem entwickelt werden müssen. Um diese zeitlichen Veränderungen zu verstehen sind numerische Dichteströmungsmodelle hilfreich, wie z.B. von Grinat und Ibenthal in LIAG (2016) am Beispiel der Nordseeinsel Borkum gezeigt wird.

Die Verbesserung der Wasserqualität ist ein zentraler Bestandteil der UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDGs), und Datenerfassung und -austausch wurden als wichtige Schritte zur Erreichung der damit verbundenen Wasserqualitätsziele kommuniziert (Vereinte Nationen 2015, UN Environment 2018).

Die im Projekt go-CAM weiterentwickelten Verfahren und neuen Kenntnisse sollen im Sinne eines Know-How-Transfers einen Beitrag zu Human Capacity Building in Regionen mit ähnlich gelagerten Problemen, z.B. Fortaleza (Brasilien), Antalya (Türkei) oder auch East London (Südafrika), liefern. Es wurde angestrebt, über Workshops Beiträge für den Ergebnis- und Wissenstransfer in die entsprechenden Strukturen bei den ortsansässigen Verbänden und Wasserbehörden sowie Entscheidungsträgern zu liefern oder auch wissenschaftliche Unterstützung bei PhD-Studierenden zur Anwendung geophysikalischer Methoden und Auswertung der geophysikalischen Untergrundstrukturen im Zielgebiet zu leisten.

Während des Projektes stellte sich heraus, dass in den ausländischen Projektgebieten keine Ansprechpartner oder PhD-Studierende für Geophysik gefunden werden konnten. Der Aufwand, dieses Interesse vor Ort durch Demonstration oder Durchführung geophysikalischer Messungen zu wecken, war mit den zur Verfügung stehenden Mitteln nicht zu leisten; der logistische Aufwand für entsprechende Auslandsmesseinsätze ist einfach zu groß. Geplante Workshops zum Projektende konnten schließlich aufgrund der COVID-19-Pandemie nicht mehr zeitgerecht durchgeführt werden. Wir hoffen auf weitere Chancen des Austauschs in der Zukunft.

2.3.1.4 Geologische Parameter-Modellierung

a. Zielsetzung

Für das Projektgebiet Sandelermöns wurde vom OOWV und der Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH ein geologisches 3D-Strukturmodell zur Verfügung gestellt, welches den quartären Untergrund bis zu seiner tertiären Aquiferbasis mit den wichtigsten stratigrafischen Einheiten abbildet (siehe auch Kapitel 2.2.1.6). Das Modell wird im Wesentlichen durch die Verrechnung von Schichtunterkanten (2,5 D), Schichtverbreitungspolygonen und dem zuoberst abgrenzenden digitalen Höhenmodell aufgebaut. Eingangsdaten bilden hier neben der Geologischen Karte vor allem Bohrungen und teilweise Geo-

elektrik-Messungen, die historisch gewachsen, in einer umfangreichen Bohrungs- und Messdatenbank (Geo-DIN und AqualInfo) des OOWV vorliegen (siehe dazu Kapitel 2.2.1.6). Die Korrelation der Schichtunterkanten der stratigrafischen Einheiten erfolgt über ein dichtes Profilschnittnetz, deren konstruierte Knotenpunkte mit einer Triangulation verrechnet werden.

Dieses Strukturmodell diente in der Vergangenheit bis zur Gegenwart bereits als solide Basis für die Erstellung und Kalibrierung von Strömungsmodellen (siehe auch Kapitel 2.3.1.6 und 3.2.4). Um den erhöhten Anforderungen von Transportmodellierungen gerecht zu werden, war es Ziel die Strukturmodelle weitergehend auf schichtinterne Variabilitäten zu untersuchen und räumlich feiner zu differenzieren, um so eine verbesserte Grundlage für die Grundwassermodellierung bereit stellen zu können. Hierbei sollten einerseits hydrogeologisch und hydrochemisch relevante Informationen extrahiert werden, und andererseits, auch untersucht werden, ob sich unter Verwendung von multivariater Ähnlichkeitsanalysen Bodeneigenschaften von rar beschriebenen Schichtenfolgen genauer abschätzen und zum „richtigen“ Bodentyp zuordnen ließen. Durch die Heterogenität des Datenbestands hinsichtlich des Detailgrades der Schichtbeschreibungen, sind die Daten (geo-)statistisch nicht direkt im Ganzen vergleichbar. Eine Selektion über Faustregeln ist ebenfalls nicht zielführend, da die Aussage der Beschreibungen für den geologisch-genetischen Kontext unterschiedlich gewichtig sein kann, auch wenn augenscheinlich wenige Attribute beschrieben wurden. Bei Modellierungen im mesoskaligen Maßstab würde man die Bohrungen und den geologischen Kontext am Standort genauer untersuchen, und dann individuell entscheiden, wie die Information in eine Geostatistik einfließen kann. Das ist jedoch im regionalen Maßstab viel zu aufwendig. Eine rein manuelle Korrelation (bzw. Kartierung) von Bodentypen, äquivalent zu den stratigrafischen Einheiten in den Profilschnitten des 3D-Strukturmodells, ist in gleicher Weise zu aufwendig. Daher wurde untersucht, inwieweit sich derartige Prozesse automatisieren lassen. Details hierzu finden sich in dem Abschnitt e. Die Entwicklungen konnten im Rahmen des Projektes keinen Abschluss finden, weshalb für die räumlichen Schätzungen zunächst mit Annäherungen gearbeitet wurde. Ein Ergebnis des finalen Prozesses ist eine räumliche Schätzung von hydraulischen Durchlässigkeiten für die hydrogeologischen *Layer* der Grundwassermodellierung.

Für das Projektgebiet Sandelermöns wurde folgender *Workflow* generiert:

- Parser übersetzt Lithologie und weitere Bodeneigenschaften (org. Anteil, Farbe, etc.) aus SEP3 Kodierung.
- Untersuchung von Zusammenhängen, Ähnlichkeiten und Muster für Schichten und Schichtbeschreibungen zur Informationsgewinnung (Stichwort Transparenz des 3D-Strukturmodells, Verifikation, Lokalisierung von organischen Schichten und ähnliches).
- *Clustering* anhand der beschriebenen Lithologie mittels (*MiniBatch*-) *K-Means* für alle Standorte.
- Zuordnung der *Cluster* (nachfolgend auch Bodentyp genannt) zu den Schichten des Strömungsmodells (Modflow, erstellt von GeoFIRM Ronschke & Voss Hydrogeologie GbR, siehe auch Kapitel 2.3.1.6).
- Schätzung und Verrechnung nach Mächtigkeit von (*downhole*) Verteilungen von hydraulischen Durchlässigkeiten (k_f -Wert, m/s) für die Bodentypen innerhalb eines *Layers* des Strömungsmodells am Standort der Bohrungen unter Nutzung des im Projekt erstellten HCE-Moduls.
- Räumliche Schätzung mittels 2D *Ordinary Kriging* über die logarithmierten Perzentile der unter 5. geschätzten Verteilungen am Standort für jeden *Layer*.

Details zu den einzelnen Schritten werden in den folgenden Abschnitten beschrieben.

b. Eingangsdaten

Zu den Eingangsdaten gehören:

- Das 3D-Strukturmodell des OOWV und der Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH, wie es unter 2.2.2.7 beschrieben ist, mit einer Kartierung der Schichten bis in rund 180 m Tiefe.
- 11.391 Bohrungen mit 101.699 Schichtbeschreibungen aus der Datenbank des OOWV.
- Davon erschließen 2.937 Bohrungen den Untergrund tiefer als 10 m, 1.490 Bohrungen tiefer als 20 m und 373 tiefer als 100 m.
- Die Geometrien des Modflow-Modells zur Strömungskalibrierung, erstellt von GeoFIRM Ronschke & Voss Hydrogeologie GbR, mit 6 Layern, (siehe auch Kapitel 2.3.1.6.

c. SEP3 Parser-Entwicklung und Funktionsweise

Die Herausforderung für die Erstellung des Parsers war die Homogenisierung einer in sich heterogen strukturierten Bohrungsdatenbank. Die Zusammenführung der Exporte aus GeoDIN und AqualInfo Dateien sowie die unterschiedliche Art der Aufnahme durch Bearbeiter resultieren beispielsweise in unterschiedliche Spaltenanzahl für Schichtbeschreibungen, unterschiedliche Klammerung, Verwendung von Anführungszeichen und mehr. Somit beinhaltet der Parser diverse Schritte, um alle Attribute aus den Schichtbeschreibungen extrahieren und neu strukturieren zu können. Dabei wird auch das Vorhandensein von beschriebenen Untereinheiten geprüft und diese in ihren Eigenschaften von der beschriebenen Haupteinheit getrennt aufgenommen. Somit wird auch unterschieden, ob es sich bei einer Klammerung tatsächlich um eine Untereinheit oder eine andere Attributbeschreibung handelt. Insgesamt kann daher eine Übersetzung über 20 Schritte der Zeichenkettenzerlegung und -bearbeitung beinhalten. Eine Schichtdatendatei mit ca. 304.000 Einträgen nimmt zurzeit etwa zwei Minuten Übersetzungszeit in Anspruch. Eine weitere Optimierung ist zukünftig angedacht. In Abbildung 44 sind Beispiele für die selektive Darstellung der übersetzten Attribute an den Bohrungen in einer 3D Ansicht gegeben.

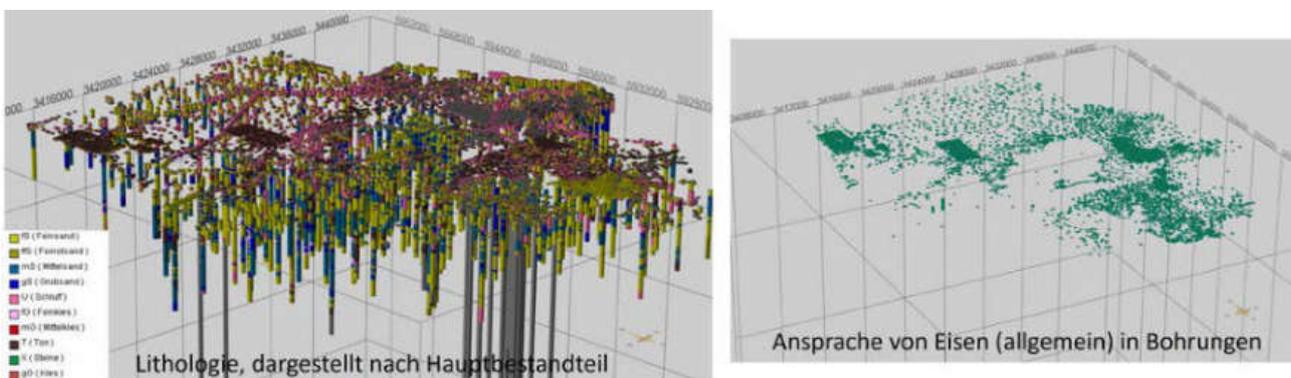


Abbildung 44: Beispiele von 3D-Ansichten mit der Einfärbung der Schichten nach lithologischem Hauptanteil (links) und 3D-Ansicht der Schichten mit beschriebenem Eisengehalt (rechts), 50-fach überhöht.

Die Ausgabe beinhaltet neben der übersetzten Datei auch eine Liste mit Standortduplikaten und nicht übersetzter Kürzel zur Überprüfung des Vorgangs.

Um eine Wiederverwertung und Flexibilität des Parsers herzustellen, wurde eine externe Wörterbuchdatei im XML-Format übergeben. Für die Erstellung des Wörterbuchs sind zurzeit einige Vorgaben einzuhalten, insbesondere zur Übersetzung der Lithologie und der Sedimentfarbe. Das Wörterbuch kann jedoch mit weiteren Kodierungen ergänzt oder für weitere Attribute neu strukturiert bzw. übersetzt (z.B. in eine andere Sprache) werden. Die Kategorien des Wörterbuchs sind in Tabelle 10 mit einigen Beispielen zusammengefasst. SEP3-Kürzel mit Doppelbedeutungen können vorkommen. Um hier ggfls. Abhilfe zu schaffen, lässt sich

für die Schichtdatendatei festlegen, welche Spalte mit welcher(n) Wörterbuch-Kategorie(n) durchsucht werden soll. Das lässt sich strikt festlegen, dann wird diese Kategorie in allen anderen Spalten nicht mehr verwendet, oder offen, dann wird die benannte Spalte bevorzugt mit dieser Kategorie durchsucht, jedoch wird diese Kategorie dann auch für die Übersetzung anderer Spalten weiterverwendet. Sollte das nicht möglich sein und es wird eine Doppelbedeutung für die Übersetzung gefunden wird eine Warnung als Attribut mit in die übersetzte Schichtdatendatei übernommen.

Tabelle 10: Kategorien des Parser-Wörterbuchs mit SEP3-Beispielen. Quelle der SEP3-Kodierung: Symbolschlüssel Geologie, LBEG, Hannover, 2015.

Kategorie des Wörterbuchs	Beispiele
STRATIGRAPHY	qhOB, qp, qe, qLT ...
MAINLITH	T, U, ffS, fS, mS, gS, S, fG, mG, gG, G, X, ...
ACCESSORYLITH	t, u, ffs, fs, ms, gs, s, fg, mg, gg, g, x, ...
ACCESSORYMIXED	l, m ...
SOILTYPESWITHLITH	Mg, Lg, Lk, La, Lo, Gds, Fls, Sg ...
SUBUNITLABEL	lag, zt, ls, B, bas, slr, pv, wl ...
SOLIDLITHS	^t, ^u, ^q, ^kr ...
ORGANICS	H, Hmo, Hn, Hh, F, Fh, ...
ORGANICSIN	hw, hzs, pf, hm, hle, f, hp ...
OTHERATTR	et, gb, wgg, wefl, kle, brl, deu, vw ...
MINERALFOSSIL	gk, fo, kao, q, Fsp, Mn, ech ...
CARBONATE	k, kf, Ka, Fk ...
IRON	E, e, efle, efl, eoo, rffl, „py“, Econ ...
CONSISTENCY	flu, bre, swl, kos, hfe, ps, v
COLOR	be, bl, rs, si, we, gr, gn, d, dd, h, ...
DENSITY	ld, lc, dc ...
GENESIS	bo, dt, b, gf, gm, Mu, Lg, ...
WATER	wf, w, tr ...

Um Schichtbeschreibungen von geringerem Detailgrad, insbesondere jenen, die lediglich Kürzel wie „Lg“ (Geschiebelehm), „Mg“ (Geschiebemergel), „Lo“ (Löss), „L“/“l“ (Lehm, lehmig) ohne weitere lithologische Information beinhalten, nutzen zu können, wurden Annahmen für die Zusammensetzung dieser Schichten in die Parser-Übersetzung integriert. Werte hierfür beruhen auf Erfahrung und Literaturrecherche. Soll die Nutzung der Annahmen verhindert werden, lassen sich diese Kürzel aus der Kategorie SOILTYPESWITHLITH und ACCESSORYMIXED (siehe Tabelle 10) entfernen, so dass sie keine Berücksichtigung mehr erhalten.

Eine weitere Besonderheit ist zur Übersetzung der SEP3-Kodierung für die Sedimentfarbe zu nennen. Hier können beliebig viele zusammenhängende Kürzel unter Reihung einzelner Farbcodes entstehen, in einem extremen Beispiel „dolgrgnbn“ für „dunkel-oliv-grau-grün-braun“. Somit können die Farben nicht mit einer einfachen Kodierungsübersetzung behandelt werden. Daher wurde ein Workflow erarbeitet, welcher in Abbildung 45 zusammenfassend dargestellt ist.

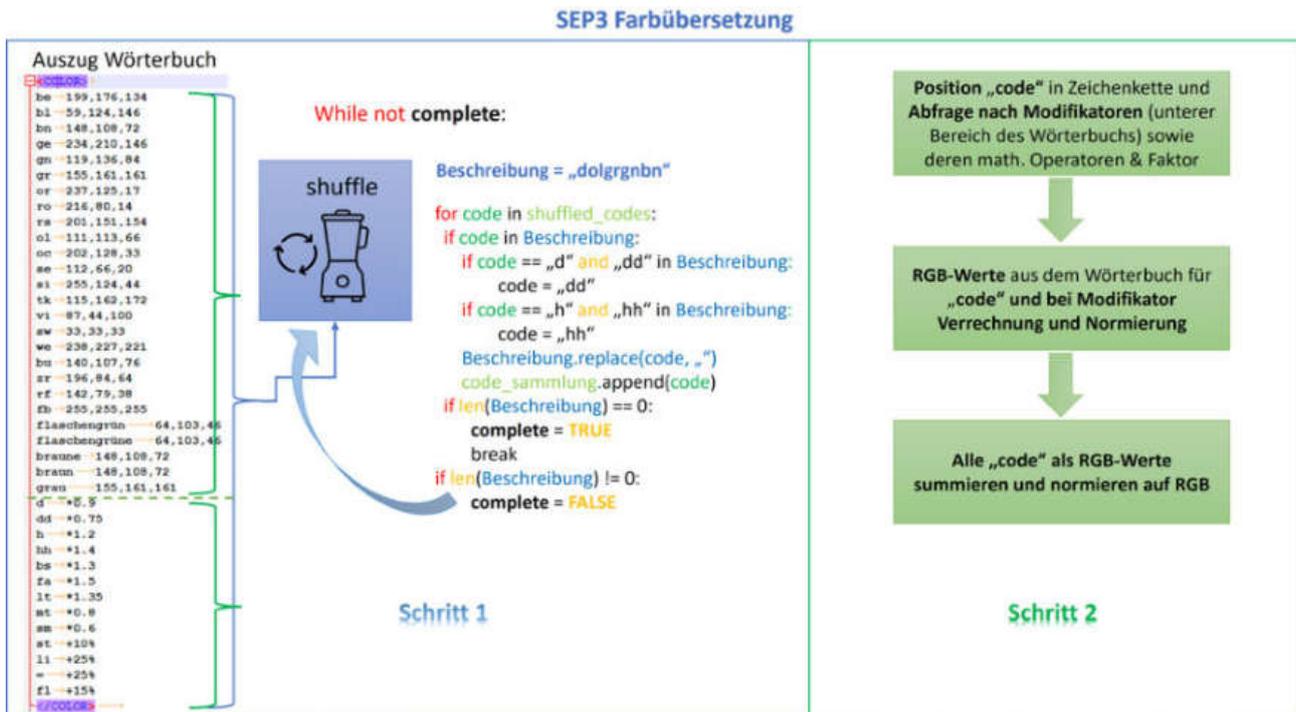


Abbildung 45: Ablauf der Übersetzung des Parsers der SEP3 Farbkodierung für Farben mit Pseudocode für den Abschnitt der Routine, der die Kürzel-Zusammensetzung detektiert.

Für die Schichtbeschreibungen im Untersuchungsgebiet Sandelermöns und Großenketen führte dieser Ablauf zu sinnvollen Ergebnissen. Die Grenzen dieser Methodik sollten aber zukünftig unter Nutzung in anderen Projektgebieten erneut geprüft werden.

In Abbildung 46 ist ein Beispiel für ein Ternärdiagramm gezeigt, welches die übersetzte lithologische Zusammensetzung in der übersetzten Sedimentfarbe darstellt.

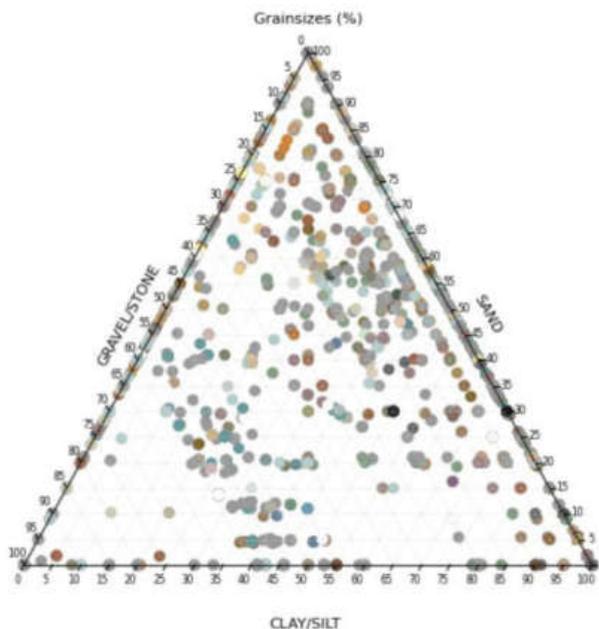


Abbildung 46: Beispiel eines Ternärdiagramms mit der Färbung der Sedimentfarbe, so wie es sich aus den Beschreibungen ergibt.

Um die Farbe in einfache aussagekräftige (*downhole*) Kurven bzw. ein einzelnes Attribut zu überführen, wurden, ähnlich wie für die Lithologie, Methoden zur Dimensionsreduktion getestet. Hierbei stellte sich eine *Principal Component Analysis* über die RGB-Werte als äußerst brauchbar heraus, weshalb diese Methode auch in den Prozess der Merkmalskonstruktion integriert wurde.

Darüber hinaus sind bereits einige Methoden zur Merkmalskonstruktion flexibel auf Nutzeranfrage abrufbar (z.B. Binarisierung kategorialer Daten, *Principal Component Analysis* für „array“-strukturierte Attribute).

d. Merkmalskonstruktion für die Lithologie

Die Lithologie wird in SEP3 Kodierung mit einem Kürzel für die Bodengruppe und der Intensität versehen, oder mit Großbuchstaben, wenn es sich um einen Hauptanteil des Sediments handelt. Die Intensitäten sind eine Symbolik für ein Intervall des Prozentgehaltes der vorangestellten Korngrößengruppe (z.B. „mittel“ = 15 - 25 %, LBEG Geoberichte 17, Verschlüsselung und Erfassung von Bohrdaten in Niedersachsen, Hannover 2011). Für die Übersetzung wird initial die Intervallmitte als Prozentualwert in einer nach Korngrößen sortierten Liste abgelegt und nach Belegung aller Haupt- und Nebengemengteile sowie unter Berücksichtigung der Vorgaben über die Intensität (s.o.) auf $\sum \text{Korngröße (\%)} = 100 \%$ normiert. Diese Liste enthält für alle Schichtbeschreibungen 12 Einträge: [Ton, Schluff, feinstes Feinsand, Feinsand, Mittelsand, Grobsand, Feinkies, Mittelkies, Grobkies, Steine, Blöcke, große Blöcke oder Auffüllung/Schutt].

Diese werden nachfolgend auf 3 Werte reduziert:

- Grobheit des Sediments (COARSENESS),
- Durchmischungsgrad der Körnung (relatives äquivalent zur Ungleichförmigkeit) (DEGRMIX),
- Trend der Nebengemengteile vom Hauptgemengteil (TREND).

Hierzu werden die Korngrößen gleichmäßig auf einem Halbkreisbogen verteilt, so dass für jede Korngrößengruppe ein Winkel zugeordnet wird. Der kleinste Winkel beträgt dabei 15° und ist dem Ton zugeordnet. 180° entspricht „große Blöcke oder Auffüllung/Schutt“. Der Radius des (Halb-)Kreises wird auf den Prozentgehalt der Korngrößengruppe normiert. Das bedeutet, dass ein Gehalt der Korngröße von 35% auf einem (Halb-)Kreis mit dem Radius von 0.35 abgebildet wird. Unter Verwendung von Winkel für die Korngröße und Radius für den Prozentgehalt am Sediment wird die Kreisbogenlänge berechnet. Die Summe aller Kreisbogenlängen ergibt den Wert COARSENESS (s.o.). Zusätzlich wird die Kreisbogenlänge der Winkeldifferenzen aller Nebengemengteile vom Hauptgemengteil berechnet. Dabei entspricht die Summe der Beträge der Differenzbogenlängen dem Wert DEGRMIX und die Summe der Differenzbogenlängen dem Wert TREND. Der TREND wird also negativ bei feineren Nebengemengteilen im Vergleich zum Hauptgemengteil und umgekehrt. Zur Veranschaulichung werden mit Abbildung 47: Drei schematische Beispiele für die Berechnung der Werte Grobheit, Durchmischung und Trend aus SEP3-Beschreibungen für die Lithologie (mit rötlich: Hauptgemengteil, gelb: Differenzen zu gröberen Nebengemengteilen, blau: Differenzen zu feineren Nebengemengteilen). drei Beispiele gegeben.

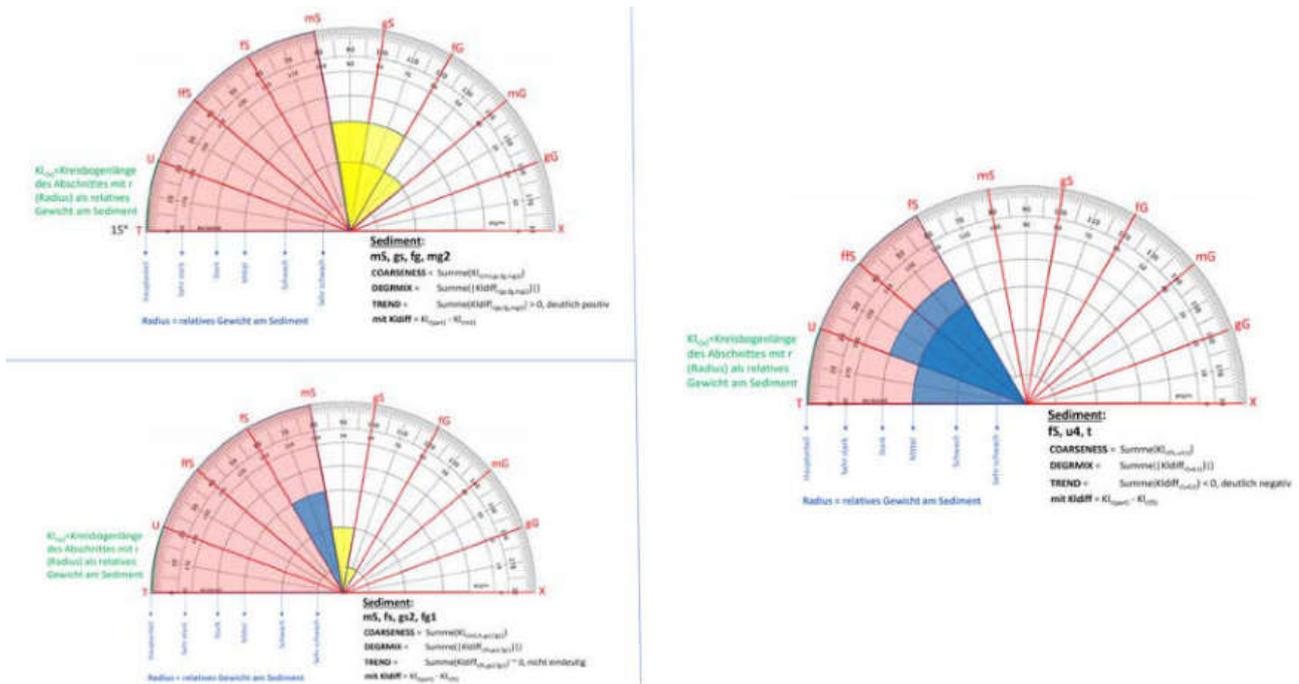


Abbildung 47: Drei schematische Beispiele für die Berechnung der Werte Grobheit, Durchmischung und Trend aus SEP3-Beschreibungen für die Lithologie (mit rötlich: Hauptgemengenteil, gelb: Differenzen zu gröberen Nebengemengteilen, blau: Differenzen zu feineren Nebengemengteilen).

Ziel der Dimensionsreduktion war die Darstellung der wichtigsten Kennwerte der Lithologie in einer einzigen Kurve (*downhole*), so dass sich beispielsweise *fining-up* und *coarsening-up*-Sequenzen deutlicher erkennen lassen und der Sedimentationsverlauf in der Vertikalen optimal als Gesamt-Sequenz (Stichwort Profiltyp) erfasst werden kann. Ähnlichkeitsuntersuchungen für den lithologischen Schichtenaufbau im Vergleich sehr vieler Standorte werden unter Verwendung dieser Kurven deutlich vereinfacht. Zudem lassen sich diese Werte auch visuell gut darstellen, wie Abbildung 48 gezeigt. Attribute über Kurven darzustellen hat also nicht nur numerische bzw. algorithmisch analytische Vorteile, sondern können auch Hilfestellung zur 3D-Kartierung sein. Die Methodik kam während der Projektlaufzeit auch bereits als Hilfestellung für 3D Strukturmodellierungen, im Wesentlichen als Sequenzanalyse anhand systematisch aufgenommenen Siebanalysen an Bohrungen (Geotechnik), erfolgreich zur Verwendung.

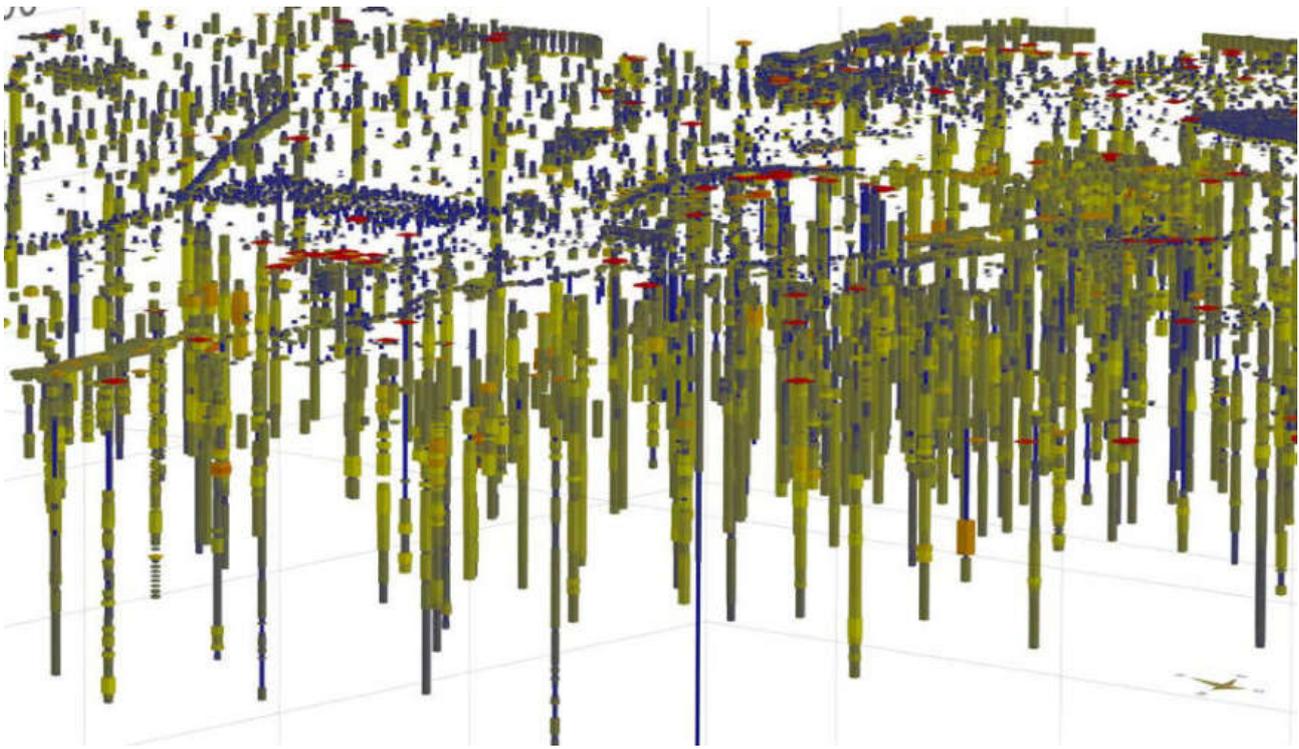


Abbildung 48: 3D-Ausschnitt der Bohrungen im Projektgebiet Sandelermöns mit dem COARSENESS-Wert als Maßstab für die Voxel-Größe – feines Sediment ist somit schmal und blau, grobes Sediment ist über gelb, orange bis rot breiter (20-fach überhöht). So lässt sich ein rascher Überblick über die Verteilung der Bodentypen generieren.

e. Ähnlichkeitsanalyse

Die Motivation sich mit Ähnlichkeitsanalysen intensiver zu befassen, liegt in der Heterogenität des Detailgrades der Schichtenbeschreibungen begründet (siehe hierzu Kapitel c). Ziel war es weitere Parameter für rar beschriebene Schichten abzuschätzen, um die Daten so weit zu homogenisieren, dass sie in einer Geostatistik eine saubere Anwendung finden, ohne dass lokal Informationsverlust entsteht. Dies betrifft beispielsweise das teilweise Fehlen von Angaben zu Nebengemengteilen. Diese sind jedoch wichtig für eine Einschätzung möglicher Porositäten (Stichwort: Ungleichförmigkeit) und der hydraulischen Durchlässigkeiten (abgeschätzt als d_{10} , d_{20} und d_{60}). Auch hier lassen sich keine Faustregeln ableiten. Es kann durchaus vorkommen, dass eine rar erscheinende lithologische Zusammensetzung einfach bloß auf ein tatsächlich gut sortiertes Sediment hinweist (z.B. Flugsand). Hierzu kann theoretisch die stratigrafische Zuordnung aus dem Strukturmodell Hilfestellung leisten. Der quartäre Untergrund in Norddeutschland ist jedoch überwiegend durch glazial geprägte Sedimente mit einer in sich hohen lithologischen und strukturellen Variabilität aufgebaut. Da aber genau diese mit der Parameter-Modellierung abgebildet werden sollte, war ein reines Labeling der Schichten und schichtbezogene Extrapolation von Attributen auf alle Sequenzen, die sich innerhalb befinden, nicht zielführend. Zudem wurden sehr ähnliche Bodentypen, ungeachtet ihres Detailgrades, innerhalb und außerhalb bestimmter Schichten festgestellt. Wie im Abschnitt 23141 ausgeführt, ist eine schichtinterne Regionalisierung bzw. Feingliederung für Bodentypen bestimmter hydraulischer Eigenschaften das Ziel. Eine geostatistische räumliche Schätzung kann also recht unterschiedlich ausfallen, wenn sehr ähnliche Bodentypen zu einer Schicht zugeschlagen werden, oder getrennt voneinander in unterschiedlichen Schichten behandelt werden. Das Gleiche gilt für die Abschätzung von nicht beschriebenen Attributen. Aufgrund der Größe des Gebietes und der Anzahl der Bohrungen sollte ein automatisiertes Entscheidungssystem integriert werden, um der beschriebenen Problematik gerecht zu werden. Hierzu wurden erste Experimente mit einschlägigen Python-

basierten *Machine Learning* Bibliotheken (KI) durchgeführt, welche im Groben folgend zusammengefasst werden:

- Alle Schichtbeschreibungen wurden mit den geologischen Einheiten des Strukturmodells gelabelt.
- Diese wurden als Trainingsdatensatz in einem *Random Forest (Decision Tree)* und einem *XGBoost (Gradient Boosting)* Verfahren eingesetzt. Die Ergebnisse beider Verfahren waren sehr ähnlich, doch ließ sich feststellen, dass das *XGBoost*-Verfahren in dieser Anwendung effizienter lief und rascher konvergierte.
- Noch ungelabelte Schichtbeschreibungen (Sequenzen) einerseits und bereits gelabelte Sequenzen wurden von der Maschine (zurück-)gelabelt, also aufgrund des Trainings (zurück-)klassifiziert und mit dem 3D-Strukturmodell verglichen.
- Untersuchung der wichtigsten algorithmisch festgestellten Unterscheidungskriterien von Schicht zu Schicht als „*feature importance*“ zur Einschätzung der Nutzbarkeit der Ergebnisse.

Ein Beispiel für die Schätzung der Eintrittswahrscheinlichkeiten der Deckschicht qd1g (siehe Kapitel 2.2.1.6) ist mit Abbildung 49 gegeben.

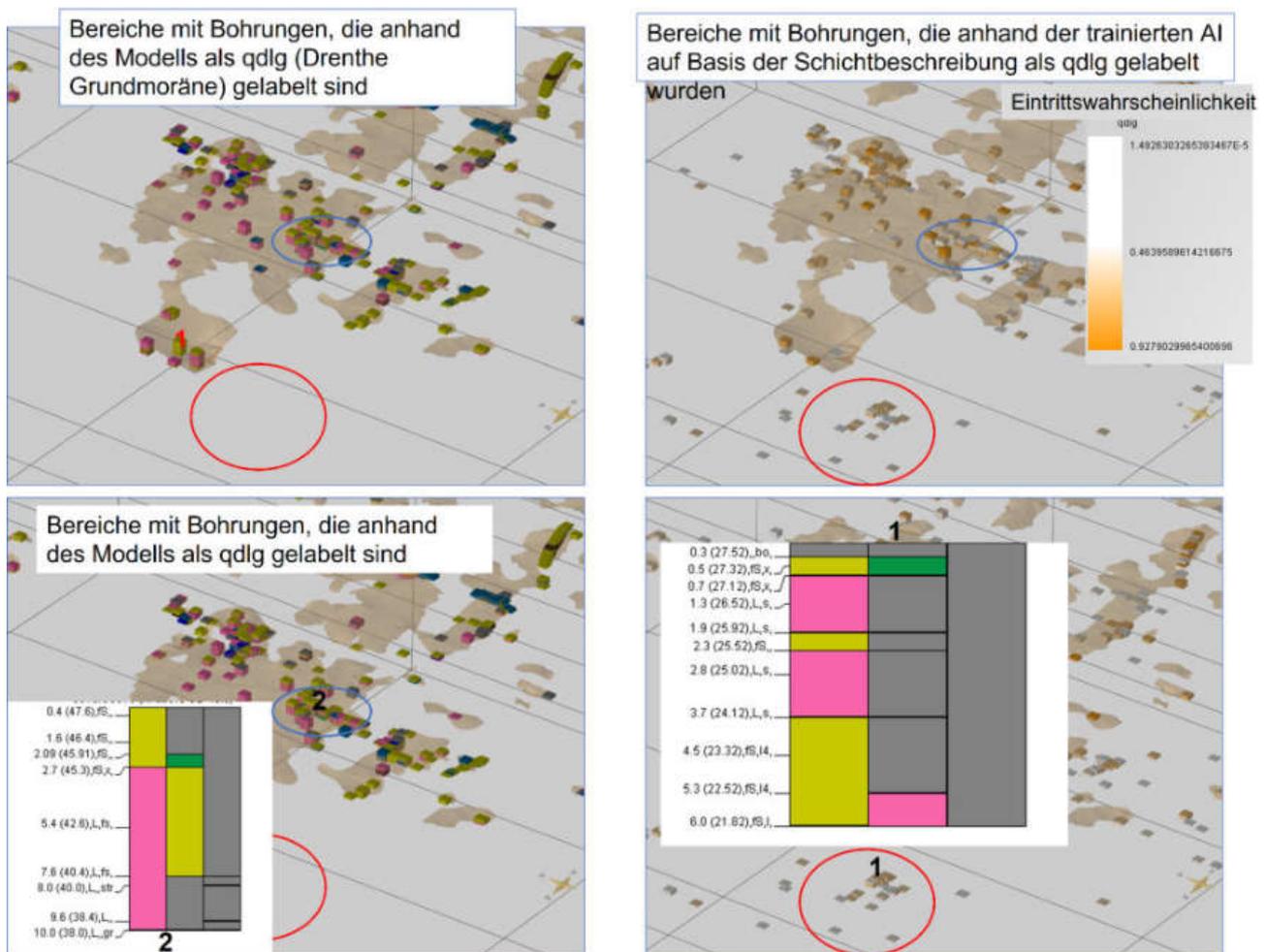


Abbildung 49: Training des Machine Learning Algorithmus XGBoost und Rück-Labeling der Schichtbeschreibungen an den Bohrungen für die Schicht qd1g (Drenthe Grundmoräne/Geschiebelehm). Links: Die Färbung der Voxel repräsentiert den lithologischen Hauptanteil (unten als linker Teil der Bohrsäule). Rechts: Die Färbung der Voxel repräsentiert den Verlauf von weiß über blassorange zu orange entsprechend den Eintrittswahrscheinlichkeiten für die Schicht qd1g als Ausgabe des trainierten XGBoost-Algorithmus (0 = gar nicht wahrscheinlich, 1 = sicher).

Hier bestätigt sich, dass sehr ähnliche lithologische Beschreibungen in den Modellen innerhalb und außerhalb dieser Schicht vorkommen können. Es ist an dieser Stelle wichtig zu erwähnen, dass bei der 3D-Kartierung von Deckschichten die Inhalte der Geologischen Karte (GK50, siehe Kapitel 2.2.1.6) hohen Einfluss auf die Modellerstellung haben. So ist es möglich, dass die Ähnlichkeit in der lithologischen Beschreibung nicht primärer Entscheidungsgrund für die Kartierung der Deckschicht qdlig war, sondern vielmehr die Geologische Karte. Auch die vertikale Lage der Schicht sowie weitere Attribute können als Entscheidung für die Zuordnung ausschlaggebend sein. Das impliziert, dass untersucht werden muss, ob das Training der Maschine generell auch zu sinnvollen Unterscheidungskriterien ähnlich der 3D-Kartierung führt und somit die Ergebnisse der KI-Schätzung ernst zu nehmen sind. Hierzu wurde die XGBoost-Methode sowohl als „one vs rest“ als auch als „all vs all“ eingesetzt und die Gewichte der Attribute, die sich durch das Lernen am Trainingsdatensatz, als Unterscheidungskriterium der Maschine („feature importance“) ergaben, genauer untersucht. In Abbildung 50 ist ein Beispiel des Ergebnisses gegeben.

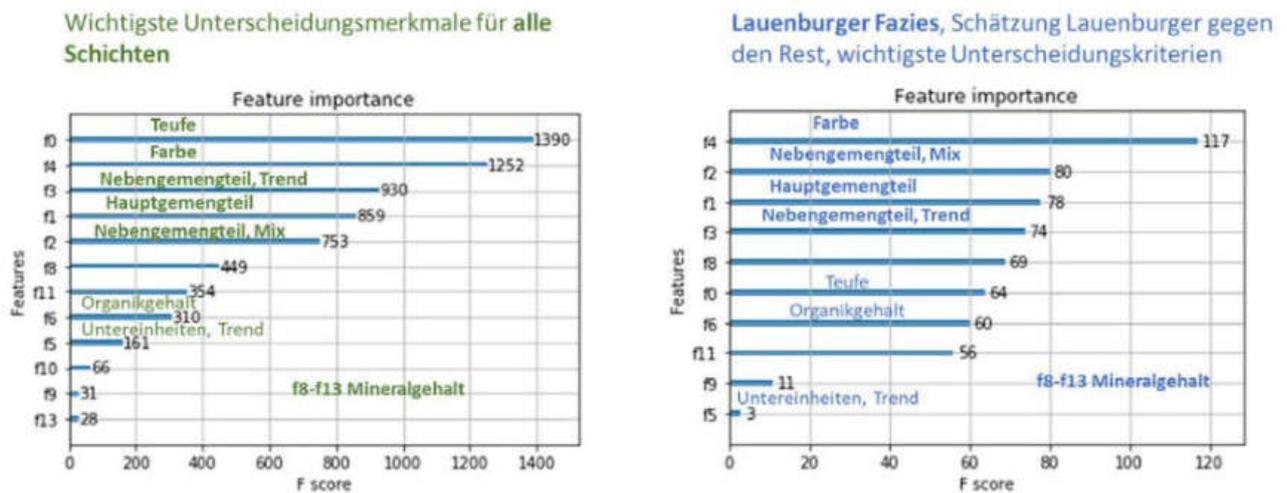


Abbildung 50: Unterscheidungsmerkmale der trainierten XGBoost-KI für die Klassifizierung von Schichtsequenzen (aus Bohrungen) zu einer lithostratigraphischen Einheit des 3D Strukturmodells

Wie in Abbildung 50 zu erkennen ist, sind die Attribute Sedimentfarbe, lithologische Zusammensetzung und Tiefe grundsätzlich als Hauptkriterium für die Unterscheidung aller Schichten zueinander errechnet worden. Abweichungen ergeben sich von Schicht zu Schicht für weitere Attribute. Für die Unterscheidung zwischen tertiären und quartären sandigen Schichten beispielsweise, ist das Attribut „Glimmer“ ein deutlich wichtigeres Kriterium als bei der Unterscheidung anderer Schichten zueinander. Im Falle Lauenburger Fazies ist die Farbe ein sehr markantes Kriterium (siehe Abbildung 50). Die oben im Beispiel aufgeführte Schicht qdlig beinhaltet tatsächlich auch eine höhere Gewichtung hinsichtlich der Lokation (XY). Man kann also schlussfolgern, dass die Ausgabe der Attribut-Gewichte schon recht gut, logische Entscheidungen eines kartierenden Geologen widerspiegeln können. Es wurde allerdings auch festgestellt, dass die trainierte KI, mit Einzelschichtsequenzen als alleinige Basis, auch jüngere Schichten unterhalb älteren einstuft, wenn entsprechend genug Ähnlichkeit oder aber zu vage Informationen vorliegen. Das heißt, dass ein sehr wichtiges Entscheidungskriterium der 3D-Strukturmodellierung so noch nicht an die KI weitergegeben werden konnte, nämlich der vertikale Schichtzusammenhang im Gesamtkontext („was liegt drüber, was liegt drunter“). Aus diesem Grund wurde entschieden von der Einzelschicht-Betrachtung Abstand zu nehmen und fortan Ähnlichkeitsanalysen nur über die Gesamtsequenzen (gesamte vertikale Abfolge) durchzuführen, um so Profiltypen aufgrund von Ähnlichkeiten in den Attribut-Kurven zu klassifizieren. Mit Hilfe der Profiltypen sollten dann nicht aufgenommene Attribute abgeschätzt werden.

Hierzu fanden diejenigen Attributkurven Anwendung, die mit dem Abschnitt d bereits für die Lithologie beschrieben wurden. Attribute, wie Sedimentfarbe, Organik-Gehalt, Mineral-Gehalt sowie die Typisierung von Untereinheiten („lagenweise“, „partienweise“, „Bröckchen von...“) wurden zusätzlich zur Lithologie betrachtet, jedoch im Processing mit geringerer Gewichtung behandelt. Da sich die Sequenzen nicht nur in ihrer Abfolge, sondern auch in ihren Mächtigkeiten unterscheiden können, war ein Vergleich der Sequenzkurven zu Tonfrequenzen von gesprochener Sprache recht naheliegend, da dieselben Wörter in Sätzen länger oder kürzer gesprochen werden können. KI-Algorithmen aus diesem Bereich sind weit fortgeschritten und effizient. Daher wurde eine Anwendung mit *Dynamic Time Warping* probiert, um die Nutzbarkeit zu testen. Hier stellte sich heraus, dass es nicht trivial war Sequenzen sehr unterschiedlicher Reichweite (also Endteufe) miteinander in einer einzigen KI zu verwenden. Eine Splittung des Datensatzes und eine Zusammenführung von Ergebnissen ist sehr unpraktikabel. Daher wurde begonnen eine eigene Methode zu entwickeln. Hierzu wurden zunächst die Sequenzkurven mit ihrem Variablenwert auf 1. normiert, dann nach *fining-up* und *coarse-ning-up* klassifiziert. Eine Routine normiert dann schrittweise diese Einzelsequenzen für beide Bohrungen ebenfalls auf die Länge 1 und sucht dabei von oben nach unten nach dem passendsten Segment. Bei vollständiger Übereinstimmung entsteht pro Sequenz eine Überlappungsfläche von genau 1. Bei Abweichung entstehen so Differenzflächen mit der Größe < 1 . Je nach Gewicht des Eingangsparameters, kann dann diese Abweichung gewichtet verrechnet werden und ein Maß für die durchschnittliche Übereinstimmung bzw. Abweichung der Gesamtsequenz errechnet werden. In Abbildung 51 werden zwei Beispiele für ein solches *Fitting* über die Grobheits-Kurve des Sediments dargestellt. Der Algorithmus bedarf zurzeit jedoch noch weitere Verbesserungen, da es bei bestimmten Vergleichen auch zu Anpassungen kam, die nicht sinnvoll waren. Das war insbesondere dann der Fall, wenn sehr viele lithologische Wechsel auf Schichtenabfolgen mit weniger Wechsel trafen.

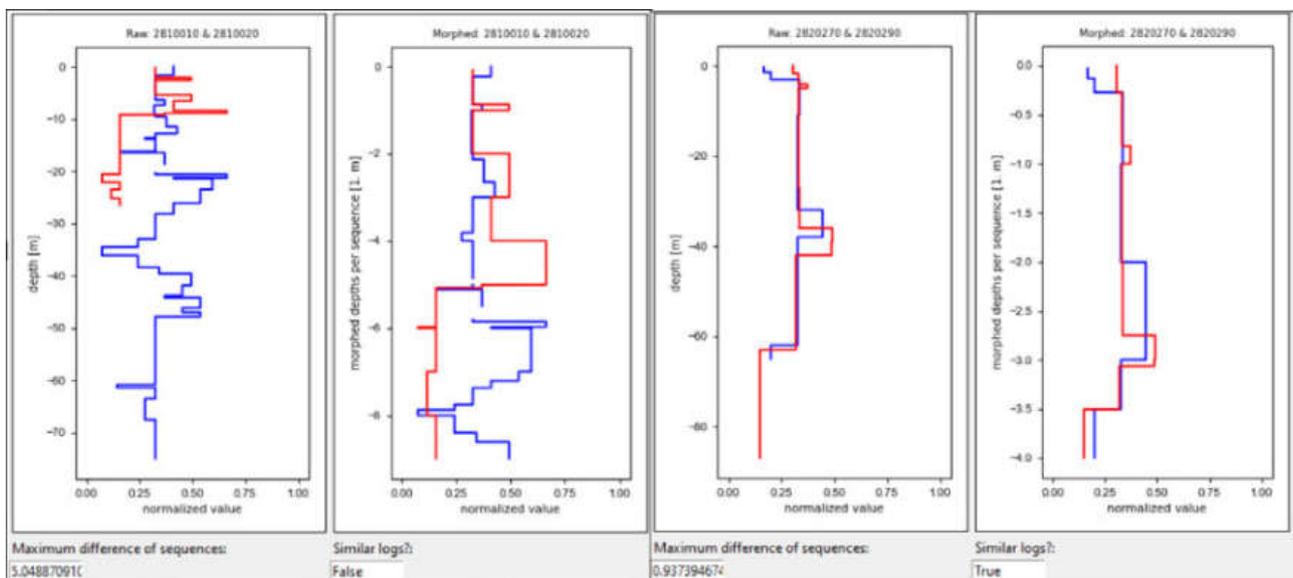


Abbildung 51: Grobheitskurven für zwei Bohrungen im Vergleich jeweils links und rechts mit und ohne Kurvenstreckung/-stauchung zur Ähnlichkeitsanalyse

f. Bodentyp-Clustering

Eine initiale Ansatzweise im Projekt war die schichtinterne Klassifikation von Bodentypen und einer Regionalisierung derer durch schichtinternes Indikatorkriging. Danach sollten hydraulische Durchlässigkeiten für diese Bodentypen abgeschätzt und der Grundwassermodellierung mit den regionalisierten Bodentypen als

3D-Modell zur Verfügung gestellt werden. In den vorangestellten Kapiteln wird erläutert, weshalb dieser Ansatz auf Basis vorliegender Bohrungsdatenbank suboptimal ist. Aus diesem Grund war auch eine Bodentyp-Zuordnung mit Hilfe der vorliegenden Datenlage mit klassischen Mitteln (Bodentypen wie in Literatur) ebenso suboptimal, da Gefahr bestand fälschlicherweise Schichten aufgrund spärlicher Angaben zu Nebengemengteilen dem falschen Bodentyp zuzuordnen. Um dennoch schlussendlich in eine räumliche Interpolation für hydraulische Durchlässigkeiten zu kommen, wurde entschieden einen algorithmischen unüberwachten Klassifizierer (*Clusterer*) einzusetzen, der neutral aufgrund der vorliegenden Datenlage sinnvolle Abgrenzungen von beschriebenen Bodentypen (*Cluster*) vornimmt. Es wurden verschiedene Verfahren getestet. Das Verfahren *K-Means* (scikit-learn Bibliothek von Python, <https://scikit-learn.org/stable/modules/generated/sklearn.cluster.KMeans.html>) und *Gaussian Mixture Model* (<https://scikit-learn.org/stable/modules/mixture.html>) stellten sich als praktikabel heraus, wobei die *K-Means-Cluster*-Methode die besten Ergebnisse erzielte. Die *Cluster*-Anzahl wurde mit dem sogenannten „*elbow*“-Kriterium ermittelt, welches diejenige *Cluster*-Anzahl als Optimum ansieht, ab der die Abnahme der Summe des quadratischen Fehlers in der Kurve von steil zu flach übergeht (siehe auch [https://en.wikipedia.org/wiki/Elbow_method_\(clustering\)](https://en.wikipedia.org/wiki/Elbow_method_(clustering))). Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Schichtbeschreibungen lagen die optimalen *Cluster*-Anzahlen stets recht hoch zwischen 40 und 80 *Cluster*. Aus Sicht eines Geologen ist das eine sehr differenzierte Unterscheidung von Bodentypen und es würden, wenn manuell vorgenommen, sicher einige Bodentypen zusammengefasst werden. In Abbildung 52 ist ein Beispiel für die Verteilung der lithologischen Anteile im Mittel für jeden *Cluster* im Falle einer Anzahl von 50 angegeben. Da es aber um eine Weiternutzung der Klassifizierung im HCE Modul (siehe unten, Kapitel g) ging, welches parallel entwickelt wurde, und nicht um die Abgrenzung von Bodentypen im klassisch geologischen Sinne, wurde diese hohe Anzahl an Unterscheidungen für das weitere Prozessieren akzeptiert und weitergeführt.

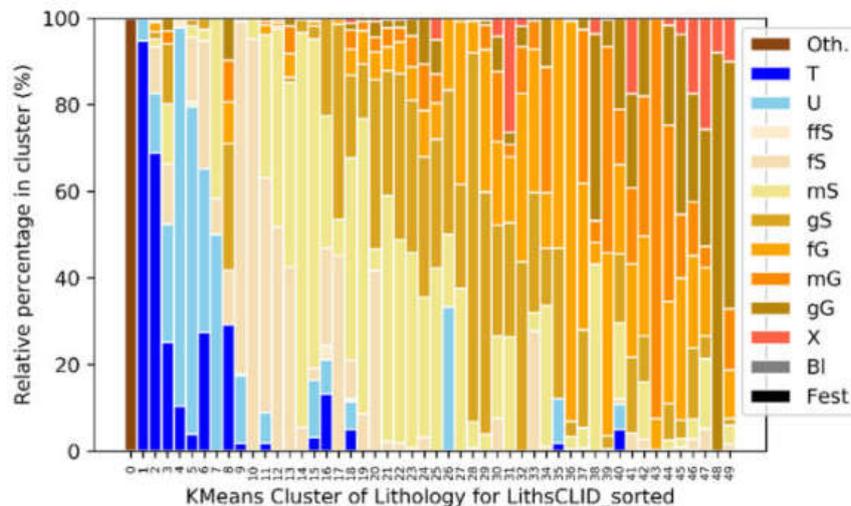


Abbildung 52: Mittlere lithologische Zusammensetzung der Bodentyp-Cluster mit *K-Means* im Projektgebiet Sandelermöns („*Oth.*“ = „*Others*“ = z.B. organische Böden, wie *Hn*, *Hh* etc.). Die Bedeutung der Kürzel ist dem Symbolschlüssel für Geologie, LBEG 2015 zu entnehmen.

g. Das HCE-Modul

HCE bedeutet *Hydraulic Conductivity Estimator* und ist eine Applikation, die in Folge oben beschriebener Problematik zur Aufgabenstellung entwickelt wurde. Das Modul schätzt mittels einer Kombination aus *Bootstrap Sampling* und *Monte-Carlo-Sampling* eine synthetische Verteilung von hydraulischen Durchlässigkeiten (k_f -Wert in m/s) aus gruppierten lithologischen Beschreibungen. Die verwendete Gruppierung kann zweifach gestaffelt sein, z.B. als Schicht & Bodentyp. Hierzu werden die gelisteten und nach Korngrößen grup-

pierten Intensitäten aus den SEP3-Schichtbeschreibungen einer Gruppe verwendet und die Größe des Eingangsdatensatzes mit *Bootstrap* (per Angabe des Nutzers) synthetisch erweitert. Bei diesem Vorgang ist es auch möglich einen Unsicherheitsfaktor und eine Schiefe (Fehler in der Angabe der Intensität) für die Ansprache der Bodentypen dem *Sampling* mitzugeben. Aus diesem synthetisch vergrößerten Datensatz werden in einem nächsten Schritt zufällig Korngrößen mittels *Monte-Carlo* für die Durchgänge einer hypothetischen Kornsummenkurve an d10, d20 und d60 gewürfelt. Die zugrundeliegenden Kornverteilungsfunktionen können gleichförmig, oder unter Angabe einer Schiefe sowie eines Faktors für den Randbereich normal oder schief sein (entspricht einer Prozentangabe, wie weit die Korngröße kleiner oder größer des Minimums/Maximums der Korngrößengruppe abweichen darf, mit Schiefe = 0 entspräche die genutzte Verteilungsfunktion einer Gauß-(Normal-)Verteilung). Mit Hilfe der synthetischen Korngrößenzusammensetzungen an d10, d20 und d60 werden nach dem erarbeiteten *Best-Practice* Weg des Programms UK32, welches durch das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Szymczak, P. et. al. 2012) bereit gestellt wird, für jedes *Sample* ein k_f -Wert unter Auswahl passender Berechnungsverfahren ausgegeben, wobei zunächst Berechnungen bei denen eine Angabe der Porosität vonnöten ist, vernachlässigt wurden. Daraus ergibt sich eine synthetische Verteilung von k_f -Werten für die entsprechende (z.B. schichtinterne) Bodengruppe. Die Angabe der Modifikatoren für die Schiefe der Verteilungen sowie der Unsicherheit der Intensitätsangaben war dabei entscheidend, um die Unsicherheiten der Eingangsdaten berücksichtigen zu können. In Abbildung 53 ist eine Ausgabe des HCE Moduls exemplarisch abgebildet.

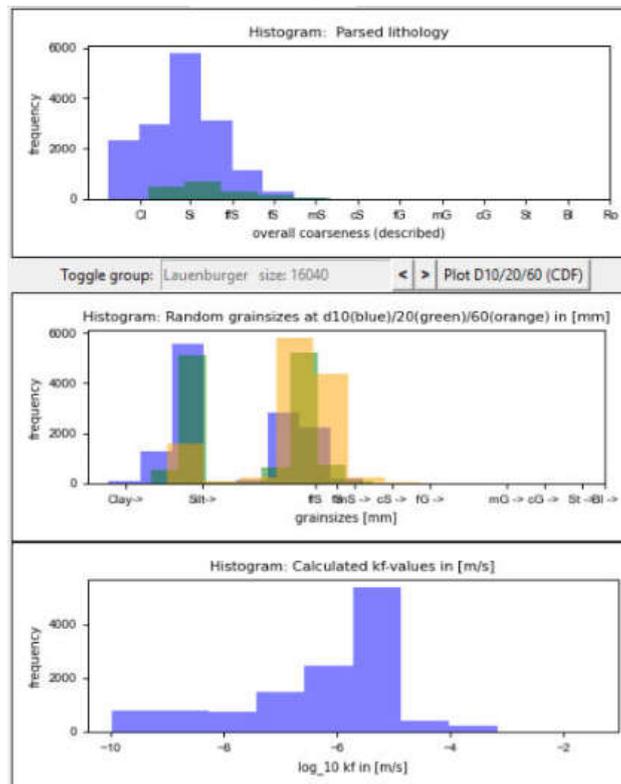


Abbildung 53: Ausgabe des HCE Moduls mit einer hypothetischen Modifikation der Schichtzusammensetzung wie sie in der stratigrafischen Einheit „Lauenburger Fazies“ (gemäß Schichtansprache) im Gebiet Sandelermöns beschrieben sind. Die Modifikation beinhaltet: Unsicherheit in den Intensitäten-Angaben um eine halbe Klasse, und die Korngrößen sollen normal verteilt sein und können mit ihren Extrema bis zu 50 % in die Korngrößengruppen gleichteilig jeweils links und rechts der eigenen Gruppengrenzen fallen.

Es wird vermutet, dass weitere Modifikationseinstellungen bzw. eine Überarbeitung der implementierten sinnvoll wären, jedoch konnte im Projektzeitraum die Nutzung des HCE Moduls direkt während einer Kalibrierung noch nicht erfolgen. Das wäre in Zukunft nachzuholen, um abschätzen zu können, welche Modifikatoren am sinnvollsten sind.

Für eine räumliche Schätzung von k_f -Werten wurden die Perzentile 10, 25, 50, 75 und 90 der synthetischen Verteilungen unter Verwendung von *Bootstrap* und *Monte-Carlo*, jedoch ohne Modifikatoren, als Eingangsdatensatz verwendet. Details hierzu sind dem nachfolgenden Kapitel zu entnehmen.

h. Räumliche Schätzung von hydraulischen Durchlässigkeiten

Zur räumlichen Schätzung von hydraulischen Durchlässigkeiten wurden die Perzentile der synthetischen k_f -Wert-Verteilungen pro Bodentyp pro hydrogeologischen *Layer* des Modflow-Modells (siehe Kapitel g und 2.3.1.6) verwendet und am Standort für die Mächtigkeit des *Layers* nach Mächtigkeit der Schichtsequenz gewichtet gemittelt. Diese wurden dann sequentiell und logarithmiert mit einem 2D *Ordinary Kriging* für jeden *Layer* unter Nutzung des gleichen Variogramm-Modells räumlich interpoliert (lediglich der Sill wurde pro Lauf neu angepasst). Im Ergebnis ist jeder *Layer* lateral durch verschiedene hydraulische Durchlässigkeiten differenziert. In Abbildung 54 ist eine 3D Blockansicht des interpolierten Medians der synthetischen k_f -Werte für das Gesamt-Modell gezeigt. In Abbildung 55 wird die Zusammensetzung des Gebietes Sandelermöns nach Interpolation mit Hilfe von k_f -Wert-Klassen selektiv dargestellt.

Die beschriebene Vorgehensweise ist als experimentell anzusehen. Eine Mittelung von Perzentilen resultiert in nicht erwartungstreue Schätzungen. Daher sollte das Ergebnis ausschließlich zur Richtwert-Nutzung herangezogen werden.

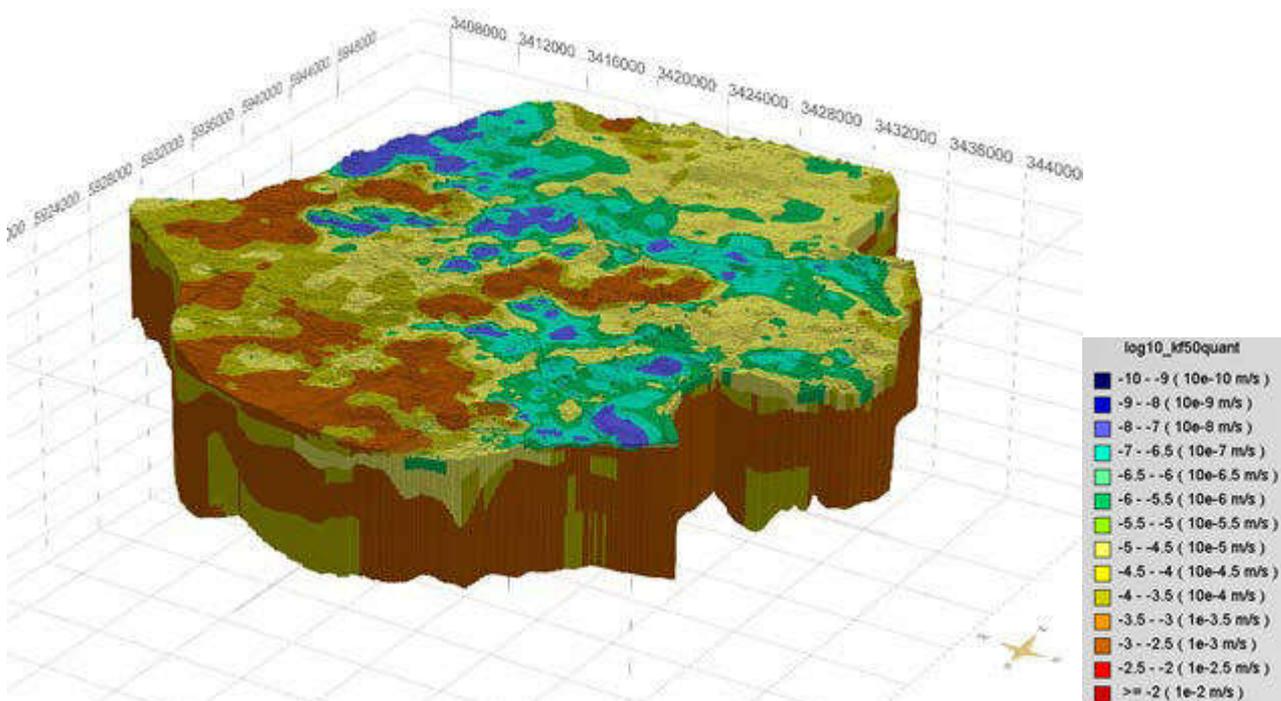


Abbildung 54: 3D Ansicht (Voxel) mit den *Layers* des Modflow Modells für Sandelermöns mit dem räumlich geschätzten Median der synthetischen k_f -Wert-Verteilung

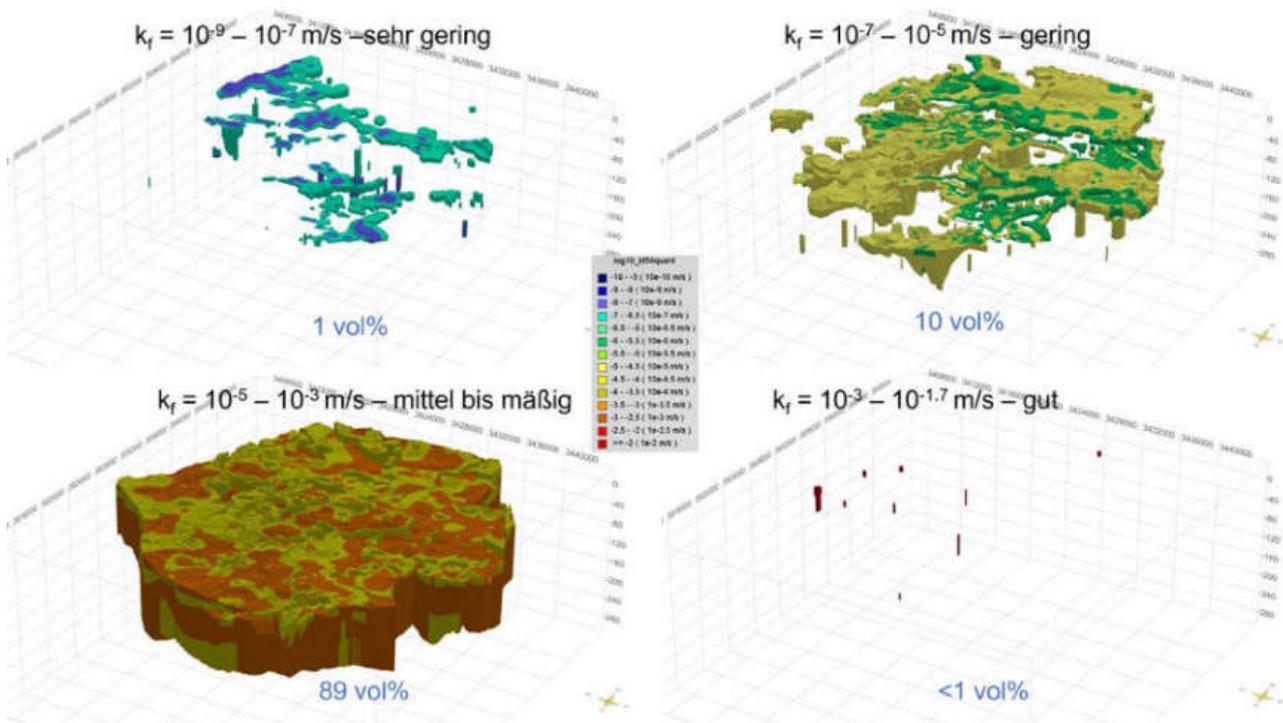


Abbildung 55: 3D Ansicht (Voxel) der Selektion der Voxel gemäß der Einteilung in Klassen für hydraulische Durchlässigkeiten für Sandelermöns mit dem räumlich geschätzten Median der synthetischen k_f -Wert-Verteilung

Die Interpolation der Perzentile sollte im Grunde dahin resultieren, dass an jedem Gridpunkt des Modells Information über die örtliche Varianz und Schiefe der hypothetischen Durchlässigkeiten der Kalibrierung zur Verfügung steht. Jedoch führte der sequentielle Weg, und die z.T. recht schiefe Verteilung an manchen Bohrungsstandorten, zu unrealistischen Überschneidungen der Perzentile (siehe Abbildung 56) an einigen Schätzlokationen. Daher wurde von einer Weiterführung der Methodik im Projekt Großenkneten abgesehen und dieser Weg verworfen. Der generelle Ansatz alle Informationen der punktuell wahrscheinlichen k_f -Wert-Verteilungen mit allen Parametern (Varianz, Mittelwert, Median, Schiefe) an die Kalibrierung weiterzugeben wird dennoch für sinnvoll erachtet. Der Weg dahin sollte jedoch überarbeitet werden.

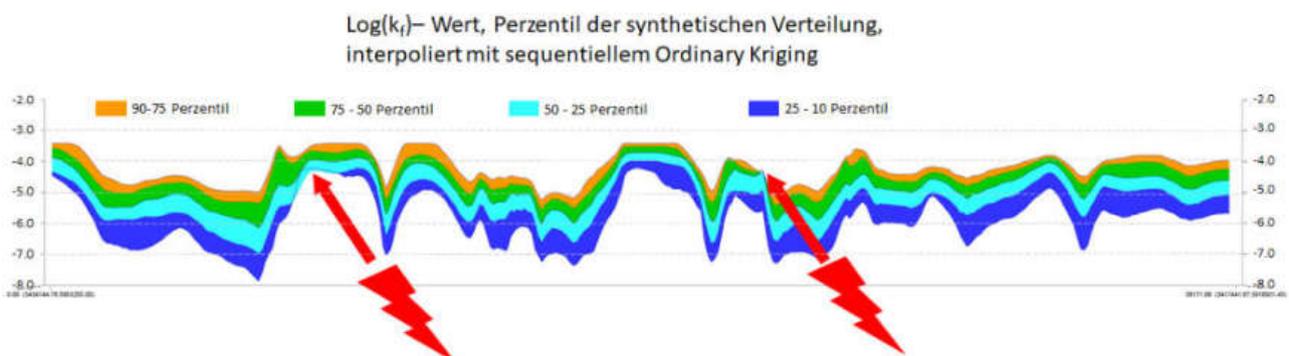


Abbildung 56: 2D Verlauf eines sequentiellen Ordinary Kriging über die Perzentile der synthetischen k_f -Wert-Verteilungen im Layer 2 als logarithmierter Wert entlang einer Nord-Nord-Ost zu Süd-Süd-West-Strecke (Sandelermöns). Mit rot sind unrealistische Überschneidungen der Perzentile markiert.

2.3.1.5 Hydrologische Modellierung

Zielgrößen der hydrologischen Modellierung sind die Grundwasserneubildung als wesentliche Größe für die Erneuerung des Grundwasserdargebotes sowie die Wasserbilanz mit dem besonderen Fokus auf die Abflüsse in den Vorflutern sowie das verfügbare Wasserdargebot. Mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells wurde zum einen die hydrologische Vergangenheit auf Basis von meteorologischen Beobachtungsdaten nachgerechnet und zum anderen auf Basis von Klimaprojektionen mögliche zukünftige Entwicklungen der hydrologischen Verhältnisse analysiert. Die mit dem Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI berechnete räumlich-zeitlich differenzierte Grundwasserneubildung bildet eine wesentliche Inputgröße für das numerische dichteabhängige Grundwasserströmungsmodell d^3f^{++} (density driven flow and transport, siehe Kap. 2.1) und bildet damit das Bindeglied der Modellkette (Schöniger et al. 2019a, Schöniger et al. 2019b).

Das verwendete Modell PANTA RHEI (LWI-HYWAG & IfW 2017) (altgriechisch: „alles fließt“) ist ein deterministisches, semi-distributives hydrologisches Modellsystem zur Bearbeitung hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Fragestellungen. Einsatzbereiche sind unter anderem die Berechnung von Bemessungsabflüssen zur Planung und Bemessung von Hochwasserschutzanlagen, die zeitlich und räumlich hochaufgelöste Wasserhaushaltsmodellierung im Kontext der Klimafolgenforschung sowie die Hochwasservorhersage im operationellen Einsatz (Kreye et al. 2017). PANTA RHEI wird in der Abteilung HYWAG am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig in Zusammenarbeit mit der Institut für Wassermanagement GmbH (IfW GmbH) entwickelt.

Das Modellsystem verfügt über eine direkte Verknüpfung zu geografischen Informationssystemen (GIS) und verbindet damit räumliche Daten mit Parametrisierungen und Ergebnissen. Über diese Schnittstelle lässt sich die räumliche Diskretisierung eines Modellgebietes integrieren, welche durch eine Zerlegung des betrachteten Gebietes in Teilflächen und einer weiteren Unterteilung in Hydrotope erfolgt.

Die zeitliche Diskretisierung ist in PANTA RHEI, je nach Fragestellung, sehr variabel gestaltbar und erlaubt Zeitschrittlängen ab einer Minute. Für die Nachbildung von z.B. Hochwässern in der hydrologischen Mesoskala, hat sich eine zeitliche Auflösung von einer Stunde bewährt (IfW 2017). Im Rahmen des go-CAM-Projektes wurde deshalb eine zeitliche Auflösung von einer Stunde gewählt.

PANTA RHEI ist modular aufgebaut, d.h. es können je nach Zielgrößen unterschiedliche Prozeduren zur Berechnung der Einzelprozesse gewählt werden. Die im Projekt go-CAM zur Berechnung des Wasserhaushaltes gewählten Module sind in Tabelle 11 aufgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der Prozeduren befindet sich z.B. in Förster (2013) und Kreye (2015).

Tabelle 11: Verwendete Prozeduren zur Berechnung des Wasserhaushaltes im Modellsystem PANTA RHEI

Hydrologischer Prozess	Prozedur
Schneedeckenabfluss	Grad/Tag Verfahren
Interzeption	GSI (Growing Season Index)
Potentielle Verdunstung	Penman-Monteith
Bodenwasserhaushalt	Bodenmodul DYVESOM 1 (s. Abbildung 1)
Abflusskonzentration	Einzellinearspeicher
Basisabfluss	Vier-Speicher-Ansatz
Fließzeit	Manning-Strickler
Wellenablauf in Oberflächengewässern	Einzellinearspeicher-Ansatz

Die Berechnung der Grundwasserneubildung als eine Hauptzielgröße erfordert eine detaillierte und räumlich-zeitlich hoch aufgelöste Simulation des Bodenwasserhaushalts. Daher wurde für die Simulation des Wasserhaushaltes in den verschiedenen go-CAM-Fallstudienregionen das Bodenmodul DYVESOM (Kreye 2015) verwendet (s. Abbildung 57). Dieses umfasst einen physikalisch basierten Ansatz zur Beschreibung von Versickerungsprozessen und des kapillaren Aufstiegs für unterschiedliche Bodeneigenschaften. Des Weiteren werden landnutzungsabhängige Durchwurzelungstiefen bei der Berechnung der aktuellen Evapotranspiration berücksichtigt. Es werden keine effektiven Bodeneigenschaften zugewiesen, stattdessen werden räumlich differenzierte, heterogene Eigenschaften erzeugt. Aufbauend auf den Dual-Porosity Ansatz nach Gerke und van Genuchten (1993a) sowie Gerke und van Genuchten (1993), wird DYVESOM jeweils in fünf Boden-domänen untergliedert. Innerhalb jeder Domäne werden sämtliche Prozesse individuell parametrisiert und modelliert. Weiterhin ist jede Domäne mit jeder anderen parallel durch potentialabhängige Austauschterme verknüpft. Die Prozessgleichungen lassen sich in Vektorschreibweise anführen, während die Parametrisierung in Abhängigkeit der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_s -Wert) erfolgt. Ausgehend von den vorhandenen, effektiven Eigenschaften und einer Abschätzung von deren Streuung im Raum werden Verteilungsfunktionen angepasst. Um mehrere, unterschiedliche Bodeneigenschaften zu verarbeiten, werden in PANTA RHEI die Bodendomänen mehrfach und vernetzt in einer parallelen Anordnung strukturiert. Die Besonderheit liegt in der gleichzeitigen Anwendung von mehreren Domänen (=Modelle) mit jeweils unterschiedlichen Bodeneigenschaften an der gleichen räumlichen Position.

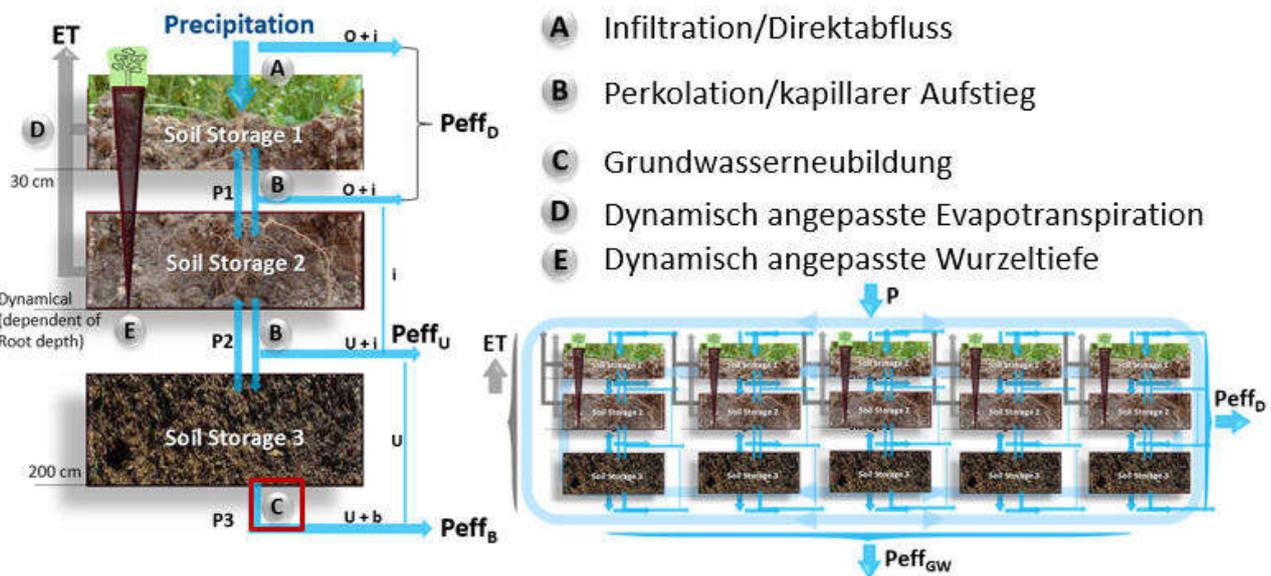


Abbildung 57: Aufbau des Bodenmodells DYVESOM (Kreye 2015)

Wesentliche Eingangsgrößen bilden die meteorologischen Gebietseigenschaften, die als Rasterdatensätze oder Stationsdaten im Modell berücksichtigt werden können. Für die Berechnung des Wasserhaushaltes mit dem Modell PANTA RHEI wurden folgende Klimagrößen berücksichtigt:

- Temperatur [°C]
- Niederschlag [mm]
- Windgeschwindigkeit [m/s]
- Globalstrahlung [W/m^2]
- Relative Luftfeuchte [%]

Die Daten der Globalstrahlung wurden vor der Implementierung auf Basis des jeweiligen Sonnenstandes auf Stundenwerte disaggregiert, da die Verwendung von Tagesmitteln zu einer deutlich Überschätzung der Evapotranspirationswerte führen würde.

Die Berücksichtigung von Bauwerken innerhalb des Modells ist ebenfalls möglich. Dazu zählen Düker, Tal-sperren, Retentionsräume und Verzweigungen. Im Rahmen des Projektes wurde darüber hinaus eine Über-leitung zwischen zwei Einzugsgebieten programmtechnisch umgesetzt. Für die Bauwerke sind die entspre-chenden Betriebsregeln in das Modell zu implementieren. Das Gewässernetz wird über das mittlere Gefälle und die Gewässperlänge in den Teilflächen berücksichtigt und gibt die Fließbeziehung zwischen den Teilflä-chen über eine Fließt-In-Liste wieder.

Wasserhaushaltsmodell der Fallstudienregion Sandelermöns

Grundlage der Modellierungsarbeiten bildet ein Wasserhaushaltsmodell der ost-friesischen Halbinsel, das im go-CAM-Vorläuferprojekt NAWAK (Eley et al. 2018) aufgebaut wurde. Im Rahmen des Projektes go-CAM wurde das bestehende Modell grundlegend überarbeitet, unter Einbezug ergänzender Daten und Erkennt-nisse aus dem NAWAK-Projekt weiterentwickelt und detailliert nachkalibriert. Das Modellgebiet für die hyd-rogische Modellierung in Sandelermöns umfasst eine Fläche von 1.080 km². Es wird im Süden und Westen von oberirdischen Wasserscheiden begrenzt, im Osten und Norden durch die Mündung der Vorfluter in den Jadebusen und die Nordsee (Abbildung 58). Es weicht von dem eigentlichen Betrachtungsgebiet in den Gren-zen ab, da die oberirdischen Wasserscheiden und damit die Einzugsgebiete für die hydrologische Modellie-rung maßgebend sind. Die räumliche Diskretisierung erfolgte anhand der oberirdischen Wasserscheiden aus der hydrographischen Karte. Alle Ergebnisse wurden auf diesen Teilflächen basierend ausgegeben. Den Teil-flächen liegen folgende Eigenschaften zugrunde:

- Rechts- und Hochwert für jede Teilfläche
- Das Gefälle der Teilflächen in %
- Die mittlere Höhe der Teilfläche (mNN)
- Größe der Teilfläche (km²)

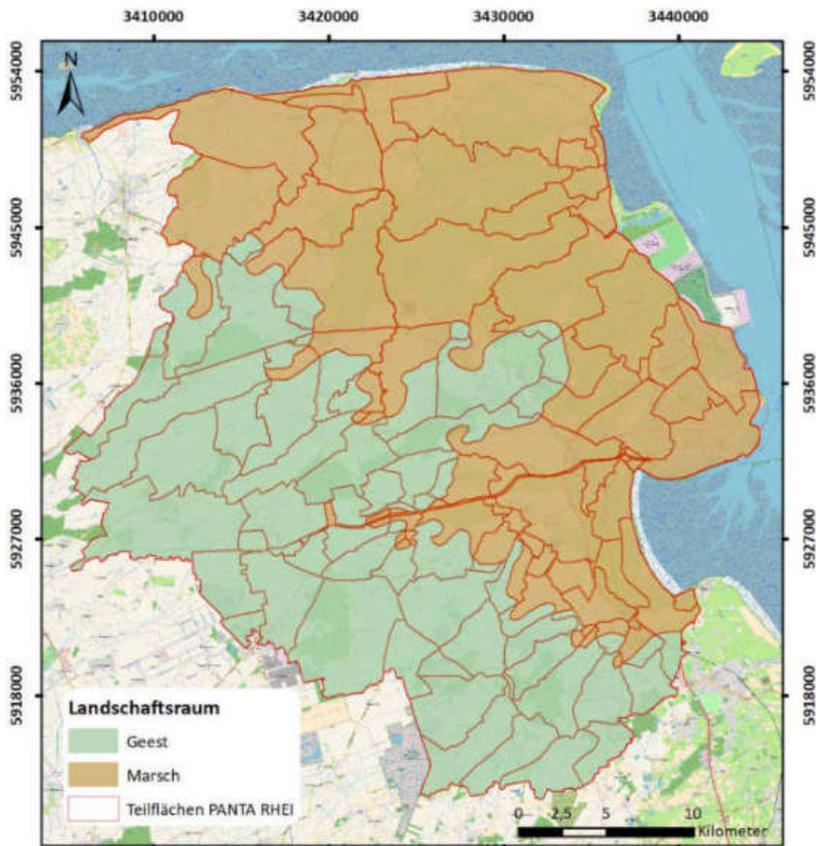


Abbildung 58: Teilflächen im Modellgebiet Sandelermöns basierend auf den oberirdischen Wasserscheiden und die Unterteilung der Einheiten Geest und Marsch

Aufgrund der unzureichenden Abbildung der Grenze zwischen den Einheiten Geest und Marsch durch die oberirdischen Wasserscheiden, wurden die Teilflächen in diesen Bereichen zusätzlich unterteilt. So konnten die in ihren hydrologischen Eigenschaften sehr unterschiedlichen Geest- und Marschbereiche leichter parametrisiert werden, was zu einer besseren Anpassung bei der Kalibrierung führte. Für die Modellregion Sandelermöns wurden 142 Teilflächen generiert (s. Abbildung 58). Die mittlere Größe der Teilflächen beträgt ca. 7,6 km².

Im Modellgebiet Sandelermöns wurden durch die Verschneidung 7.798 Hydrotope, Elemente mit gleichen hydrologischen Eigenschaften generiert. Unter Hydrotopen (engl. hydrologic response unit, HRU) versteht man Flächen gleicher hydrologischer Eigenschaften bzgl. Bodenart und

Landnutzung und/oder weiteren Eigenschaften (z.B.: topografische Geländeeigenschaften). Diese Flächen können dabei lageunabhängig und nicht zusammenhängend sein. Hydrotope stellen die kleinsten Berechnungseinheiten dar. Innerhalb eines Teileinzugsgebiets weisen sie gleichartige hydrologische Eigenschaften auf und werden aus der Verschneidung von Teileinzugsgebiets-, Boden- und Landnutzungsdaten erstellt (vgl. schematische Darstellung in siehe Abbildung 59). Die Hydrotope bilden die Berechnungseinheiten für die Abflussbildung, d.h. der Berechnungsaufwand ist von der Anzahl der Hydrotope abhängig. Die Hydrotope berücksichtigen folgende Gebietseigenschaften:

- Länge der Hauptgewässer
- Länge der Nebengewässer
- Die Rauheit der Hauptgewässer
- Das mittlere Gefälle der Hauptgewässer

Das Gewässernetz wird über die Parameter Gewässerslänge und das mittlere Gefälle in den Teilflächen berücksichtigt. Weiterhin wird die Fließbeziehung der Teilflächen über das Gewässernetz und die Fließrichtung abgeleitet.

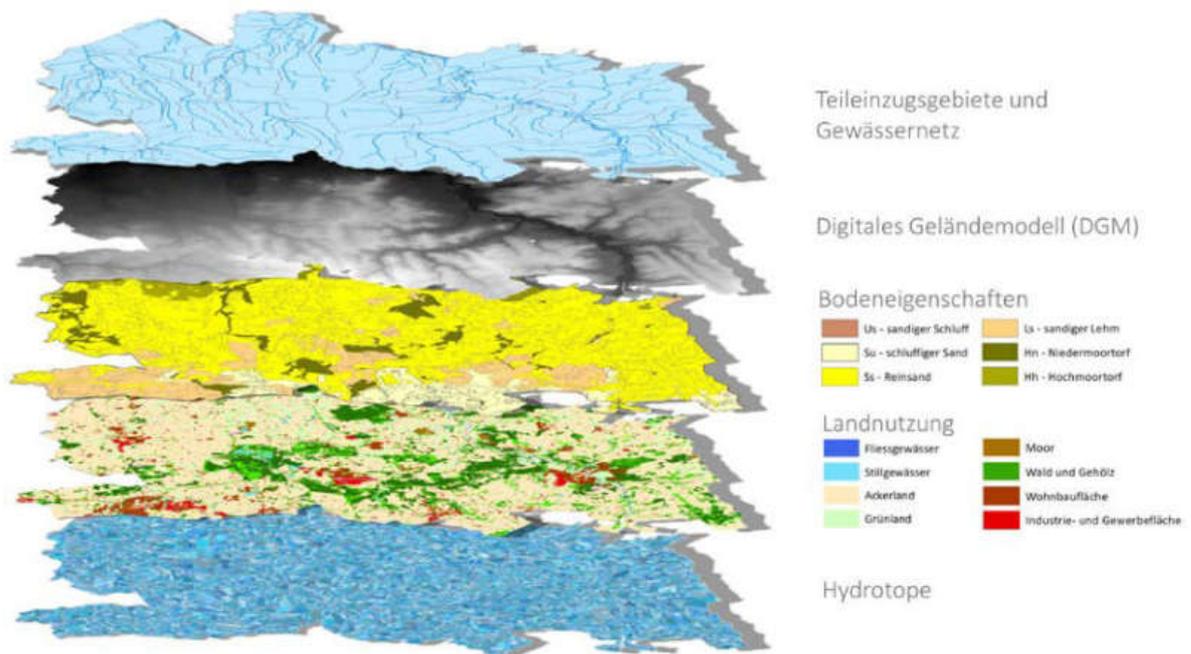


Abbildung 59: Schematische Darstellung der Überlagerung von Teileinzugsgebiets-, Landnutzungs- und Bodenkarte zur Erstellung einer Hydrotopkarte am Beispiel der Fallstudienregion Großenkneten

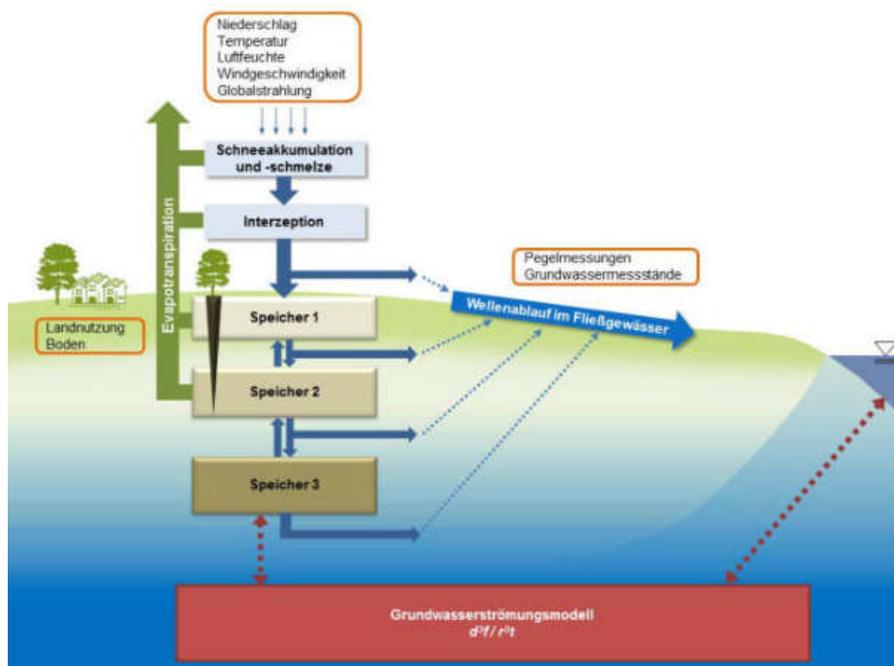


Abbildung 60: Vertikale Gliederung des Modells PANTA RHEI mit Hinweis auf Abbildung 59 mit einer horizontalen räumlichen Diskretisierung des Modellgebiets in Polygone, so genannte Hydrotope

Die Kalibrierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodells erfolgt anhand von gemessenen Abflüssen an den Pegelstationen im Modell und unter Verwendung von meteorologischen Rasterdaten.

Für die Kalibrierung standen insgesamt 9 Pegel, bzw. Standorte an denen Abflussmessungen vorgenommen wurden, mit Messwerten des Abflusses, oder über eine Abflusskurve über den Wasserstand errechnete Werte des Abflusses zur Verfügung. An den Auslassbauwerken Neuharlingersiel, Harlesiel und Wangersiel

standen Monatswerte des Abflusses zur Verfügung. An den Auslassbauwerken Maadesiel, Wilhelmshaven und Dangastersiel standen keine Abflusswerte zur Verfügung.

Die für die Modellkalibrierung und -validierung verwendeten Meteoraster haben eine Auflösung von 1 x 1 km und wurden im Rahmen des Projektes KliBiW (Globaler Klimawandel – Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland, NLWKN 2017) von der Leibniz-Universität Hannover, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft auf Basis langjähriger Datenreihen des Stationsnetzes des Deutschen Wetterdienstes (DWD) erzeugt. Die Bereitstellung erfolgte durch Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). Der Zeitraum für die Modellierung des Wasserhaushaltes anhand von Messwerten des Klimas geht von 1971 bis 2011. Für die Berechnung des Wasserhaushaltes anhand von Klimaszenarien wurde für den Kontrolllauf der Zeitraum von 1971 bis 2000 berechnet, um anschließend die Ergebnisse mit dem anhand von Messwerten modellierten Wasserhaushalt zu vergleichen.

Für die modellbasierte Analyse der Einwirkung des Klimawandels auf den Landschaftswasserhaushalt (hydrologische Impaktmodellierung) in der Fallstudienregion Sandelermöns wurde ein Set aus 17 Klimamodellketten je als RCP 4.5 und RCP 8.5-Szenario aus dem Euro-CORDEX-Programm verwendet (s. Tabelle 12). Bevor die Klimamodelldaten für die Wasserhaushaltsmodellierung verwendet werden konnten, war eine Aufbereitung der Daten erforderlich.

Diese nachfolgende Beschreibung des methodischen Vorgehens ist aus NLWKN (2017) entnommen und erfolgte im Rahmen des Projektes KliBiW:

„Sämtliche Modelldaten aus dem EURO-CORDEX Projekt (Szenario RCP8.5) besitzen eine Rasterweite von etwa $0,11^\circ$ ($12,5 \times 12,5$ km) und liegen wiederum auf einem rotierten Kugelkoordinatensystem vor. Das Ziel dieser Regionalisierung war es zum einen, die Klimamodelldaten in ein einheitliches Koordinatensystem zu überführen, in diesem Fall in das kartesische Gauß-Krüger-System.

Zum anderen sollten alle Datensätze eine einheitliche Ausdehnung und Auflösung erhalten. Zu diesem Zweck erfolgte eine räumliche Interpolation aller Datensätze und aller Klimavariablen auf Tageswertbasis über den Zeitraum 1971 bis 2100 auf ein 10×10 km Raster (siehe Abbildung 61). Die Werte des neuen Rasters wurden mittels Inverser Distanz in Form des Quadrantenverfahrens berechnet. Dabei ergibt sich der (Tages-)Wert an einem (neuen) Rasterpunkt aus den gewichteten Mitteln benachbarter Punkte. Die Gewichte sind dabei umgekehrt proportional zum Abstand zwischen dem bekannten und dem zu interpolierenden Rasterpunkt, d.h. je weiter entfernt ein (originaler) Punkt von dem gesuchten (neuen) Punkt liegt, desto weniger Einfluss hat sein Wert bei der Interpolation des Wertes für den neuen Punkt.“

Die Plausibilisierung der Klimamodelldaten im Projekt KliBiW ergab, dass eine Bias-Adjustierung erforderlich war (NLWKN 2017: 54). Diese wurde für die Klimagrößen Tagesmitteltemperatur, Tagesminimumtemperatur und Tagesmaximumtemperatur sowie die Tagesniederschlagssumme mit dem Verfahren Linear Scaling durchgeführt (NLWKN 2017: 55).

Tabelle 12: Übersicht über die in go-CAM, Fallstudienregion Sandelermöns, verwendeten Klimamodellketten

<i>Szenario-ID go-CAM</i>	<i>Institut</i>	<i>Globales Klima- modell (GCM)</i>	<i>GCM-Mo- dellaufnr.</i>	<i>Regionales Klimamodell (RCM)</i>	<i>Treibhausgas- szenario</i>
C1.45	SMHI	CNRM_CM5	1	RCA4	RCP 4.5
C1.85	SMHI	CNRM_CM5	1	RCA4	RCP 8.5
C2.45	SMHI	EC-EARTH	2	RCA4	RCP 4.5
C2.85	SMHI	EC-EARTH	2	RCA4	RCP 8.5
C3.45	SMHI	IPSL-CM5A-MR	1	RCA4	RCP 4.5
C3.85	SMHI	IPSL-CM5A-MR	1	RCA4	RCP 8.5
C4.45	SMHI	HadGEM2-ES	1	RCA4	RCP 4.5
C4.85	SMHI	HadGEM2-ES	1	RCA4	RCP 8.5
C5.45	SMHI	MPI-ESM-LR	1	RCA4	RCP 4.5
C5.85	SMHI	MPI-ESM-LR	1	RCA4	RCP 8.5
C6.45	IPSL-INERIS	IPSL-CM5A-MR	1	WRF331F	RCP 4.5
C6.85	IPSL-INERIS	IPSL-CM5A-MR	1	WRF331F	RCP 8.5
C7.45	KNMI	EC-EARTH	2	RACMO22E	RCP 4.5
C7.85	KNMI	EC-EARTH	2	RACMO22E	RCP 8.5
C8.45	KNMI	EC-EARTH	1	RACMO22E	RCP 4.5
C8.85	KNMI	EC-EARTH	1	RACMO22E	RCP 8.5
C9.45	KNMI	HadGEM2-ES	1	RACMO22E	RCP 4.5
C9.85	KNMI	HadGEM2-ES	1	RACMO22E	RCP 8.5
C10.45	DMI	EC-EARTH	3	HIRHAM5	RCP 4.5
C10.85	DMI	EC-EARTH	3	HIRHAM5	RCP 8.5
C11.45	DMI	NorESM1-M	1	HIRHAM5	RCP 4.5
C11.85	DMI	NorESM1-M	1	HIRHAM5	RCP 8.5
C12.45	CLMcom	CNRM_CM5	1	CCLM	RCP 4.5
C12.85	CLMcom	CNRM_CM5	1	CCLM	RCP 8.5
C13.45	CLMcom	EC-EARTH	2	CCLM	RCP 4.5
C13.85	CLMcom	EC-EARTH	2	CCLM	RCP 8.5
C14.45	CLMcom	HadGEM2-ES	1	CCLM	RCP 4.5
C14.85	CLMcom	HadGEM2-ES	1	CCLM	RCP 8.5
C15.45	CLMcom	MPI-ESM-LR	1	CCLM	RCP 4.5
C15.85	CLMcom	MPI-ESM-LR	1	CCLM	RCP 8.5
C16.45	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	4	REMO2009	RCP 4.5
C16.85	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	4	REMO2009	RCP 8.5
C17.45	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	1	REMO2009	RCP 4.5
C17.85	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	1	REMO2009	RCP 8.5

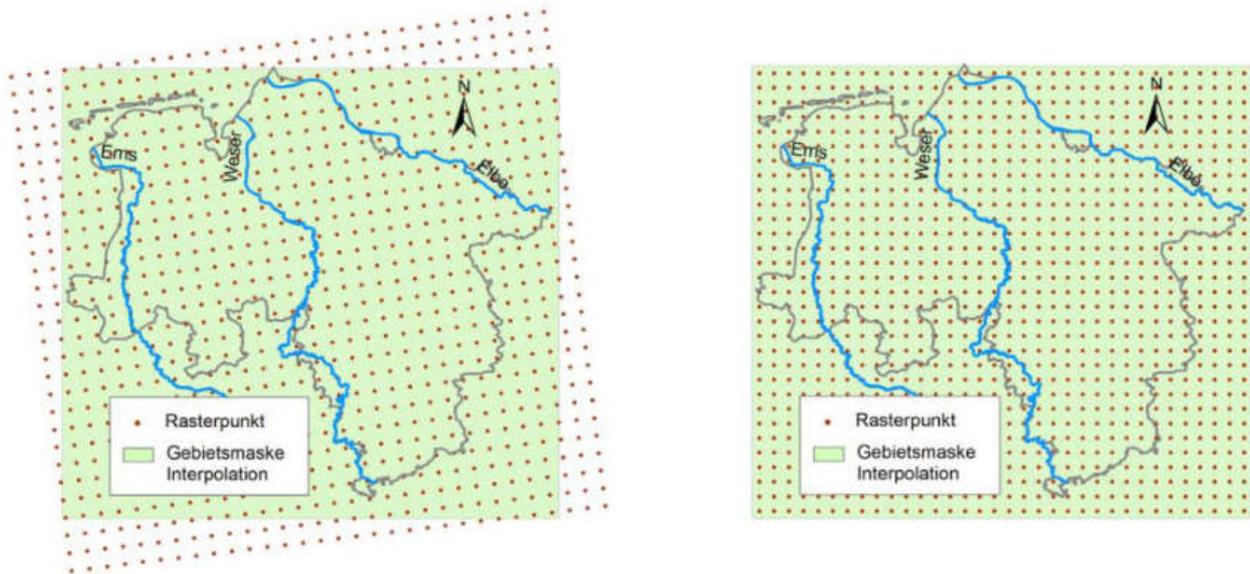


Abbildung 61: Lage der Gitterpunkte der regionalen dynamischen Klimamodelle aus dem Euro-CORDEX-Projekt, links: originales 12,5 x 12,5 km-Raster, rechts rotiertes und interpoliertes 10x10 km Raster (aus NLWKN 2017)

Die anschließende Analyse der künftigen klimatischen und hydrologischen Verhältnisse im Modellgebiet erfolgte für eine Auswahl verschiedener hydrologischer und Klimakenngrößen durch Prozessierung und statistische Auswertung der Zeitreihen mit dem Softwarepaket Matlab®. Das methodische Vorgehen richtet sich stark nach den Leitlinien zur Interpretation regionaler Klimamodelldaten des Bund-Länder-Fachgespräch "Interpretation regionaler Klimamodelldaten" (Linke et al. 2020). Dazu wurden drei Zeiträume mit je 30 Jahren aus den 130 Jahre langen Langzeitkontinuumsimulationen des Wasserhaushaltes von 1971-2100 gebildet (s. Abbildung 62). Die Zukunftsperioden Z2 (2021-2050, „nahe Zukunft“) und Z3 (2071-2100, „ferne Zukunft“) wurden jeweils mit der Referenzperiode Zukunftsperiode Z1 (1971-2000) verglichen. Zur Auswertung der Klima- und Wasserhaushaltskenngrößen (s. Tabelle 13) wurde jeweils das Mittel der 30-jährigen Zukunftsperiode für jede Teilfläche des PANTA-RHEI-Modells berechnet und mit dem Mittel der Referenzperiode verglichen und ein Änderungssignal berechnet. Bei der Gebietstemperatur ist die Änderung absolut in °C angegeben, bei allen übrigen Kenngrößen in Prozent. Für die beiden betrachteten RCP 4.5- und RCP 8.5-Klimamodellensembles wurde jeweils die mittlere Tendenz in Form des arithmetischen Ensemble-Mittelwertes aus den einzelnen Ensemble-Mitgliedern berechnet. Die Analysen wurden für das hydrologische Jahr (November bis Oktober) sowie für die meteorologischen Jahreszeiten (Quartale) Frühling (März-Mai), Sommer (Juni-August), Herbst (September-November) und Winter (Dezember-Februar) durchgeführt. Für alle Änderungssignale jeder der Kenngrößen wurde eine statistische Analyse auf Signifikanz und Robustheit durchgeführt. Das Vorgehen entspricht dem des Projektes KliBiW (NLWKN 2017) und ist in Abbildung 63 und Abbildung 64 dargestellt.

Tabelle 13: Übersicht der in go-CAM verwendeten hydrologischen und Klimakenngrößen mit Bezug zu den CAM-Wasserindikatoren

Kenngröße	Beschreibung	Raumbezug	Kenngrö-Bentyp
Gebietstemperatur T_{av} (°C)	Mittlere Lufttemperatur (°C) im Jahres- und Quartalsmittel	Teilfläche	Klimakenn- größe
Niederschlagssumme P_{sum}	Niederschlagssumme (mm) im Jahr und Quartal	Teilfläche	

90-Perzentil der Tagesniederschlagssumme <i>P90Q</i>	90%-Quantil der Tagesniederschläge (mm, für Tage mit $N \geq 1$ mm/d)	Teilfläche	Hydrologische Kenngröße
Tatsächliche Verdunstung <i>ETakt</i>	Tatsächliche Verdunstungshöhe (mm) im Jahr und Quartal berechnet nach Penman-Monteith	Teilfläche	
Mittlerer Abfluss <i>MQ</i>	Mittlerer Abfluss (m^3/s) von der Teilfläche/aus dem Pegelgebiet in Bezug auf das Gesamtjahr und die Quartale	Teilfläche/ Pegelgebiet	
Grundwasserneubildung <i>GWN</i>	Grundwasserneubildungshöhe (mm) im Gesamtjahr und in den einzelnen Quartalen	Teilfläche	
Abflusssumme	Kumulierter Abfluss eines Pegelgebietes innerhalb eines Jahres und der einzelnen Quartale	Pegelgebiet	

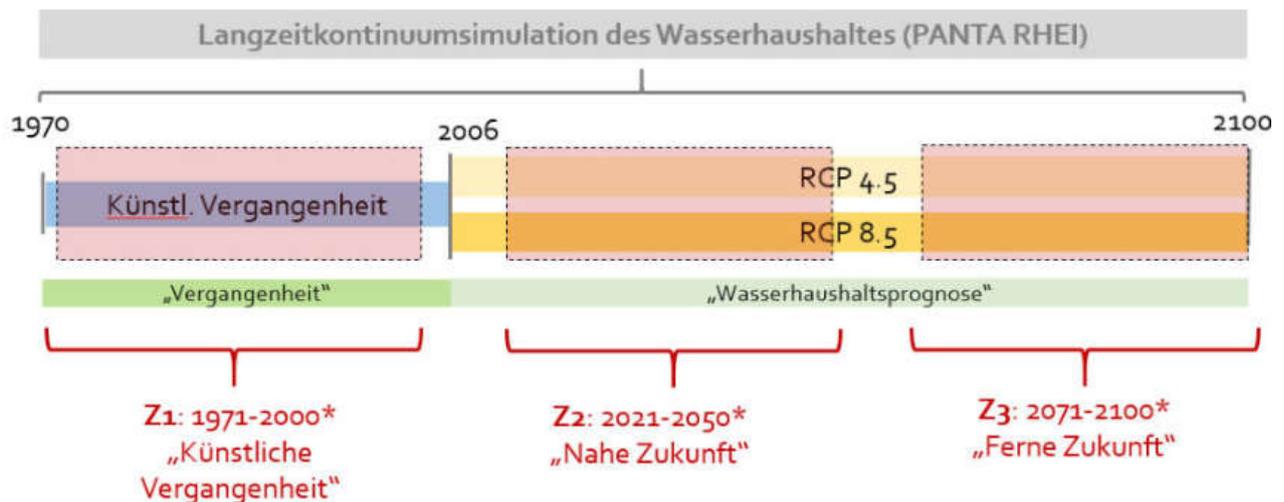


Abbildung 62: Zukunftsperioden als Basis der Auswertung der künftigen klimatischen und hydrologischen Verhältnisse

Die Änderungssignale für die einzelnen Kenngrößen wurden entsprechend dem Schema in Abbildung 64 auf Signifikanz und Robustheit untersucht. Dazu wurden die in Abbildung 63 dargestellte statistische Analyse der Zeitreihen mit einer Auswahl statistischer Test durchgeführt.

Bei der Erläuterung der Modellergebnisse der Wasserhaushaltssimulationen werden die Bezeichnungen rechts in Abbildung 64 verwendet. Ein „nicht robustes“ Änderungssignal des Ensemble-Mittelwertes ist demnach eines, bei dem weniger als 33 % der das Ensemble zusammensetzenden Modellketten eine signifikante Änderung der betrachteten Größe aufweisen.

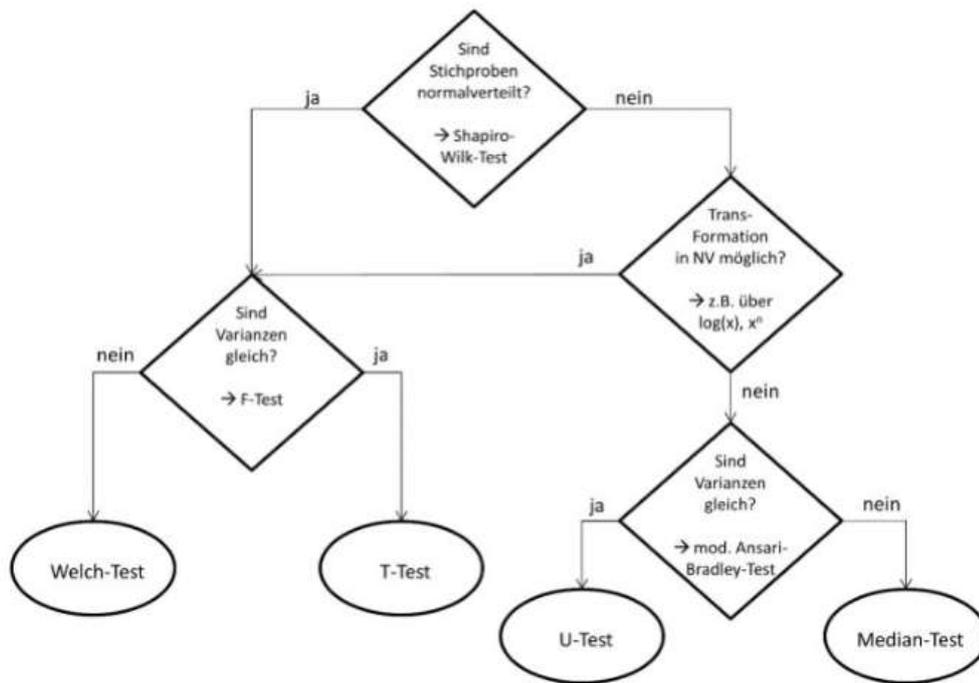


Abbildung 63: Statistische Tests zur Analyse der Signifikanz von Klima- und Wasserhaushaltsänderungssignalen (aus NLWKN 2017)

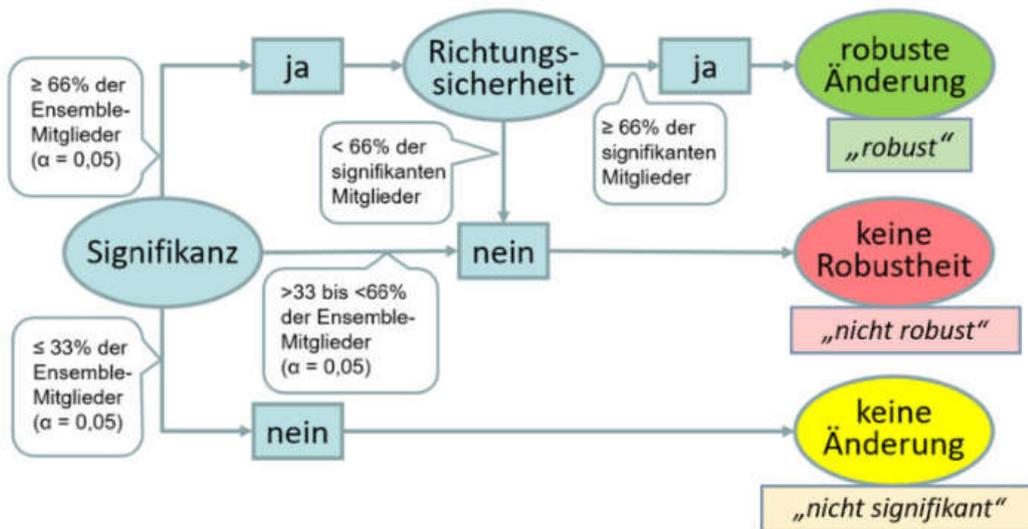


Abbildung 64: Schema zur Klassifizierung der Robustheit von Klimaänderungssignalen (verändert nach NLWKN 2017)

2.3.1.6 Regionale Grundwassermodellierung - Grundwasserströmungsmodell Sandelermöns

Die Simulation des dichte-getriebenen Salztransports mit einem gekoppelten Strömungs- und Transportmodell ist hinsichtlich der Rand- und Anfangsbedingungen und der Einhaltung der numerischen Stabilitätskriterien grundsätzlich sehr anspruchsvoll. Im Rahmen des hier beschriebenen Projekts ist festzustellen, dass dieser Ansatz für konkrete Bewirtschaftungsfragen über die „Versalzungsfrage“ hinaus im Rahmen eines Wasserrechtsverfahrens nicht praktikabel ist. Im Rahmen des Wasserrechtsantrages sind insbesondere die Auswirkungen der geplanten Grundwasserentnahme auf die Grundwasserströmung und den Grundwasserhaushalt darzustellen. Dabei sind von hauptsächlichem Interesse neben der Lage und Ausdehnung der unterirdi-

schen Brunneneinzugsgebiete vor allem das Ausmaß und die Reichweite der angestrebten Grundwasserentnahme. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind zudem Grundlage für die weiteren Einschätzungen der Auswirkungen auf den Naturhaushalt sowie die land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen. Zur Beantwortung o. g. grundwasserhydraulischer Fragen wurde ein numerisches Grundwasserströmungsmodell mit dem Programm MODFLOW erstellt. Um Widersprüche zwischen den Modellen hinsichtlich der Versalzungsthematik auszuschließen, wurde eine vereinfachte Transportberechnung durchgeführt (kein dichte-getriebene Strömungs- und Transportmodellierung).

Zur Beschreibung des Untergrundaufbaus und als Grundlage der Erstellung eines Grundwassermodells für das Grundwassergewinnungsgebiet des WW Sandelermöns wurde durch den OOWV / die NIEDERSACHSEN WASSER Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH Oldenburg ein geologisches/hydrogeologisches 3D-Untergrundmodell erstellt. Ziel der Modellerstellung war die widerspruchsfreie Kartierung der Verbreitungen, Tiefenlagen und Mächtigkeiten der Sedimentkörper des relevanten Grundwasserleitersystems.

Für die Modellerstellung wurden alle zu diesem Zeitpunkt zugänglichen Untergrund- und Oberflächeninformationen unter Berücksichtigung der hydrostratigrafischen Gliederung Niedersachsens einheitlich interpretiert. Ergänzend wurden die vom Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) Hannover im Rahmen der D-AERO Kampagne erhobenen aerogeophysikalischen Daten in das Modell eingepflegt.

Konkret standen für die Erstellung des geologischen 3D-Untergrundmodells „Sandelermöns“ insgesamt 304 Bohrungen aus dem Datenbestand des OOWV zur Verfügung. Aus der Landesbohrdatenbank NIBIS des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) Hannover wurden insgesamt 14 000 Bohrungen ausgewertet. Daneben fanden die Geologische Karte Niedersachsen im Maßstab 1 : 50 000, der Geologische Schnitt S3 Jade Lockergestein Links sowie Daten aus dem Geotektonischen Atlas 3D (z. B: Lage der Quartärbasis) Verwendung. Die Morphologie der Geländeoberfläche wurde anhand der Daten aus dem Digitalen Geländemodell (DGM) des Landesamtes für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen

Hannover (LGLN) mit einer Zellengröße von 50 x 50 m abgeleitet. Im Ergebnis stellt das Untergrundmodell eine erstmalige Zusammenführung der wesentlichen Untergrund- und Oberflächeninformationen dar, die in den letzten Jahrzehnten für unterschiedliche hydrogeologische und wasserwirtschaftliche Fragestellungen erhoben worden sind. Ein standardisierter Untergrundaufbau kann der Abbildung 65 entnommen werden.



Abbildung 65: Halbschematischer geologischer West–Ost Profilschnitt (Niedersachsen Wasser 2020)

Grundwasserströmungsmodell

Verwendete Software

Für die Strömungsberechnungen wurde das Programm MODFLOW in der Version 2005 des United States Geological Survey (Harbaugh 2005) eingesetzt. MODFLOW ist ein dreidimensionales numerisches Modell zur Berechnung der gesättigten Grundwasserströmung. Das Programm arbeitet auf der Basis der Methode der Finite-Differenzen (blockzentriertes Rechteckgitter). Es teilt den Aquifer in quaderförmige Zellen ein, für die jeweils eine Wasserbilanzgleichung aufgestellt wird (Abbildung 66). Die Standrohrspiegelhöhen in der Mitte einer Zelle sind dabei unbekannt. Unter Verwendung von Anfangs- und Randbedingungen ergibt sich für N Aquiferzellen ein lineares Gleichungssystem für N unbekannte Standrohrspiegelhöhen. Die Lösung dieses Gleichungssystems erfolgt mit Hilfe eines iterativen Gleichungslösers unter Angabe numerischer Konvergenz- und Stabilitätskriterien. MODFLOW dürfte das weltweit am meisten eingesetzte Strömungsmodell sein.

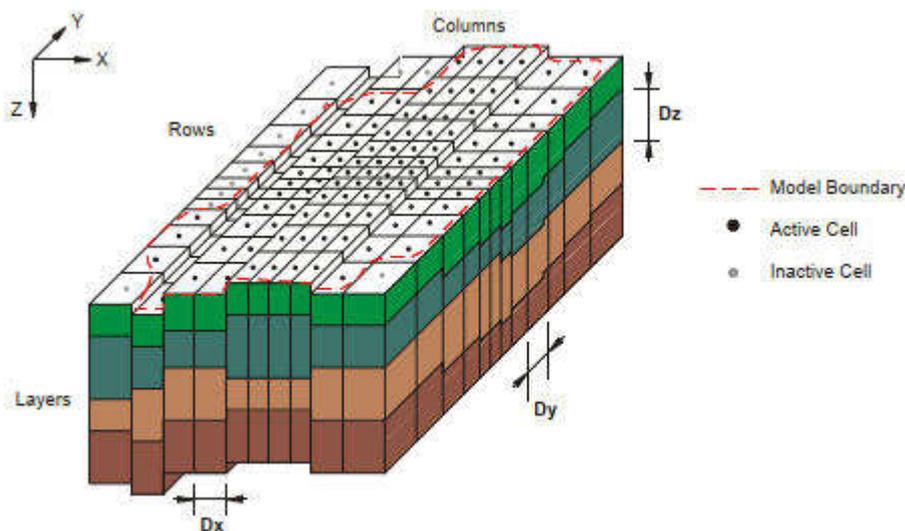


Abbildung 66: Diskretisierung eines Aquifers in drei räumlichen Dimensionen

Für den Aufbau des Modells und zur Eingabe sowie Kontrolle der Parameter wird der menügesteuerte Prä- und Postprozessors PMWIN (Chiang u. Kinzelbach 2003) in der Version 8 verwendet. Die Berechnungsergebnisse werden in Form von Grundwasserhöhengleichungen und Wasserbilanzen dargestellt.

Zur Bestimmung von Brunneneinzugsgebieten wird das dispersionsfreie advective Transportmodell PMPATH verwendet, das ebenso wie das Programm MODFLOW Bestandteil der Benutzeroberfläche von PMWIN ist. Die Berechnung der Bahnlinien, d. h. der Fließwege einzelner gelöster Wasserteilchen im Grundwasser, erfolgt auf Basis des mit MODFLOW berechneten Geschwindigkeitsfelds nach dem halbanalytischen Schema von Pollock (1988).

Für die Simulation des Stofftransports wurde das Programm MT3DMS verwendet, das direkt auf die Ergebnisse des Strömungsmodells MODFLOW aufbaut. MT3DMS erlaubt die Simulation des advectiven und diffusiv/dispersiven Stofftransports unter Berücksichtigung vorgegebener chemischer Reaktionen. Es kann ebenfalls über den menügesteuerten Prä- und Postprozessor PMWIN angewendet werden.

Grundwasserneubildung

Für die Grundwasserneubildung wurde die vom LBEG herausgegebene Verteilung der mittleren Grundwasserneubildungsrate nach dem Verfahren von mGROWA für die hydrologische Periode 1991–2010 zugrunde gelegt. In diesem Modell werden standortspezifische Gegebenheiten berücksichtigt. Neben den klimatischen Faktoren wie Niederschlag und Verdunstung gehen auch Landnutzung, Topographie, Geologie, Boden und Oberflächengewässer in die Berechnung ein. Eine nähere Beschreibung kann z. B. Kunkel u. Wendland (2002) oder Hermann et al. (2013) entnommen werden.

Für die Marsch mit ihren gering durchlässigen Deckschichten wird nach mGROWA überwiegend eine Grundwasserneubildung von weniger als 50 mm/a bis zu 100 mm/a angegeben. Die Oldenburgisch-Ostfriesische Geest tritt dagegen morphologisch hervor und wird aus Sedimenten mit einer gegenüber den bindigen Deckschichten höheren hydraulischen Durchlässigkeit gebildet. Hier findet eine deutlich größere Grundwasserneubildung mit bis zu 400 mm/a statt. Diese etwas höher gelegenen Gebiete fungieren als Speisungs- bzw. Druckaufbaugebiete, während die Marsch das Transit- bzw. Entlastungsgebiet darstellt.

Für das Modellgebiet ergibt sich nach mGROWA eine flächengewichtete mittlere jährliche Grundwasserneubildungsrate von rd. 93 mm/a. Nach Bilanzierung mit der Fläche des Modellgebiets von rd. 1060 km² ergibt sich ein mittleres über die Grundwasserneubildung gespeistes Grundwasservolumen von rd. 99 Mio. m³/a.

Grundwasserströmung

Im Untersuchungsgebiet liegt eine grundsätzlich von Südwesten aus der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest nach Nordosten auf die Nordsee gerichtete Grundwasserströmung vor. In der Marsch ist aufgrund der Morphologie kaum ein Grundwasserstrom festzustellen. Hier herrscht mit etwa 0,05 bis 0,10 ‰ ein deutlich niedrigeres hydraulisches Gefälle als auf der Geest. Auf der Geest werden hydraulische Gradienten von etwa 0,4 bis 0,8 ‰, teilweise um 1 ‰ erreicht. Im Entnahmbereich der Förderbrunnen können höhere Gradienten auftreten. Im Anstrom der Förderbrunnen WW Sandelermöns beträgt der mittlere hydraulische Gradient etwa 0,55 ‰.

Zur Beschreibung der Grundwasserströmung standen langjährige Datenreihen der 337 Grundwassermessstellen aus den Messnetzen des OOWV sowie 180 Messstellen der GEW Wilhelmshaven zur Verfügung. Ergänzend wurden 51 Messstellen aus der laufenden Grundwasserüberwachung des NLWKN herangezogen. Die Datenreihen bestehen überwiegend aus monatlichen Messdaten, die zur Beschreibung mittlerer Grundwasserverhältnisse über den Zeitraum der Abflussjahre 2001–2018 gemittelt wurden. Die Messstellen wurden entsprechend ihrer Filterlage den unterschiedlichen Modellschichten zugeordnet.

Die Grundwassergleichpläne zeigen grundlegend in allen Grundwasserleiterabschnitten eine ähnliche Fließrichtung. Insbesondere gilt dies für den oberen und unteren Hauptaquifer (Modellschicht 4 und 6). Im Fall des oberflächennahen Grundwasserleiters (Modellschicht 2) sind die Aussagen aufgrund der Dichte und Verteilung der Messstellen nur eingeschränkt gültig. Hier kann insbesondere der Einfluss der Fließgewässer auf die lokale Grundwasserströmung nicht angemessen widergegeben werden.

Oberflächenentwässerung

Die zur Nordsee hin gelegene Marsch wird ständig entwässert, um eine landwirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen. Die Oberflächenentwässerung erfolgt über ein weit verzweigtes Vorflutsystem. Da eine Auflösung der einzelnen Drainagegräben im Modell nicht praktikabel war, wird das Vorflutsystem im Modell über eine flächenhafte Drainage abgebildet. Der Wasseraustausch erfolgt in Abhängigkeit der Lage und der äquivalenten hydraulischen Durchlässigkeit (Leakage-Koeffizient) der Drainage. Die Sohlhöhen wurden mit 2 m unter Gelände angegeben.

Die Oberflächenfließgewässer auf der Geest innerhalb des Modellgebiets werden als Leakagerand (Randbedingung 3. Art oder Cauchy-RB) behandelt. Im Einzugsgebiet des WW Sandelermöns sind das Rispeler Tief mit seinem Zufluss Mahmalsschloot als wesentliche Fließgewässer zu nennen. Angrenzende Fließgewässer

sind das nördliche Norder Tief, das nordöstliche Mühlentief, das südöstliche Schwarzer Schloot und Emders Tief sowie das südliche Reepsholter Tief jeweils mit ihren Zuflüssen.

Gegenüber den Randbedingungen der ersten Art haben diese Ränder einen verringerten hydraulischen Kontakt zum Aquifer. Das äußere Potenzial wird durch einen Widerstand (Leakagefaktor) abgeschwächt im Aquifer wirksam. Für die Berechnung des Wasseraustausches zwischen dem Gewässer und dem Aquifer sind Angaben über Wasserspiegellagen und Sohlhöhen erforderlich. Die verwendeten Angaben wurden im Rahmen einer vom Ing.-Büro Matheja Consult im Januar 2019 durchgeführten synoptischen Geländeaufnahme erhoben. Die Zwischenwerte zwischen den Messpunkten entlang der Gewässer werden vom Modell linear interpoliert. Soweit keine Daten vorlagen, wurden diese in sinnvoller Weise anhand der topografischen Karte oder des digitalen Geländemodells entnommen bzw. ergänzt. Die Durchlässigkeiten der Gewässersohlen werden im Rahmen der Modellkalibration unter Berücksichtigung gemessener Abflüsse ermittelt.

Grundwasserentnahmen

WW Sandelermöns

Das WW Sandelermöns liegt mit seinen Förderbrunnen zwischen Wittmund und Friedeburg, wobei sich die nördlichen Brunnen im Landkreis Wittmund und die südlichen Brunnen im Landkreis Friesland befinden. Die Brunnen sind über etwa 4,6 km entlang einer Nordwest-Südost verlaufenden Brunnengalerie angeordnet, wobei Brunnen 7 etwa 900 m östlich versetzt positioniert ist. Die Unterkanten der Brunnenfilter liegen zwischen 50 m und 97 m unter Gelände, der Brunnenfilter 33 (ehem. 18) erreicht sogar 127 m unter Gelände. Die Brunnen erschließen damit den unteren Hauptgrundwasserleiter.

Der Förderbetrieb wurde bereits im Jahr 1977 aufgenommen. In den ersten Jahrzehnten betrug die jährliche Entnahmerate überwiegend etwa um 6,0 Mio. m³/a. In der jüngeren Vergangenheit ist dagegen eine Steigerung der Grundwasserförderung auf etwa 8,0 Mio. m³/a zu verzeichnen. Für die Kalibration des Grundwassermodells wird die mittlere Grundwasserentnahme der Abflussjahre 2001–2018 verwendet. Sie beträgt 7,0 Mio. m³/a. Auf Grundlage der bereitgestellten brunnenspezifischen Förderdaten für das WW Sandelermöns wurden die Förderbrunnen 1 bis 25 in das Grundwasserströmungsmodell eingebunden.

WW Feldhausen und Kleinhorsten

Östlich und südöstlich von Sandelermöns gelegen betreibt die GEW Wilhelmshaven GmbH die beiden WW Feldhausen und Kleinhorsten. In dem bei Schortens gelegenen Werk erfolgt die Grundwasserentnahme über insgesamt 18 aktive Vertikalfilterbrunnen. Die Brunnen sind zentral angelegt und erstrecken sich auf eine Fläche von etwa 215 ha. Die wasserbehördlich genehmigte Maximalentnahme beträgt 9,85 Mio. m³/a, während die tatsächlich geförderte mittlere Realentnahme in den Jahren 2001–2018 rd. 6,9 Mio. m³/a beträgt. Für die Brunnen wurden spezifische Entnahmeraten vom Wasserversorgungsunternehmen zur Verfügung gestellt und in das Modell eingebunden.

Die Grundwasserförderung erfolgt aus dem Hauptgrundwasserleiter. Die Brunnen haben aufgrund von Stockwerkstrennungen oft zwei, teilweise auch drei Brunnenfilter. Die Filterlängen variieren zwischen 17 und 38 m, wobei die Unterkanten zwischen 52 m und 88 m unter Gelände liegen.

Das WW Kleinhorsten befindet sich im Süden des Modellgebiets zwischen den Ortschaften Friedeburg und Zetel. Die Förderung erfolgt aus insgesamt 8 Vertikalfilterbrunnen, die entlang einer etwa 2,8 km Nordwest-Südost verlaufenden Brunnengalerie angeordnet sind. Die wasserbehördlich genehmigte maximale Gesamtentnahme für das WW Kleinhorsten beträgt 6,0 Mio. m³/a. Die durchschnittliche Realentnahme im Zeitraum 2001–2018 beträgt rd. 2,3 Mio. m³/a. Es liegen ebenfalls vom Wasserversorgungsunternehmen zur Verfügung gestellte brunnenspezifische Entnahmeraten vor, wobei die Gesamtentnahme etwa gleichverteilt erfolgt.

Die Grundwasserförderung erfolgt ebenso wie im WW Feldhausen aus dem Hauptgrundwasserleiter. Die Filterlängen der Brunnen betragen zwischen 33 m und 50 m, die Unterkanten reichen etwa 52 m bis 100 m unter Gelände. Im Bereich der Brunnen sind keine hemmenden bzw. stockwerkstrennende Schichten ausgebildet.

Weitere Grundwasserentnahmen

Neben den bedeutenden Grundwasserentnahmen zur öffentlichen Wasserversorgung erfolgen im Modellgebiet weitere bedeutsame Grundwasserentnahmen zu industriellen/privat-wirtschaftlichen und landwirtschaftlichen/gartenbaulichen Zwecken. Die wasserwirtschaftlich bedeutenderen Grundwassernutzer sind die STORAG ETZEL GmbH und die Radeberger Gruppe KG. Die Radeberger Gruppe KG betreibt zur Trinkwasserversorgung ihrer Brauerei in Jever-Siebetshaus südlich der Stadt Jever derzeit aktiv einen Entnahmebrunnen. Die durchschnittliche Gesamtentnahmerate betrug im Zeitraum 2002–2016 rd. 210 000 m³/a, während die wasserrechtlich genehmigte Entnahmerate 300 000 m³/a beträgt. Der Brunnen ist in einer Tiefe von ca. 20 m bis 30 m unter Gelände verfiltert. Die Grundwasserförderung erfolgt somit aus dem oberflächennahen Grundwasserleiter.

Nordwestlich der Brunnenreihe des WW Kleinhorsten entnimmt die STORAG ETZEL GmbH Grundwasser aus zunächst vier Förderbrunnen und seit 2010 aus fünf Brunnen für den Eigenbedarf. Im Zeitraum 2001–2016 betrug die durchschnittliche Gesamtentnahmerate rd. 181 000 m³/a, wobei sie zwischen rd. 18 000 m³/a und 431 000 m³/a schwankte. Die wasserrechtliche Genehmigung erlaubt eine Maximalentnahme von 1,35 Mio. m³/a aus insgesamt acht Brunnen. Die Brunnen der IVG sind in einer Tiefe zwischen 66 m und 81 m unter Gelände verfiltert und erschließen somit den unteren (Pliozän-zeitlichen) Hauptgrundwasserleiter.

Modellkalibration

Modellraum Sandelermöns

Ziel der Kalibrierung war die Nachbildung der mittleren Grundwasserstände an den 380 Grundwassermessstellen im Modellgebiet. Die Mittelung der Standrohrspiegelhöhen umfasst die Messwerte der Abflussjahre 2001–2018. Demgegenüber standen die im Modell angesetzten mittleren Förderraten aller Wasserwerke bzw. sonstiger Entnahmebrunnen aus dem gleichen Zeitraum sowie die Verteilung der mittleren Grundwasserneubildungsraten nach mGROWA für die hydrologische Periode 1991–2010.

Zur Anpassung der Grundwasserströmung bzw. der Standrohrspiegelhöhen wurden vorrangig die Durchlässigkeitsbewerte in den einzelnen Modellschichten variiert. Die Kalibrierung erfolgte dabei zunächst manuell, d. h. mittels trial-and-error, als dann auch automatisch mit Hilfe des Programmcodes PEST (Doherty 2000). In den weiteren Schritten wurden die Anbindung der Fließgewässer sowie flächenhaften Drainage angepasst. Im Verlauf der Kalibrierung zeigte sich, dass eine adäquate Anpassung der Standrohrspiegelhöhen im Bereich zwischen den WW Sandelermöns und Aurich nicht mit der gewünschten Güte erzielt werden konnte. Da die Potenzialunterschiede zwischen den einzelnen Modellschichten nicht in befriedigender Weise reproduziert werden konnten, waren auch die berechnete Grundwasserströmung im Anstrom und damit das potenzielle Einzugsgebiet der Brunnen WW Sandelermöns nicht hinreichend belastbar. Als Ursache wurde der Verlauf des westlichen Modellrandes gesehen, der zwischen den Einzugsgebieten der Brunnen WW Sandelermöns und Aurich verläuft. Hier besteht die Möglichkeit einer Randbeeinflussung, die im Ergebnis der Kalibrierung zu nicht schlüssigen Modellparametern geführt hat. Zur Lösung des Problems wurde der Modellrand weiter in Richtung Westen verschoben und damit das WW Aurich sowie das WW Harlingerland in das Modellgebiet integriert. Im Folgenden wird daher die Kalibrierung für den erweiterten Modellraum beschrieben.

Modellgebiet Nördliches Ostfriesland

Die Erweiterung des Modellgebiets führte schließlich zu einem Modellraum, der in Richtung Westen von der Nordsee begrenzt wird. Im Südwesten wird die Modellberandung durch den Oberlauf der Ems gebildet. Die südliche Berandung bildet eine Randstromlinie, die etwa von Neermoor nach Varel verläuft. Für die Erweiterung des Modellgebiets wurde auch das Hydrogeologische Untergrundmodell erweitert. Die grundsätzlichen Strukturen der hydrostratigraphischen Einheiten und dem daraus abgeleiteten Modellaufbau, wurden beibehalten. Aufgrund der größeren Ausdehnung ist das erweiterte Modellgebiet in einem äquidistanten Raster von 100 x 100 m diskretisiert. Entsprechend wurden auch die äußeren und inneren Randbedingungen angepasst und ergänzt.

Innerhalb des erweiterten Modellgebiets befinden sich neben den bereits beschriebenen Wassergewinnungsstandorten die Grundwassergewinnungsgebiete der WW Aurich, Harlingerland und Marienhaf (OOWV) sowie Hage (Stadtwerke Norden) und Tergast (Stadtwerke Emden GmbH). Für die Grundwasserentnahmen werden ebenfalls die gemittelten Förderraten der Abflussjahre 2001–2018 angesetzt, die sich auf rd. 22,9 Mio. m³/a summieren.

Ziel der Strömungskalibrierung im Gesamt-Modell war die Nachbildung der mittleren Grundwasserstände an sämtlichen 817 Messstellen im Modellgebiet. Die Mittelung umfasst die Messwerte der Abflussjahre 2001–2018. Die gemessenen Wasserstände lagen überwiegend monatlich vor, d. h. pro Messstelle wurden in der Regel über 216 Einzelwerte gemittelt.

Zusätzlich wurden die Mittelwerte in den Messstellen der einzelnen stratigraphischen Einheiten bzw. Modellschichten gesondert betrachtet, um eine Schicht-spezifische Bewertung und damit gezieltere Kalibrierung zu ermöglichen. Der Modellschicht 2 (Saale-zeitliche Sande) waren 254 Messstellen zugeordnet, der Modellschicht 4 (Elster-zeitliche Sande) 371 Messstellen, und der Modellschicht 6 (Pliozän-zeitliche Sande) 192 Messstellen.

Angepasst wurden bei der manuellen Kalibrierung folgende Parameter:

- Mittlere Hydraulische Durchlässigkeiten der einzelnen stratigraphischen Einheiten (globale Anpassung)
- Hydraulische Durchlässigkeiten in Teilbereichen der einzelnen Schichten (lokale Anpassung)
- Vertikale Anisotropie der einzelnen Modellschichten (globale und lokale Anpassung)
- Anbindung der Fließgewässer an den Grundwasserleiter (globale Anpassung)
- Leakage-Koeffizienten der flächenhaften Drainagen in der Marsch (globale Anpassung)

Ergebnisse der Kalibrierung

Als Gütemaß der Kalibrierung wurde der Mittelwert der absoluten Abweichungen von gemessenen zu berechneten Wasserständen herangezogen. Der Absolutwert wurde gewählt um zu verhindern, dass sich positive und negative Abweichungen aufheben und daraus dann eine scheinbar sehr geringe Gesamtabweichung resultiert.

Der Mittelwert wurde außerdem auf die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem gemessenen Wasserstand normiert und in Prozent angegeben (mittlerer relativer Fehler).

Hohe normierte Mittelwerte der Abweichungen bzw. relative Fehler bedeuten, dass die Abweichung zwischen Messung und Modell groß wird im Vergleich zu der gemessenen Spanne der Wasserstände. In DVGW (2016) wird bei einem mittleren relativer Fehler von 5 % oder darunter von einer guten Modellanpassung gesprochen.

Am Ende des Kalibrierungsprozesses konnte der mittlere relative Fehler über alle 817 Messstellen auf 4,7 % reduziert werden. Die Anpassung kann daher als gut bezeichnet werden.

Für die Messstellen, die in den Saale-Sanden verfiltert sind (Modellschicht 2) war die Nachbildung der Wasserstände etwas schlechter als bei Betrachtung aller Messstellen.

Es gibt einige Messstellen mit relativ hohen Wasserständen, die im Modell trotz Parameteranpassung zu niedrig berechnet wurden (Messstellen mit höheren gemessenen Wasserständen unterhalb der Winkelhalbierenden).

Insgesamt ist die Nachbildung der gemessenen Wasserstände gut gelungen. Bei den Abweichungen nach oben (berechneter Wasserstand höher ist als der Messwert) oder unten (berechneter Wasserstand niedriger als der Messwert) ist in allen Modellschichten kein räumlicher Trend zu erkennen, der auf systematische Fehler hinweisen könnte. Die Häufigkeitsanalyse der Abweichungen zeigte, dass der klassifizierten Verteilung eine Gauß'sche Normalverteilung zugrunde liegt. Der größte Anteil aller Messstellen (rd. 75 %) weist Abweichungen von $< |1,0|$ m auf und die Häufigkeit der Abweichungen nimmt sowohl bei den positiven wie auch negativen Werten deutlich ab. Die große Zahl an Messstellen (817), der lange Betrachtungszeitraum (17 Jahre) und der geringe relative Fehler ($< 5\%$) bei der Kalibrierung weisen das Modell als Prognose-tauglich aus.

2.3.1.7 Dichteabhängige Grundwassermodellierung mit d^{3f++}

a. Problemstellung

Das Modellgebiet für die dichtebeeinflusste Grundwasserströmung hat eine Fläche von rund 1.000 km² und wird im Norden von der Nordsee und im Nordosten vom Jadebusen begrenzt. Das Gebiet umfasst die Einzugsgebiete der Wassergewinnungsanlagen (WGA) Sandelermöns, Feldhausen und Kleinhorsten (Abbildung 67) und wird durch ein dichtes Netz von Kanälen und Entwässerungsgräben geprägt.



Abbildung 67: Lage des Modellgebietes Sandelermöns; rot: Modellgrenze; grün: Einzugsgebiete der drei Wassergewinnungsanlagen; gepunktet: Lage der Süß-/Salzwassergrenze gemäß NLWKN (schwarz vollständig, rot teilweise versalzt)

Das Wasserwerk Sandelermöns gehört zum Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV), die Wasserwerke Feldhausen und Kleinhorsten zum GEW Wilhelmshaven. Die Einzugsgebiete der Wasserwerke sind

vor allem durch den im Zuge des Klimawandels prognostizierten Anstieg des Meeresspiegels, verbunden mit einer jahreszeitlichen Verschiebung der Niederschlagsmengen, und ein dadurch ausgelöstes Vordringen der Süß-/ Salzwassergrenze gefährdet. Deshalb kommt der Koordinierung der Vergabe von Wasserrechten durch die Behörden eine große Bedeutung zu, siehe Abschnitt 2.2.2.1

b. Hydrogeologisches Modell

Das Grundwassermodell Sandelermöns basiert auf einem vom Projektpartner OOWV erstellten, komplexen hydrogeologischen 3d Modell mit einer Ausdehnung von rund 1.000 km², s. Abschnitt 2.2.2.7.

Das hydrogeologische Modell besteht aus den glazial geprägten Einheiten der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest und den zum Meer hin angrenzenden Marschgebieten, s. Abbildung 68. Es handelt sich im Wesentlichen um elsterzeitliche (Schicht 4) und pliozäne (Schicht 6) Sande, die durch schluffig-tonige Einheiten unterbrochen werden. Der im westlichen Teil der ostfriesischen Halbinsel bedeutende Tergaster Ton (Schicht 5) ist im Modellgebiet kaum vorhanden, so dass die elsterzeitlichen und pliozänen Sande einen zusammenhängenden Grundwasserleiter bilden. Die wichtigste geringdurchlässigste Einheit im Modellgebiet ist der elsterzeitliche Lauenburger Ton (Schicht 3), der in der westlichen Hälfte des Modellgebietes die elsterzeitlichen und pliozänen Sande von einem geringmächtigen saalezeitlichen (Drenthe) Grundwasserleiter (Schicht 2) trennt. Dieser Grundwasserleiter ist im Modellgebiet teilweise von Geschiebelehm bedeckt, in den Marschgebieten schließt der für diese Region typische Klei die Schichtenfolge ab (Schicht 1).

Die Modelldaten wurden in SubsurfaceViewer® MX (s. Abschnitt 2.3.1.4) in Form von Schichtgrenzen der hydrogeologischen Einheiten aufbereitet und an den Präprozessor des Grundwassercodes d³f++ übergeben. Im hydrogeologischen Modell werden sechs Einheiten unterschieden, denen zu Beginn der Modellkalibrierung jeweils ein einheitlicher Wert für die Permeabilität und Porosität zugeordnet wird.

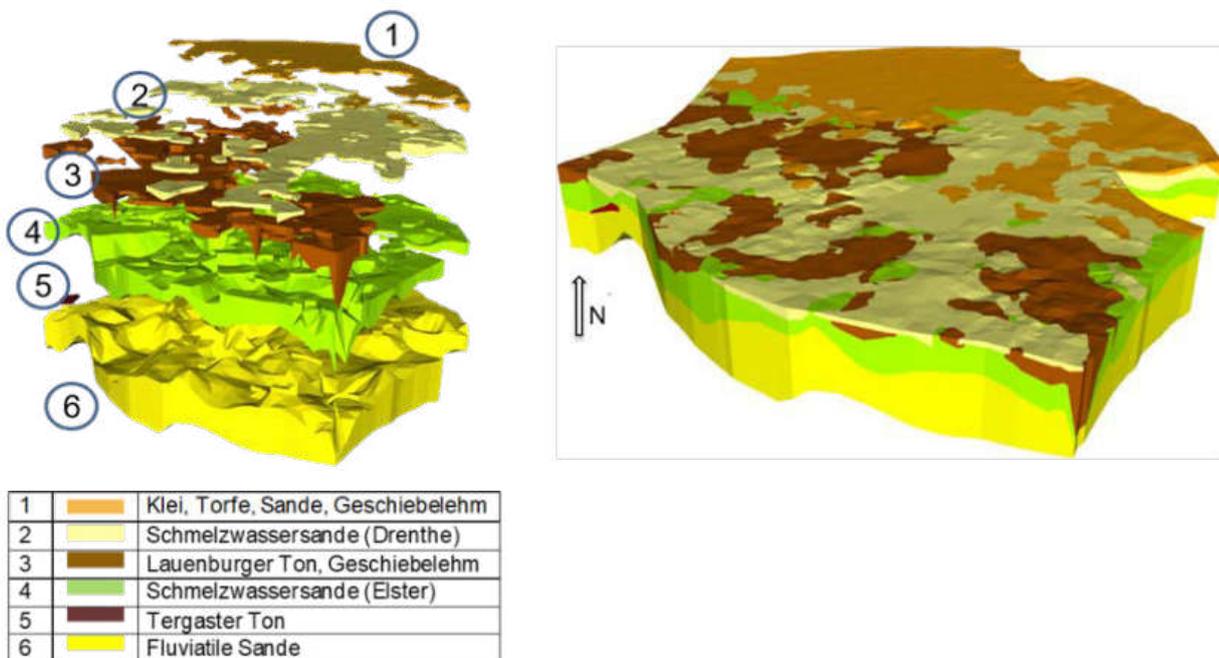


Abbildung 68: Hydrogeologisches Modell Sandelermöns, 50-fach überhöht; Das hydrogeologische Modell wird durch ein Grobgitter aus 21.304 Prismen-Elementen abgebildet (Abb. 5), das während der Berechnung mehrfach verfeinert wird.

c. Anfangs- und Randbedingungen

Eine Schwierigkeit ist, dass die existierende Versalzungssituation in den Aquiferen nicht allein durch das Meerwasser an der heutigen Küstenlinie und die hydraulischen Verhältnisse erklärt werden kann. Die Salzverteilung ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die historische Überflutungssituation vor Beginn der Eindeichung zurückzuführen. Bis vor wenigen 1.000 Jahren war das heutige Marschland von Meerwasser überflutet (Behre 2007). Da die genaue Lage der Süß-/Salzwassergrenze, insbesondere im Hinblick auf ein dreidimensionales Modell, sich nicht allein aus den bei OOWV und NLWKN vorliegenden Messwerten ableiten lässt, stellen die Ergebnisse der im Rahmen des TV 5 ausgewerteten geophysikalischen Messungen, insbesondere der aeroelektromagnetischen Befliegungsdaten (HEM, siehe Abschnitt 0), als Anfangsbedingung für das Grundwassermodell eine wesentliche Basis für die Prognoserechnungen dar. Die abgeleiteten Werte für die Chloridkonzentration sind beispielhaft in zwei Tiefen in Abbildung 69 dargestellt. Für die Simulationen wurden die Messwerte zur Küstenlinie hin und über den nicht erfassten Teil des Modellgebietes extrapoliert.

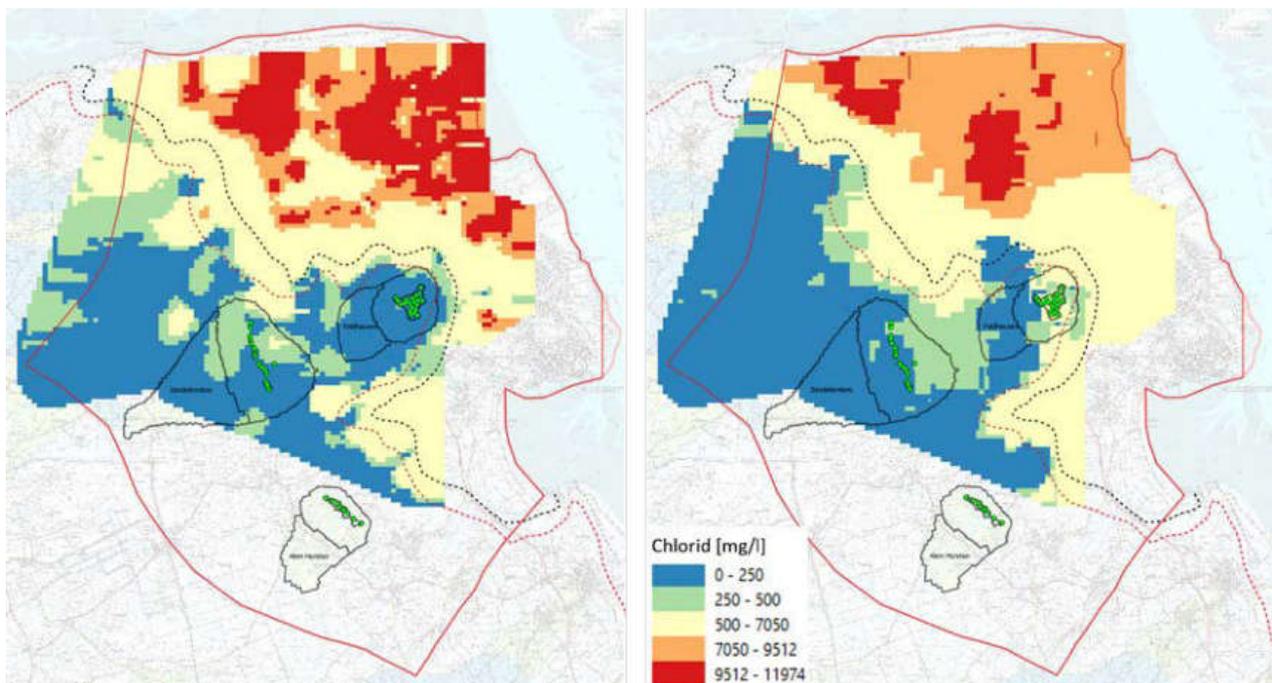


Abbildung 69: Chloridkonzentration in 10 m (links) bzw. 60 m (rechts) Tiefe aus den AEM-Daten; rot: Modellgrenze; schwarz: Wasserschutzgebiete; grün: Förderbrunnen; gepunktet: Süß-/Salzwassergrenze lt. NLWKN

Eine weitere Anfangsbedingung stellt die Lage der Grundwasseroberfläche im Jahr 2016 dar, die aus den Daten von 385 Messstellen abgeleitet wurde.

Abbildung 69 verdeutlicht das Grundwassermodell mit seinen Anfangs- und Randbedingungen. Das Modellgebiet grenzt im Norden an die Nordsee und im Nordosten an den Jadebusen. Für diese Ränder wurden jeweils ein hydrostatischer Druck und die Konzentration von Meerwasser $c = 1$ fest vorgegeben, das entspricht 35 g/l NaCl bzw. 18 g/l Cl⁻. Die südliche Modellgrenze wurde auf eine Wasserscheide gelegt und die westliche und die südöstliche Modellgrenze so gewählt, dass sie senkrecht zu den Grundwassergleichen verlaufen. Diese Ränder können daher als für Strömung und Salztransport geschlossen betrachtet werden. Nach unten hin wird das Modell durch undurchlässige geologische Schichten begrenzt, dieser Rand wird ebenfalls als für Strömung und Transport geschlossen angenommen.

Die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung stellen für das Grundwassermodell eine weitere wichtige Randbedingung dar. Sie wurden räumlich und zeitlich differenziert aus dem hydrologischen Modell PANTA RHEI importiert. Dabei wurden 147 Teilflächen unterschieden (s. Abschnitt 2.3.1.5). Ebenfalls als Randbedingung enthält das Modell ein dichtes Netz von Vorflutern, die im wesentlichen Wasser aus dem Modellgebiet in Richtung Nordsee transportieren. Dabei hängt die Menge des in- bzw. exfiltrierenden Wassers von der

Differenz zwischen Flusswasserstand und Grundwasserstand ab sowie von der Durchlässigkeit des Flussbettes (Kolmationsschicht). Für die Pegel der Flüsse liegen nur sehr wenige Messwerte vor, deshalb wurden die Wasserstände im Anfangszustand auf 2 m unter Geländeoberkante gesetzt. Hinzu kommt, dass die meisten der Schöpfwerke, die das Wasser der Vorfluter aktiv in das Meer pumpen, ihre Fördermengen nicht erfassen (s. Abschnitt 2.2.2.3 und 2.2.1.4). Die Parameter der Vorfluter gingen daher weitgehend als Unbekannte in den Kalibrierungsprozess ein.

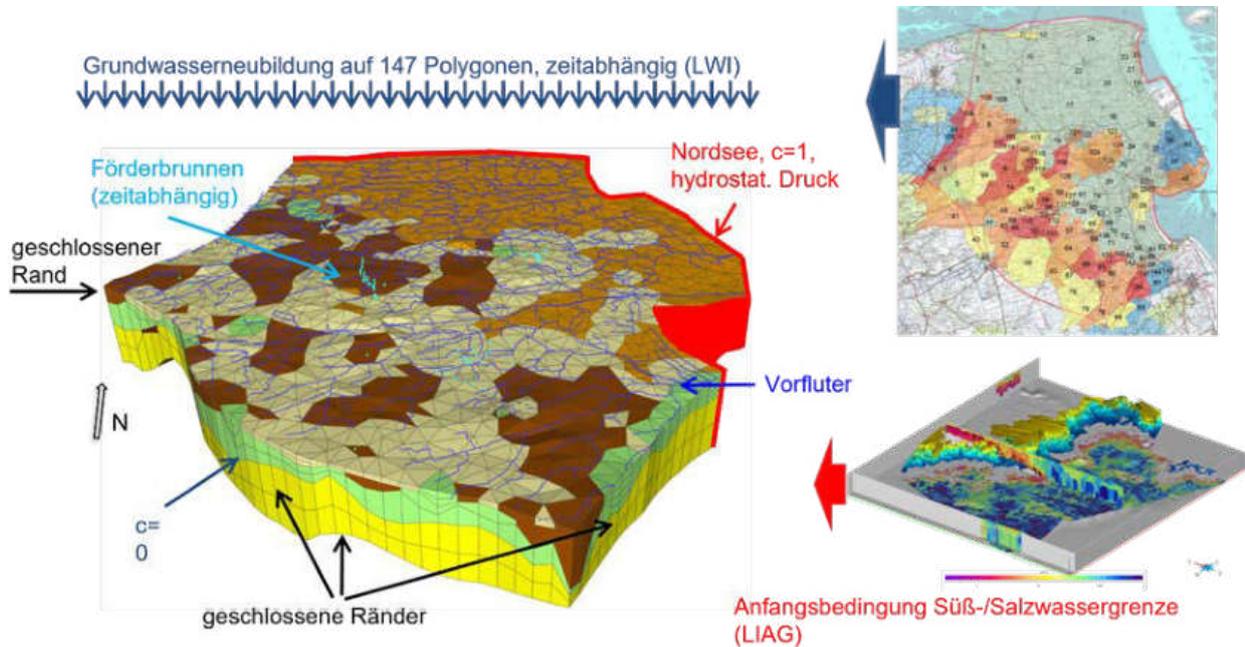


Abbildung 70: Grobgridter (50-fach überhöht), Anfangs- und Randbedingungen sowie Entnahmebrunnen im Grundwassermodell für die Region Sandelermöns; „c=1“ steht für die Salzkonzentration der Nordsee (35 g/l NaCl bzw. 18 g/l Cl)

Förderbrunnen stellen für den Grundwassercode d^{3f++} Linienquellen mit negativer Stärke dar. Dabei entspricht jede Filterstrecke einer Linie. Insgesamt sind 93 Förderbrunnen im Modell enthalten. Die Stammdaten und die Förderdaten der drei im Gebiet fördernden Wassergewinnungsanlagen (WGA) Sandelermöns (25 Brunnen), Kleinhorsten (acht Brunnen) und Feldhausen (22 Brunnen) wurden von den Betreibern bereitgestellt, die Förderdaten von 38 zusätzlich berücksichtigten Brunnen der Industriebetriebe und der Landwirtschaft vom NLWKN. Die Förderbrunnen der Wasserwerke weisen Filterstrecken über 20 bis 30 m in Tiefen zwischen -15 und -124 m NN auf. Ihre Förderleistungen bewegen sich gegenwärtig zwischen 5.000 und 716.000 m³/a.

Die Rechnungen erfolgten auf Gitter-Level 2 (1.4 Mio. Elemente). Zunächst musste das Fluidvolumen im Modell in einen Gleichgewichtszustand gebracht werden. Dazu wurden sowohl die Permeabilität der einzelnen hydrogeologischen Schichten als auch die Wasserstände in den Vorflutern variiert. Für die Modellkalibrierung wurden Daten aus 285 vorhandenen Messstellen genutzt. Dafür wurde das neu in d^{3f++} entwickelte Kalibrierungstool verwendet. Zur Kontrolle der korrekten Berechnung der Grundwasserstände wurde ein Rechenlauf von 1970 bis 2016 unter Benutzung der im TV 1 ermittelten historischen Grundwasserneubildungsraten durchgeführt. Für eine Kontrolle der Entwicklung der Salzkonzentrationen reicht die Datenlage für das Jahr 1970 nicht aus. Tabelle 14 und Abbildung 71 zeigen die Ergebnisse. Der Nash-Sutcliffe-Koeffizient beträgt 0.78.

Tabelle 14: Permeabilitäten im Ergebnis der Modellkalibrierung

	Einheit	Permeabilität Startwert [m ²]	Permeabilität Kalibrierung [m ²]	Porosität [-]
	Klei, Torfe, Sande, Geschiebelehm	$1 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-11}$	0.1
	Schmelzwassersande (Drenthe)	$1 \cdot 10^{-10}$	$5.1 \cdot 10^{-11}$	0.2
	Lauenburger Ton, Geschiebelehm	$1 \cdot 10^{-13}$	$7.2 \cdot 10^{-13}$	0.05
	Schmelzwassersande (Elster)	$4 \cdot 10^{-11}$	$1.7 \cdot 10^{-11}$	0.2
	Tergaster Ton	$1 \cdot 10^{-13}$	$1 \cdot 10^{-13}$	0.05
	Fluviatile Sande	$2.8 \cdot 10^{-11}$	$2.8 \cdot 10^{-11}$	0.2

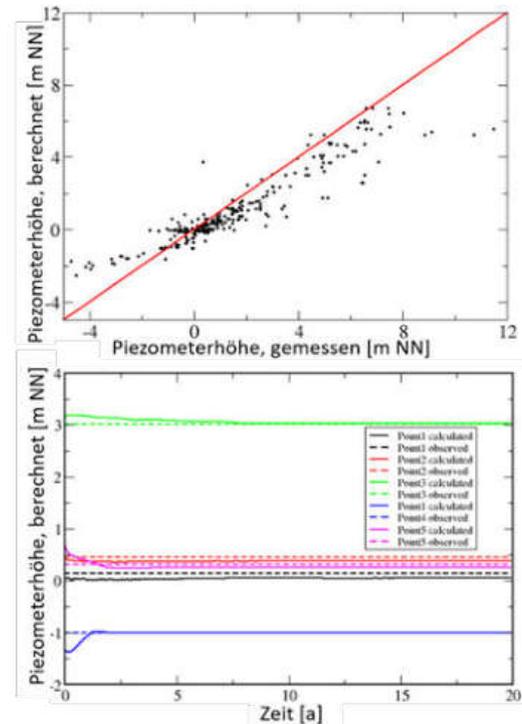
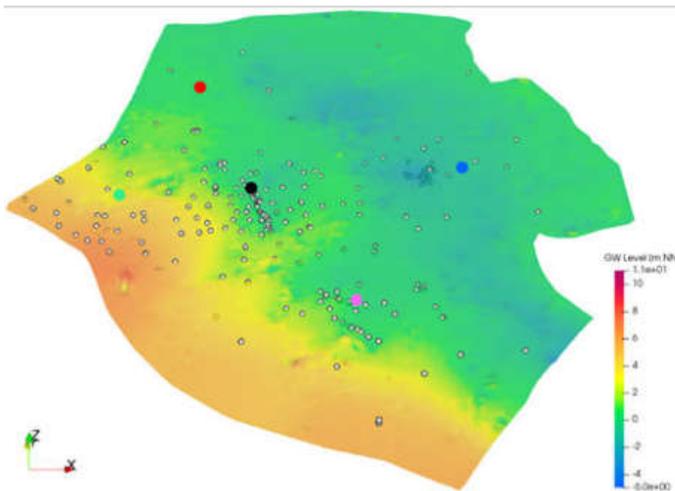


Abbildung 71: Ergebnisse der Modellkalibrierung; links: Lage der Grundwasseroberfläche in Relation zu den Messpunkten; rechts: Vergleich der gemessenen mit den berechneten Werten

2.3.2 Fallstudienregion Großenkneten

2.3.2.1 Governanceanalyse

Die Governanceanalyse trennt nicht zwischen der Fallstudie Sandelermöns und Großenkneten, da sich beide in Niedersachsen befinden und die rechtlichen sowie politischen Rahmenbedingungen daher nicht grundlegend unterschiedlich sind. Die starke inhaltliche Überschneidung ergibt sich zusätzlich aus der überregionalen Aufgabe der Wasserversorgung. Siehe hierzu Governanceanalyse (Auch für die Fallstudienregion Großenkneten).

2.3.2.2 Geologische Parameter-Modellierung

Die Geologische Parameter-Modellierung erfolgte aus den Erkenntnissen und Entwicklungen der Arbeiten, die für das Gebiet Sandelermöns, die bereits mit Kapitel 130 erörtert wurden. Da die dort getestete Methode zur räumlichen Schätzung den Ansprüchen noch nicht genügt, wurde für Großenkneten eine andere Vorgehensweise gewählt, wie in den folgenden Abschnitten umrissen.

a. Eingangsdaten

Zu den Eingangsdaten gehören:

- Das 3D-Strukturmodell des OOWV und der Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH, wie es unter 2.2.2.7 beschrieben ist, mit einer Kartierung der Schichten bis in rund ~180 m Tiefe.
- 2.516 Bohrungen mit ca. 20.000 Schichtbeschreibungen aus der Datenbank des OOWV.
- Davon erschließen 1.162 Bohrungen den Untergrund tiefer als 10 m, 929 Bohrungen tiefer als 20 m und 101 tiefer als 100 m.
- Die Geometrien und die Kalibrierung des Modflow-Strömungs-Modells mit 4 Layern, erstellt von Ing.büro H.-H. Meyer, Bad Nenndorf
- Die Geometrien des d3f-Modells, erstellt von GRS (siehe Kapitel 2.3.2.5).

b. Räumliche Schätzung von hydraulischen Durchlässigkeiten

Der *Workflow* zur Schätzung der räumlichen Verteilung von hydraulischen Durchlässigkeiten ist bis zum *Clustering* über *K-Means* die gleiche Herangehensweise wie in Sandelermöns (siehe Kapitel 2.3.1.4). Die lithologische Zusammensetzung der ermittelten Bodentyp-Cluster für Großenkneten unter Verwendung der Cluster-Anzahl 50 ist mit Abbildung 72 zusammengefasst.

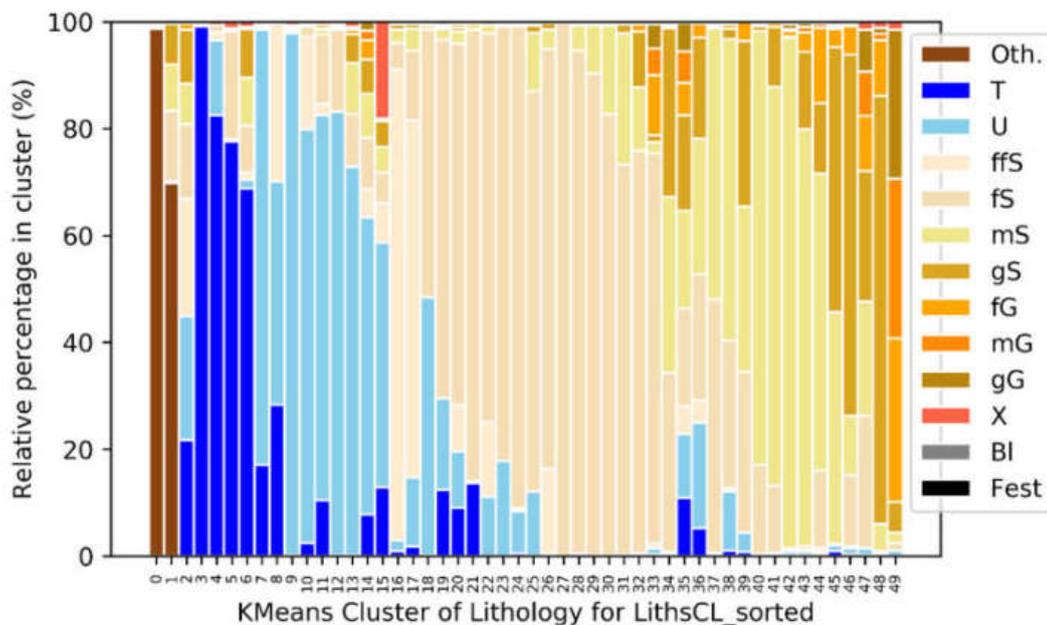


Abbildung 72: Lithologische Zusammensetzung der ermittelten Bodentyp-Cluster (K-Means) für das Gebiet Großenkneten unter Verwendung der Cluster-Anzahl 50 (Oth. = e.g. organische Böden). Die Bedeutung der Kürzel ist dem Symbolschlüssel für Geologie, LBEG 2015 zu entnehmen.

In diesem Gebiet wurden jedoch die Bodentypen nicht direkt den hydrogeologischen Layern zugeordnet, sondern zunächst jedem in sich abgeschlossen oder flächendeckend vorhandenen Schichtkörper des 3D-Strukturmodells. Dann wurde, in Abhängigkeit der Anzahl der Bohrungen, die im entsprechenden Schichtkörper abgeteuft wurden, unterschiedlich interpoliert:

- Bei 1 Bohrung: der gesamte Schichtkörper erhält den Median-Wert der synthetischen k_f -Wert-Verteilung für die im Schichtkörper vertikal vorhandenen Bodentypen (Bodentyp-Cluster innerhalb einer lithostratigrafischen Einheit).

- Bei >1 und <5 Bohrungen: Schichtkörper wird mit einer 3D Voronoi-Polygonisierung mit den im Schichtkörper vertikal vorhandenen Bodentypen (auch s.o.) belegt und hernach wird diesen der Median-Wert der synthetischen k_f -Wert-Verteilung des Bodentyps zugeordnet.
- Bei >5 und <~15 Bohrungen: Schichtkörper wird mit einer 3D Inverse Distanz Interpolation über die örtlichen Median-Werte der synthetischen k_f -Wert-Verteilung für die im Schichtkörper vertikal vorhandenen Bodentypen (auch s.o.) am Standort differenziert, sofern ein Indikatorkriging aufgrund der Variogrammanalyse nicht erfolgsversprechend wirkte.
- >~ 15 Bohrungen: 3D Indikatorkriging über die Bodentypen der lithostratigrafischen Einheit und hernach Belegung der Bodentyp-Volumina mit den Median-Werten der synthetischen k_f -Wert-Verteilung für die im Schichtkörper vertikal vorhandenen Bodentypen (auch s.o.).

Um eine laterale Differenzierung der hydrgeologischen *Layer* für die hydraulischen Durchlässigkeiten zu erreichen, wurden hernach für jeden Gridpunkt eines *Layers* die vertikal besetzten Median-Werte der synthetischen k_f -Wert-Verteilungen nach Mächtigkeit gewichtet gemittelt und als 2D Raster pro hydrogeologischen *Layer* ausgegeben. Das Ergebnis ist in Abbildung 73 zu sehen.

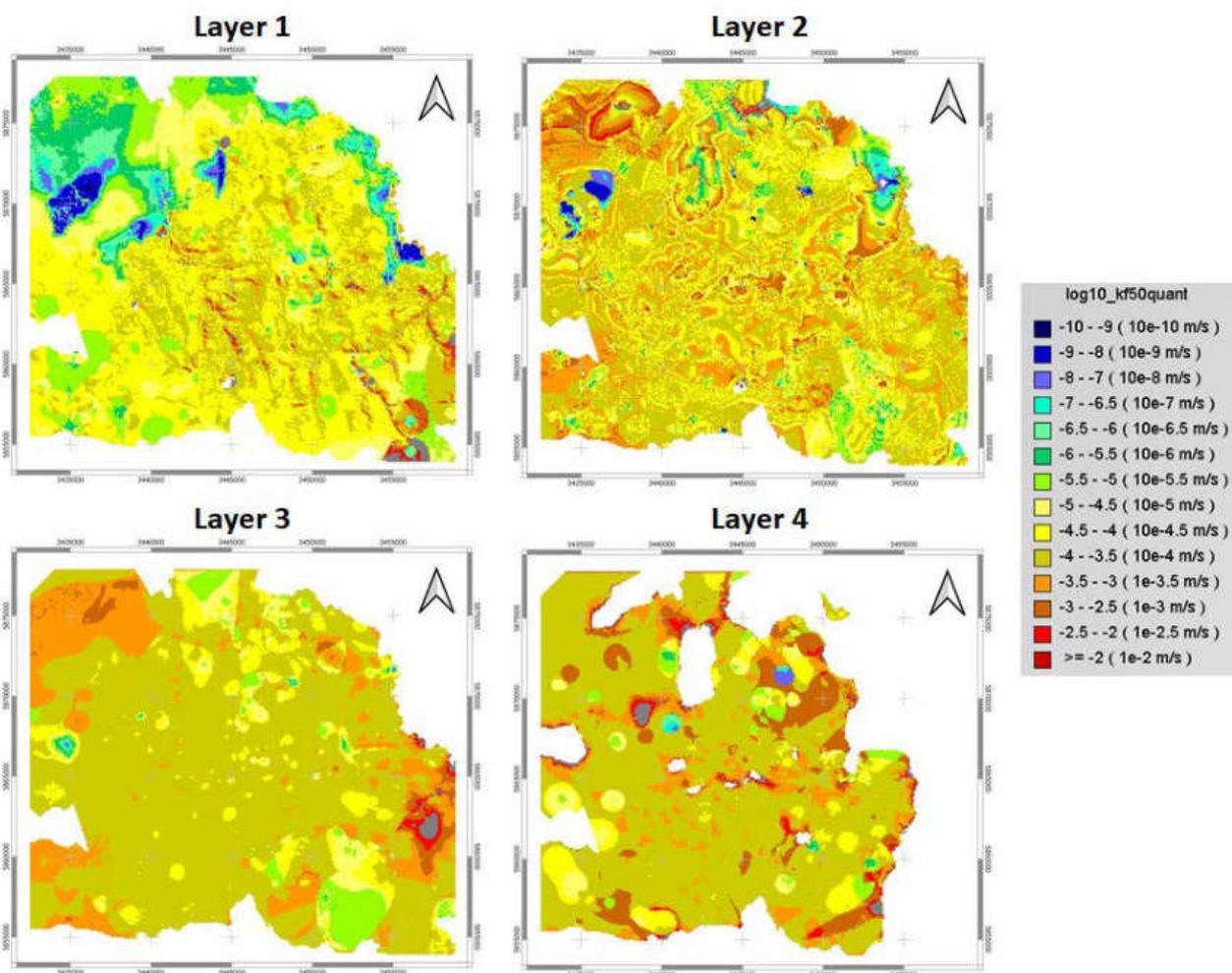


Abbildung 73: Geschätzte und interpolierte k_f -Wert-Verteilung anhand von Bohrungsdaten und dem Einsatz des HCE Moduls für jeden Schichtkörper des 3D-Strukturmodells für das Projektgebiet Großenkneten.

Das Modell wurde mit der validierten Strömungskalibrierung aus dem Hause Ing.büro H.-H. Meyer, Bad Nenndorf (Herr Meinken) verglichen, um abschätzen zu können, ob die Herangehensweise grundsätzlich gebrauchbar ist. Die mittlere Abweichungen zwischen dem kalibrierten horizontalen k_f -Wert, logarithmiert, und dem logarithmierten Median der synthetischen k_f -Wertverteilung aus dem HCE-Modul mit verschiedenen Einstellungen und am Bohrungsstandort liegt überwiegend im Bereich von -0.17 und -0.3, was bedeutet,

dass im Mittel die Mediane der synthetisch hergestellten k_f -Wert-Verteilungen geringere Durchlässigkeiten zeigen als im Ergebnis der Kalibrierung, und zwar um weniger als eine halbe Größenordnung. Bei dem Vergleich ebenfalls auffällig war, dass lithologisch variable Bereiche in der Vertikalen, mit beispielsweise raschen Wechseln von eher sandigen zu feineren Sedimenten bis hin zu organischen Lagen, nicht immer hydraulisch wirksam zu sein scheinen, da sie in der Kalibrierung nicht auffallen. An anderen Stellen hingegen scheinen lithologisch eher etwas unscheinbarere Profile, wie beispielsweise eine dünne Kieslage in einem ansonsten sandigen Aufbau, stärker hydraulisch ins Gewicht zu fallen. Mit Abbildung 74 seien hierzu entsprechende Beispiele gegeben. Dies zeigt recht deutlich, dass eine lineare Ableitung von hydraulischen Kennwerten aus den lithologischen Informationen in punktueller Betrachtung (Schichtbeschreibung, Bohrung) nicht den eigentlichen Prozess des Fließgeschehens im Untergrund wiedergeben kann. Im Beispiel in Abbildung 74 oben handelt es sich wahrscheinlich um linsenartige Körper, die im Großen und Ganzen von besser durchlässigen Schichten umgeben sind und damit „umflossen“ werden. Sind in der Nähe nicht entsprechend Bohrungen vorhanden, die dieses Bild bestätigen können, kann es auch während einer Strukturmodellierung ohne die Kenntnis über die hydraulischen Gegebenheiten zu geometrischen Trugschlüssen kommen. Ähnlich verhält es sich mit dem zweiten Beispiel unten in Abbildung 74. Auch die dünne Kieslage oder die zuoberst liegenden Sande, könnten für einen Strukturmodellierer zunächst für eine Abgrenzung uninteressant erscheinen, was vor allem auch bei Fehlen weiterer Attributbeschreibungen möglich ist, was aber hinsichtlich des Strömungsbildes eventuell gar nicht stimmig ist. Hier bestätigt sich also die Notwendigkeit einer integrierten Vorgehensweise während aller Modellierungsschritte, um solche Phänomene in allen Modellen richtig erfassen und verstehen zu können. Es sollte also auch in Gebieten dieser Größe und Datenmenge zukünftig möglich sein, Informationen über das Strömungsbild zumindest halbautomatisiert in ein Strukturmodell zu dessen Verifizierung zurückzugeben.

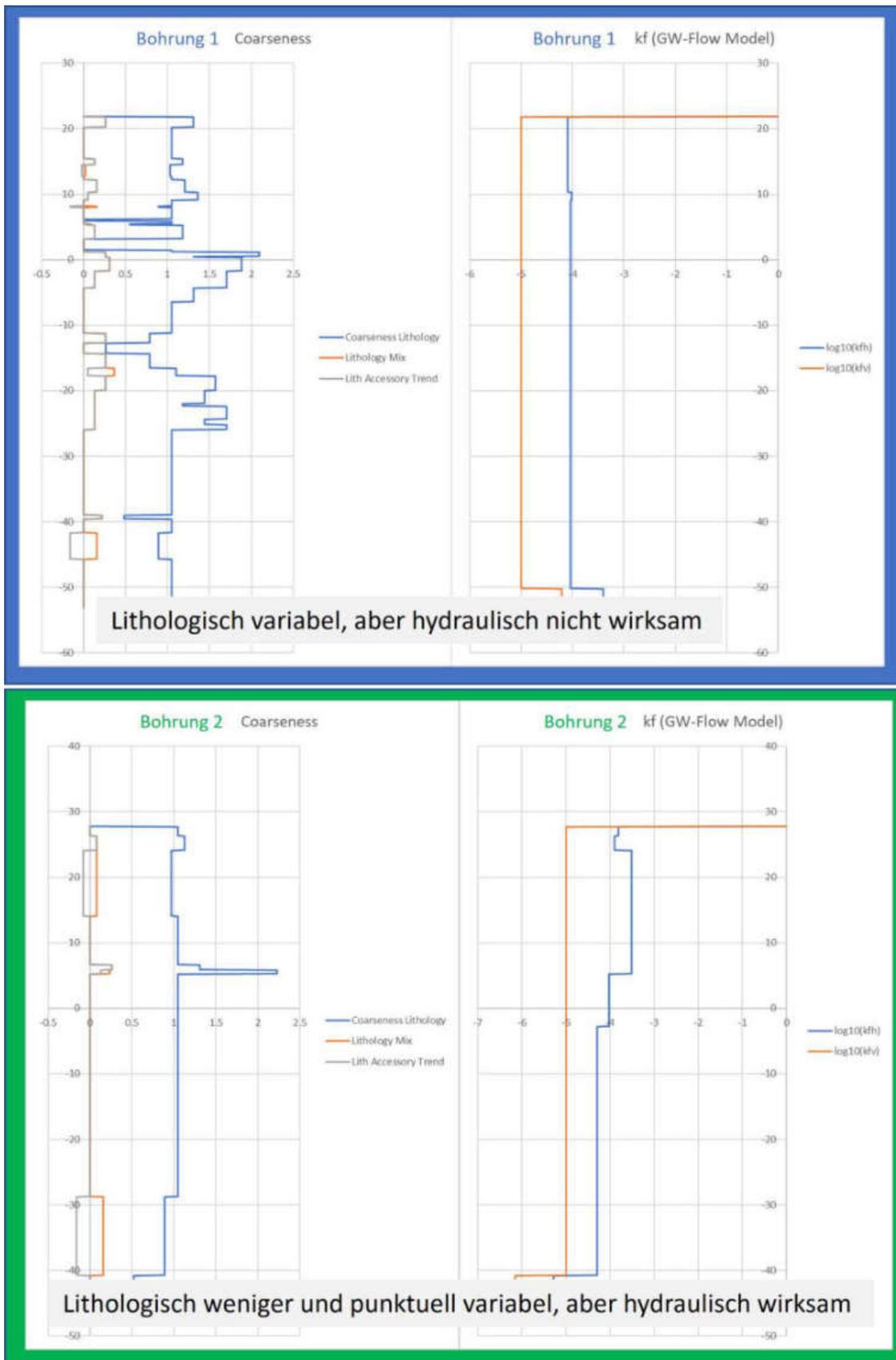


Abbildung 74: Vergleich der lithologischen Variabilität zweier Bohrungen (Grobheit, Mix und Trend, wie in Kapitel dumschrieben) zur Änderung der horizontalen hydraulischen Durchlässigkeit des kalibrierten Strömungsmodells, erstellt von Ing.büro H.-H. Meyer, Bad Nenndorf (Herr Meinken). Oben: Bohrung mit auffälligem lithologischem Wechsel in der Vertikalen von sandigem zu feinem Material und wenig hydraulische Variabilität. Unten: Dünne Kieslage in einem ansonsten sandigen Schichtenaufbau und hydraulische Variabilität.

c. Ableitung von hydrochemischen Parametern aus Bohrungsdaten

Um potentielle Bodenbestandteile für den (evtl. ehemaligen) Abbau von Nitrat auch aus dem Bohrungsarchiv gewinnen zu können, wurde gezielt nach dem Mineralgehalt Pyrit und Eisen im Schichtbeschreibungsbestand mittels des Parsers gesucht. Dies war jedoch relativ erfolglos, da Eisen als Parameter überwiegend bei der oberflächennahen Bodenansprache mit aufgenommen wird und daher das Vorkommen fast ausschließlich in den Deckschichten aufzutauchen scheint. In den tieferen Lagen sind nur an sehr vereinzelt Bohrungen Eisen beschrieben worden. Pyrit konnte nicht gefunden werden. Es ist anzunehmen, dass die Bohrungen aus dem Archiv mit größeren Endteufen entweder im Verfahren ungeeignet oder schlicht der Fokus hierfür in der Vergangenheit nicht vorhanden war, der eine Aufnahme von Pyrit in vergangener Zeit gerechtfertigt hätte. Aussichtsreicher ist es wahrscheinlich sich hier auf die beschriebenen organischen und karbonatischen Sedimentgehalte sowie eines genetischen Konzepts zu konzentrieren, um gemeinsam im Prozess einer Transportmodellierung Abschätzungen über das potentielle Vorkommen von Pyrit auch im regionalen Maßstab vornehmen zu können. Die Grundlagen hierfür sind in diesem Projekt gelegt worden und könnten in Folgeprojekten Umsetzung finden.

2.3.2.3 Hydrogeochemische Modellierung

Für die Wassergewinnung Großenkneten mit den Brunnengalerien Baumweg, Hagel und Sage wurde eine hydrogeochemische Modellierung entwickelt, welche in Abhängigkeit von dem Stickstoffeintrag über die Zeit und dem Denitrifikationspotential im Untergrund den Abbau von Nitrat berechnet. Ein wesentliches Ziel der Modellierung ist es den Verbrauch des Denitrifikationspotentials anhand von unterschiedlichen Modellszenarien (Stoffeintrag und Feststoffgehalte) und den Durchbruch von Nitrat im Rohwasser der Brunnen zu prognostizieren. Neben den Nitratkonzentrationen werden im Modell alle relevanten chemischen Parameter der Grund- und Rohwasserbeschaffenheit berechnet, wodurch weiterführende Fragestellungen wie die Verockerungstendenz in den Brunnen als Ergebnis der Eisenfreisetzung durch die autolithotrophen Denitrifikation im Untergrund ermittelt werden kann.

Dazu wurde in einem ersten Arbeitsschritt für jeden Einzelbrunnen der Zustromanteil aus den unterschiedlichen Landnutzungen innerhalb des Gewinnungsgebietes und die mittlere Fließzeit im Grundwasserleiter modelliert. Die Modellrechnungen verdeutlichen eine hohe Variabilität des Zustromanteils von Grundwässern mit landwirtschaftlichem Einfluss auf die Rohwasserbeschaffenheit mit hohen Werten in den westlich gelegenen Brunnen der Wassergewinnung Baumweg (F64 bis F69) größer 60 %. Dahingegen zeigen die Förderbrunnen in Sage und Hagel überwiegend ein Mischwasser aus Grundwässern von landwirtschaftlichen Flächen und Waldgebieten mit jeweils ca. 30 % des anteiligen Zustroms.

Die berechnete mittlere Fließzeit im Grundwasserleiter ist in Baumweg mit 40 bis 62 Jahren deutlich höher als in Hagel mit 24 bis 52 Jahren und Sage mit 24 bis 46 Jahren. Hohe Stoffbelastungen wie sie in den 1990er Jahren unter landwirtschaftlichen Flächen aufgetreten sind, kommen entsprechend zeitlich verzögert an den Brunnen an.

Anhand der hydrogeochemischen Modellierung konnte gezeigt werden, dass das Denitrifikationspotential im Grundwasserleiter eine entscheidende Rolle für die Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes von Nitrat im Rohwasser aufweist. Im Rahmen einer Test-Modellierung wurde berechnet, welche Nitratkonzentrationen sich im Rohwasser einstellen, wenn das Denitrifikationspotential im gesättigten Grundwasserleiter fehlt. So wird im Modell ein starker Anstieg der Nitratkonzentrationen seit Förderbeginn mit überwiegend hohen Konzentrationen über dem Trinkwassergrenzwert bis 2020 berechnet. Grund hierfür ist ein schrittweiser Durchbruch der anthropogen beeinflussten Grundwässer (v. a. Landwirtschaft) am Brunnen. In den Modellrechnungen wird aufgrund der teils sehr langen Fließzeiten im Untergrund auch noch nach 2020 ein Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser mit Maximalwerten von bis zu 100 mg/l berechnet. Der landwirtschaftliche Stickstoffeintrag im Wassergewinnungsgebiet Großenkneten ist damit als nicht nachhaltig einzustufen.

Modellszenarien wurden erarbeitet, anhand welcher das im Untergrund vorliegende Denitrifikationspotential (Prozess und Umsatzrate) untersucht wurde. Für die Wassergewinnung Baumweg wurde ein Nitratabbau im Wesentlichen über Pyrit abgeleitet.

Insbesondere im Zustrom der Brunnen F64 bis F67 ist ein deutliches Nachlassen der Denitrifikation über Pyrit zu erkennen. Wird das Pyrit verbraucht, so übernimmt der im Grundwasserleiter vorliegende organische Kohlenstoff einen Teil des Nitratabbaus. Der Abbau über organischen Kohlenstoff ist weniger effektiv und führt zu einer Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser. Zudem können im Modell Unterschiede in der Verockerungsneigung der Brunnen abgebildet werden. So zeigt sich in den zentral gelegenen Brunnen F64 bis F66 eine gute Übereinstimmung der Wasserbeschaffenheit bei einer Ausfällung von 50 % der Eisenkonzentration. Bei der Ausfällung von Eisenhydroxid kommt es neben der Senkung der Eisenkonzentrationen auch zu einer Senkung des pH-Wertes und Hydrogenkarbonatkonzentration als Indikator.

In der Wassergewinnung Hagel wird Nitrat sowohl durch Pyrit als auch organisch gebundenen Kohlenstoff abgebaut. Grund hierfür könnte eine inhomogene Verteilung des Pyrits im Untergrund sein. Es wird vermutet, dass im östlichen Untersuchungsgebiet Pyrit vorliegt. Nach Westen nimmt das Vorkommen des Pyrits ab und die Denitrifikation läuft vermehrt über organisch gebundenen Kohlenstoff ab. Dieser Übergang ist bereits in den westlich gelegenen Brunnen Hagel F1 bis F10 erkennbar. In diesem Zusammenhang wird auch vermutet, dass es durch das Abtauchen der reaktiven Sedimente nach Westen zu einem Durchbruch von Nitrat in den Brunnen kommt.

Ein überwiegend durch organisch gebundenen Kohlenstoff forcierter Nitratabbau wird damit in der Wassergewinnung Sage vermutet. Lediglich in den Brunnen F36 und F43 ist ein Anstieg der Eisen- und Sulfatkonzentrationen ab 2000 erkennbar, was auf einen Nitratabbau über Pyrit hindeuten kann. Durch die unterschiedliche Umsetzung von Pyrit im Wassergewinnungsgebiet Hagel und Sage lassen sich auch die hohe Verockerungstendenz in den Brunnen Hagel einerseits und die geringe Verockerungstendenz in den Brunnen Sage andererseits erklären.

Weiterführende Untersuchungen des Feststoffgerüsts sollen im Rahmen von Forschungsbohrungen die Verteilung von Pyrit im Sediment und die Reaktivität des organisch gebundenen Kohlenstoffs untersuchen.

Die zukünftig zu erwartende Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit u .a. hinsichtlich der Nitratkonzentrationen wurde anhand von drei ausgewählten Prognoseszenarien modelliert.

Mit den Prognoseszenarien wurde ein gleichbleibender Stickstoffeintrag (Status Quo) sowie ein Anstieg bzw. Senkung des Stickstoffeintrags um 30 % (Worst Case bzw. Best Case) berechnet. In der Wassergewinnung Großenkneten ist für die aktiven Brunnen unter den gewählten Modellbedingungen von keiner Überschreitung des Schwellenwerts von 37,5 mg/l Nitrat im Rohwasser auszugehen. Die Änderung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser zwischen dem Best Case und dem Worst Case Szenario bis 2140 hängt maßgeblich vom Zustromanteil landwirtschaftlich beeinflusster Grundwässer ab. So berechnet sich im Brunnen F66 mit einem hohen Zustromanteil von 70 % ein Unterschied von ca. 20 mg/l (bis 2140). Die Szenarienberechnungen verdeutlichen zudem die lange Reaktionszeit des Grundwassersystems hinsichtlich (flächenhafter) Maßnahmen innerhalb des Wassergewinnungsgebietes. In der Abbildung 75 sind zur weiteren Erläuterung die Flächen mit einem hohen Nitratedeintrag und deren modellierter Abstrom simuliert worden (Darstellung: Nitratkonzentrationen größer 1 mmol/l = 62 mg/l, oben: Aufsicht, unten: Ansicht von unten). Sofern im Untersuchungsgebiet eine relativ homogene Schichtung ausgebildet ist, können auch Informationen zum Denitrifikationspotential im Abstrom von Flächen mit relativ geringerem Nitratedeintrag wie Wald oder Grünland wichtige Informationen zur Historie des Nitratedeintrages liefern. Im direkten Vergleich zum landwirtschaftlichen Stoffeintrag kann so der Gesamtumsatz an Denitrifikationspotential abgeschätzt werden.

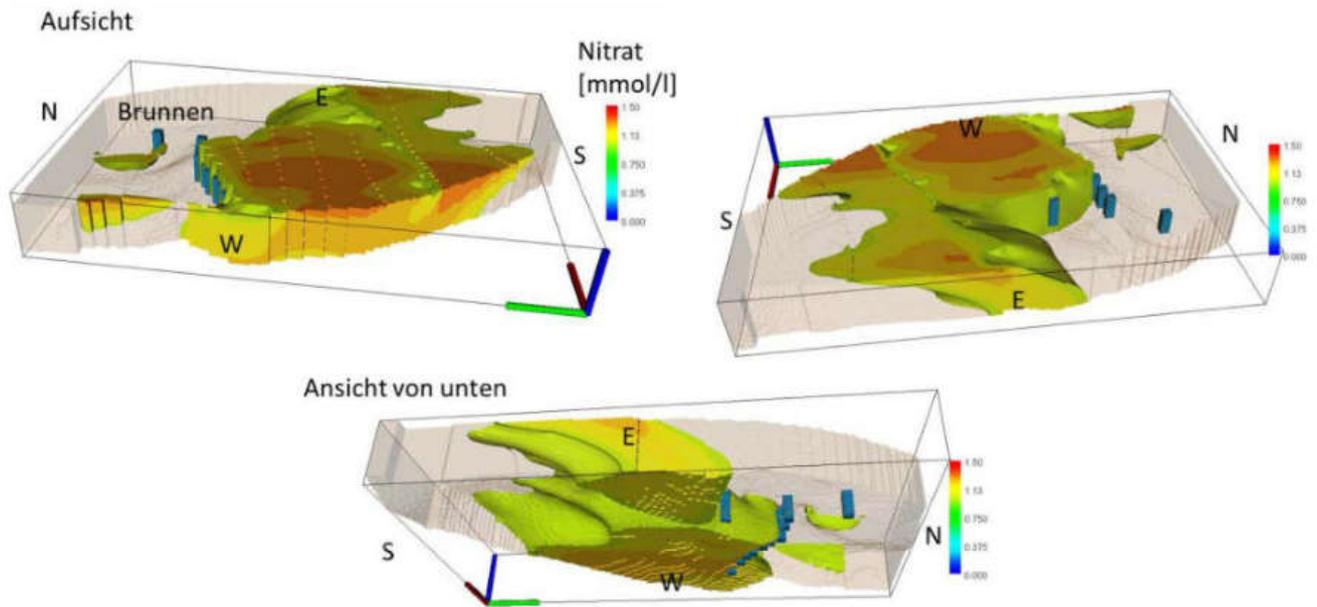


Abbildung 75: Darstellung der Flächen mit hohem Nitrateintrag und Abstrom (Modell ohne Denitrifikation, Zeitpunkt 2040),

Es ist jedoch zu beachten, dass die Interpretation der Modellergebnisse immer im Zusammenhang mit dem Modellaufbau und der gewählten Parametrisierung gesehen werden sollte und die sich daraus ergebenden Modellunsicherheiten zu berücksichtigen sind.

2.3.2.4 Hydrologische Modellierung

Für die Fallstudienregion Großenkneten wurde ein Wasserhaushaltsmodell mit dem hydrologischen Modellsystem PANTA RHEI aufgebaut. Das methodische Vorgehen entspricht dem für die Fallstudienregion Sandelermöns (Kapitel 2.2 und 2.3.1.5). Für die Abgrenzung des Modellgebietes wurden die oberirdischen Wasserscheiden verwendet. Das Modellgebiet Großenkneten umfasst eine Fläche von 932,2 km² bei einer West-Ost-Erstreckung von 44 km. Die räumliche Ausdehnung ergibt sich einerseits aus den Standorten der für die Modellparametrisierung erforderlichen Standorte von Pegeln mit Abflussdaten, andererseits aus der Lage des Betrachtungsraumes der Grundwassermodellierung (Wasserschutzgebiet Großenkneten), für welchen die Grundwasserneubildung berechnet werden soll.

Im Modellgebiet liegen fünf Einzugsgebiete größerer Fließgewässer. Die räumliche Diskretisierung des hydrologischen Modells erfolgte anhand der oberirdischen Wasserscheiden aus der hydrographischen Karte Niedersachsens (Abbildung 76). Auf diese Weise wurden 81 Teilflächen mit einer mittleren Größe von 11,5 km² generiert. Die durch Verschneidung von Teilflächen, Landnutzung (ATKIS) und Bodeneigenschaften (Bodenübersichtskarte Niedersachsen, 1:50.000) wurden 40.863 Hydrotöpfe – Elemente mit gleichen hydrologischen Eigenschaften – erzeugt (Abbildung 76). Die Hydrotöpfe gehen gewichtet in die Berechnung ein, haben jedoch keinen räumlichen Bezug. Die zugrundeliegenden Parameter des Hydrotops sind analog zur Modellregion Sandelermöns. Das Gewässernetz wird über die Parameter Gewässerslänge und das mittlere Gefälle in den Teilflächen berücksichtigt. Weiterhin wird die Fließbeziehung der Teilflächen über das Gewässernetz und die Fließrichtung abgeleitet.



Abbildung 76: Teilflächen des Wasserhaushaltsmodell Großenkneten basierend auf den oberirdischen Wasserscheiden sowie den Hydrotopen basierend auf der Verschneidung von Landnutzung, Bodeneigenschaften und Teilflächen

Für die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodell standen insgesamt 7 Pegel mit Abflussdaten verschiedener Perioden zur Verfügung (s. Abbildung 77 und Tabelle 15). Die östlichen Bereiche des Modellgebietes entwässern direkt in die Hunte, die als größerer Fluss bis zum Eintritt in das Modellgebiet bereits ein oberirdisches Einzugsgebiet von rd. 1300 km² aufweist. Entsprechend sind die Abflüsse in diesen Bereichen nicht von der Dynamik des Niederschlag-Abfluss-Prozesses im Modellgebiet selbst beeinflusst. Für die Parametrisierung dieser Modellbereiche wurde die gemessenen Abflusszeitreihen am Pegel Colnrade als Systemelement Seitenwelle (Messwelle) im Modell implementiert. Die Wasserhaushaltsgrößen wurden analog zum Modellgebiet Sandelermöns in Stundenzeitschritten berechnet. Zur Weiterverwendung wurden einige Größen zu größeren Zeitschritten aggregiert. Dies gilt besonders für Wasserbilanzglieder, die einer geringen kurzzeitlichen Dynamik unterliegen, wie z.B. die Grundwasserneubildung, welche für die Übergabe an das Grundwassermodell auf Monatswerte aufsummiert wurde.

Tabelle 15: Stammdaten der Pegel in der Fallstudienregion Großenkneten

Pegelname	Rechtswert	Hochwert	Gewässer	A _{E0} [km ²]	Zeitraum
Stedingsmühlen	3429168	5860085	Soeste	75.0	01.11.1961-31.12.2010
Wiekau	3458150	5865240	Visbeker Aue	95.0	01.11.1969 - 31.12.2010
Oberlethe	3445140	5882020	Lethe	160.0	01.11.1972 - 31.12.2010
Gut Lethe (OOWV)	3444210	5863180	Lethe	22.6	01.11.1972 - 31.12.2001

Huntlosen II	3453150	5874480	Hunte	1714.0	01.11.1962-31.12.2010
Colnrade	3464600	5855210	Hunte	1318.0	01.11.1957-31.12.2012
Bösel	3432350	5876168	Lahe	-	keine Q-Zeitreihen verfügbar
Harbern	3436700	5880660	Vehne	-	keine Q-Zeitreihen verfügbar

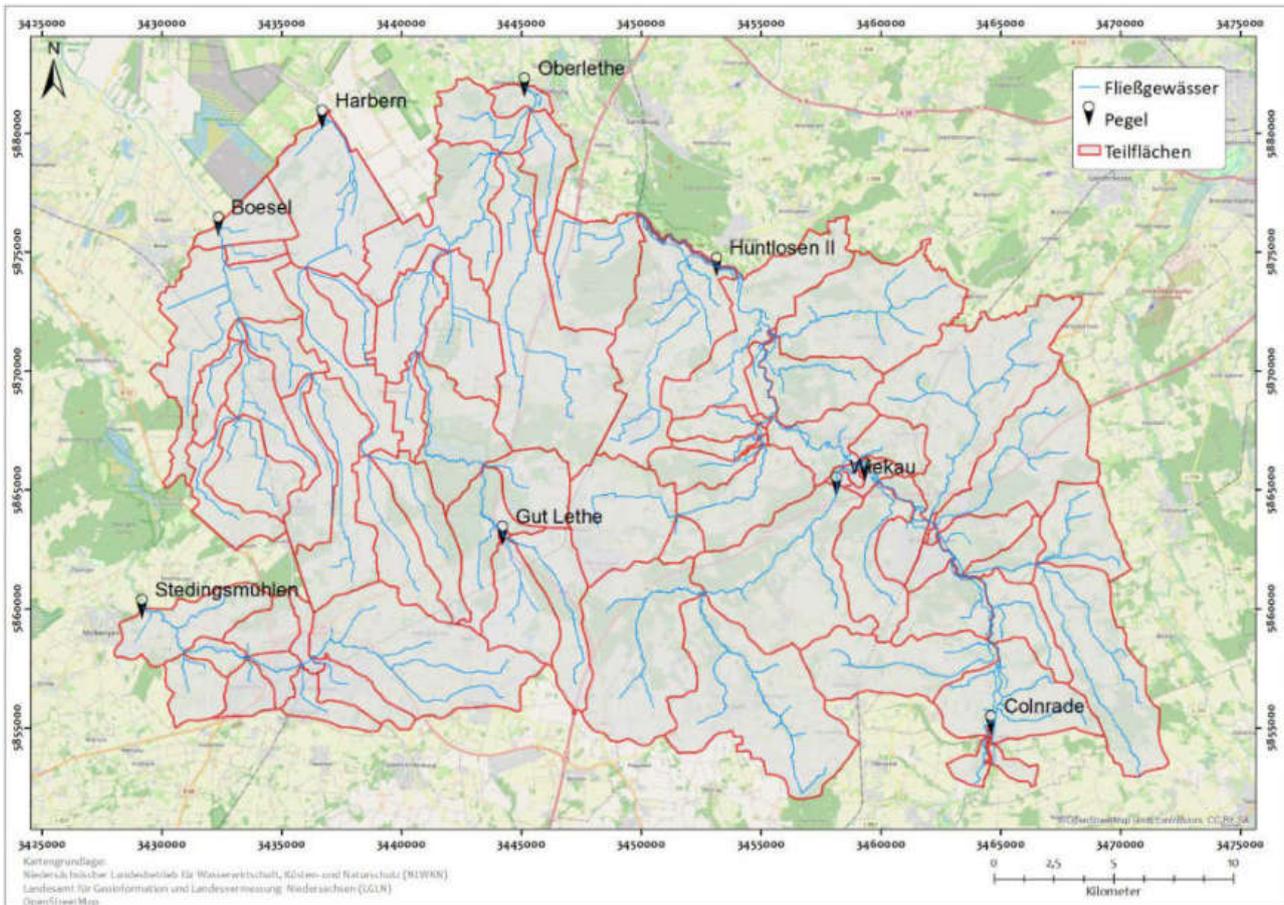


Abbildung 77: Gewässernetz der im Wasserhaushaltsmodell berücksichtigten Hauptgewässer und die zur Parametrisierung berücksichtigten Pegelstandorte im Modellgebiet Großenkneten

Für die Kalibrierung und Validierung des Modells wurden - wie für die Fallstudienregion Sandelermöns - rasterbasierte Zeitreihen der meteorologischen Größen aus Tageswertbasis verwendet. Als Zeiträume wurden für die Kalibrierungs- und die Validierungsperiode je 10 Jahre gewählt. Für die Flussgebiete der oberen Lahe und der oberen Vehne, an denen keine Abflussdaten verfügbar waren, wurden die Modellparameter des hydrologisch sehr ähnlichen Pegelgebietes Stedingsmühlen übertragen und damit die Wasserhaushaltssimulation durchgeführt.

2.3.2.5 Grundwassermodellierung

a. Problemstellung

Die Modellregion Großenkneten liegt in einer eiszeitlich geprägten Geestlandschaft im Norddeutschen Tiefland, südlich der Region Sandelermöns. Rund 70 % des Gebietes werden landwirtschaftlich genutzt.

Das Wasserwerk Großenkneten mit den Fassungen Baumweg, Sage und Hagel gehört zum Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV). Die Einzugsgebiete der drei WGA sind vor allem durch den Eintrag von Nitrat durch die landwirtschaftliche Nutzung gefährdet.

Für das Modellgebiet Großenkneten wurde durch den OOWV in Zusammenarbeit mit INSIGHT das geologische Modell erstellt, s. Abschnitt 2.2.1.6. Die weiteren für die Modellierung notwendigen hydrogeologischen Daten wurden von den Projektpartnern NLWKN und OOWV zur Verfügung gestellt. Die flächendifferenzierten Grundwasserneubildungsraten für den historischen Zeitraum 1970-2016 sowie die Klimaszenarien im Prognosezeitraum 1917-2100 wurden vom LWI der TU BS zur Verfügung berechnet, s. Abschnitt . 2.3.2.4

Anhand der vorliegenden Daten für die Grundwasserstände war das Modell zu kalibrieren. Im Anschluss erfolgte ein Kontroll-Rechenlauf für den historischen Zeitraum von 1940 bis 2016. Darauf aufbauend waren sechs Prognoserechnungen bis zum Jahr 2100 gemäß den in Tabelle 36 aufgeführten Klimaszenarien durchzuführen.

Die letzte Aufgabenstellung bestand darin, aus den Modellergebnissen zuvor definierte Indikatoren abzuleiten und entsprechende Indikatorraster zu errechnen, um diese in das im TV 7 entwickelte MCDA-Tool CAM zu exportieren und somit zur Bewertung durch die Akteure zur Verfügung zu stellen.

b. Hydrogeologisches Modell

Das Modellgebiet für das Grundwassermodell wurde anhand von vorläufigen Grundwassergleichenplänen aus dem TV 3 festgelegt. Es hat eine Fläche von 523 km² und umfasst die Einzugsgebiete der Wassergewinnungsanlagen Baumweg, Sage und Hagel des Wasserwerks Großenkneten. Die Geländehöhen liegen zwischen 60 m im Süden und 10 m im Norden des Modellgebietes. Abbildung 78 zeigt das Modellgebiet mit den Grundwassergleichen und den Förderbrunnen des OOWV der Fassungen Baumweg, Sage und Hagel (v.l.n.r.). Die entsprechenden Wasserschutzgebiete sind grau dargestellt.

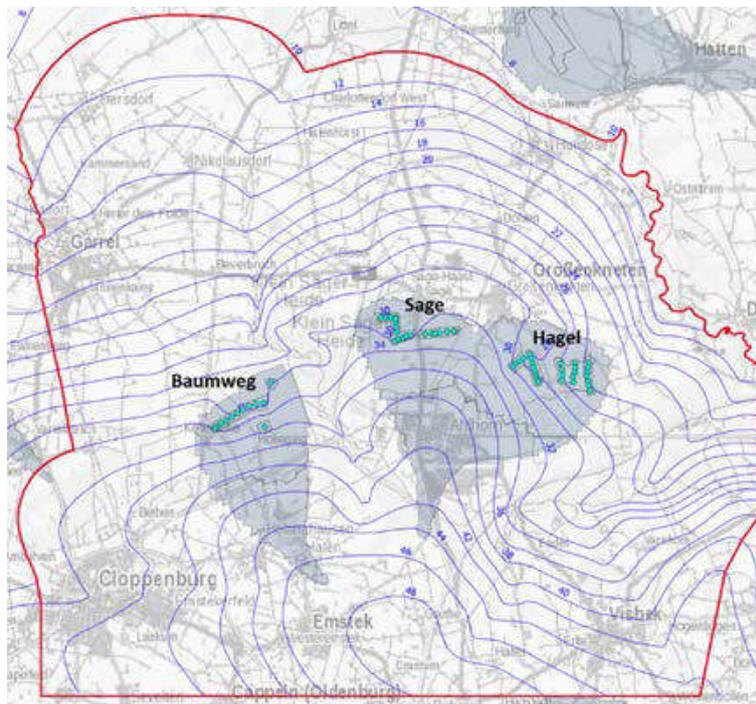


Abbildung 78: Modellgebiet Großenkneten mit Grundwassergleichen (blau), Förderbrunnen der Wassergewinnungsanlagen (türkis) und Wasserschutzgebiete (grau)

Die Modellgrenzen im Westen und Osten des Gebietes wurden weitgehend senkrecht zu den (vorläufigen) Grundwassergleichen gewählt, so dass diese Ränder bis auf einen kleinen Teil des westlichen Randes als geschlossen betrachtet werden können. Im Südwesten und im Norden war es leider nicht möglich, natürliche hydrogeologische Gegebenheiten zu finden, die eine Abgrenzung mit einer einfachen Wahl der Randbedingungen erlauben. Dort wurden die Grenzen auf die Grundwassergleichen gelegt. Um mit der südlichen Modellgrenze nicht zu nahe an die Wassereinzugsgebiete der Förderbrunnen heranzukommen, wurde eine gerade Grenze ein Stück weiter südlich definiert. Für eine sinnvolle Druck-Randbedingung musste hier gemäß den Grundwassergleichen interpoliert werden, s. Abbildung 78.

Auf Basis der geologischen Strukturdaten wurden mit Hilfe des Präprozessors von d³f++, ProMesh, ein hydrogeologisches 3d Modell aufgebaut (s. Abbildung 79), in dem fünf hydrogeologische Einheiten unterschieden werden. Die 60 Förderbrunnen der drei Wassergewinnungsanlagen des OOWV sowie 97 private Brunnen und die Haupt-Vorfluter wurden in das Modell integriert. Für die drei WGA lagen jeweils Förderraten ab 1970 vor, die im Modell gleichmäßig auf die einzelnen Förderbrunnen verteilt wurden. Die Fördermenge der einzelnen Brunnen lag 2017 zwischen 172.000 m³/a und 333.400 m³/a, die Gesamtfördermenge der drei WGA beträgt 15,9 Mio. m³/a. Für die privaten Brunnen wurden die Förderraten entsprechend der vergebenen Wasserrechte festgesetzt.

Abbildung 79 zeigt das Grundwassermodell mit den unterschiedenen hydrogeologischen Einheiten und dem Vorfluternetz. Als Startwerte für die Permeabilitäten und Porositäten der einzelnen hydrogeologischen Einheiten wurden jeweils konstante Werte aus der Literatur verwendet.

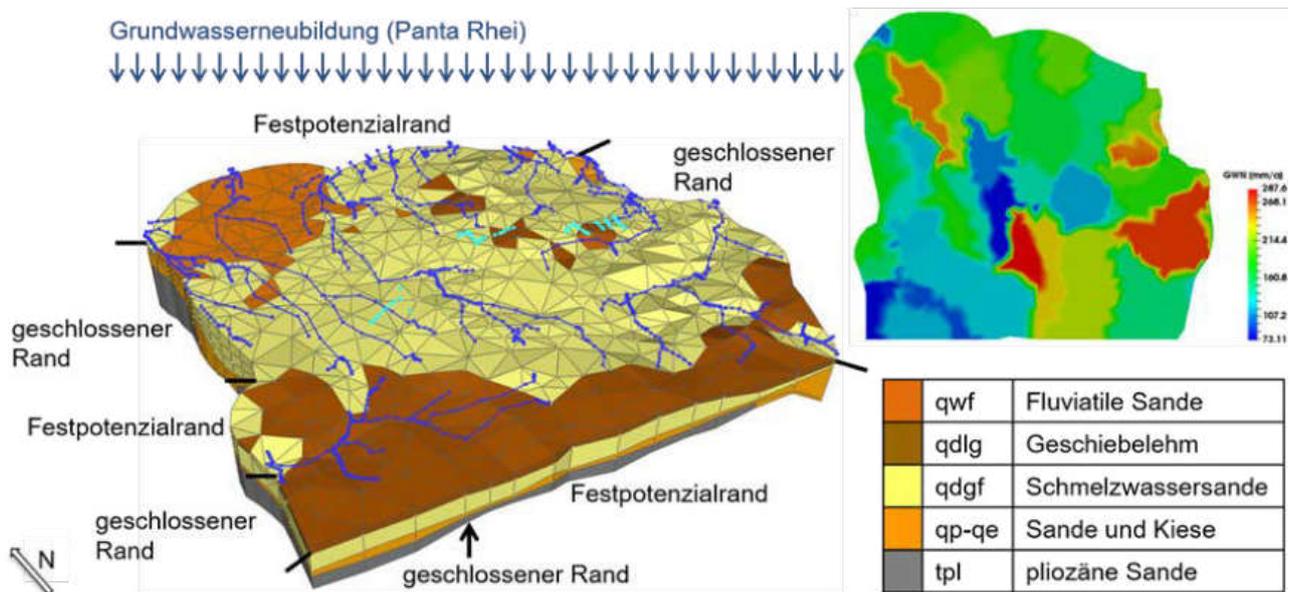


Abbildung 79 : Großenkneten, hydrogeologisches Modell mit Randbedingungen, 30fach überhöht; rechts oben: flächendifferenzierte Grundwasserneubildung als Ergebnis von PANTA RHEI

Als Randbedingung für die Grundwasserneubildung wurden die Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells (s. Abschnitt 2.3.2.4) verwendet. Das Grundwassermodell wurde anhand dieser Daten kalibriert. Zunächst wurde mit einer stationären Grundwasserneubildung gearbeitet. Dafür wurde der Durchschnittswert des Jahres 2015 benutzt. Bei der Kalibrierung wurden sowohl die Permeabilitäten als auch die Wasserstände der Vorfluter variiert. Tabelle 16 zeigt die Permeabilitäten der unterschiedenen hydrogeologischen Einheiten im Ergebnis der Kalibrierung. Abbildung 80 zeigt Vergleiche der berechneten Grundwasserstände mit den Werten in 409 Messstellen als Ergebnisse der Kalibrierung. Der Nash-Sutcliffe-Koeffizient liegt bei 0.957. In Abbildung 81 ist die berechnete Lage der Grundwasseroberfläche als Ergebnis der Modellkalibrierung dargestellt.

Tabelle 16: Permeabilitäten im Ergebnis der Modellkalibrierung

Einheit	Permeabilität [m ²]		Porosität [-]
	Startwert	Kalibrierung	
qwf: fluviatile Sande	8·10 ⁻¹²	2.0·10 ⁻¹² - 3.2·10 ⁻¹¹	0.2
qdlg: Geschiebelehm	1·10 ⁻¹²	2.0·10 ⁻¹² - 3.2·10 ⁻¹¹	0.1
qdgf: Schmelzwassersande	1·10 ⁻¹¹	2.0·10 ⁻¹² - 3.2·10 ⁻¹¹	0.15
qp-qe: Sande und Kiese	3·10 ⁻¹¹	1.4·10 ⁻¹² - 6.5·10 ⁻¹¹	0.2
tpl: pliozäne Sande	5·10 ⁻¹²	2.9·10 ⁻¹² - 2.2·10 ⁻¹¹	0.1

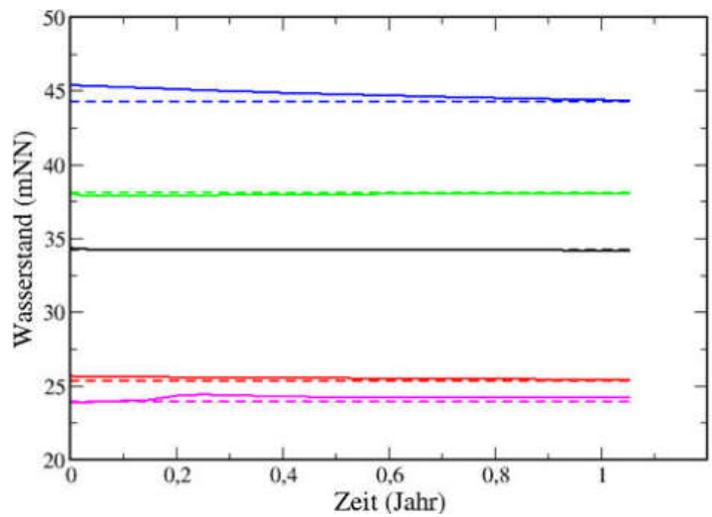
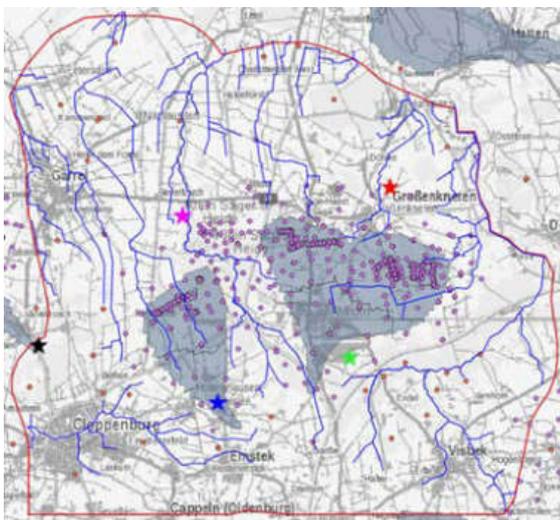
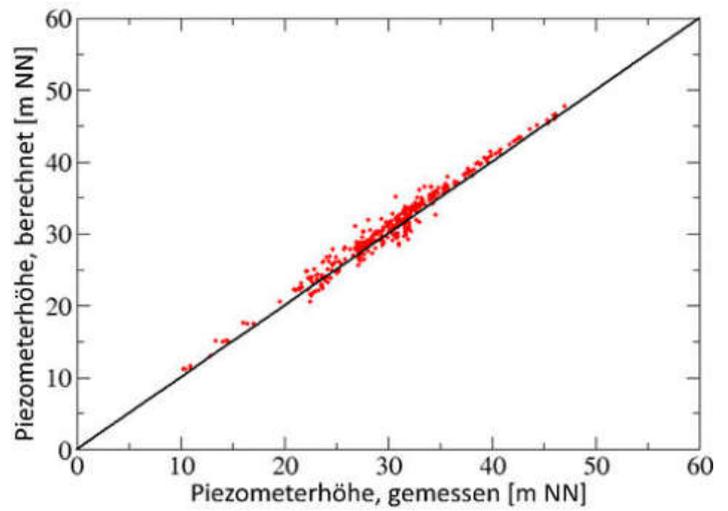


Abbildung 80: oben: Vergleich der berechneten mit den gemessenen Grundwasserständen; unten: Zeitliche Entwicklung der berechneten Grundwasserstände gegenüber den Messwerten (gestrichelte Linien) an fünf ausgewählten Messstellen

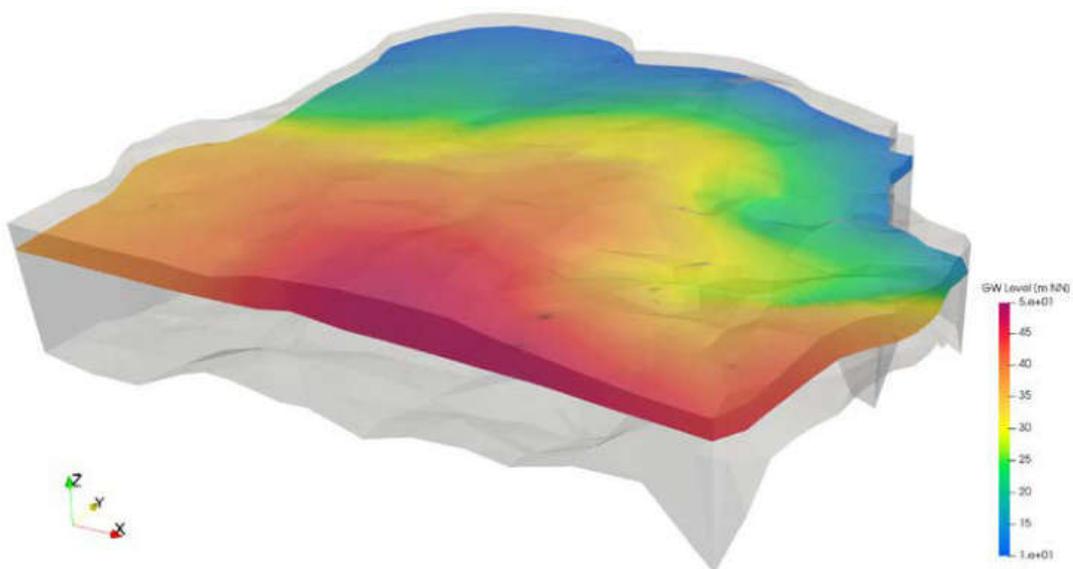


Abbildung 81: Lage der Grundwasseroberfläche im Modell als Ergebnis der Kalibrierung (50fach überhöhte Darstellung)

2.3.3 Fallstudienregion Antalya (Türkei)

2.3.3.1 Governanceanalyse

Zur Analyse des Wassermanagements in der Fallstudienregion wurde eine Governanceanalyse in Form einer Literaturstudie durchgeführt. Die Darstellungen beziehen sich dabei auf das landesweit geltende System, da einerseits detaillierte Informationen zu den regionalen Strukturen nicht verfügbar sind, andererseits das türkische System auch sehr stark zentralistisch geprägt ist.

Die Herausforderungen für das Management der Wasserressourcen verschärfen sich in der Türkei parallel zum Wirtschaftswachstum und dem Anstieg der Bevölkerungszahlen. In nahezu allen Flusseinzugsgebieten wächst der Druck auf Qualität und Quantität von Grund- und Oberflächenwasservorkommen. Das Wassermanagement der Vergangenheit – stets darauf ausgerichtet, mit dem Wachstum Schritt zu halten - hat zu massiven, teilweise irreversiblen Verlusten an Lebensraum geführt und war mit hohen ökologischen und auch sozialen Belastungen verbunden. Immer offenkundiger wurde dabei, dass ein Wassermanagement mehr erfordert als nur die bekannten wasserbaulichen und technischen Lösungen, sondern dass integrierte Wasserressourcenmanagementansätze unter Einbeziehung institutioneller, wirtschaftlicher, ökologischer und sozialer Aspekte erforderlich sind. Scheumann et al. (2011) verweisen darauf, dass angesichts der vielfältigen und sich überlagernden Ansprüche an die Ressource Wasser Nutzungskonflikte zwangsläufig und unvermeidbar sind, dass sich aber eine gute wasserwirtschaftliche Praxis dadurch auszeichnet, wie sie mit diesen Konflikten umgeht. In den Mittelpunkt aller Strategien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft rückt daher das Ziel der Verbesserung von Governance-Strukturen. Die sogenannte Water Governance umfasst dabei den Satz an Regeln, Recht, Praktiken, Prozessen und informellen Regeln, die Entscheidungen über das Management von Wasserressourcen und der Versorgungsdienstleistungen bestimmen und Verantwortlichkeiten und Zuständigkeiten regeln.

2.3.3.2 Hydrologische Modellierung

Zur Analyse des regionalen Landschaftswasserhaushaltes und zur Abschätzung des künftigen Wasserdargebotes wurde für die Fallstudienregion Antalya ein Wasserhaushaltsmodell mit dem hydrologischen Modellsystem PANTA RHEI aufgebaut. Das methodische Vorgehen entspricht in seinen wesentlichen Zügen dem für die Fallstudienregion Sandelermöns (Beschreibung in den Kapiteln 2.2.1 und 2.4.1.5.). Der Aufbau des Wasserhaushaltsmodells der Fallstudienregion Antalya erfolgte im Rahmen einer Masterarbeit am LWI-HYWAG (Ebers 2020), aus der die folgenden Beschreibungen zum Vorgehen des Modellaufbaus und dem Modell selbst entnommen sind.

Der erste Schritt zum Aufbau eines hydrologischen Modells ist es, die Teileinzugsgebiete zu bestimmen. Diese wurden im Modell Antalya mit Hilfe von ArcGIS-SWAT (Soil & Water Assessment Tool) berechnet. ArcGIS-SWAT ist ein Geodatenmodell und Add-on für ArcMap, das eine Schnittstelle zwischen ArcGIS und SWAT erstellt. SWAT kann unter anderem dazu verwendet werden, den gesamten hydrologischen Kreislauf zu modellieren (OLIVERA et al. 2006). In dieser Arbeit wurden jedoch nur die Teileinzugsgebiete mit SWAT berechnet, der Wasserhaushalt wurde mit PANTA RHEI berechnet. Als Eingangsdaten werden ein digitales Geländemodell (DGM) und gegebenenfalls ein Gewässernetz benötigt. Das Gewässernetz wird in das DGM eingebrannt und die Fließrichtung jeder einzelnen Rasterzelle des DGMs berechnet. Daraus ergeben sich dann Teileinzugsgebiete. In SWAT lassen sich zudem die maximale Größe eines Einzugsgebiets und die Pegelstandorte eingeben. Die einzelnen Teileinzugsgebiete beinhalten weitere mit ArcMap berechnete Eigenschaften, die zur Wasserhaushaltsmodellierung mit PANTA RHEI benötigt werden. Die Hydrotope ergeben sich aus ei-

ner Überlagerung der Teileinzugsgebiete, der Landnutzung und der Bodenkarte. Die verwendeten Datensätze für den Modellaufbau sind in Tabelle 17 aufgelistet. Die verwendeten Berechnungsverfahren sind in Tabelle 18 aufgelistet.

*Tabelle 17: Datengrundlage Wasserhaushaltsmodellierung (*abhängig von Messstation oder Pegel)*

Datensatz	Darstellungsform	Zeitraum	Herausgeber
Digitales Geländemodell	Raster (30 x 30 m)	2014	USGS
Gewässernetz	Polylinien	2018	Eigene Georeferenzierung und SWAT-Output
Landnutzung	Multipolygon	2018	Copernicus, Corine Landcover (CLC)
Bodenarten	Multipolygon	2014	ISRIC - World Soil Information
Klimadaten	9 Klimastationen	2008-2018*	DSI
Abflusszeitreihen	4 Pegel	1939-2018*	DSI

Insgesamt hat das Wasserhaushaltsmodell eine Fläche von 1441,1 km² und besteht aus 158 TFL, die wiederum in 1105 Hydrotope untergliedert sind.

Das Gesamteinzugsgebiet der Flüsse im Wasserhaushaltsmodellgebiet unterscheidet sich vom Modellgebiet selbst. Dies hängt damit zusammen, dass das Modellgebiet im südlichen Bereich an das Mittelmeer grenzt. Kommt es hier zu Niederschlägen, entwässern die Flächen teilweise direkt ins Meer und nicht mehr in die umliegenden Flüsse. Diese Flächen werden im Wasserhaushaltsmodell nicht berücksichtigt. Verstärkt wird dieser Effekt im Modellgebiet durch einen alten, heutzutage bewachsenen Dünenstreifen ca. 200 bis 600 m vom Meer entfernt. Dieser stellenweise 25 m hohe Düngürtel stellt eine natürliche Barriere für eine Wasserbewegung in Richtung Norden dar. Vor rund 20 Jahren war dieser Bereich mit Pinienbäumen bepflanzt, heute befinden sich hier zahlreiche Golfplätze.

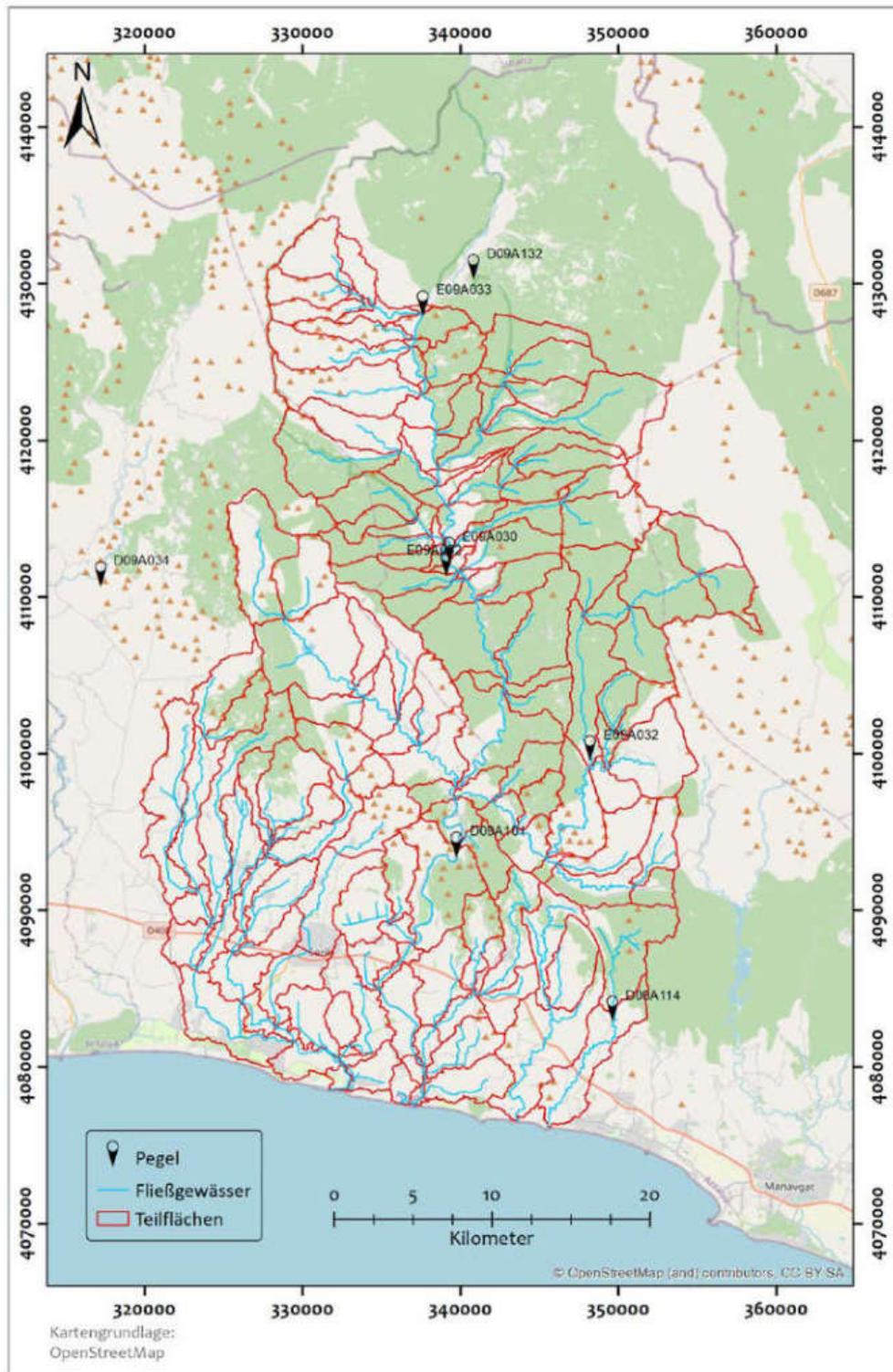


Abbildung 82: Teilflächen des Wasserhaushaltsmodells Antalya, Fließgewässer und Pegel

Tabelle 18: Verwendete Prozeduren zur Berechnung des Wasserhaushaltes im Modellsystem PANTA RHEI

Hydrologischer Prozess	Prozedur
Schneedeckenabfluss	Grad/Tag-Verfahren
Interzeption	GSI (Growing Season Index)
Potentielle Verdunstung	Penman-Monteith
Bodenwasserhaushalt	Bodenmodul DYVESOM 1 (Kreye 2015)

Abflusskonzentration	Einzellinearspeicher
Basisabfluss	Vier-Speicher-Ansatz
Fließzeit	Manning-Strickler
Wellenablauf in Oberflächengewässern	Einzellinearspeicher-Ansatz

Aufgrund der teils dürftigen Datenlage für die Fallstudienregion Antalya mussten einige weitere Annahmen für die Modellbildung getroffen werden. Die erste Annahme ist, dass der Pegel E09A002 als Zuflusspegel ins Modellgebiet dient. Das bedeutet, dass der Pegel als Seitenwelle in der „Fließt In“-Liste integriert wird. Die darüber liegenden Einzugsgebiete werden also nicht simuliert. Stattdessen gibt es einen Zufluss ins Modellgebiet der abhängig von der Zeitreihe des Abflusses am Pegel E09A002 ist. Diese Annahme wird getroffen, da das Gesamteinzugsgebiet des Köprüçay für eine Simulation zu umfangreich wäre und die Informationslage zu schlecht ist.

Im Norden wird der Köprüçay bei Kasımlar aufgestaut, es liegen jedoch keine Informationen (Speicherinhaltslinie, Speichergröße oder Lamellenpläne) bzgl. des Abflusses vor. Darüber hinaus fließt der Köprüçay durch Karstgebiete und wird u.a. von der Olukkörpü Quelle gespeist. Hier fließen in den trockenen Monaten 30 bis 35 m³/s aus dem Karstgestein in den Köprüçay. In den Sommermonaten macht diese Wasserzugabe aus dem Karst fast den gesamten Abfluss aus (Sima Jeoloji 2017). Karstgebiete lassen sich in PANTA RHEI nur schwer integrieren. Um die Karstquelle abzubilden, müsste eine Seitenwelle mit einem Zufluss von rund 30 m³/s im Modell integrieren werden, doch genaue Informationen zur Abflussmenge der Karstquelle bei Niederschlag gibt es nicht. Es lässt sich auch kein direkter Zusammenhang zwischen Niederschlag und Abfluss aus dem gesamten Karstgebiet erstellen. Des Weiteren ist nicht geklärt, ob es noch weitere kleinere Karstzuflüsse in den Fluss gibt. Vor dem Hintergrund einer klimaszenarienbasierten Simulation stellt sich zusätzlich die Frage, welchen Einfluss der Klimawandel auf den Abfluss der Karstquellen besitzt. Aufgrund von fehlender Literatur in diesem Gebiet, kann dies ebenfalls nicht geklärt werden. Es müsste zunächst ein reines Modell aufgebaut werden, das den Karstabfluss simuliert. Dieses müsste dann mit PANTA RHEI verknüpft werden. Auf Grundlage dieser Umstände wurde der Pegel E09A002 als Zuflusspegel im Modell integriert. Dadurch stehen jedoch nach der Simulation keine Informationen zur Änderung der Wassermenge für das gesamte Einzugsgebiet des Köprüçay zur Verfügung. Es können nur Aussagen über die Änderung der Wassermenge des Köprüçays im Modellgebiet gemacht werden. Eine weitere Annahme, die im Modell getroffen werden muss, ist die Integration einer zusätzlichen Klimastation im Nordosten des Modellgebiets. Durch diese Station soll die Niederschlagsverteilung im Gebirge besser abgebildet werden. Laut SIMA JEOLUJI besteht eine starke Abhängigkeit zwischen Höhe und Niederschlagsmenge im Modellgebiet (orographischer Effekt). Durch eine Transformation des Niederschlages an der Klimastation 8063 wird eine neue Station erzeugt. Diese Transformation (Gl. 1) beruht darauf, dass die Jahressumme des Niederschlages in der neuen Klimastation rund 200 mm höher ist.

$$N_1 \cdot X + N_2 \cdot X + \dots + N_n \cdot X = \sum_{i=1}^n N_i + 200 = N_{neu} \quad \text{Gl. 1}$$

X = Transformationsfaktor

N_i = Niederschlag an der Klimastation 8063

N_{neu} = Niederschlag an der neuen Klimastation

Als weitere Annahme musste die Entscheidung getroffen werden, die Wasserspeicher und Talsperren im Wasserhaushaltsmodell nicht zu berücksichtigen. Im Modellgebiet liegen insgesamt zwei Absperrbauwerke, die zur Wasserspeicherung genutzt werden. Aufgrund fehlender Informationen über Abfluss und Speichervolumina wurden sie im Modell nicht integriert. Anhand von Satellitenbildern konnten beide Sperren als eher

kleinere Wasserspeicher identifiziert werden ($A < 400 \text{ m}^2$). Beide liegen im Oberlauf der Flüsse und dienen wahrscheinlich eher zum Hochwasserschutz.

Die letzte Annahme, die Modell getroffen wurde, besteht darin, dass keine Wasserentnahmen zur Bewässerung aus den Fließgewässern im Modell integriert sind. Bei Sariabali gibt es z.B. eine größere Wasserentnahme aus dem Köprüçay. Es wird geschätzt, dass ca. $26 \text{ m}^3/\text{s}$ aus dem Köprüçay für die Bewässerung entnommen werden (Sima Jeoloji 2017). Da die Karstquellen im Modell nicht berücksichtigt werden, würden bei einer Wasserentnahme in den Sommermonaten im Köprüçay negative Abflüsse entstehen.

Die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells erfolgte an den für drei Pegel zur Verfügung stehenden Zeitreihen der gemessenen Abflüssen. Eine Validierung des Modells war nur für einen Pegel über einen kurzen Zeitraum möglich (s. Kap. 3.3.2).

Klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung

Die Simulation der möglichen künftigen hydrologischen Verhältnisse und des Wasserdargebotes erfolgte auf Basis von je 17 Klimaszenarien aus dem EURO-CORDEX-Projekt, je als RCP 4.5- und RCP 8.5-Szenario (s. Tabelle 19). Die Euro-Cordex Daten liegen als Rasterdaten vor und wurden für die Berechnung in PANTA RHEI in Klimastationen überführt, um die Programm-Performance zu verbessern. Der jeweilige Mittelpunkt einer Rasterzelle der Klimaraster bildet eine Klimastation. Insgesamt ergeben sich somit 25 Cordex-Klimastationen im Modellgebiet, an denen simulierte Klimazeitreihen von 1970 bis 2100 vorliegen. Als Zeitreihen liegen Werte für den Niederschlag, Luftfeuchte, Globalstrahlung, Tagesmaximum-, Tagesminimum-, Tagesmitteltemperatur und Windgeschwindigkeit vor.

Tabelle 19: Übersicht der für die Fallstudienregion Antalya verwendeten Klimamodellketten

RCP	Ensemble-Nr.	Institut	GCM	GCM Lauf-ID	RCM
4.5/8.5	1	SMHI	CNRM_CM5	1	RCA4
4.5/8.5	2	SMHI	EC-EARTH	2	RCA4
4.5/8.5	3	SMHI	IPSL-CM5A-MR	1	RCA4
4.5/8.5	4	SMHI	HadGEM2-ES	1	RCA4
4.5/8.5	5	SMHI	MPI-ESM-LR	1	RCA4
4.5/8.5	6	IPSL-INNERIS	IPSL-CM5A-MR	1	WRF331F
4.5/8.5	7	KNMI	EC-EARTH	2	RACMO22E
4.5/8.5	8	KNMI	EC-EARTH	1	RACMO22E
4.5/8.5	9	KNMI	HadGEM2-ES	1	RACMO22E
4.5/8.5	10	DMI	EC-EARTH	3	HIRHAM5
4.5/8.5	11	DMI	NorESM1-M	1	HIRHAM5
4.5/8.5	12	CLMcom	CNRM_CM5	1	CCLM
4.5/8.5	13	CLMcom	EC-EARTH	2	CCLM
4.5/8.5	14	CLMcom	HadGEM2-ES	1	CCLM
4.5/8.5	15	CLMcom	MPI-ESM-LR	1	CCLM
4.5/8.5	16	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	4	REMO2009
4.5/8.5	17	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	1	REMO2009

Bei Klimaprojektionen auf regionaler Ebene tritt üblicherweise ein systematischer Fehler in unterschiedlicher Stärke auf, der dadurch auffällt, dass zwischen beobachteten Werten und den Zeitreihen der Klimamodelle ein Versatz (Bias) zu erkennen ist (Mudelsee et al. 2010). Diese systematische Abweichung sollte behoben

werden (Bias-Adjustierung), bevor die Klimaprojektionen für die klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung verwendet werden. Bei der Bias-Adjustierung wird versucht diesen Versatz mit Hilfe verschiedener Methoden und Transferfunktionen zu verringern. Aufgrund der kurzen Zeitreihen der meteorologischen Größen für die Fallstudienregion Antalya (2011 bis 2017), war eine qualifizierte, systematische Bias-Adjustierung nicht möglich. Eine erforderliche Plausibilisierung der Klimamodelldaten als Voraussetzung für eine qualifizierte Prognose der regionalen künftigen hydrologischen Verhältnisse wurde durch den Vergleich mit den kurzen Zeitreihen der beobachteten Werte für den Zeitraum 2011 bis 2017 durchgeführt.

Wasserbedarfsanalyse

Zur Beurteilung, inwieweit sich aus der künftigen klimatischen, wasserwirtschaftlichen und sozio-ökonomischen Entwicklung einer Region Handlungsbedarf für Anpassungsmaßnahmen/Steuerungsoptionen ergibt, müssen Wasserangebot- und -bedarfsentwicklung gegenübergestellt werden. Da für die Fallstudienregion Antalya keine Wasserbedarfsprognose bekannt ist, wurden im Rahmen der Masterarbeit von N. Ebers (2020) aufbauend auf einer Ermittlung des aktuellen Wasserbedarfs drei Wasserbedarfsszenarien entwickelt. Diese projizieren die Entwicklung des Wasserbedarfs in der Landwirtschaft (Bewässerungsbedarf), dem kommunalen Bereich (Wasserbedarf der Privathaushalte) und dem Tourismus. Für eine detaillierte Erläuterung der Methoden und zugrundeliegenden Annahmen sei auf die Masterarbeit von Ebers verwiesen. Die erarbeiteten Wasserbedarfsszenarien adressieren mit dem Großraum Antalya eine Region, die sich hinsichtlich Wirtschaft und Bevölkerung sehr dynamisch entwickelt. Dies wird vor allem deutlich durch den Vergleich älterer und aktueller Luftbilder und Satellitenfotos. Im Folgenden werden die Hauptannahmen der drei Wasserbedarfsszenarien der Übersicht halber dargestellt.

Das erste Wasserbedarfsszenario soll eine Entwicklung beschreiben, bei der ein stark erhöhter Wasserverbrauch in der Zukunft entsteht. Das zweite Szenario soll ein „Weiter-wie-bisher“-Szenario darstellen, indem eine ähnliche wirtschaftliche Entwicklung vorliegt, wie sie in den letzten Jahren zu beobachten ist. Im dritten Szenario wird versucht eine Entwicklung darzustellen, in dem sich die Wasserverbrauchssektoren nicht stark vergrößern. Somit sollen drei Szenarien entstehen, die sich eindeutig in ihrem zukünftigen Wasserbedarf unterscheiden.

Für den kommunalen Wasserbedarf wird die in Tabelle 20 dargestellte Entwicklung des per capita-Wasserbedarfs zugrunde gelegt.

Tabelle 20: Entwicklung des Wasserverbrauchs (L/E-d) in der nahen (2021-2050) und fernen Zukunft (2071-2100) in den drei Wasserbedarfsszenarien

Szenario	Wasserverbrauch (L/E-d)		
	Gegenwart	Nahe Zukunft	Ferne Zukunft
1	329	360	410
2	329	335	315
3	329	300	250

Die Entwicklung des Wasserbedarfs im Tourismussektor in der Modellregion werden über die Veränderung der Bettenkapazität beschrieben. Prognosen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts liegen für die Region nicht vor, sodass auch hier gut begründete Annahmen getroffen werden mussten. Die Entwicklung der Übernachtungskapazitäten ist in Tabelle 21 aufgeführt.

Tabelle 21: Entwicklung der Bettenkapazität der Ferienwohnungen und -häuser (oben) sowie der Hotels in der nahen (2020-2050) und fernen Zukunft (2070- 2100) in den drei Wasserbedarfsszenarien

Szenario	Bettenkapazität der Ferienhäuser und -wohnungen
----------	---

	Gegenwart	Nahe Zukunft	Ferne Zukunft
1	21.810	30.000	50.000
2	21.810	25.000	35.000
3	21.810	22.000	25.000
Szenario	Bettenkapazität der Hotels		
	Gegenwart	Nahe Zukunft	Ferne Zukunft
1	65.830	75.000	85.000
2	65.830	70.000	75.000
3	65.830	67.500	70.000

Die Entwicklung des Wasserbedarfs in der Landwirtschaft wurde differenziert nach Wasserverbrauch im Gewächshausanbau und der Feldbewässerung projiziert.

Tabelle 22: Änderungen der Gewächshausfläche und der bewässerten Feldfläche (%) in der nahen (2020-2050) und fernen Zukunft (2070-2100) im Vergleich zur Gegenwart in den drei Wasserbedarfsszenarien

Szenario	Änderung der Gewächshausfläche (%)		Änderung der bewässerten Feldflächen (%)	
	Nahe Zukunft	Ferne Zukunft	Nahe Zukunft	Ferne Zukunft
1	10	15	20	40
2	5	7,5	10	20
3	1,5	1,5	2,5	5

2.3.3.3 Grundwassermodellierung

Für die Arbeitsregion Türkei wurde gemeinsam mit den Kooperationspartnern von den Universitäten Antalya und Istanbul das Projektgebiet Serik-Taşağıl-Beşkonak an der Mittelmeerküste östlich von Antalya ausgewählt. Die Grundwasserleiter unterliegen einem starken Nutzungsdruck insbesondere durch die Landwirtschaft und den immer mehr zunehmenden Tourismus. Die Grundwassermodellierung ist hier vor allem für eine Reihe von privaten und öffentlichen Entnahmebrunnen im Süden des Modellgebietes von Interesse. Von türkischer Seite wurde für das Projektgebiet innerhalb der letzten Jahre bereits eine Studie durchgeführt. Den Projektpartnern stehen diese Studie in türkischer Sprache und Datenmaterial zur Verfügung.

Im Projektgebiet wurden fünf Typen von Grundwasserleitern identifiziert, verkarstete, poröse, geklüftete, geklüftet-poröse und alluviale Grundwasserleiter. Das Gebiet ist in drei Becken untergliedert, s. Abbildung 83. Vom TV 3 wurde innerhalb dieser Beckenstruktur ein Modellgebiet für das hydrologische Modell festgelegt. Daran angelehnt wurde für das Grundwassermodell ein knapp 604 km² großes Gebiet innerhalb des unteren Beckens gewählt.

Ein wichtiges Kriterium für die Wahl der Gebietsgrenzen stellten die Datenlage und die Definierbarkeit von Randbedingungen dar. Die Grenzen orientieren sich daher an Wasserscheiden. Im Süden grenzt das Modell an das Mittelmeer. Das Modellgebiet wird von einem dichten Netz von teilweise sehr großen Vorflutern durchzogen, s. Abbildung 84.

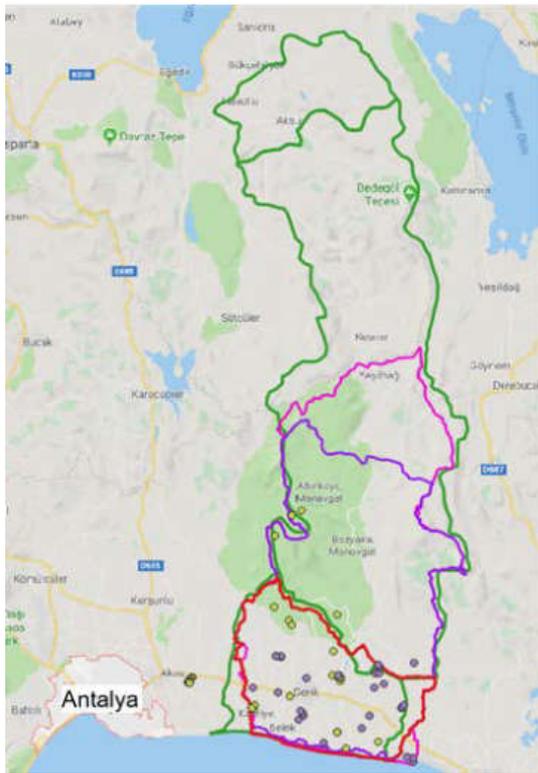


Abbildung 83: Lage des Modellgebietes Antalya; grün: Beckenstruktur; pink: Gebiet der Studie; violett: Modellgebiet Hydrologie; rot: Modellgebiet Hydrogeologie; gelb/violett: Entnahmefrünnen, Quelle: Universität Antalya

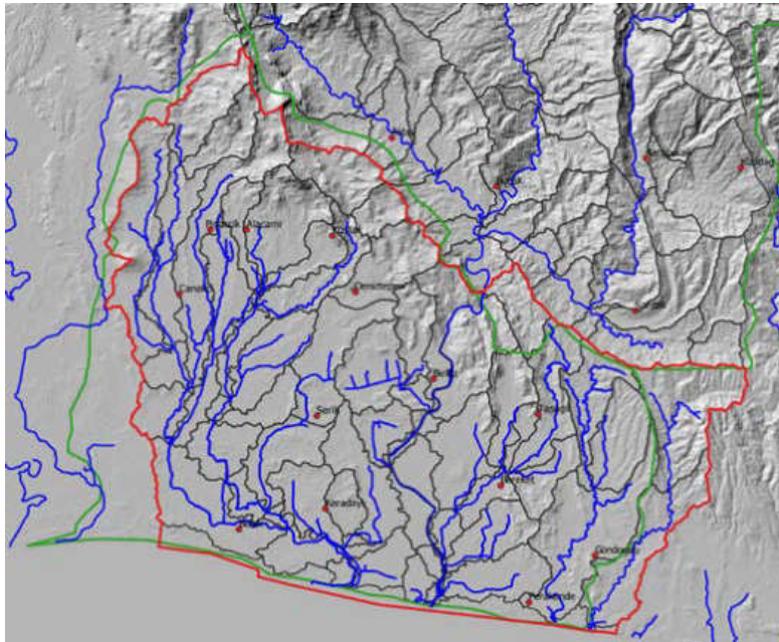


Abbildung 84: Lage des Modellgebietes für das hydrogeologische Modell (rot) in Relation zum digitalen Geländemodell und Vorfluter (Mitte: Haupt-Vorfluter Köprüçay)

Im Modellgebiet für das hydrogeologische Modell dominiert ein porös-geklüfteter Aquifer, bestehend aus Ton- und Sandsteinen, der vom bis zu 40 m mächtigen Alluvium überlagert wird, das den bedeutendsten

Entnahmehorizont darstellt. Das Alluvium besteht aus sandigen Kiesen, deren Durchlässigkeit zu den großen Flüssen hinzunimmt. Teilweise ist es mit Tonen durchsetzt.

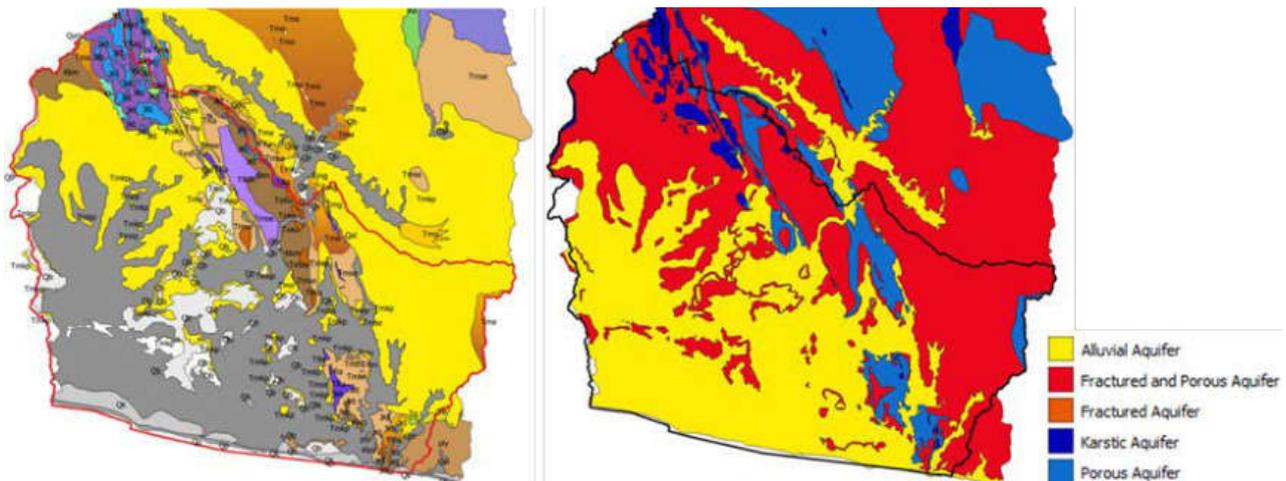


Abbildung 85: Geologische Karte und Aquiferkarte (Quelle: Universität Antalya)

In digitaler Form stehen neben dem digitalen Geländemodell geologische Karten und eine Karte der Aquifere zur Verfügung, s. Abbildung 85. Die dreidimensionale Struktur lässt sich nur von Abbildungen aus einem Bericht ableiten, der von den türkischen Partnern persönlich übermittelt wurde, und von einem Vertikalschnitt (s. Abbildung 86).

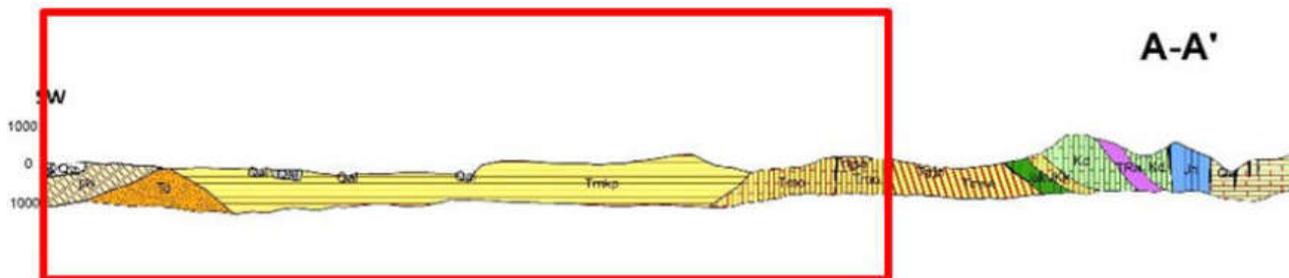


Abbildung 86: Südwest-Nordost-Vertikalschnitt durch das Modellgebiet; der für das Modellgebiet relevante Teil ist rot umrandet. (Quelle: Universität Antalya)

In Abbildung 87 ist der alluviale Aquifer dreidimensional dargestellt. Dieser wurde von türkischer Seite bereits modelliert. Leider liegen uns zu diesem Modell keine Informationen vor. Der Gedanke, sich auf ein Grundwassermodell des Alluviums zu beschränken, wurde verworfen, da im Modellgebiet Brunnen mit einer Fördertiefe von bis zu 265 m existieren. Das Alluvium hingegen hat nur eine Mächtigkeit von bis zu 40 m. Das Gestein unterhalb des Alluviums wird als „geklüftet/porös“ beschrieben.



Abbildung 87 : Abbildungen des alluvialen Aquifers (Quelle: Universität Antalya)

Ausgehend vom in digitaler Form vorliegenden digitalen Geländemodell, der ebenfalls digital vorliegenden Grenze des alluvialen Aquifers und seiner digitalisierten Tiefe wurde ein hydrogeologisches Modell konstruiert, s. Abbildung 88.

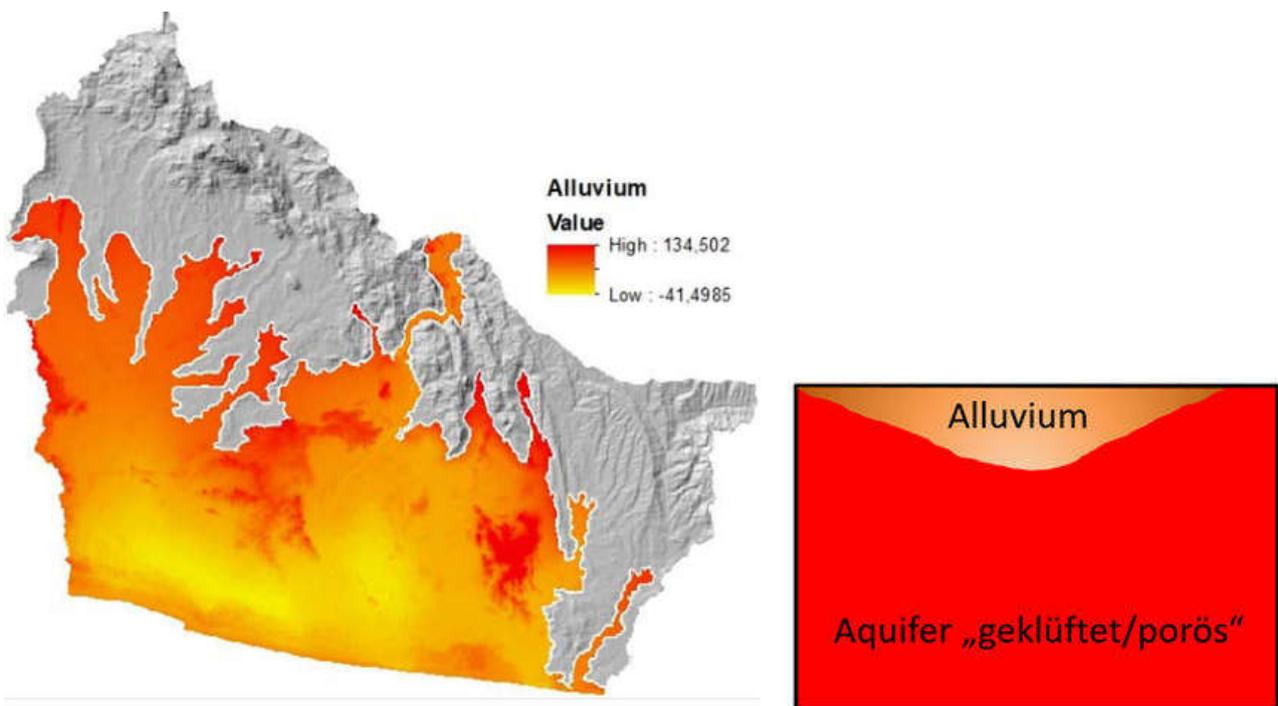


Abbildung 88: Links: Konstruierte Basis des Alluviums; rechts: schematischer Schnitt durch das 3d Modell

Da keine weiteren geologischen Daten akquiriert werden konnten, wurde mit diesem hydrogeologischen 3D Modell gearbeitet. Abbildung 89 zeigt das hydrogeologische Modell mit Vorflutern und 58 Förderbrunnen, in das die mit PANTA RHEI ermittelte Grundwasserneubildung (s. Abschnitt 2.3.3.2) für den Ist-Zustand integriert ist.

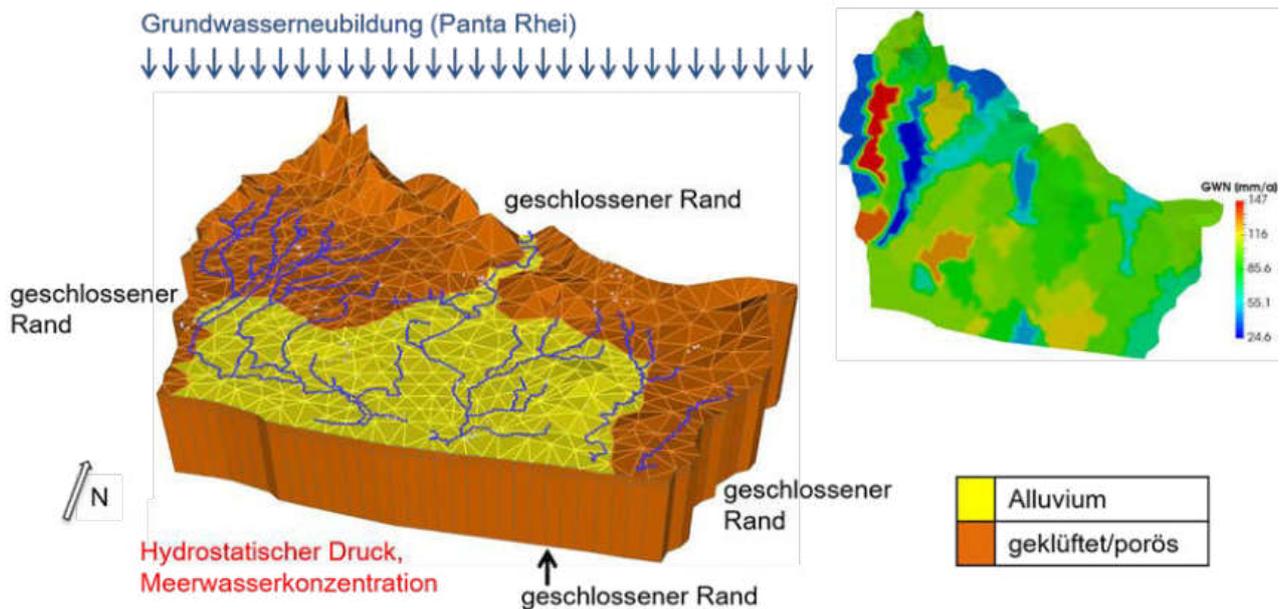


Abbildung 89: Antalya: hydrogeologisches Modell mit Randbedingungen, 5fach überhöht, mit Vorflutern (blau) und Förderbrunnen (hellblau); rechts oben: flächendifferenzierte Grundwasserneubildung 2015, Ergebnis der Berechnung mit PANTA RHEI

Aufgrund der schlechten Datenlage in Bezug auf die Geologie und die Förderbrunnen stellt die Modellkalibrierung eine besondere Herausforderung dar. Zur Kalibrierung wurden für die Förderraten der Brunnen zum Teil Durchschnittswerte, zum Teil analoge Werte benachbarter Brunnen mit ähnlichen Eigenschaften angesetzt. Für die Grundwasserneubildung wurden Durchschnittswerte aus den Jahren 2012-2017 verwendet. Für die das Alluvium wurden eine Permeabilität von 10^{-11} m^2 und eine Porosität von 0.2 angenommen, für den geklüftet-porösen Aquifer eine Permeabilität von 10^{-12} m^2 und eine Porosität von 0.1. Variiert wurden vor allem die Wasserstände der Vorfluter.

Das Modellgebiet ist durch saisonale Schwankungen des Grundwasserspiegels charakterisiert. Es existieren nur acht Messstellen, für die monatliche Werte für die Grundwasserstände vorliegen. Darüber hinaus liegen Messwerte für 39 der privaten Förderbrunnenvor. Diese Werte sind jedoch nicht datiert und teilweise widersprüchlich, so dass sie nicht für die Kalibrierung verwendet werden konnten.

Abbildung 90 zeigt den Vergleich der berechneten mit den gemessenen Grundwasserständen im Ergebnis der Kalibrierung. Abbildung 91 zeigt die zeitliche Entwicklung der berechneten Grundwasserstände gegenüber den Messwerten in den acht ausgewählten Messstellen. Der Nash Sutcliffe Koeffizient liegt bei 0.99.

Für das Modellgebiet Antalya liegen historische Grundwasserneubildungsraten für den Zeitraum Mai 2012-September 2017 vor. Dieser Zeitraum wurde zur Überprüfung der Kalibrierung der Grundwasserstände simuliert.

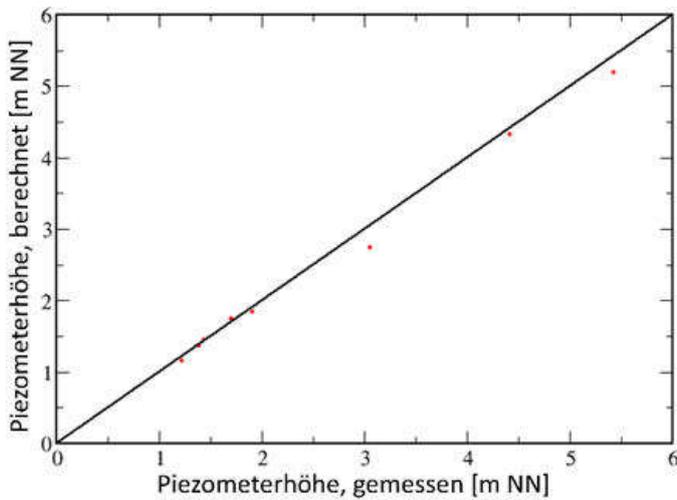


Abbildung 90: Stationäre Kalibrierung Antalya: Vergleich der berechneten mit den gemessenen Grundwasserständen

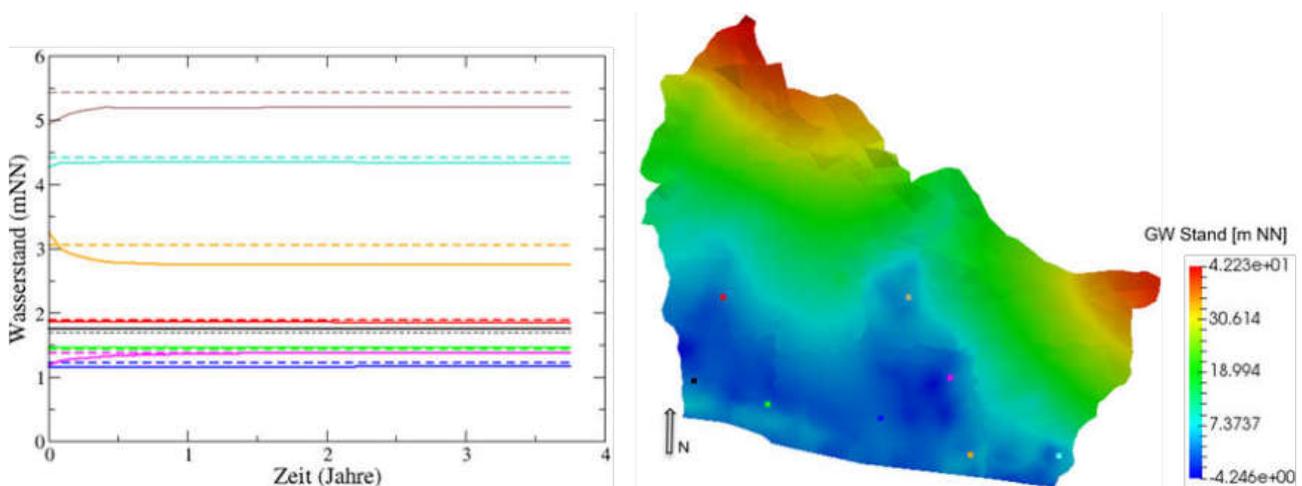


Abbildung 91: Stationäre Kalibrierung Antalya: Zeitliche Entwicklung der berechneten Grundwasserstände gegenüber den Messwerten (gestrichelte Linien) in acht ausgewählten Messstellen

Abbildung 92 und Abbildung 93 zeigen die Lage der freien Grundwasseroberfläche und das Geschwindigkeitsfeld in einem quasi-stationären Zustand als Ergebnisse der Kalibrierung. Das Geschwindigkeitsfeld bei 0 m NN auf der linken Seite von Abbildung 93 zeigt die Hauptentwässerung des Modellgebietes in Richtung Süden in das Mittelmeer. Deutlich zu erkennen ist die starke Entwässerung in Richtung der Vorfluter, insbesondere zum Haupt-Vorfluter Köprüçay hin. Im Geschwindigkeitsfeld ist die Grenze des alluvialen Aquifers gut erkennbar. Die Grafik auf der rechten Seite zeigt das wesentlich homogenere Geschwindigkeitsfeld in 900 m Tiefe und verdeutlicht insbesondere den Einstrom von Meerwasser über den südlichen Modellrand in den unteren Aquifer.

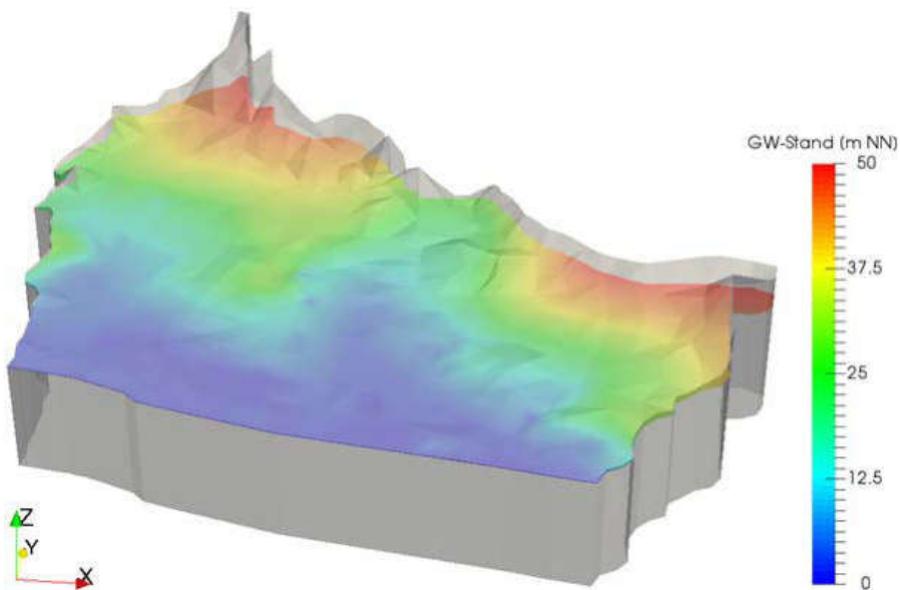


Abbildung 92: Lage der Grundwasseroberfläche als Ergebnis der Kalibrierung

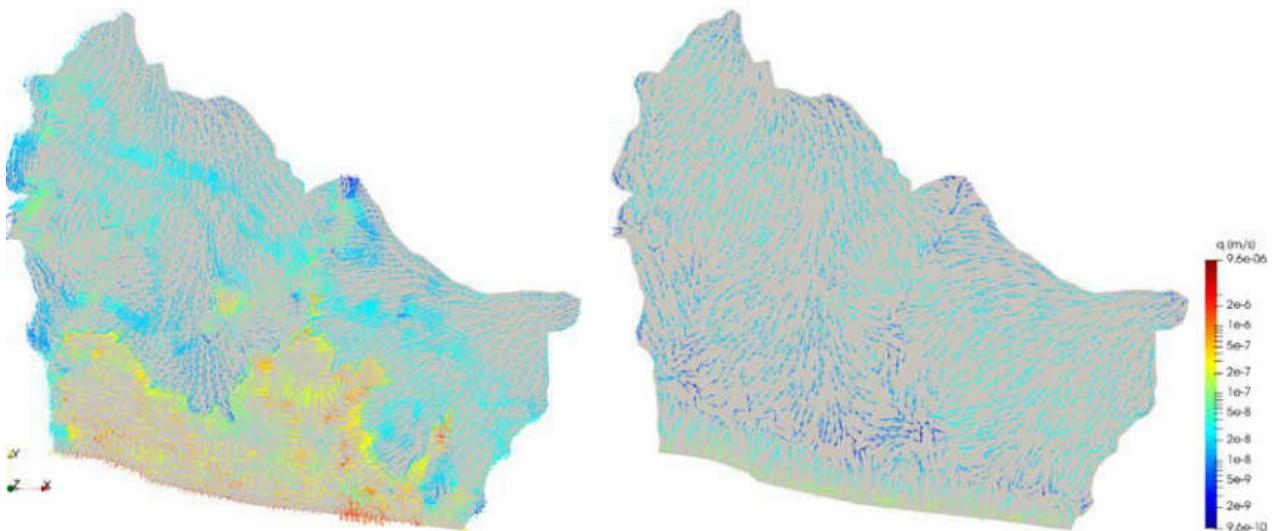


Abbildung 93: Geschwindigkeitsfeld (links: 0 m NN; rechts: -900 m NN) als Ergebnis der Kalibrierung, logarithmische Skala

Da die für das Untersuchungsgebiet vorliegenden Messwerte (Abbildung 94) nicht für die Bestimmung einer 3d Anfangsbedingung für die Salzkonzentration ausreichen, wurde für die Simulationen eine Vorlaufzeit von 80 Jahren mit dem Wert $c=0$ als Anfangsbedingung für das gesamte Modellgebiet gerechnet. Dabei wurden Grundwasserneubildung und -förderung als konstant angenommen. Es wurden dieselben Werte wie für die Modellkalibrierung verwendet. Nach 80 Jahren war die Bewegung der Süß-/Salzwassergrenze weitgehend zum Stillstand gekommen, ein stationärer Zustand stellte sich jedoch nicht ein.

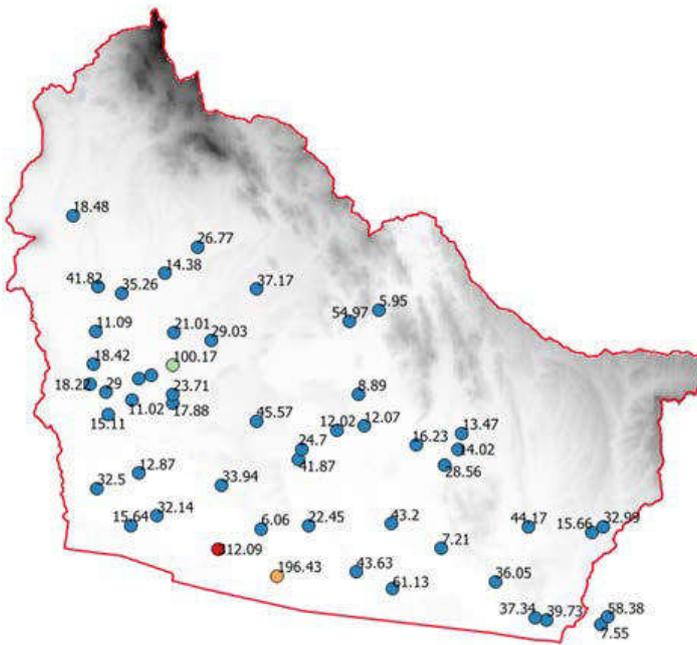


Abbildung 94: Chloridkonzentration im Modell Antalya; Messwerte [mg/l]

2.3.4 Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)

2.3.4.1 Governanceanalyse

Die Corona-Pandemie beeinflusste den Austausch der go-CAM Partner innerhalb Deutschlands aber insbesondere den Austausch mit den internationalen Partnern. So konnte im Oktober 2018 noch der Regionalworkshop Südafrika wie geplant im OOWV Verbandsgebiet sowie in Braunschweig stattfinden. Bei diesem Workshop stand zunächst das Kennenlernen der Projektbeteiligten Institutionen, des Projektes go-CAM und die Diskussion der weiteren Schritte im Fokus. Herausforderungen der Wasserwirtschaft wurden erläutert und mit einem Besuch der Talsperren im Harz mit praktischen Erkenntnissen ergänzt. Außerdem wurden Möglichkeiten des Einsatzes des CAM-Tools besprochen.



Abbildung 95: Foto des Austauschworkshops im Oktober 2018; zentral für die Kooperation mit den Partnern der Buffalo City Metropolitan Municipality war der persönliche Austausch und die Zusammenarbeit auf Augenhöhe

Im März 2019 erfolgte dann eine Delegationsreise (Fact Finding Mission) von vier Mitarbeitern des OOWV zum Partner Buffalo City Metropolitan Municipality in East London. Während der Dienstreise galt es vor allem die Infrastruktur und Arbeitsweise der Kollegen in East London kennen zu lernen, um gemeinsam über bestehende Probleme in der Wasserwirtschaft in Norddeutschland sowie in Südafrika zu diskutieren und Lösungsansätze zu erörtern. Themen waren dabei unter anderem Wiedernutzungsstrategien von Abwässern, die komplementäre Nutzung von Grundwasser und Oberflächenwasser, die Preisgestaltung in der Wasserversorgung aber auch die Wartung und Instandhaltung der wasserwirtschaftlichen Infrastruktur. Zudem wurde über die Entwicklung des hydrologischen Modells der örtlichen Einzugsgebiete gesprochen. Hierbei lag der Fokus auf dem Einsatz von verschiedenen Klimawandelszenarien zur Vorhersagen über die Veränderung der Oberflächenwasserverfügbarkeit in der Region um Buffalo City. Dabei wurde auch die Datenverfügbarkeitssituation im Hinblick auf die hydrologische Modellierung (TV LWI) in der Fallstudienregion Eastern Cape diskutiert sowie das dortige Monitoring der Wasserressourcen besprochen. Die Ergebnisse und Erkenntnisse wurden dokumentiert und ich Nachgang der Fact Finding Mission den Projektpartnern bereitgestellt und mit ihnen diskutiert.



Abbildung 96: Staudamm in der Region der Buffalo City Metropolitan Municipality; die Wasserstände in den Staudämmen sind in den letzten Jahren kritisch gesunken

Aufbauend auf dem bestehenden Austausch konnte dann am 9. Juli 2019 im Rahmen der IFAT Afrika 2019 eine Session durchgeführt werden mit dem Titel „The go-CAM project: example of SA-German cooperation by Buffalo City Metropolitan Municipality and German partners“. Referent des OOWV war Herr Dr. Scheihing.

Ab März 2020 war der Austausch dann nur noch digital möglich. Zur Diskussion der Projektergebnisse und der daraus abzuleitenden Handlungsempfehlungen sollte zu Projektende ein Austausch-Workshop mit den südafrikanischen Partnern stattfinden. Die pandemische Lage ließ leider auch noch im Sommer 2021 nur einen Online-Workshop zu. Daher wurde ein externes Streaming-Studio beauftragt für die Live-Übertragung und die Aufzeichnung des Workshops.

Am 21. Juni 2021 konnte dann der digitale Workshop “South African-German go-CAM Virtual Water Webinar: Climate change and water security in the Buffalo City Metropolitan Municipality” durchgeführt werden. Der Workshop begann zunächst mit einer Begrüßung durch den OOWV gefolgt von einem Grußwort von Herrn Nceba Ncunyana von Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM). Egon Harms (OOWV) betonte in seinem Beitrag die Bedeutung internationaler Partnerschaften für die Sicherung der weltweiten Wasservorkommen. Danach präsentierte Herr Prof. Schöniger von der TU Braunschweig wesentliche Indikatoren für Stausee- und Grundwasser aus der Sicht eines Hydrologen. Bandile Gqweta (BCMM) thematisierte Zustand, Herausforderungen und Zukunftsperspektiven der Wasserversorgung in der Buffalo City Metropolitan Municipality. Dr. Konstantin Scheihing (OOWV) referierte darauf aufbauend zu den räumlich-zeitlichen Schwankungen der Grundwasserneubildung in den Einzugsgebieten des Nahoon River und des Buffalo River. Dr. Mathias Ronczka (LIAG) stellte ein neues drohnenbasiertes Verfahren zur Erkundung von Grundwasserressourcen vor. Danach präsentierte Herr Tobias Langmann, TU Braunschweig die Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserstände in Staudämmen, die BCMM versorgen. Abschließend sprach Herr Heiko Heidemann von der Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) über die weiteren Möglichkeiten der Kooperation zwischen Deutschland und Südafrika im Themenbereich Wasser und Klimawandel. Den Abschluss der Veranstaltung bildete eine digitale Podiumsdiskussion zu den vorgestellten Ergebnissen unter

Einbeziehung weiterer Experten zur Situation in Südafrika. Der Mitschnitt der Veranstaltung ist auf YouTube verfügbar.

2.3.4.2 Hydrologische Modellierung

Zur Bearbeitung der in Kapitel 2.2.4.1 genannten regionspezifischen Fragestellung, darunter die künftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit in der Region Eastern Cape sowie das Potential der Nutzung von Grundwasser als zweites Standbein der Wasserversorgung, wurde ein regionales Wasserhaushaltsmodell mit PANTA RHEI aufgebaut. Mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells wurde zum einen die hydrologische Vergangenheit auf Basis von meteorologischen Beobachtungsdaten nachgerechnet und zum anderen auf Basis von Klimaszenarien mögliche zukünftige Entwicklungen der hydrologischen Verhältnisse modellbasiert analysiert.

Das hydrologische Modell berücksichtigt eine Fläche von 1950 km² und umfasst die Einzugsgebiete des Nahoon Rivers und des Buffalo Rivers unterteilt in 219 Teilflächen sowie 3728 Hydrotöpfe. Für den Aufbau des Wasserhaushaltsmodells wurden die in Tabelle 23 aufgelisteten Datensätze verwendet.

Das methodische Vorgehen bei Modellaufbau und -kalibrierung/-validierung ist vergleichbar mit den anderen Fallstudienregionen des Projektes go-CAM (s. Beschreibung der übergeordneten Methodik des Projektes go-CAM, 2.1). Der Aufbau, die Kalibrierung und die Validierung des Wasserhaushaltsmodells erfolgten im Rahmen der Masterarbeit von A. Nolte (Nolte 2019). Mit dieser Arbeit liegt eine detaillierte Beschreibung des Vorgehens vor, auf die für den Bezug von vertieften Informationen verwiesen sei. Aus diesem Grunde wird sich im Folgenden auf eine kurze Beschreibung der wesentlichen methodischen Aspekte beschränkt.

Die Kalibrierung und Validierung und Validierung des Modells erfolgte auf Basis von meteorologischen Zeitreihen sowie Zeitreihen der Abflüsse an den Pegel des Modellgebietes. Alle Zeitreihen wurden zunächst geprüft und dann für den Modellaufbau herangezogen. Die Betriebsregeln der Staudämme inkl. der Entnahmen (*Abbildung 97* soweit bei ihrer einfachen Bauweise vorhanden, sowie die Speicherinhaltslinien, Einleitungen der Kläranlagen wurden in das hydrologische Modell integriert. Zu einem späteren Zeitpunkt im Projekt wurde das Wasserhaushaltsmodell noch einmal erweitert und eine Überleitung aus dem nordöstlich gelegenen Einzugsgebiet des Kubusi Rivers im Modell integriert. Nach der Erweiterung beläuft sich die Fläche des Modellgebietes auf 2434 km² mit 289 Teilflächen sowie 4701 Hydrotopen.

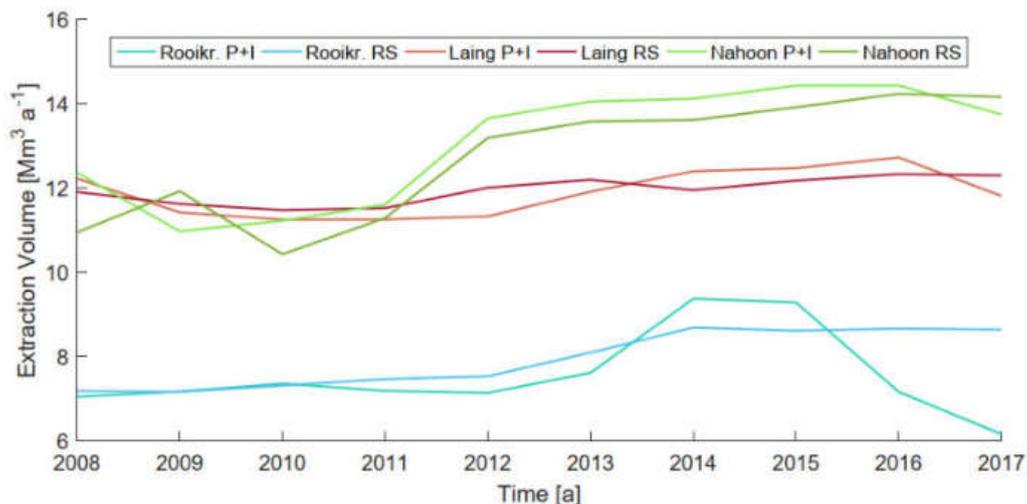


Abbildung 97: Zeitreihen der Wasserentnahme aus den Reservoirs des AWSS, 1. abgeleitet aus Abflussmessungen an Pegeln von Stauseen zu den Kläranlagen und dem Wasserbedarf für Bewässerung aus dem AWSSRS 2008 (P+I) und 2. abgeleitet aus dem jährlichen Wasserbedarf für Haushalt, Industrie und Landwirtschaft (Bewässerung) aus dem AWSSRS 2008 und 2016 zusammen mit Informationen aus AW 2017 und Hughes et al. 2014 (Abb. aus Nolte 2019)

Bei der Prüfung der meteorologischen Eingangsdaten fiel auf, dass es mit den im Untersuchungsgebiet vorhandenen Niederschlagsstationen allein nicht möglich gewesen wäre, die hohe räumliche Variabilität des Niederschlags insbesondere in Abhängigkeit der Topographie des Gebietes (orographische Niederschläge) abzubilden. Um dieses Defizit zu beheben, wurde ein Verbund fiktiver Klimastationen erstellt. Während des Kalibrierungsprozesses wurden die Stationen so generiert, dass sie die mittlere jährliche Niederschlagshöhe (MAP) der SARVA-Referenz replizieren (Lynch und Schulze 2007). Nach der Simulation wurde schließlich anhand der simulierten MAP der Teileinzugsgebiete überprüft, ob diese mit den zusätzlichen Stationen und den zugewiesenen Werten erreicht wurde. Der Vergleich der MAP in den Teileinzugsgebieten ergab eine Übereinstimmung von mehr als 95 %, während eine genauere Betrachtung der Pegel auf Einzugsgebietsebene größere Abweichungen von bis zu 10 % für größere Einzugsgebiete ergab. Höhere Gebietsniederschläge als Ergebnis der Simulation sind vor allem in der Küstenregion zu finden (siehe Tabelle A.5). Hier wurden aufgrund der besseren Verfügbarkeit von Niederschlagsdaten und der weniger komplexen Topographie nur wenige aktive Stationen gesetzt.

Tabelle 23: Datengrundlage für den Aufbau des Wasserhaushaltsmodell der Fallstudienregion Eastern Cape

Datensatz	Quelle	Auflösung	Format
Topographie	Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) from Earth Resources Observation And Science (EROS) Center (2017)	30 x 30 m	Raster
Hydrometrie Rooi-krantz, Laing, Bridle Drift and Nahoon dam reservoirs)	Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM)	20 cm spacing (water level)	Tabelle
Hydrometrie (Maden dam reservoir and weir below Bridle Drift)	Hughes et al. (2014); Mantel et al. (2010); Poleni equation as used by Bollrich and Preißler (2000)	-	Kombinierte Informationen
Landbedeckung	2013–14 National Land-Cover - 72 classes – documentation: Department of Environmental Affairs (DEA, 2014)	30 x 30 m	Raster
Böden	Soil and Terrain (SOTER) database of the International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) - documentation: Batjes (2004);	variabel	Polygon-Shape
MAP	Water Resources of South Africa, 2012 Study (WR2012) documentation: Bailey and Pitman (2015);	1,8 x 1,8 km	Raster
GWR	Documentation: DWAF (2005)	1 x 1 km	Raster
Gewässernetz und Talsperren	Department of Water and Sanitation, South Africa	-	Linien-Shape, Polygon-Shape

Tabelle 24: Übersicht der für die Modellkalibrierung und -validierung verwendeten Abflussdaten

Pegel	x-Koordinate [dd:Mm:Ss]	y-Koordinate [dd:Mm:Ss]	Daten- herkunft	Zeitreihe	Zeitl. (Verfügbare Jahre)	Auflösung
River gauges						
R2H001	32:43:55	27:17:37	DWS	Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H008	32:46:05	27:22:23		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H006	32:51:30	27:22:15		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H005	32:52:31	27:22:58		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H009	32:54:56	27:23:11		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H016	32:56:07	27:26:45		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H010	32:56:26	27:27:38		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H015	32:55:54	27:28:21		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H027	32:59:30	27:38:24		Discharge	Daily (2004-2017)	
R2H029	32:59:41	27:44:02		Discharge	Daily (2004-2017)	
R3H003	32:54:19	27:48:34		Discharge	Daily (2004-2017)	
Dam gauges						
R2R002	32:45:19	27:19:33	DWS	Discharge (spill)	Daily (2004-2017)	
R2R001	32:58:08	27:29:36		Discharge (spill)	Daily (2004-2017)	
R2R003	32:59:22	27:43:51		Discharge (spill)	Daily (2004-2017)	
R3R001	32:54:35	27:48:40		Discharge (spill)	Daily (2004-2017)	

Tabelle 25: Übersicht der Klimastationen in Modellgebiet Eastern Cape und der verfügbaren Zeitreihen sowie Angaben zur Herkunft der Datenreihen

Station	Latitude [dd:Mm:Ss]	Longitude [dd:Mm:Ss]	Source	Time series	Resolution (years available within simulation period)
R2E002	32:58:08	27:29:24	DWS	Precipitation; Evaporation	Daily (2004-2017)
R2E003	32:45:01	27:19:49		Precipitation; Evaporation	Daily (2004-2017)
R2E004	32:59:24	27:43:60		Precipitation; Evaporation	Daily (2004-2017)
R3E001	32:54:17	27:48:35		Precipitation; Evaporation	Daily (2004-2017)
S6E002	32:36:51	27:16:32		Precipitation	Daily (2004-2017)
S6E003	32:34:53	27:34:02		Precipitation	Daily (2004-2017)
Bisho	32:51:45	27:25:64		Precipitation; Radiation; Temperature; Humidity; Wind speed	Daily (2004/2005– 2017)

Berlin	32:56:09	27:35:52	Agricultural Research Council ¹	Precipitation; Radiation; Temperature; Humidity; Wind speed	Daily (2004/2005–2017)
East London	33:01:48	27:49:48	Agricultural Research Council	Precipitation; Temperature; Humidity; Wind speed	Daily (2004–2017)
Bisho				Air pressure	Monthly (2004–2017)
East London				Air pressure	Monthly (2004–2017)

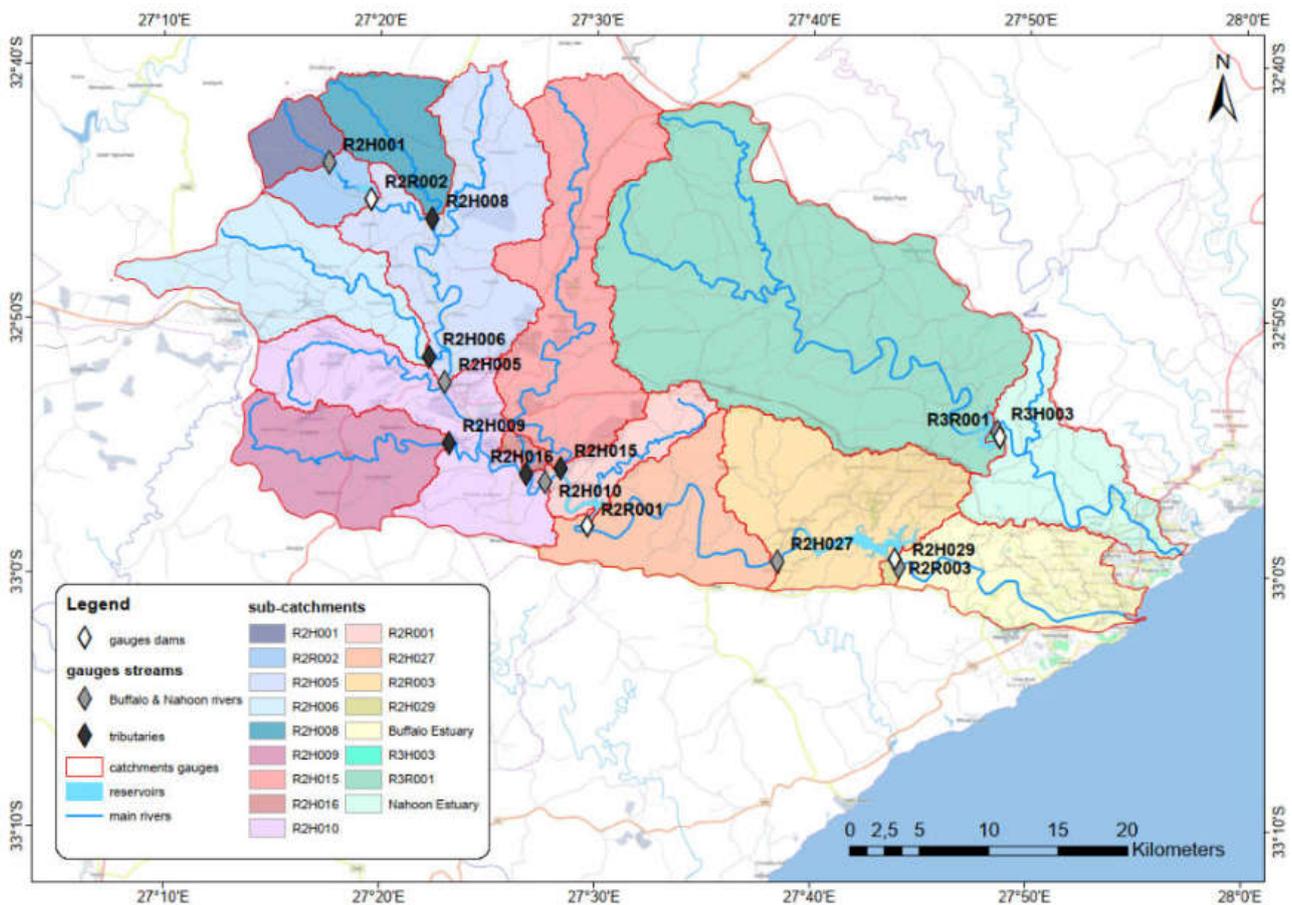


Abbildung 98: Karte der Hauptflüsse, Talsperren und Pegel sowie Teileinzugsgebiete in der Fallstudienregion Eastern Cape (Nolte 2019)

¹ <https://www.worldweatheronline.com/lang/de/bisho-weather-averages/eastern-cape/za.aspx>

Aufgrund der eingeschränkten Verfügbarkeit von Abflussdaten und den Zeitreihenlängen der meteorologischen Beobachtung (s. Tabelle 24) wurde der Simulationszeitraum von 2008-2017 für die Kalibrierung und Validierung festgelegt. Die Kalibrierung des Modells erfolgte von Hand in einem mehrstufigen Prozess, wonach zunächst das Abflussvolumen im Gesamtjahr, dann nach Monaten differenziert und schließlich die jahreszeitliche Dynamik der Abflüsse angepasst wurde. Die Kalibrierung und Validierung des Modells wurde durch Datenlücken erschwert, die in den Zeitreihen einiger Pegel auftreten. Jedoch wurden keine Pegel oder Zeiträume aufgrund der Qualität ihrer Zeitreihen oder Datenlücken verworfen. Der Zustand der in dieser Studie verwendeten Pegel zur Abflussmessung und ihrer Aufzeichnungen wurde nach eigener Prüfung und Begutachtung der DWAF (DWAF 2008: 3) als "ausreichend genau für die Verwendung als Input-Daten für Analysemodelle" befunden. Bei einer späteren Untersuchung der Überwachungspegel wurden jedoch Mängel an einigen Pegeln festgestellt. In dem DWS-Überwachungsbericht von Haasbroek et al. 2016 wurden für 8 von 13 Pegelstandorten im Buffalo Fluss Maßnahmen zur Verbesserung oder Entfernung empfohlen, während für die Messstellen im Nahoon River keine Maßnahmen empfohlen wurden.

Hydrologische Impaktmodellierung

Für die modellbasierte Analyse der künftigen Entwicklung des regionalen Wasserhaushaltes und der Wasserverfügbarkeit (Speicherinhalte der Talsperren) wurden je 12 Modellketten des RCP4.5- und RCP 8.5-Klimamodellensembles aus dem EURO-CORDEX-Projekt verwendet (Abbildung 99, Tabelle 26).

Zur Berücksichtigung der sozioökonomischen Entwicklung und ihrer Einwirkung auf die Wasserverfügbarkeit standen drei Wasserentnahmeszenarien (low, medium, high) aus der Amatole Water Supply System Reconciliation Strategy zur Verfügung (s. Abbildung 100). Die Wasserbedarfsprojektionen für das AWSS aus dem Jahr 2015 basieren auf den Daten der Volkszählung, den prognostizierten Wachstumsraten für Bevölkerungszahl und Wohnungsbau und den angenommenem Wasserbedarf pro Wohneinheit. Diese wurden für die Modellierung zu konkreten Zeitreihen der künftigen Wasserentnahmen aus den Talsperren aufbereitet. Diese Zeitreihen wurden für den Upper Buffalo (Maden & Rooikrantz Dam), Middle Buffalo (Laing Dam) und Lower Buffalo (Bridledrift & Nahoon Dam) im PANTA RHEI-Modell definiert.

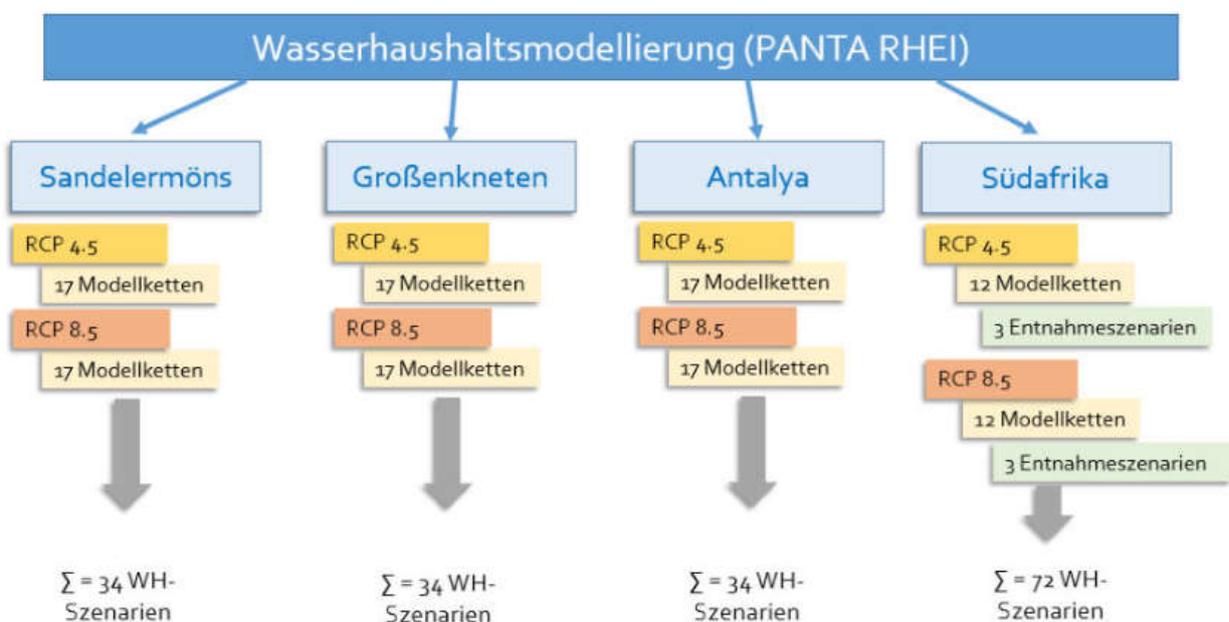


Abbildung 99: Übersicht der Wasserhaushaltsszenarien als Resultat der Verwendung von Klimamodellensembles und Entnahmeszenarien im Fall der go-CAM-Fallstudienregionen Eastern Cape (Südafrika)

Aus der Kombination von Klima- und Entnahmeszenarien ergeben sich insgesamt 72 Wasserhaushaltsprojektionen, die anhand der projektweit einheitlichen Wasserhaushalts- und Klimakenngrößen mit der fallstudienregionsübergreifenden Methodik (s. 2.3.1.5) ausgewertet wurden. Die Klimamodelldaten wurden einer Bias-Adjustierung mit der Methode „Distribution Mapping“ unterzogen und wurden nach erneuter Prüfung für die Wasserhaushaltsmodellierung verwendet. Die Klimamodelldaten enthalten Projektionen des Klimas bis zum Jahr 2045 und bestehen aus Zeitreihen der meteorologischen Parameter T_{min}, T_{max}, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschlag in täglicher Auflösung. Ebenfalls bis zum Jahr 2045 reichen die im Jahr 2008 beginnenden Prognosen über den künftigen Wasserbedarf. Die Simulation wurde mit dem Wasserhaushaltsmodell für den Zeitraum 01.01.1978-31.12.2045 durchgeführt. Die Auswertung der Simulation auf Basis der Klima- und Wasserhaushaltskenngrößen in Erweiterung um Wasserstände und Speicherinhalte der Talsperren erfolgte schließlich für zwei 30 Jahre umfassende Perioden: Die Referenzperiode 1981-2006 und die Zukunftsperiode 2021-2045.

Tabelle 26: Für die Fallstudienregion verwendete RCP 4.5- und -8.5-Klimamodellensembles

Szenario-ID go-CAM	Institut	Globales Klima-modell (GCM)	GCM-Modellaufnr.	Regionales Klimamodell (RCM)	Treibhausgasszenario
C1.45/C1.85	SMHI	CNRM_CM5	1	RCA4	RCP 4.5/ RCP 8.5
C2.45/C2.85	SMHI	EC-EARTH	2	RCA4	RCP 4.5/ RCP 8.5
C3.45/C3.85	SMHI	IPSL-CM5A-MR	1	RCA4	RCP 4.5/ RCP 8.5
C6.45/C6.85	IPSL-INERIS	IPSL-CM5A-MR	1	WRF331F	RCP 4.5/ RCP 8.5
C7.45/C7.85	KNMI	EC-EARTH	2	RACMO22E	RCP 4.5/ RCP 8.5
C8.45/C8.85	KNMI	EC-EARTH	1	RACMO22E	RCP 4.5/ RCP 8.5
C10.45/C10.85	DMI	EC-EARTH	3	HIRHAM5	RCP 4.5/ RCP 8.5
C12.45/C12.85	CLMcom	CNRM_CM5	1	CCLM	RCP 4.5/ RCP 8.5
C13.45/C13.85	CLMcom	EC-EARTH	2	CCLM	RCP 4.5/ RCP 8.5
C14.45/C14.85	CLMcom	HadGEM2-ES	1	CCLM	RCP 4.5/ RCP 8.5
C15.45/C15.85	CLMcom	MPI-ESM-LR	1	CCLM	RCP 4.5/ RCP 8.5
C16.45/C16.85	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	4	REMO2009	RCP 4.5/ RCP 8.5
C17.45/C17.85	MPI-CSC	MPI-ESM-LR	1	REMO2009	RCP 4.5/ RCP 8.5

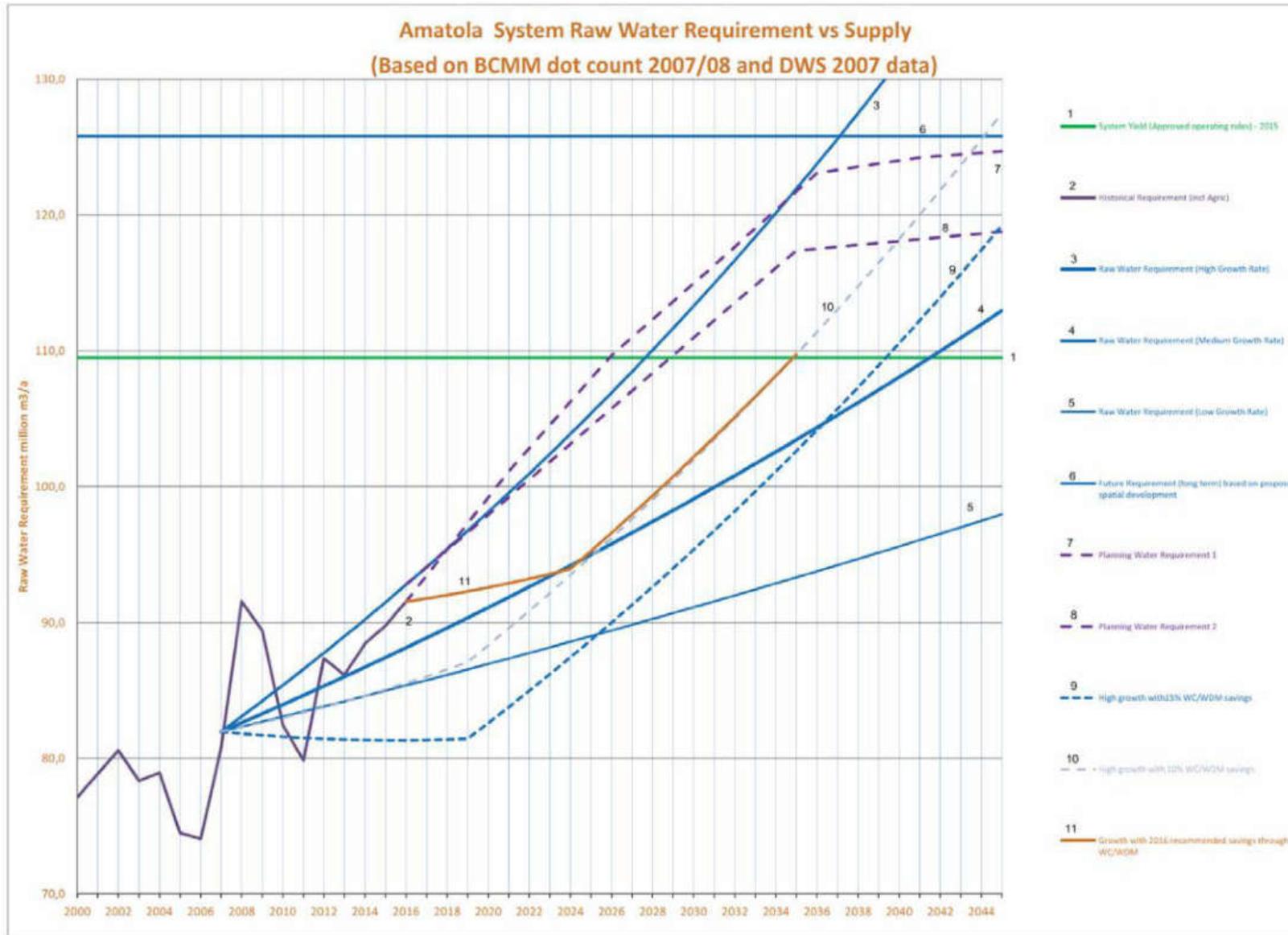


Abbildung 100: Vergangener und projizierter Wasserverbrauch im Amatola Water Supply System. Die für die Wasserhaushaltsmodellierung verwendeten Bedarfsszenarien low, medium und high führen die Ziffern 3 bis 5.

2.3.5 Dialogplattform „Coastal Aquifer Management“ (CAM)

Die online-Plattform Coastal Aquifer Management (CAM) wurde entwickelt, um die Einwirkungen von Klimafolgen auf den Küstenwasserhaushalt abzubilden und zu bewerten. Die Bewertung von Klima- und Wasserhaushaltsprojektionen erfolgt auf Basis einer Gruppe physikalischer Wasserindikatoren unter Verwendung von multikriteriellen Entscheidungsanalysetechniken (MCDA). Die Wasserindikatoren, deren Auswahl auch die Vorschläge der UN-SDG berücksichtigt, werden mit gekoppelten deterministischen Wasserhaushaltsmodellen und physikalisch-numerischen Grundwasserströmungs- und Transportmodellen berechnet und über eine Schnittstelle (CAMup) in die CAM-Dialogplattform übergeben. Zu jedem Indikatoren können von den Anwendern der Dialogplattform entsprechende Zielfunktionen formuliert werden, welche in der Bewertungsroutine mit berücksichtigt finden. Mit dem CAM-Tool wird ein transparenter und partizipatorischer Dialog angestrebt, mit dem für komplexe Hydrosysteme Klimafolgen mit auf der Grundlage von physikalisch-chemischen Wasserindikatoren aufgezeigt werden können und Klimaanpassungsoptionen zu generieren.

2.3.5.1 Programmtechnische Umsetzung CAMup

CAMup (Abbildung 16) ist eine eigenständige Java basierte Softwarelösung, welche, im Gegensatz zur Internet basierten Dialogplattform, auf dem PC eines Anwenders installiert werden kann. Die Aufgabe von CAMup ist es, Daten für die Verwendung als Indikatoren in der MCDA der Dialogplattform aufzubereiten und anschließend für die Dialogplattform bereit zu stellen. Die Verwendung von CAMup ist optional. Die Aufbereitung der Daten kann auch direkt durch den Anwender erfolgen. Allerdings ist dies, je nach Art und Quelle der Daten, ein mehrstufiger und aufwendiger Prozess, welcher durch CAMup erheblich erleichtert wird. CAMup unterstützt hierzu eine Reihe von Datenquellen und -formaten. Ein wesentlicher Schwerpunkt liegt vor allem in der Aufbereitung von komplexen Simulationsergebnissen aus unterschiedlichen numerischen Modellen. Die Synchronisation mit der Dialogplattform kann wie folgt skizziert werden: Für die MCDA der Dialogplattform müssen sogenannte Indikatorraster bereitgestellt werden. Ein Indikatorraster stellt die räumliche Verteilung der Werte eines bestimmten Indikators, also dessen räumliche Ausprägung, im Projektgebiet für ein gegebenes Szenario da. Über die vom Anwender vorgegebenen Zielfunktionen, werden diese Werte von der MCDA innerhalb der Dialogplattform in eine zwischen 0 und 1 normierte Bewertung umgerechnet und anschließend für einen Satz von ausgewählten Indikatoren aggregiert. Hieraus ergibt sich dann eine räumlich differenzierte Bewertung eines Szenarios innerhalb des Projektgebietes. Notwendig hierfür ist, dass die Indikatorraster gemeinsame, in der Dialogplattform festgelegte Eigenschaften aufweisen. CAMup erhält die hierzu notwendige Information von der Dialogplattform über einen Dateiordner (Austauschordner) auf dem System des Anwenders. Standardmäßig wird dieser Ordner über eine Cloud-Software mit einem entsprechenden Ordner auf dem System der Dialogplattform synchronisiert. Die eingesetzte Cloud-Software ist hierbei eigenständig und unabhängig von CAMup zu installieren.

CAMup liest nach dem Systemstart den Inhalt des Austauschordners ein und erhält darüber die Informationen, welche Projektgebiete, Szenarien und Indikatoren innerhalb der Dialogplattform vorhanden sind, sowie die räumliche Lage und Auflösung der zu erstellenden Raster. Später legt CAMup die von ihm erstellten Indikatorraster ebenfalls in diesem Ordner ab. Nach erfolgter Synchronisation stehen diese dann der Dialogplattform zur Verfügung, welche sie automatisiert von dort in ihren Datenbestand übernimmt.

Als Eingangsdaten für die Generierung von Indikatorrastern unterstützt CAMup eine Reihe verschiedener Datenquellen und -formate. Hierzu gehören Tabellen (ASCII -Textdateien im CSV-Format), GIS-Datensätze (Punkte, Linien oder Polygone im ESRI-Shape-Format), Rasterdaten (im ESRI-FLT-Format oder SURFER-Grid-Format) sowie die Ergebnisdateien verschiedener numerischer Modelle (PANTA RHEI, d3f++, MODFLOW 6 und FEFLOW). Hierzu wurden im Laufe des Projektes entsprechende Importfilter geschaffen.

Für die Erstellung der Indikatorraster müssen die Informationen aus den unterstützten Datenquellen in ein regelmäßiges Raster, entsprechend der Vorgaben des jeweiligen Projektgebietes, umgerechnet werden. Die hierfür notwendigen Arbeitsschritte unterscheiden sich je nach Datenquelle.

Am aufwendigsten ist hierbei die Umrechnung der Ergebnisse der numerischen Modelle. Zunächst muss die räumliche Diskretisierung des Modells aus der komplexen Datenstrukturen der Modelldatensätze gelesen werden. Im Modell PANTA RHEI wird die räumliche Diskretisierung durch Polygone festgelegt. In den Modellen d3f++ und FEFLOW erfolgt dies durch eine vernetzte Dreiecksstruktur sowie im Modell MODFLOW 6 durch ein quadriertes Netz. Anschließend müssen die, für jedes räumlich aufgelöste Element als Zeitreihe vorliegende Berechnungsergebnisse, zu einem repräsentativen Wert aggregiert werden. CAMup stellt hierfür verschiedene Aggregationsmethoden zur Verfügung. Hierzu gehören die Bildung der Summe oder des Mittelwertes, die Bestimmung des Maximums oder Minimums, die Bestimmung der Anzahl der Über- oder Unterschreitungen eines bestimmten Wertes oder der Berechnung eines Trends. Außerdem ist es möglich, den Zeitraum der Aggregation, auf ein Zeitfenster oder eine Zeitperiode einzugrenzen. Die so aus den Berechnungsergebnissen des jeweiligen numerischen Modells gelesenen, und anschließend zeitlich integrierten Werte, werden dem jeweilig zugehörigen räumlichen Element zugewiesen. Im Anschluss daran erfolgt eine Umwandlung der räumlichen Diskretisierung des numerischen Modells durch Interpolation der aggregierten Werte auf ein regelmäßiges Raster. Abschließend erfolgt eine Zuweisung der, in der Dialogplattform definierten, Szenarien und Indikatoren zu den berechneten Werten. Das regelmäßige Raster wird, gemeinsam mit der Zuweisung, als GeoTIFF im Austauschordner abgelegt.

2.3.5.2 Programmtechnische Umsetzung CAM

Überblick

Die CAM-Dialogplattform besteht im Wesentlichen aus einer Administrationsebene, über die sich relevante Daten, Nutzer und deren Berechtigungen im System verwalten lassen und einer Client-Ebene, über die die Nutzer auf die bereitgestellten Daten zugreifen können.

Die Nutzerführung wurde in Form eines Programmablaufes in der Arbeitsgruppe „CAM Dialogplattform“ entworfen und später im Laufe des Projektes weiterentwickelt. Dieser Programmablauf ist nachfolgend dargestellt und stellt die Grundlage für die Programmierung dar.

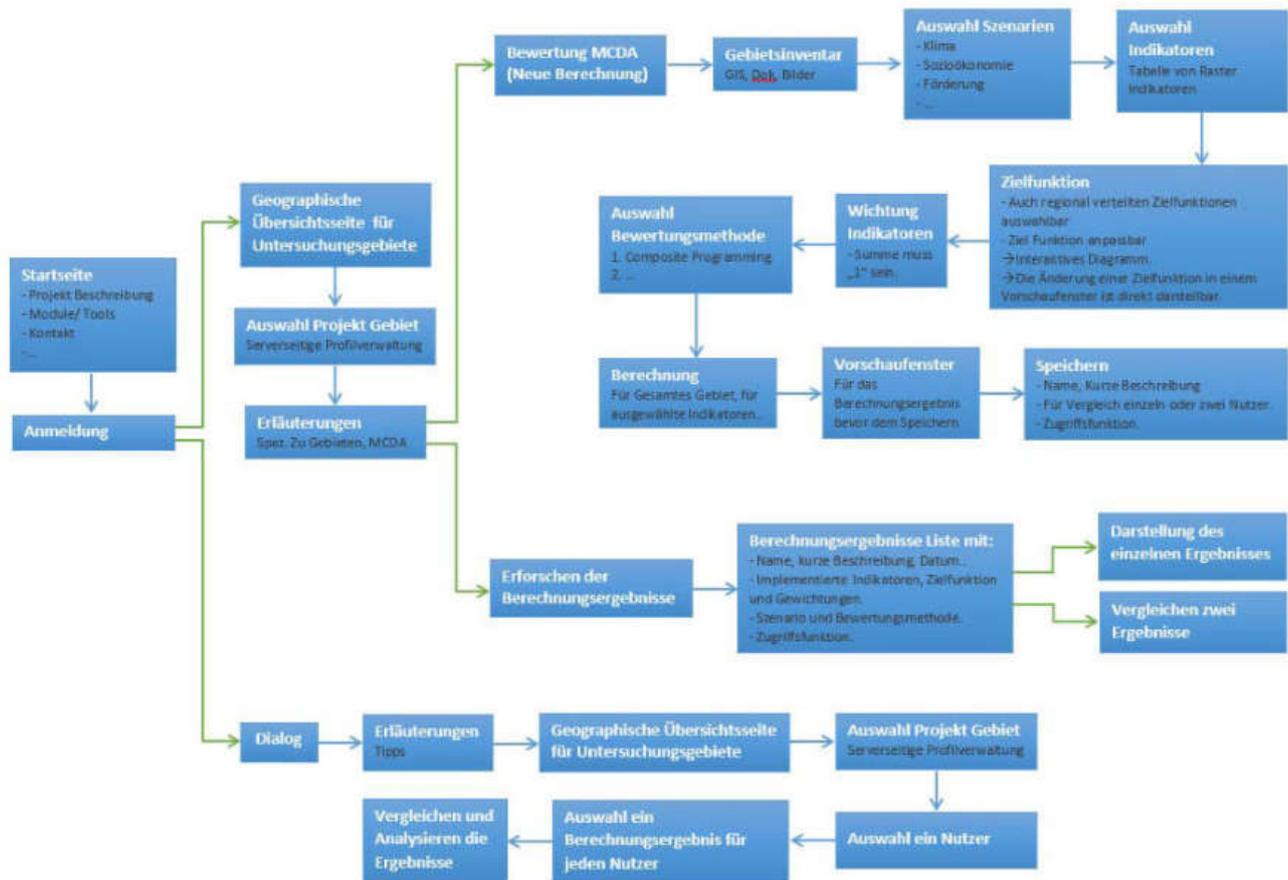


Abbildung 101: Schematische Darstellung des Programmablaufes der CAM-Dialogplattform

Eine ausführliche Beschreibung wurde über die online verfügbare Hilfe veröffentlicht (siehe <https://go-cam.giscon.de/tutorial>).

Kurzdarstellung Basisfunktionen CAM-Dialogplattform:

Die „Startseite“ enthält eine Projektbeschreibung, die verfügbaren Werkzeuge und Informationen zu Kontakten. Nutzer müssen sich vor der Nutzung des Systems registrieren, um geschützte Informationen einsehen zu können. Nach der Registrierung werden dem Nutzer über System-Rollen vom Administrator Berechtigungen zugewiesen, über die der Datenzugriff gesteuert wird. Anschließend stehen dem Nutzer freigegebene Daten zur Verfügung. Über einen Klick auf einer Übersichtskarte, in der die verwalteten Projektgebiete als Rechtecke dargestellt werden, gelangt der Nutzer zur gewünschten Untersuchungsregion. Für jedes ausgesuchte Projektgebiet stehen Erläuterung und weitergehende Informationen zur Verfügung.

Nach der Auswahl des Projektgebietes startet der Nutzer mit einer neuen Berechnung oder wählt vorhandene Berechnungsergebnisse aus, um diese zu analysieren.

Für die Bewertung eines bereitgestellten Szenarios (z. B. Klima, Fördermenge, usw.) muss die Option „Neue Berechnung“ selektiert werden. Ein einzelnes Szenario wird als Sammlung von Indikator-Rastern in dem System abgebildet. Jedem ausgewählten Indikator lässt sich eine Zielfunktion zuweisen. Die Zielfunktionen werden als Funktion mit Standardwerten angezeigt, sind jedoch durch den Nutzer entweder durch die Eingabe von Werten oder interaktiv in dem Diagramm anpassbar. Nach der Festlegung der Zielfunktion können die Werte nutzerspezifisch gespeichert werden. Um dem Nutzer eine Rückmeldung über die Auswirkungen gewählter Werte zu geben, wurde eine Vorschaufunktion für den betrachteten Indikator, mit der darauf ange-

wendeten Zielfunktion, implementiert. Für unterschiedliche fachliche Fragestellungen hat sich die Notwendigkeit regional-verteilter Zielfunktionen gezeigt, die nach explizitem Wunsch einiger Nutzer zusätzlich implementiert worden ist. Nach der Festlegung der Zielfunktionen und einer anschließenden Wichtung gewählter Indikatoren wird die Bewertung unter Verwendung der Multi-Kriterien-Entscheidungsanalysetechnik (MCDA) durchgeführt. Hierfür stehen verschiedene Bewertungsmethoden zur Verfügung, die vom Administrator vorgegeben werden und vom Nutzer auswählbar sind. Die Bewertungsergebnisse werden mit zusätzlichen Metadaten nutzerspezifisch gespeichert und stehen für den Dialogteil zur Verfügung.

Um den Dialog zwischen verschiedenen Interessengruppen (Nutzern) zu unterstützen, können die gespeicherten Bewertungsergebnisse zweier Benutzer nebeneinander in einem WebGIS-Viewer angezeigt und analysiert werden.

Nachfolgend sind die einzelnen Arbeitspakete der programmtechnischen Umsetzung der CAM-Dialogplattform dargestellt:

Anforderungsanalyse und Detailspezifikation

Die Anforderungsanalyse wurde in Arbeitsgruppentreffen und anhand von Nutzerbefragungen durchgeführt. Dabei wurden folgende Umsetzungsdetails festgelegt:

Entwicklungsprozess:

- Zugriff auf Prototypen oder Entwicklungsstände werden nach Fertigstellung den Teilnehmern der Arbeitsgruppe zur Verfügung gestellt.
- Anmerkungen können direkt über Kommentarfunktionen hinzugefügt werden.
- Der Entwicklungsprozess der Dialogplattform soll mit einer für das Softwareprojektmanagement spezialisierten Software dargestellt werden. Damit lassen sich Anmerkungen zu einzelnen Funktionen oder Komponenten erstellen oder anhand von Testszenarien Komponenten testen und diese Tests entsprechend dokumentieren.
- Der externe Zugriff durch die Projektteilnehmer soll durch die Firma GISCON realisiert werden.
- Daten sollen in einer Datenbank verwaltet werden, die u.a. die Möglichkeit zur Speicherung von Geodaten (Raster- und Vektordaten, ggf. auch 3D Geodaten zur Darstellung des Geologischen Untergrundes), Zeitreihen, Sachdaten, Metadaten, Bewertungsergebnisse zu Modellierungsszenarien und Authentifizierungsschemata für die Nutzerverwaltung aufweist.
- Die Szenarien und Bewertungsergebnisse werden als Rasterdaten in der Datenbank gespeichert.
- ESRI Grid binary wurde als Austauschformat für Rasterdaten festgelegt.
- Als Hintergrundkarte für Deutschland bietet sich der WebAtlasDE.light der BKG an. Dieser ist zur freien Nutzung von der BKG bereitgestellt.
- Externe WMS Dienste sollen sich einbinden lassen.
- Nach Möglichkeit sollen lokale Geodaten im ESRI Shape-Format darstellbar sein.
- Es soll geprüft werden, ob die Darstellung von Zeitreihen und 3D-Daten innerhalb des Projektrahmens realisiert werden kann.
- Für die Auswahl von Szenarien soll vom HYWAG eine Nomenklatur definiert werden, über die aus der CAM-Dialogplattform heraus auf dedizierte Szenarien zugegriffen werden kann.
- In der CAM-Dialogplattform verwendete Daten sollen im Detail durch Metadaten beschrieben werden. GISCON hat hierzu ein Inspire-konformes Schema erarbeitet und bereitgestellt.
- Modellierungsdaten werden über den direkten Import in die Geodatenbank geladen, daher ist die Datenaufbereitung ein Muss. Es ergibt sich folgende Datenprozesskette:

- Indikatoren --> Pre-Prozessor --> Überführung in das System --> Erstellung eines Rasterdatensatzes -> MCDA --> Import in Geodatenbank (Benennung nach Nomenklatur)

Folgende notwendige Komponenten des zukünftigen Systems wurden identifiziert:

- Für einen dedizierten Zugang zu der CAM-Dialogplattform soll eine Nutzerverwaltung implementiert werden, damit Nutzern nur ausgewählte Daten für den eigenen Arbeitsbereich bereitgestellt werden.
- Der Transfer von Daten aus CAMup in die Geodatenbank der CAM-Dialogplattform soll möglichst automatisiert erfolgen.
- In der Geodatenbank sollen für die Inventarisierung und Analyse von Einzugsgebieten hinsichtlich spezifischer Gebietscharakteristika dem Nutzer diverse Geodaten (bspw. Landnutzung, Gewässer, Schutzgebiete, GW-Förderanlagen, Niederschlagsverteilung, Messstellen usw.) bereitgestellt werden. Dabei werden auch Regionalisierungen von punktförmig vorliegenden Daten vorgenommen sowie Zeitreihen von vorliegenden Messparametern in Diagrammform zur Verfügung gestellt werden. Zeitreihen sollen hinsichtlich Zeit und Ort differenziert auswählbar sein. Zudem sollen Sachdaten bspw. zu Förderanlagen, Messstellen usw. gespeichert und dem Nutzer interaktiv bereitgestellt werden. Metadaten, beschreibende Daten zu Datensätzen (z.B. Datenquelle, Datenherr, Erstellungszeit, usw.) geben Information zu den Daten selbst und sind insbesondere für Nachvollziehbarkeit bezüglich Datenherkunft und Datenqualität wichtige Informationsquellen. Die eigentliche Kernaufgabe ist die Gegenüberstellung und die Vergleichsmöglichkeit von Bewertungsergebnissen zu den Modellierungsszenarien (basierend auf unterschiedlichen Indikatorsätzen). Den Nutzern sollen diese Daten interaktiv in einer Web-Anwendung zur Verfügung gestellt werden und zudem vergleichbar sein. Das heißt, unterschiedliche Nutzer sollen „Ihre“ bevorzugten bewerteten Szenarien-Daten gegenüberstellen können, um ggf. daraus Maßnahmen ableiten zu können, wie möglichst eine auf Konsens basierende Lösung abgeleitet werden kann.
- Webservices: Daten sollen über eine Serverkomponente aus der Datenbank ausgelesen und in der geplanten Web-Anwendung zur Anzeige gebracht werden. Für Geodaten soll dies über einen Geoserver erfolgen. Die übrigen Daten werden über selbst zu entwickelnde Serverkomponenten bereitgestellt. Hierbei sollen nach Möglichkeit vorhandene Standards berücksichtigt werden.
- Die zu entwickelnde Web-Anwendung soll die oben aufgeführten Daten visualisieren und eine Interaktion der Nutzer ermöglichen. Aus technischer Sicht soll sie sowohl auf dem Desktop als auch auf mobilen Endgeräten ausführbar sein und Mehrsprachigkeit unterstützen. Entsprechend der unterschiedlichen Nutzergruppen sollen personalisierte Inhalte bereitgestellt werden.

Auswahl der softwaretechnischen Basiskomponenten

Grundsätzlich lassen sich die genannten Anforderungen über Esri² Technologie umsetzen. Als Esri Silber Partner verfügt GISCON über umfangreiche und langjährige Erfahrungen in diesem Technologiebereich. Für den zukünftigen Einsatz einer zu entwickelnden Lösung sind aber vor allem die zu erwartenden Anschaffungs- und Betriebskosten ein entscheidendes Argument gegen den Einsatz dieser Technologie.

Alternativ hierzu sind grundsätzlich auch unterschiedliche Komponenten und Techniken aus dem Open Source Bereich für die Umsetzung der CAM-Dialogplattform geeignet.

² Esri ist ein kommerzieller Anbieter von Geographischen Informationssystemen (GIS)

Um hier eine qualifizierte Aussage treffen zu können, war es seitens GISCON notwendig, geeignete Softwarekomponenten aus dem Open Source Umfeld zu identifizieren und hinsichtlich der technischen Eignung umfangreiche Untersuchungen durchzuführen. Im ersten Halbjahr erfolgte die Einarbeitung in unterschiedliche Open Source Komponenten und die Durchführung von Tests.

Grundsätzlich hat sich gezeigt, dass Open Source Technologie für die Komponenten Geodatenbank, Geoserver und Webanwendung hinreichend gute technische Möglichkeiten bietet. Lediglich die Visualisierung von 3D-Geodaten ist noch nicht ausreichend untersucht worden. Grundsätzlich steht diese Funktion zur Verfügung, Aussagen hinsichtlich der Darstellung komplexer Geologischer 3D-Strukturen und die hierbei zu erwartende Darstellungsgeschwindigkeit führten jedoch dazu, dass auf diese Darstellungsform verzichtet worden ist.

Basierend auf den durchgeführten Recherchen ist die AG CAM dem Vorschlag von GISCON gefolgt, die Umsetzung unter Verwendung von Open Source Technologie zu realisieren. Im Vorfeld dieser Entscheidung wurden unterschiedliche mögliche Technologien analysiert und der folgende Systemansatz festgelegt. Die Ergebnisse sind in dem Dokument „Analyse: Umsetzung der Dialogplattform unter Open Source“ dargestellt.

Als Datenbanksystem wird PostgreSQL mit der Erweiterung PostGIS zur Speicherung von Geodaten ausgewählt. Insbesondere im Open Source Umfeld ist diese Kombination etabliert und auch für große Datenvolumina gut geeignet. Als relationales Datenbanksystem lassen sich Daten beliebiger Formate und Strukturen speichern. Dies können neben den Geodaten auch Zeitreihen, Dokumente, Bilder und reine Sachdatentabellen sein.

Aufsetzend auf PostgreSQL und PostGIS soll der ebenfalls als Open Source Lizenz zur Verfügung stehende Geoserver zum Einsatz kommen. Hiermit lassen sich Geodaten aus der Datenbank als Web Map Service (WMS) oder Web Feature Service (WFS) veröffentlichen und diese in WebGIS Anwendungen anzeigen.

Als Geodateninfrastruktur (GDI)-Komponente wurde das Open Source Projekt „GeoNode“ ausgewählt. Hierüber lassen sich unterschiedliche WMS und WFS Dienste zu einer Karte zusammenführen und diese in WebGIS Anwendungen automatisiert veröffentlichen. Die Veröffentlichung dieser Karten erfolgt unter Verwendung von Templates (Vorlagen gleicher Gestalt), die entsprechend den Anforderungen erstellt oder angepasst werden können. Im ersten Schritt wurde ein solches Template entworfen und intern veröffentlicht. Zudem steht bereits eine rudimentäre Nutzerverwaltung zur Verfügung, die allerdings noch den Detailanforderungen in dem Projekt angepasst werden musste.

Aufbau der Systemumgebung

GISCON intern wurden die notwendigen Entwicklungsumgebungen, das Ticketsystem Jira (dient der Kommunikation zwischen den Projektbeteiligten bezüglich Programmkomponenten, Funktionen, Entwicklungsfortschritt, Bug und Softwaretests) aufgesetzt.

Für die Entwicklungsumgebung und die Bereitstellung der Systemkomponenten Datenbank, Geoserver, Webanwendung wurde Ende 2017 ein dedizierter Server angeschafft und in 2018 eingerichtet. Dieser Server diente während der Projektlaufzeit als Systemumgebung für die Bereitstellung der jeweiligen Entwicklungsstände. Projektpartnern wird ein dedizierter Zugang eingerichtet.

In der nachfolgenden Abbildung ist die realisierte Systemumgebung dargestellt.

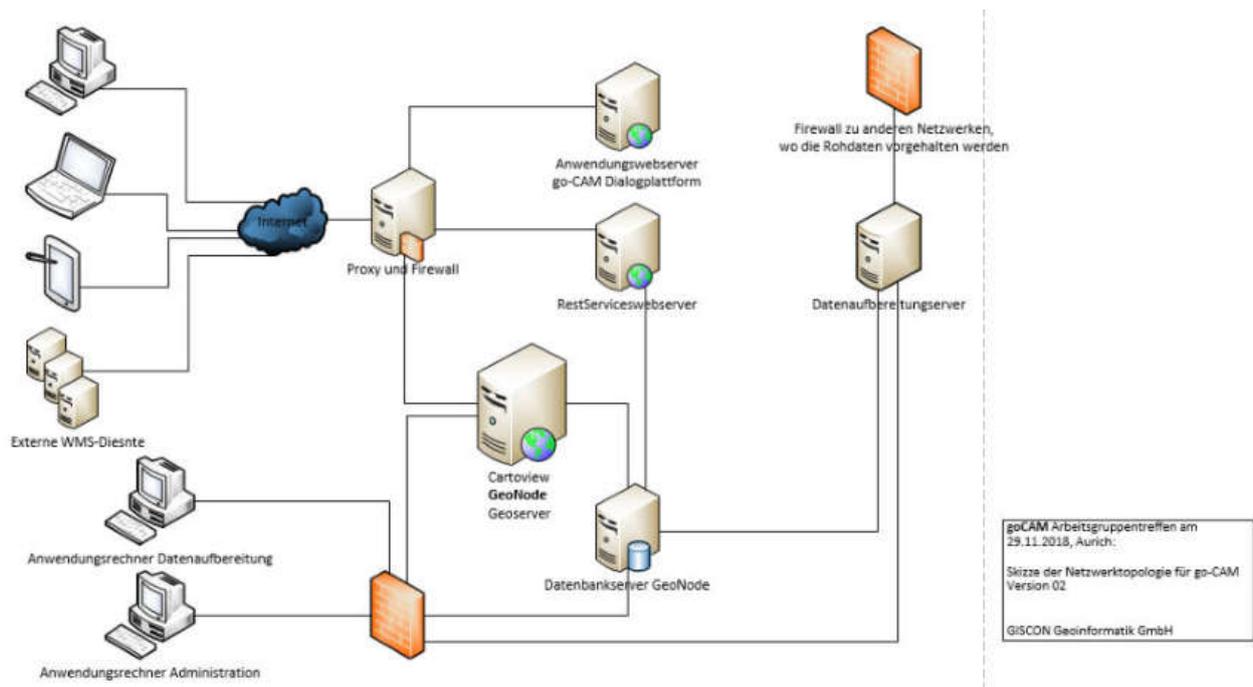


Abbildung 102: Systemumgebung der CAM-Dialogplattform

Oberflächen-Mockups

Es wurden alle Programmkomponenten und Arbeitsprozesse definiert, unter Verwendung von AdobeXD als Mockup umgesetzt und online den Projektteilnehmer zur Verfügung gestellt. Über diesen Zugriff haben die Projektteilnehmer die Möglichkeit, den aktuellen Stand der Umsetzung einzusehen und Kommentare dazu abzugeben.

Die Projektregionen Südafrika und Türkei wurden in den Entwurf der CAM-Dialogplattform einbezogen (Für die GRoW-Tagung in Frankfurt und das Projekttreffen in der Türkei).

Entwurf des Datenmodells

Das Datenmodell bildet die Datenbankstruktur der CAM-Dialogplattform ab. Alle definierten Anforderungen wurden umgesetzt.

Ein Teil des Entity-Relationship-(ER) Modells der Datenbank wird nachfolgend dargestellt:

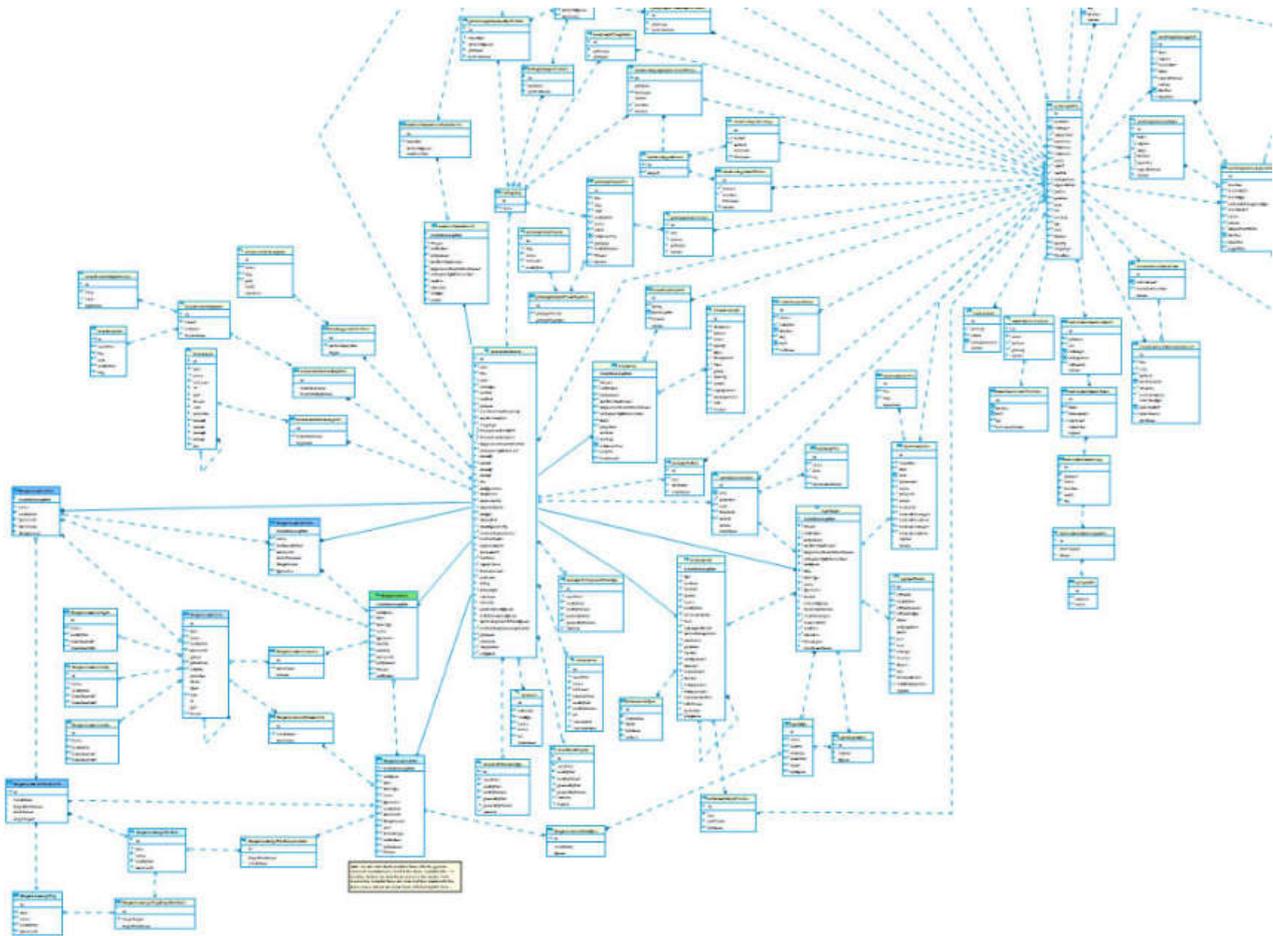


Abbildung 103: Abbildung des Datenmodells der CAM-Dialogplattform

Implementierung der physikalischen Datenstruktur

Die physikalische Abbildung des Datenmodells der CAM Dialogplattform erfolgt entsprechend der definierten Systemkomponenten in einer PostgreSQL Datenbank. Hierzu wurden Softwarekomponenten (Django Klassen) programmiert, mit deren Hilfe sich die Datenbankstruktur automatisiert anlegen lässt und somit grundsätzlich für andere Anwendungsbereiche einsetzbar ist. Damit ist eine effiziente Ersteinrichtung des Systems auch hinsichtlich der notwendigen Datenbankstrukturen möglich. Dies ist insbesondere für eine geplante Nachnutzung hilfreich.

WebGIS Viewer zur Darstellung von gebietsspezifischen Geodaten

Es wurde ein WebGIS Viewer für jedes Projektgebiet entwickelt, mit dem sich alle gebietsspezifischen Geodaten sowie die zusammengehörigen Szenarien, Indikatoren, Zielfunktion und Gewichtungen darstellen und abfragen lassen. Zudem lassen sich neue Dateien über die Administrationsebene hinzufügen.

In der CAM-Dialogplattform erfolgt der Zugriff auf die WebGIS Viewer der jeweiligen Projektgebiete über eine geografische Übersichtsseite. Diese wurde mithilfe der Leaflet-Technologie, einer Open Source JavaScript-Bibliothek, aufgebaut. Neben den bereitgestellten Geodaten wurde auch der direkte Zugriff auf gebietsspezifische Dokumente realisiert.

Um die rechtlichen Anforderungen bezüglich Urheberschutzes erfüllen zu können, wurden die Urheberinformationen zu den verwendeten Layers integriert. Dies erfolgte über den Abruf der Informationen von verwendeten externen „Web Services“.

WebGIS Viewer zum Vergleich zweier Bewertungsergebnisse

Für den Vergleich zweier Bewertungsergebnisse ist die Darstellung eines Gebietsausschnittes in zwei nebeneinander liegenden WebGIS Viewer-Fenstern notwendig.

Ein einzelner Nutzer kann so unterschiedliche Bewertungsergebnisse nebeneinander gemeinsam analysieren. Um den Dialog zwischen verschiedenen Interessengruppen zu unterstützen, können die gespeicherten Berechnungsergebnisse zweier Benutzer nebeneinander in einem WebGIS-Viewer, der mit einem „Swipe-Tool“ getrennt ist, angezeigt und analysiert werden.

Austauschprozess zwischen CAMup und der CAM-Dialogplattform

Der Prozess wurde gemeinsam mit IWUD wie folgt definiert und umgesetzt:

- In der Dialogplattform sollen Projektgebiete, Szenarien und Indikatoren angelegt werden.
- Folgende Informationen sollen gespeichert werden:
 - Projektgebiet: ID, Umring als Shape, Koordinatensystem, Name Rasterauflösung, Beschreibung
 - Szenario: ID, Name, Beschreibung
 - Indikatoren: ID, Name; Einheit, Wertebereich,
 - Liste existierender Raster: Projektgebiet-ID, Szenario-ID, Indikator-ID
- Die Informationen hierzu sollen als XML-Listen in ein Austauschverzeichnis auf dem zentralen Server gespeichert und aktualisiert werden. Damit sollen neue Einträge zu Projektgebieten, Szenarien und Indikatoren nur in der CAM-Dialogplattform eingegeben werden können.
- Der Datenaustausch zwischen CAMup und der CAM-Dialogplattform soll durch den Einsatz von NextCloud realisiert werden. Zentral auf dem Server wird hierzu NextCloud Server eingerichtet. Die auszutauschenden Daten (XML-Listen, Shape-Files, Raster) werden in einer definierten Verzeichnisstruktur abgelegt.
- Raster sollen im GeoTiff Format (GDT_float64) übergeben werden.
- Es sollen zusätzliche Indikatoren, Modellierungsergebnisse von d3f++ und das Modflow-Grundwassermodell durch CAMup und der CAM-Dialogplattform unterstützt werden.

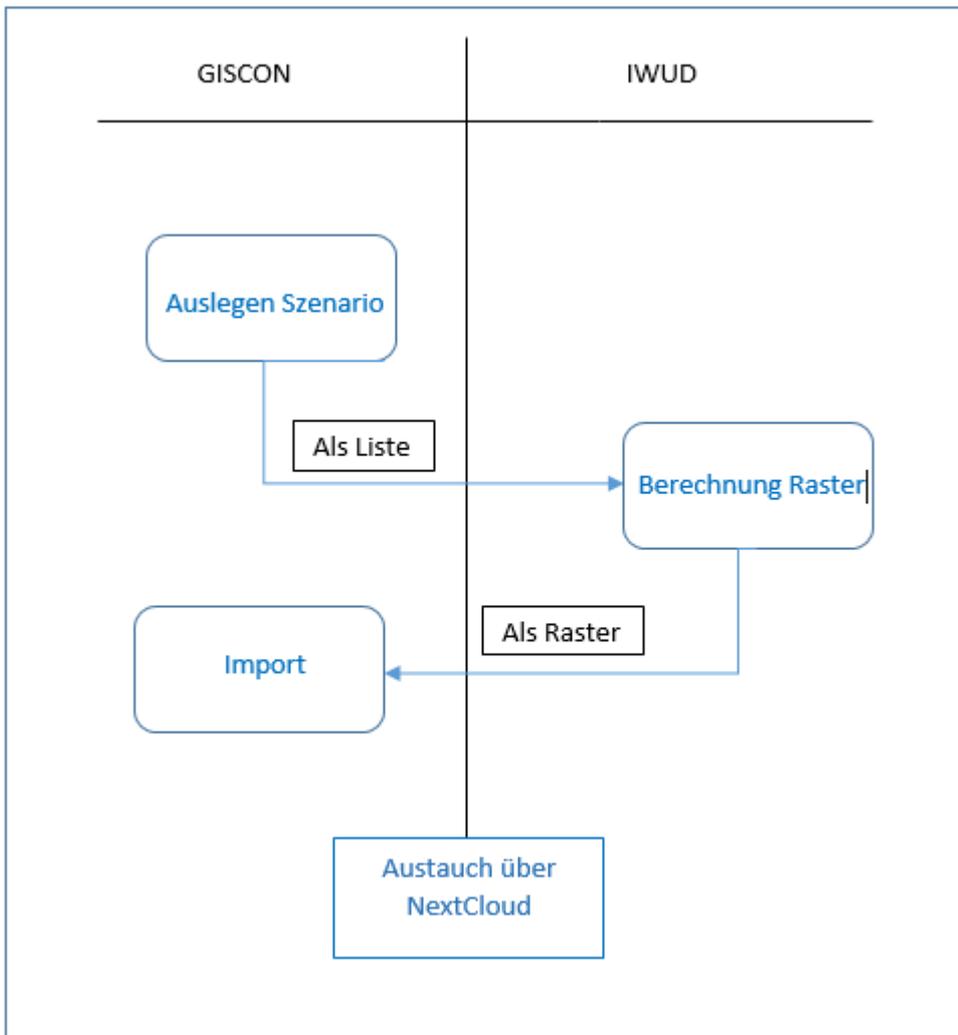


Abbildung 104: Austauschprozess zwischen CAMup und der CAM-Dialogplattform

Automatische Veröffentlichung der Indikatorraster als WCS

Folgender Prozess wurde definiert:

Die einzelnen Szenarien werden im System als eine Sammlung von Indikatoren-Rastern abgebildet. Entsprechend des oben dargestellten Austauschprozesses werden die Raster inklusive der notwendigen Metadaten von CAMup zur Verfügung gestellt und in der CAM-Dialogplattform importiert. Die Bereitstellung in den WebGIS Viewern erfolgt unter Verwendung von Open Geospatial (OGC) konformen Web Coverage Services (WCS). Diese werden in der CAM-Dialogplattform automatisiert angelegt und veröffentlicht. In einem zweiten Schritt wurde die Erweiterung um regional verteilte Zielfunktionen im Prozess ergänzt. Dabei werden für die Zielfunktionen entweder voreingestellte Parameter oder Default-Parameter verwendet. Die Definition erfolgt hierbei entweder im Input-Shape oder in der Administrationsoberfläche von CAM-Dialogplattform.

Verwaltung Szenarien, Indikatoren, Zielfunktionen und Gewichtungen in go-CAM

Die Umsetzung erfolgt zum einen über die Business Logic (BL) zur Verwaltung von Datenbankeinträgen und zum anderen über User Interfaces (UI) Komponenten zur Anzeige im Frontend. Das heißt, es wurden auf beiden Ebenen Programmierungen vorgenommen, um die genannten Informationen konsistent und nutzerbezogen zu speichern, anpassen und löschen zu können.

Auf der Administrationsebene lassen sich Szenarien, inklusive der dazugehörigen Beschreibungen (Metadaten), Anlegen und Zugriffsberechtigungen setzen. Vom HYWAG bereitgestellte Szenarien-Beschreibungen (z.B. Globale Zirkulationsmodelle (General Circulation Model - GCM), Repräsentative Konzentrationspfade (Representative Concentration Pathways - RCPs) und Regionale Klimamodelle (Regional Climate Models (RCMs) wurde im System angelegt und lassen sich im Client darstellen. Die für die Bewertungen notwendigen Indikatoren-Raster stehen im System zur Verfügung.

Zudem können vordefinierte Zielfunktionen verwaltet und im Client vom Nutzer ausgewählt werden. Für jeden Indikator ist im Client eine Gewichtung auswählbar. Die Einstellungen lassen sich nutzerbezogen speichern.

Implementierung der Bewertungsberechnungen und Ergebnisdarstellungen:

Die mathematischen Formeln zur multikriteriellen Bewertungsmethode lassen sich über die Administrationsebene frei definieren und sind anschließend im Client auswählbar. Nachdem der Nutzer eine geeignete Bewertungsmethode ausgewählt hat, wird die Berechnung serverseitig durchgeführt und nach Fertigstellung im Client angezeigt.

Oberfläche für den Vergleich von Bewertungsberechnungen (Dialogteil)

Für die Unterstützung des Dialoges unterschiedlicher Interessensgruppen sollen die Ergebnisse der Bewertungsberechnungen von zwei Nutzern nebeneinander dargestellt werden können. Auf der Administrationsebene ist die notwendige Verwaltung implementiert.

Einbindung sozio-ökonomischer Daten

Es wurde festgelegt, dass sozio-ökonomische Daten notwendig für die Entscheidungsfindung sind und in Form von georeferenzierten Dokumenten in der CAM-Dialogplattform mit eingebunden werden sollen. Dazu wurde eine Dokumentenbibliothek eingerichtet, die eine Speicherung und Bereitstellung von Dokumenten ermöglicht. Die Dokumente werden grundsätzlich mit Metadaten versehen und lassen sich schnell über eine hierarchische Stichwortsuche auslesen.

Ein Vorschlag zum Metadatenchema für die Dokumentenverwaltung wurde erstellt und implementiert. Zudem lässt sich auf der Administrationsebene ein hierarchischer Kategorien-Baum anlegen und verwalten. Zudem wurden clientseitig Filterfunktionen für die ortsspezifische Suche von Dokumenten implementiert. Damit sind alle relevanten Dokumente zu einem definierten Thema für ein bestimmtes Gebiet auswählbar.

Implementierung Administration

Die Administration betrifft alle im System gespeicherten Informationen. Berechtigungen auf Daten und Dokumenten lassen sich über Gruppen- und Nutzerbeziehungen festlegen und wurden vollständig implementiert

Inbetriebnahme

Das System wurde auf unterschiedlichen Servern eingerichtet und den Nutzern zur Verfügung gestellt. Jeder Nutzer der Gruppe „gocam“ hat vollen Zugriff auf die projektrelevanten Daten. Die Einweisung in das System erfolgte für die Projektmitglieder per Webmeetings. Zudem wurden die Nutzer bei technischen oder inhaltlichen Fragen unterstützt.

Für externe Nutzer wurde zudem die Gruppe „ext-interested“ eingerichtet. Die Berechtigung (Nur Anzeigen) für alle vorhandene Datei in der CAM-Dialogplattform wurde dieser Gruppe zugewiesen.

Tutorial

Es wurde ein vollständiges online-Tutorial erstellt und unter <https://gocam.giscon.de/tutorial> veröffentlicht. Es enthält neben textlichen Beschreibungen auch Videos zu einzelnen Programmaspekten.

3. Ergebnisse

In diesem Kapitel erfolgt eine Dokumentation und Diskussion der Hauptergebnisse aus dem Verbundprojekt go-CAM gegliedert nach den einzelnen Fallstudienregionen.

Zur Berechnung der Wasserindikatoren wurden unterschiedliche Modelle eingesetzt. Tabelle 27 gibt einen Überblick über die Berechnungsvarianten in den einzelnen Fallregionen. In den Regionen Sandelermöns und Antalya wurden dichtegetriebene Grundwassertransportberechnungen mit dem Programm d^{3f++} durchgeführt. Im Modellgebiet Großenkneten wurde mit beiden Grundwasserprogrammen Nitrattransportberechnungen durchgeführt.

Tabelle 27: Übersicht zu den Anwendungen einzelner Modelle zur Berechnung der Wasserindikatoren

Fallregionen	Grundwasser	Wasserhaushalt	regionale Spezifikation der Indikatoren
Sandelermöns	d ^{3f++} MODFLOW	PANTA RHEI mGROWA	Klimafolgen Wasserhaushalt Salzwasserintrusion
Großenkneten	d ^{3f++} MODFLOW PHAST (HST3D + PHREEQC)	PANTA RHEI mGROWA	Klimafolgen Wasserhaushalt Nitrattransport
Antalya	d ^{3f++}	PANTA RHEI	Klimafolgen Wasserhaushalt Salzwasserintrusion
Buffalo City Metropolitan Municipality	FEFLOW ³	PANTA RHEI	Klimafolgen Wasserhaushalt Wasserverfügbarkeit Stauseen, Grundwasserneubildung

3.1. Fallstudienregion Sandelermöns

3.1.1 Governanceanalyse (Für die Fallstudienregionen Sandelermöns und Großenkneten)

Im Mittelpunkt der Analysen im Projekt go-CAM standen das formelle Wasserrechtsverfahren, die erkennbaren Defizite und potenzielle Reformansätze. Aus der Sicht des OOWV ergibt sich ein unmittelbarer Handlungsbedarf aus dem Umstand, dass größere Wasserrechtsverfahren immer häufiger zu einem Politikum werden und sich für das Unternehmen immer mehr die Frage stellt, wie informelle Verfahrensschritte eingebaut und die richtigen Akteure zum richtigen Zeitpunkt mit den richtigen Formaten beteiligt werden können.

³ sind im Bericht nicht dokumentiert, da das Grundwasserströmungsmodell nicht kalibriert werden könnte.

Im Rahmen von go-CAM ist der Frage nachgegangen worden, ob das vorherrschende Governance-System, d.h. die Art und Weise wie das Management der Grundwasserressourcen organisiert wird, unter sich verändernden Rahmenbedingungen noch angemessen ist. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Das jetzige Wasserrechtsverfahren unterstellt mehr oder weniger stabile Rahmenbedingungen und erscheint daher weniger geeignet, um flexibel auf die komplexen und mit Unsicherheit verbundenen Herausforderungen reagieren zu können.
- Sowohl bei der Bestimmung der nutzbaren Wassermenge als auch der beantragten Fördermenge wird mit zeitlich-räumlich undifferenzierten Ab- und Zuschlägen gearbeitet. Bei der Bestimmung der nutzbaren Wassermenge sind vor allem die Implikationen klimatischer Veränderungen expliziter zu berücksichtigen.
- Gerade mit Blick neue Methoden der Bedarfsprognosen fehlen sowohl den Antragstellern als auch den Genehmigungsbehörden bislang die entsprechenden Erfahrungen. Einfache Modelle kommen immer weniger zu tragfähigen Ergebnissen.
- Die komplexen Wasserrechtsverfahren überfordern häufig die Kapazitäten und Kompetenzen der Genehmigungsbehörden, so dass sich Aufgaben zunehmend auf die antragstellenden Unternehmen selbst verlagern. Dieser Trend zur „Privatisierung“ kann dazu führen, dass zumindest in der Öffentlichkeit die Legitimität von Verfahren kritisch hinterfragt wird.
- Die sehr langen Bewilligungszeiträume erschweren flexible Anpassungen an neue Rahmenbedingungen.
- Bislang fehlen Vorgaben für Umfang und Intensität von Alternativenprüfungen im Zusammenhang mit der Bestimmung der beantragten Fördermenge.
- Das Prinzip der ortsnahen Versorgung kann ökonomisch und ökologisch sinnvolle Handlungsspielräume reduzieren.
- Gerade flexible Lösungen in Wasserrechtverfahren erfordern eine deutlich stärkere Partizipation lokaler und regionaler Stakeholder und neue Beteiligungsformate.
- Für die Bestimmung der nutzbaren Wassermenge ist die Erfassung aller Wasserrechte und Wasserentnahmen im Einzugsbereich der Gewinnungsanlage entscheidend. Über den Umfang und Laufzeit der sonstigen genehmigungspflichtigen und der nicht erlaubnispflichtigen Entnahmen liegen nur begrenzt Informationen vor.
- Landkreise sind Genehmigungsbehörde, Miteigner des Wasserversorgungsunternehmens und gleichzeitig wichtiger Akteur der regionalen Wirtschaftsförderung. Nicht immer ist hinreichend klar kommuniziert, wie Landkreise bei diesen sich widersprechenden Interessen ihre Entscheidung treffen.

Das historisch gewachsene und erprobte System der Allokation von Wasserrechten schafft zwar die Bedingungen für eine langfristige Planungssicherheit, erscheint jedoch nur bedingt in der Lage zu sein, auf neue Herausforderungen reagieren zu können. Auch angesichts des Klimawandels und aktuell den noch nicht überschaubaren wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Folgen der Pandemie rückt die Frage in den Vordergrund, wie Ver- und Entsorgungssystem resilienter gestaltet werden können. Dazu liegen zwischenzeitlich unzählige methodische – konzeptionelle Arbeiten vor, Forschungsbedarf besteht aber noch mit Blick auf die Frage, was Resilienz dann für die Ausgestaltung der Allokationsverfahren bedeutet. Auf der Grundlage der durchgeführten Analysen der formellen und informellen Verfahren und in einem engen Austausch mit Experten wurden im Rahmen des go-CAM Vorhabens verschiedene Reformansätze auf der Ebene von Handlungsbereiche und auf der Verfahrensebene erarbeitet:

- Systematische Erfassung, Dokumentation und Monitoring aller Wasserrechte
- Systematische Aufbereitung technisch-organisatorischer Alternativen zur netzgebundenen Trinkwasserversorgung (Brauchwassernutzung, Regenwassernutzung, Wassernachfragemanagement)

- Entwicklung von Verfahren der Wasserbedarfsprognosen und Integration in unternehmerische Handlungsstrategien
- Systematische Analyse der Potenziale und Realisierungsmöglichkeiten industrieller Eigenversorgung
- Etablierung langfristiger Wasserversorgungskonzepte als Grundlage für das regionale Wassermanagement
- Entwicklung von Indikatoren für die Priorisierung von Wassernutzungen in Situationen von Wasserknappheit
- Zeitlich und räumliche flexiblere Verfahren bei der Zuteilung von Wasserrechten
- Effizientere Gestaltung der Wasserrechtsverfahren und Beschleunigung der Verfahrensabläufe; Prüfung der Möglichkeiten zur zeitlichen Synchronisierung von Wasserrechtsverfahren
- Aktualisierung vorhandener und Erarbeitung neuer Leitfäden und Handlungsempfehlungen für verschiedene Verfahrensschritte
- Entwicklung und Erprobung neuer Partizipationsformate und Integration informeller Ansätze in formelle Verfahren

Die Umsetzung der oben beschriebenen Vorschläge zur Anpassung bzw. zu weitreichenden Reformen der Wasserrechtsverfahren ist nicht einfach und erfordert weitere detailliertere Analysen und die Einbindung aller relevanten Stakeholder

Umsetzung der Ergebnisse in Handlungsstrategien

In der Zwischenzeit haben sich die Konflikte um die Grundwasserressourcen verschärft. Aktuelle Wasserrechtsverfahren in anderen Regionen Deutschlands, in denen zum Teil über höchstrichterliche Entscheidungen Nutzungseinschränkungen verfügt wurden und aus Sicht der Wasserversorger die langfristige Wasserversorgung gefährden, sind auch für den OOWV von Relevanz. Die go-CAM Analysen in den Modellregionen des OOWV liefern wichtige Hinweise, die auch für andere Regionen von Bedeutung sind. Die aktuell neu aufgeflamnte Debatte über den Vorrang der Trinkwasserversorgung und die Priorisierung von Wassernutzungen stehen dafür als Beispiele.

Im Versorgungsgebiet des OOWV steigt seit einigen Jahren der Wasserbedarf kontinuierlich, dies vor allem bedingt durch die Nachfrage von Industrie und Gewerbe, aber auch der privaten Haushalte. Im Forschungsprojekt NAWAK ist die zukünftige Entwicklung des Wasserbedarfs auf der Grundlage von Szenarien in der Region Ostfriesland untersucht worden. Die Projektionen, die bei den Planungen des OOWV mitberücksichtigt wurden, haben sich auch in den oberen Varianten bestätigt. Auch die Auswirkungen klimatischer Veränderungen auf den Wasserbedarf sind erstmals nachweisbar.

Der OOWV hat diese Entwicklungen zum Anlass genommen, den Aufbau eines modellbasierten Wasserbedarfsprognosemodells voranzutreiben, über das kontinuierliche Fortschreibungen zukünftiger Entwicklungen möglich sind. Die Ergebnisse können wichtiger Input für die Weiterentwicklung der entscheidungsunterstützender Tools wie das CAM – Tool sein. Alle im Rahmen von go-CAM gewonnenen Erkenntnisse sind vom OOWV mit in die Entwicklung von langfristigen Managementkonzepten eingebracht worden. Die Fortschreibung des Generalplans Trinkwasser zählt ebenso dazu wie die aktive Mitarbeit des Unternehmens am neuen Wasserversorgungskonzept für das Land Niedersachsen und die Begleitung der weiteren Arbeiten im Kontext des Nationalen Wasserdialogs.

3.1.2 Monitoring

Soll vorhergesagt werden, welche Zustandsänderung ein Hydrogeosystem unter variablen Umweltbedingungen zeigt, müssen Wasser-, Stoff- und Energieflüsse sowie die sonstigen Treiber zunächst beobachtet werden. Dieses als Monitoring bezeichnete Beobachten und Messen von Umweltprozessen und Zustandsgrößen wie der Wasserhaushaltskomponenten Abfluss ist also eine wesentliche Voraussetzung für ein adäquates Verständnis des zu untersuchenden Umweltsystems sowie seiner steuernden Prozesse. Diese Prozesskenntnis wiederum ist eine unerlässliche Voraussetzung für Aufbau und Betrieb von Hydrosystemmodellen wie etwa hydrologische Modelle oder Grundwasserströmungsmodelle als Prognosewerkzeug. Konkret sind Zeitreihen von Abflüssen und Grundwasserständen von Stoffkonzentrationen notwendige Bedingung für die Kalibrierung und Validierung solcher Modelle.

Das Land Niedersachsen betreibt als Bestandteil seines Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) 1749 Grundwassermessstellen (Stand 2019). Davon ist nun ein geringer Anteil mit automatischen Datenschreibern ausgestattet, die zeitlich hochaufgelöste Zeitreihen der Grundwasserstände liefern. Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl weiterer Grundwassermessstellen, die beispielsweise von kommunalen Wasserversorgungsunternehmen wie dem Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV) oder der GEW Wilhelmshaven GmbH. Innerhalb der go-CAM-Fallstudienregion Sandelermöns auf der Ost-Friesischen Halbinsel ist insbesondere die Dynamik der Salz-Süßwasser-Grenze im Grundwasserleiterkomplex interessant. Eine mögliche landeinwärts gerichtete Verlagerung der Salzwasserfront kann die Trinkwassergewinnung aus den Grundwasserleitern der Region gefährden. Dies macht ein intensives Monitoring erforderlich. Zur Ausfüllung noch bestehender Messlücken im Bereich der Salzwasserfront auf der Ost-Friesischen Halbinsel wurden bereits im Projekt NAWAK ausgewählte Grundwassermessstellen mit automatischen Messschreibern der Grundwasserstände, Temperatur und elektrischen Leitfähigkeit ausgerüstet und während der Laufzeit des Projektes go-CAM weiter betrieben. Die Zeitreihen dieser Umweltvariablen wurden für die Modellkalibrierung und Validierung verwendet.

Auch im Hinblick auf die Oberflächenhydrologie sind Zeitreihen der Wasserstände und Abflüsse der Fließgewässer im Binnenbereich der Küstenregion Grundlage für die erfolgreiche Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen als Prognosewerkzeug sind.

Grundwassermonitoring

Im Zeitraum der Instrumentierung sind die elektrischen Leitfähigkeiten an einigen Brunnen leicht gestiegen, weisen aber keinen signifikanten Trend auf (Abbildung 105). Insbesondere die trockenen Sommer 2018 und 2019 zeichnen sich deutlich in den niedrigen Grundwasserständen ab und das obwohl durch die Abflussregulierung über Wehre, Schöpfwerke und Siele das Oberflächenwasser bei Trockenheit länger im System gehalten werden kann, was durch die geringen Flurabstände unmittelbaren Einfluss auf die Grundwasserstände hat.

Im Bereich der Instrumentierung befindet sich auf der Geest ein Trinkwassergewinnungsgebiet. Die Abbildung 105 zeigt exemplarisch die spezifische Leitfähigkeit und den Grundwasserstand der Messstelle 146-1 im Zeitraum 27.12.2014-31.12.2018. Zu erkennen sind deutliche Schwankungen der Grundwasserstände im Jahresverlauf mit einem deutlichen Minimum im Herbst 2018 als Folge des außergewöhnlich trockenen Sommers. Die elektrische Leitfähigkeit schwankt in demselben Zeitraum zwischen 1,22 und 1,32 mS/cm. Ein klarer Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und Leitfähigkeit lässt sich anhand der Messzeitreihen nicht identifizieren. Ein allgemeiner Trend für die spezifische Leitfähigkeit konnte für das gesamte Monitoringnetz während des Messzeitraumes jedoch nicht verzeichnet werden, zumal der Untersuchungszeitraum für eine Trendanalyse deutlich zu kurz ist. Die Dynamik der Leitfähigkeit und des Grundwasserstandes bildet eine gute Grundlage für eine instationäre Kalibrierung des Grundwassermodells.

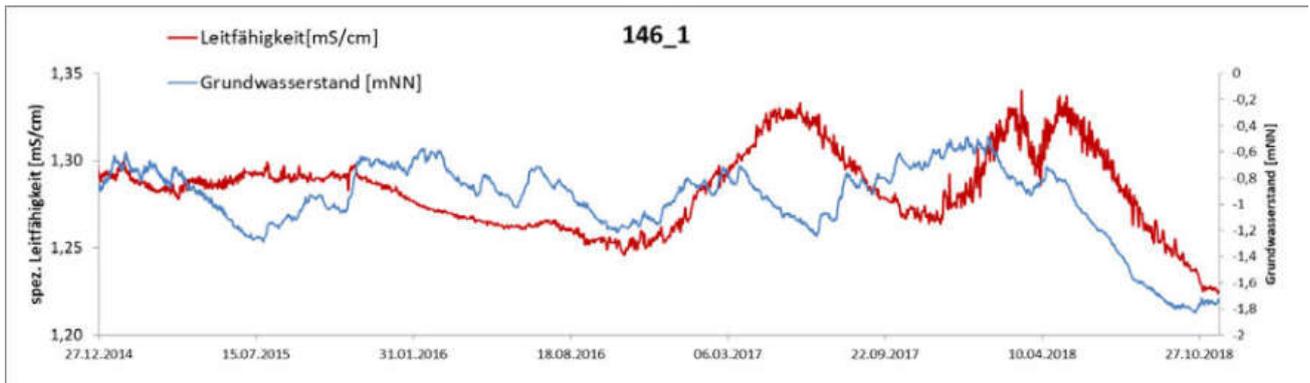


Abbildung 105: Spezifische Leitfähigkeit und Grundwasserstand der Messstelle 146-1 für den Zeitraum 27.12.2014-31.12.2018

Siel- und Schöpfwerkmonitoring

Durch die messtechnische Ertüchtigung des Maadesiels mit zwei Radarsensoren zur Erfassung der Bauwerksdurchflüsse (Kapitel 2.3.1.2) im November 2019 liegen nun zeitlich hochaufgelöste Zeitreihen über die Wasserstände binnenseitig sowie seeseitig und den Bauwerksbetrieb vor. Die Messung startete am 21.09.2021 um 00:00 Uhr und endete vorläufig am 30.06.2021 um 23:59 Uhr. Eine Fortführung des Monitorings sowie eine Übertragung des Monitoringkonzeptes auf weitere Auslassbauwerke in der Region Friesland konnte durch ein Folgeprojekt (SiSchöMo, Finanzierung durch MU Niedersachsen) für den Zeitraum November 2021 bis November 2023 sichergestellt werden.

Im Zuge des Betriebsstarts der Messung entstanden zwei kleinere Datenlücken im Dezember 2019 (05.12.-09.12.2019) und im Januar/Februar 2020 (25.01.-05.02.2021). In Abbildung 106 ist die Ganglinie des Gesamtdurchflusses am Maadesiel für das hydrologische Jahr 2020 aufgetragen. Zu berücksichtigen ist hierbei neben den erwähnten Datenlücken auch die Tatsache, dass die Entwässerung über die Pumpen nicht in den Durchflüssen und der Durchflusssumme enthalten ist.

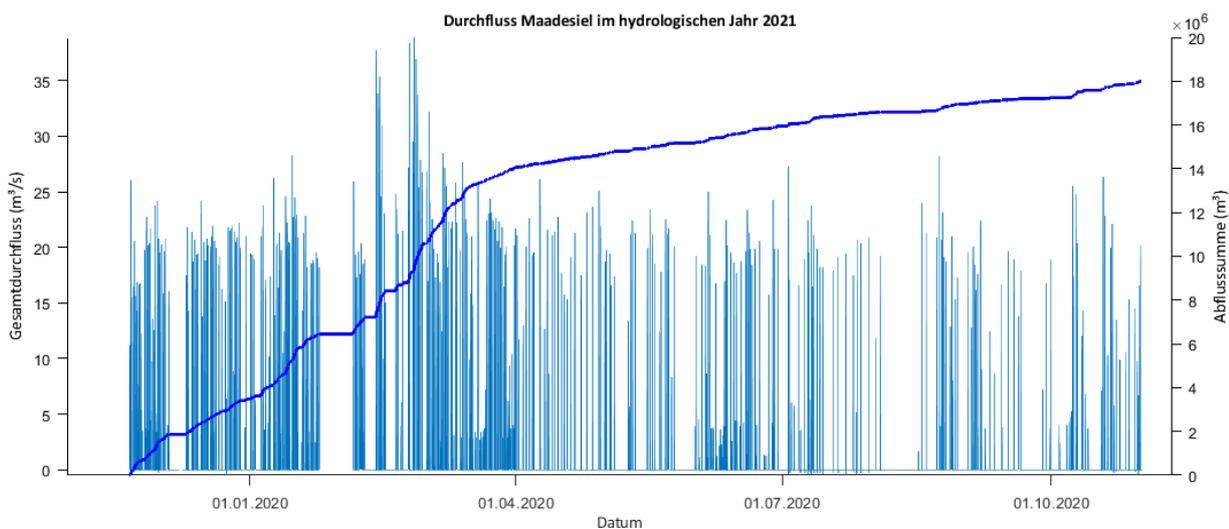


Abbildung 106: Ganglinie des Gesamtdurchflusses am Maadesiel (hellblau) sowie die zugehörige Abflusssummenkurve (dunkelblau) für das hydrologische Jahr 2020

An der Durchflussganglinie wird die Diskontinuität des Durchflusses in Abhängigkeit des binnenseitigen Wasseranfalls und der seeseitigen Wasserstände als Besonderheiten der Küstenhydrologie deutlich. Die seeseitigen Wasserstände (Nordsee) in ihrer Tideperiodizität steuern in Relation zu den binnenseitigen (Ziel-)Wasserständen die Zeitenster, in denen eine Freispiegelentwässerung des Einzugsgebietes durch den Siellauf des Auslassbauwerkes erfolgen kann. An 459 der 570 Tage der gesamten Beobachtungsperiode, an denen Messwerte vorliegen, fand eine Entwässerung in die Nordsee statt. Dabei treten in der Spitze Durchflüsse von bis zu 40 m³/s auf. Im (nicht ganz vollständig messtechnisch abgedeckten) hydrologischen Jahr 2020 summieren sich die Durchflüsse auf ein Volumen von 18 Mio. m³/a auf. Dies entspricht einem mittleren Abfluss (MQ) von 0,63 m³/s. Die intraannuelle Variabilität der Durchflüsse wird an den in Abbildung 107 dargestellten Monatsdurchflusssummen deutlich. Die Monate April bis Mai des Kalenderjahres 2020 waren durch geringe Durchflüsse mit Monatssummen von 250.000 bis 600.000 m³/Monat geprägt. In den Herbst- und Wintermonaten traten wesentlich größere Durchflüsse auf, die sich zu monatlichen Durchflusssummen von 2.000.000 bis 4.000.000 m³/Monat aufsummieren. In diesen Monaten mit erhöhten Entwässerungsbedarf wird auch die Schleuse des Maadesiels für die Freispiegelentwässerung genutzt. Im Vergleich zum Jahr 2021 waren die Monate April bis Juni 2020 sehr durchflussarm. Eine genauere Darstellung der Entwässerungsdynamik des Maadeinzugsgebietes zeigen die Ganglinien der Wasserstände und Durchflüsse sowie die Pumpenbetriebsdauern in Abbildung 108.

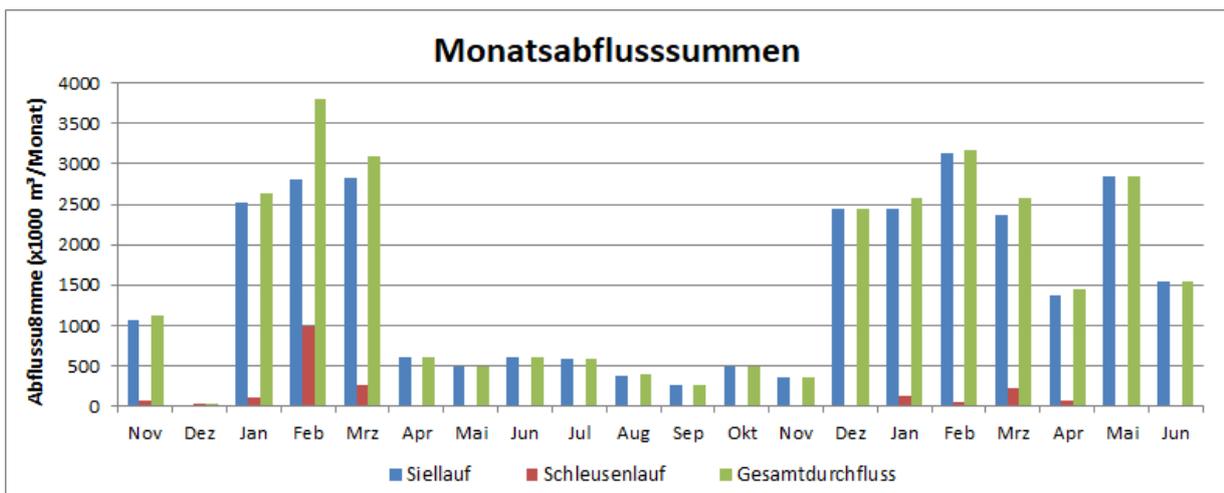


Abbildung 107: Monatssummen des Durchflusses am Maadesiel für die Monate November 2019 (ab 21.11.) bis Juni 2021

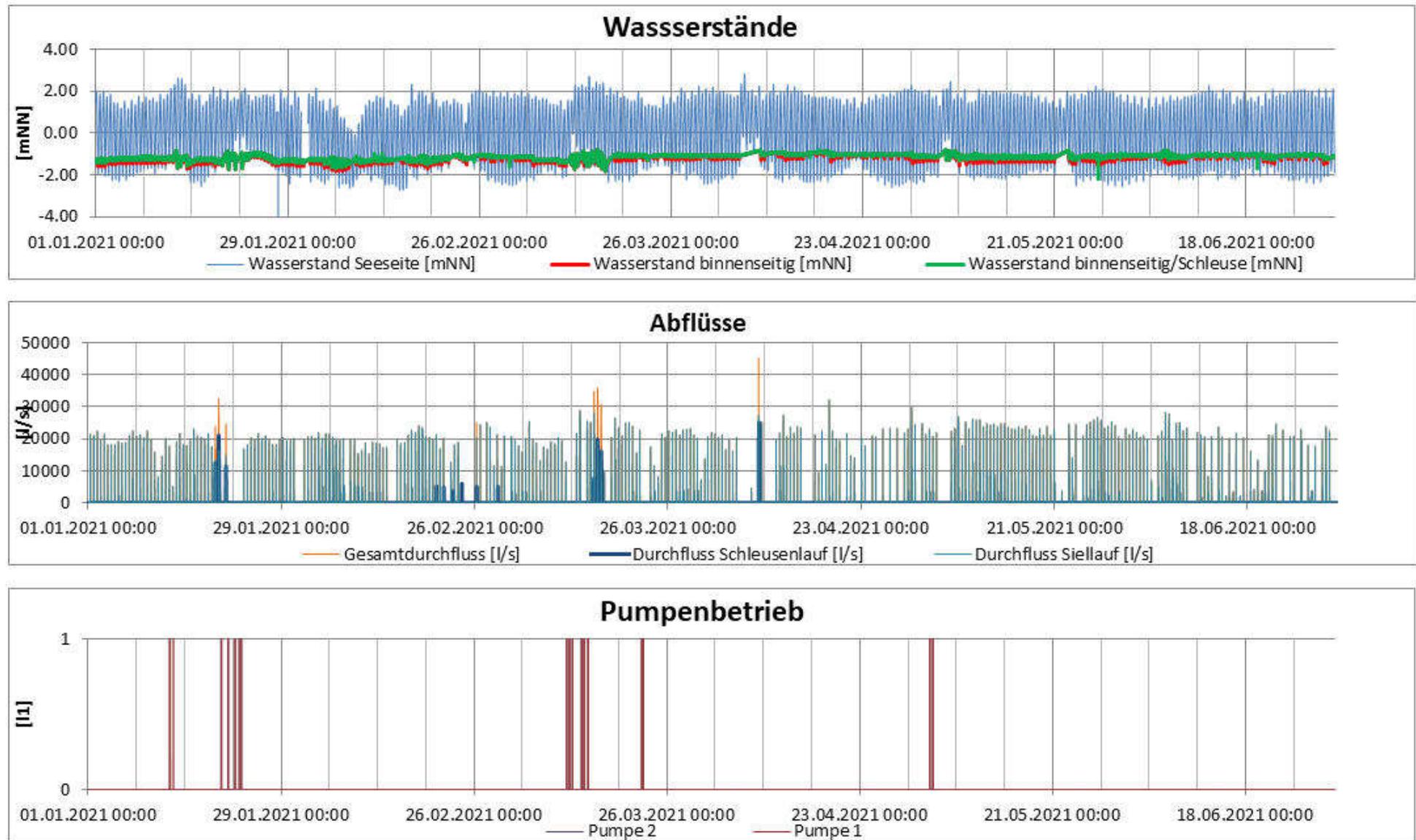


Abbildung 108: Ergebnisse aus dem Siel- und Schöpfwerkmonitoring am Maadesiel am Beispiel Januar 2021. Oben: Wasserstände der Nordsee am Maadesiel und binnenseitige Wasserstände in Siel- und Schleusenlauf. Mitte: Durchflüsse in Siel- und Schleusenlauf, sowie Gesamtdurchfluss. Unten: Pumpenbetriebszeiten (1= Betrieb, 0 = kein Betrieb)

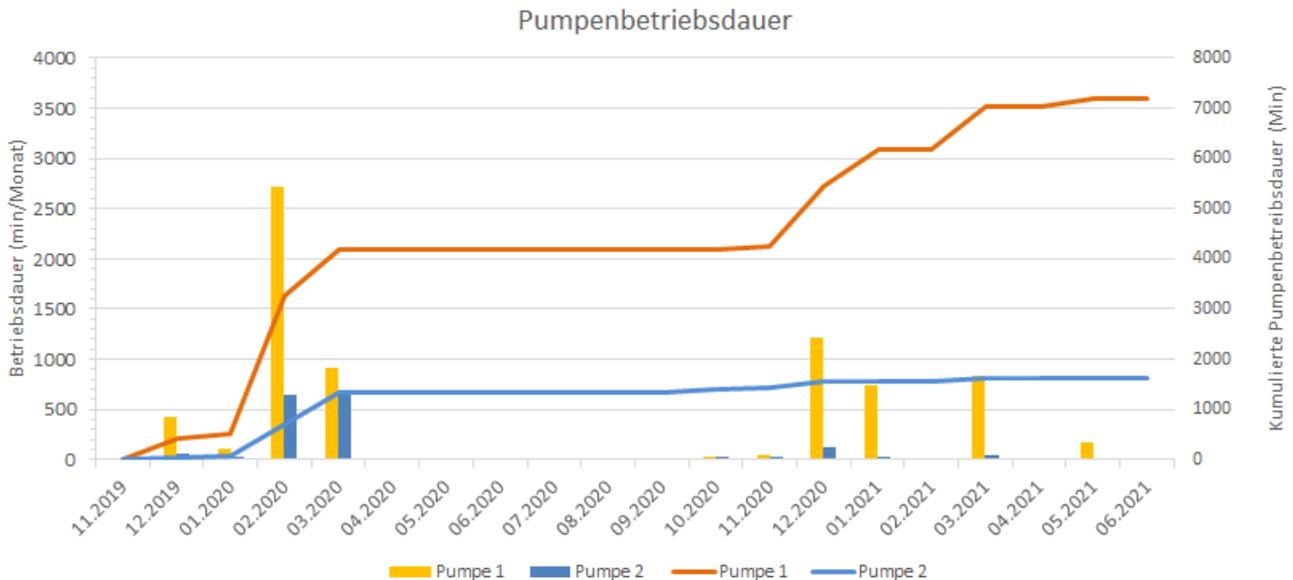


Abbildung 109: Dauern des Pumpenbetriebs im Küstenregelbauwerk während der Beobachtungsperiode November 2019 bis Juni 2021

Die Entwässerung über die beiden Pumpen des Maadesiels (Pumpleistung je $18 \text{ m}^3/\text{s}$, Hubhöhe 4 m) ist nur dann erforderlich, wenn aufgrund hoher Seewasserstände (Tide, Sturmhochwasser) und/oder einem hohen binnenseitigen Wasseranfall die Zeitfenster für eine Freispiegelentwässerung über den Siellauf (Sielzug) nicht ausreichend lang sind. Die Pumpendauern sind für die Periode der messtechnischen Erfassung im go-CAM-Projekt (09/2019-06/2021) in Abbildung 109 graphisch dargestellt. Die Aufzeichnungen zeigen, dass mit Ausnahme von Mai 2021 die Pumpen nur in den Herbst und Wintermonaten sowie zu Beginn des Frühjahrs (März) in Betrieb genommen werden mussten. Im gesamten Aufzeichnungszeitraum summiert sich die Pumpenbetriebsdauer auf 8827 Minuten bzw. 147 Stunden und 7 Minuten.

Durch die erfolgreiche Instrumentierung des Maadesiels zur messtechnischen Erfassung der Bauwerksdurchflüsse liegen nun erstmals detaillierte Informationen über Durchflussmengen und Entwässerung eines Küsteneinzugsgebietes an der Ost-Friesischen Küste vor. Diese erlauben ein besseres Verständnis des Wasserhaushalts und des Abflussregimes eines kleinen Flusseinzugsgebietes im Küstenraum und bilden die Grundlage für vertiefende Analysen sowie modellbasierte Prognosen. Dies setzt voraus, dass die Messzeitreihen plausibel, homogen und konsistent sind. Zur Überprüfung der Plausibilität hinsichtlich des messtechnisch ermittelten Abflussvolumens wurde die mittlere Abflussspende unter Berücksichtigung des verspäteten Messbeginns und den kleineren Datenlücken im hydrologischen Jahr 2020 berechnet. Bezogen auf die oberirdische Einzugsgebietsfläche des Maadesiels von 130 km^2 resultiert eine mittlere Abflussspende Mq von $4,82 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$. Im Vergleich zu den Abflussspenden der hydrologischen Landschaft „Friesische Geest“, deren Fließgewässer Mqs von rd. $10 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$ aufweisen (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 1998), ist die aus den Messungen berechnete Abflussspende als deutlich zu niedrig zu werten. Hierfür könnten im langjährigen Vergleich unterdurchschnittliche Niederschlagssummen bei zeitgleich erhöhter Verdunstung infrage kommen. Im hydrologischen Jahr fielen an der nächstgelegenen Klimastation Wangerland-Hooksiel (DWD Stationsnummer 6158) $809,1 \text{ mm}$ Niederschlag. Im langjährigen Vergleich der Niederschlagssummen (Abbildung 110) ist die Niederschlagssumme des hydrologischen Jahres als durchschnittlich zu beurteilen und daher keine Ursache der vergleichsweise geringen mittleren Abflussspende. Zu beachten ist, dass die gepumpten Durchflussvolumina noch nicht in der Abflusssumme für das hydrologische Jahr 2020 enthalten sind. Diese standen bis Berichtsschluss nicht zur Verfügung.

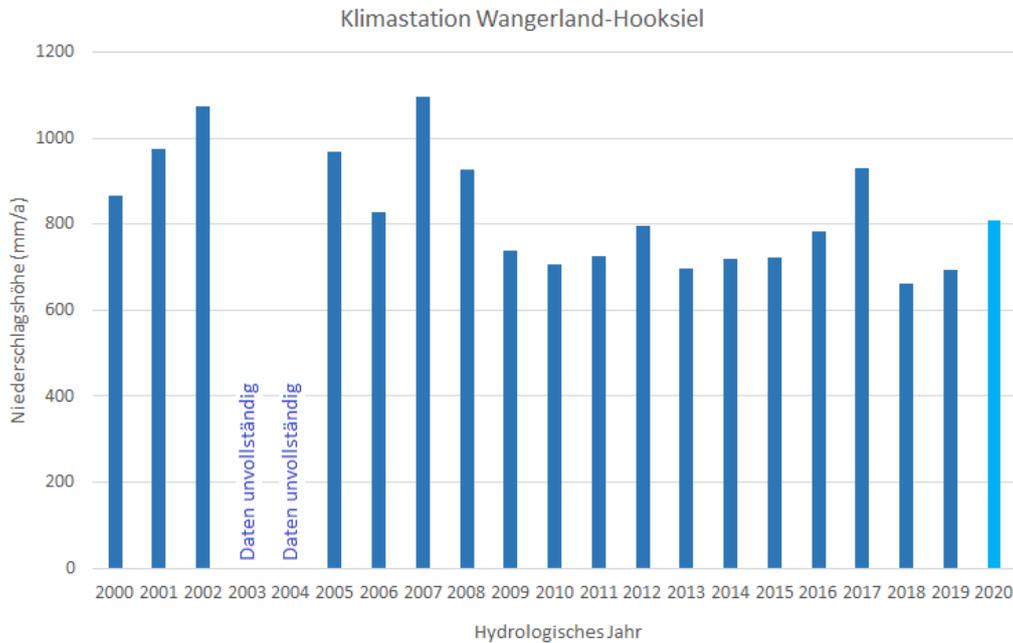


Abbildung 110: Jahresniederschlagshöhen der hydrologischen Jahre 2000 bis 2020 an der Klimastation Wangerland-Hooksiel. Das hydrologische Jahr 2020 wurde hellblau hervorgehoben.

Der Durchfluss am Auslassbauwerk Maadesiel wird aus den von Radarsensoren erfassten Oberflächengeschwindigkeiten des den Querschnitt des Schleusen- und Siellaufes durchströmenden Wassers und der Geometrie des durchströmten Querschnittes erfasst. Dabei liegt die Annahme zugrunde, dass die Oberflächengeschwindigkeiten in der Vertikalen repräsentativ sind für den gesamten durchströmten Querschnitt. Zur Prüfung des für die Extrapolation gewählten Geschwindigkeitsprofils wurden die Fließgeschwindigkeiten und Durchflüsse von Messungen mit einem Ultraschall-Doppler-Strömungsmesser (ADCP) mit den Messungen durch das Radar verglichen.

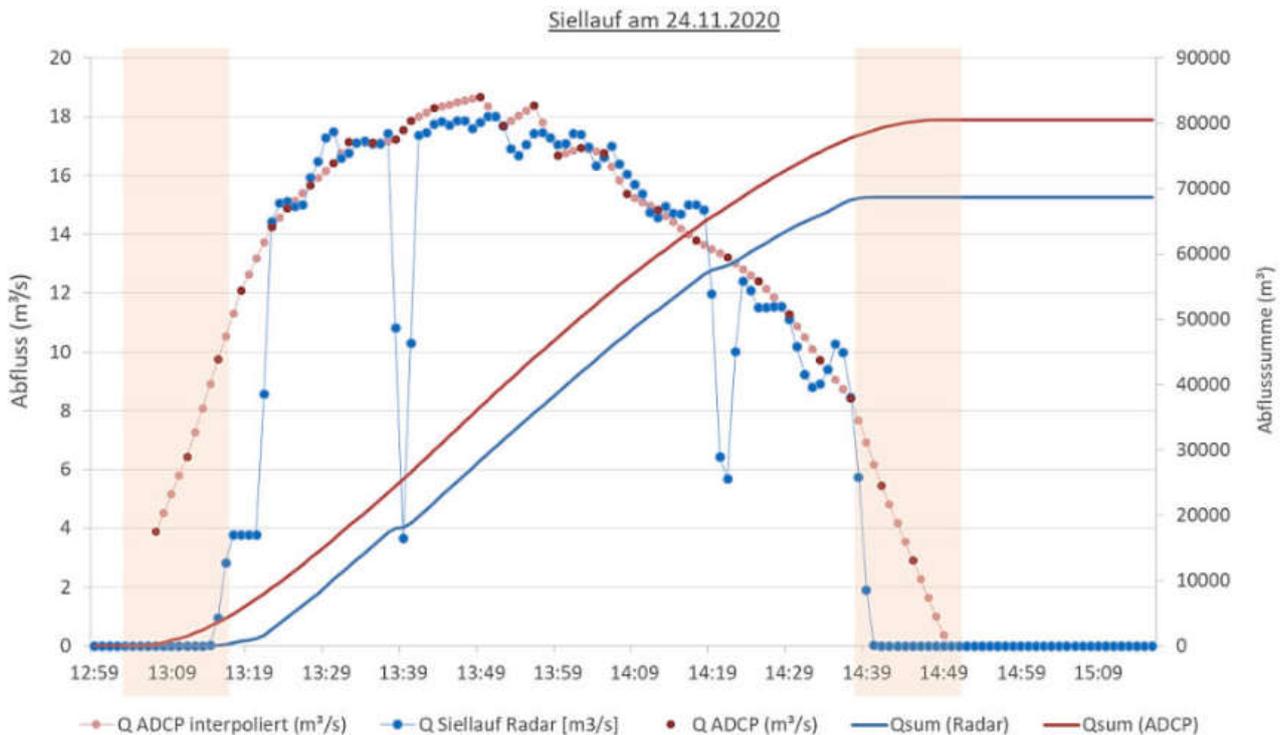


Abbildung 111: Vergleich der mittels ADCP gemessenen Abflüsse mit den Abflüssen der permanenten Erfassung mit Hilfe des Radars

Die Tiefendifferenzierte Messungen der Fließgeschwindigkeiten mit dem ADCP zeigen ein heterogenes Strömungsprofil, welches über die Dauer eines Sielzugs hinweg eine hohe Dynamik aufweist. Der Vergleich der mit dem fest installierten Radarsystem ermittelten Durchflussmengen mit den ADCP-Messungen ausgewählter zeigte eine gute Übereinstimmung in Dynamik und Durchfluss. Dennoch wird durch den Vergleich der Durchflusssummenkurven für einen Sielzug eine moderate Unterschätzung des Durchflusses durch das fest installierte Radarsystem deutlich (Abbildung 111). Bei Betrachtung der Strömungsprofile aus ADCP-Messungen vom 24.11.2021 (Abbildung 112) wird deutlich, dass in der Vertikalen die Fließgeschwindigkeit nicht homogen ist. Bodennah werden höhere Fließgeschwindigkeiten erreicht als an der Oberfläche (Grundströmung), für die die radarbasierte Durchflussmessung „blind“ ist. In der Folge errechnen sich aus den Oberflächengeschwindigkeiten geringere Durchflüsse für jeden Sielzug als tatsächlich stattfinden. Diese summieren sich mit jedem Entwässerungsereignis auf und führen schließlich zu einer deutlichen Unterschätzung der Jahredurchflusssummen.

Dieser Bias soll im Folgeprojekt „SiSchöMo“ minimiert werden, in dem durch weitere ADCP-Messungen eine vertiefende Analyse der Fließgeschwindigkeiten im durchflossenen Querschnitt und ihre Dynamik während eines Entwässerungsereignisses untersucht wird. Auf Basis der Erkenntnisse soll eine Kalibrieremethode (Korrekturfunktion) erarbeitet werden, mit der die vergangenen Durchflusszeitreihen und künftige Zeitreihen korrigiert werden können.

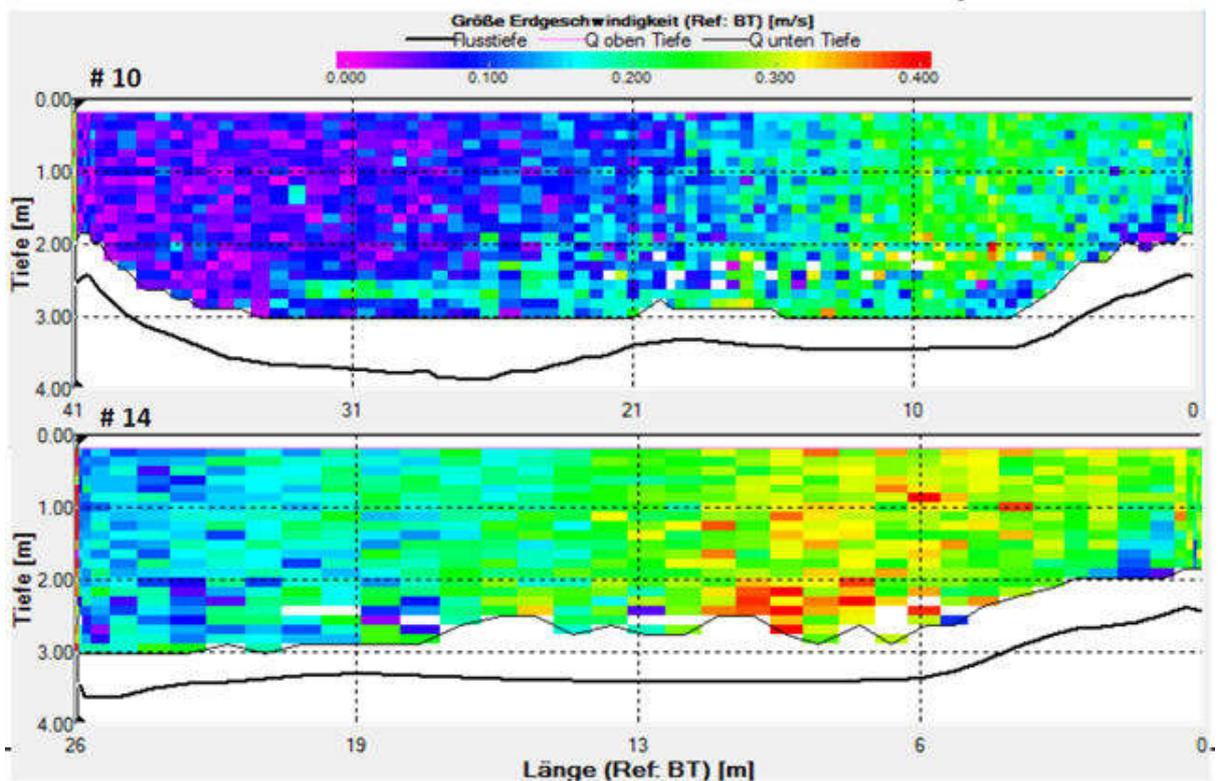


Abbildung 112: Strömungsprofile der ADCP-Messung am 24.11.2020 durch) Matheja Consult . Oben: Strömungsprofil entlang des gesamten binnenseitigen Bauwerksquerschnitts ($Q = 12,1 \text{ m}^3/\text{s}$), unten: Strömungsprofil im Teilquerschnitt vor Siel- und Pumpenlauf ($Q = 16,4 \text{ m}^3/\text{s}$)

3.1.3 Geophysikalische Untersuchung

In der Fallstudienregion Sandelermöns wurden zwei Salzwasser-Monitoringsysteme SAMOS installiert, das go-CAM-1 System Abickhafe und das go-CAM-2 System Spiekerooog.

Als erste Ergebnisse des Monitorings sind in Abbildung 113 die scheinbaren spezifischen Widerstände über der Tiefe für den gesamten Messzeitraum aufgetragen. Besonders im Fall Abickhafe sieht man in der Tiefe

sehr gut die Wiederanpassung an die natürlichen Bedingungen vor dem Abteufen der Bohrung. Zum Beginn der Messungen am 14.12.2018 (blaue Linie) sind die Widerstandswerte durch den Bohrvorgang beeinflusst; zum 16.02.2021 (grüne Linie) spiegeln die Widerstandswerte die Süß-/Salzwasser-Übergangszone realistisch wider. Im Fall Spiekeroog scheint der Einfluss des Bohrvorgangs nicht so drastisch zu sein. Die Übergangszone mit ihren hohen Widerständen im süßwassergesättigten Bereich zu niedrigeren Widerständen, die Versalzung andeuten, ist gut ausgeprägt.

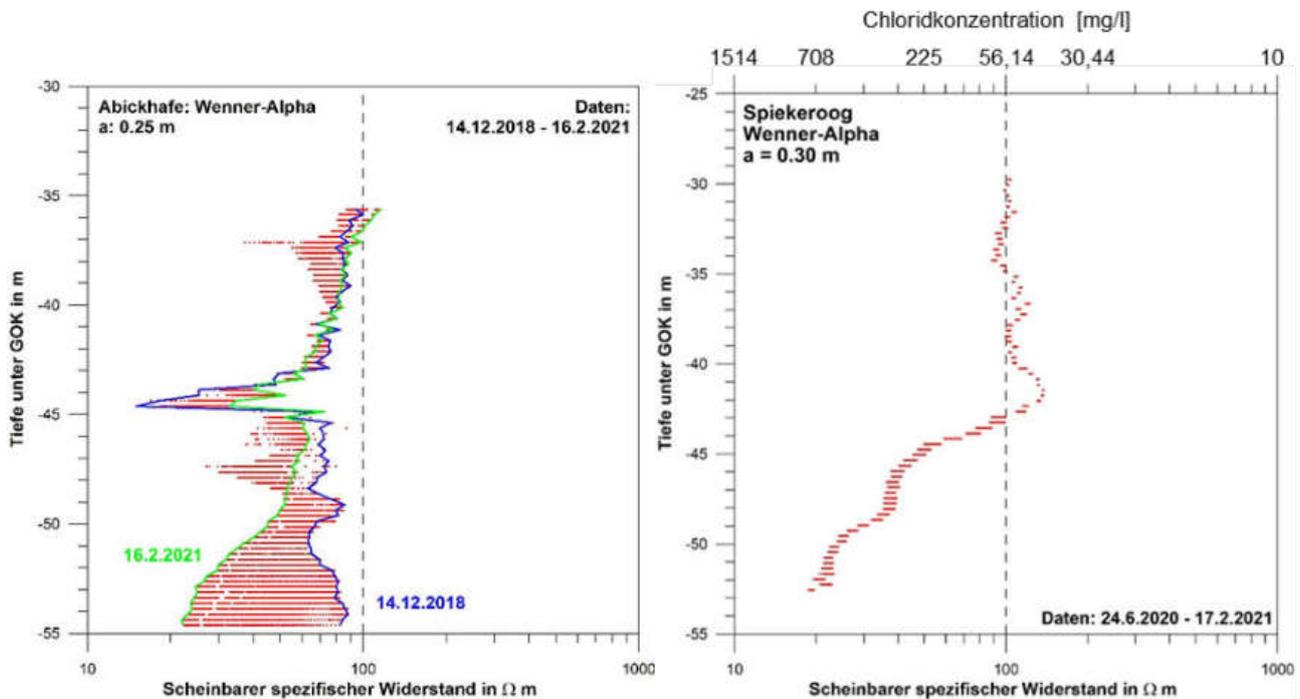


Abbildung 113: Ergebnis des Monitorings mit SAMOS: links für go-CAM-1 (Abickhafe) für den Zeitraum 14.12.2018 bis 16.02.2021; rechts für go-CAM-2 (Spiekeroog) für den Zeitraum 24.06.2020 bis 17.02.2021.

Für den Fall Abickhafe zeigt Abbildung 112 die zeitlichen Änderungen für 6 ausgewählte Tiefen für die ersten zwei Jahre. Etwa 5 Monate nach Störung durch Bohrung und Einbau des Systems scheint der natürliche Zustand wieder erreicht zu sein. Man sieht eine geringfügige, kontinuierliche Abnahme des scheinbaren spezifischen Widerstands in den Tiefen unterhalb von 49 m. Eine Abnahme des Widerstands weist auf eine höhere Grundwasserminalisation hin. Die Beobachtung ist konform mit dem Monitoring der Chloridkonzentration in 55 m Tiefe durch den OOWV. Durch SAMOS wird zusätzlich die räumliche Variabilität abgebildet.

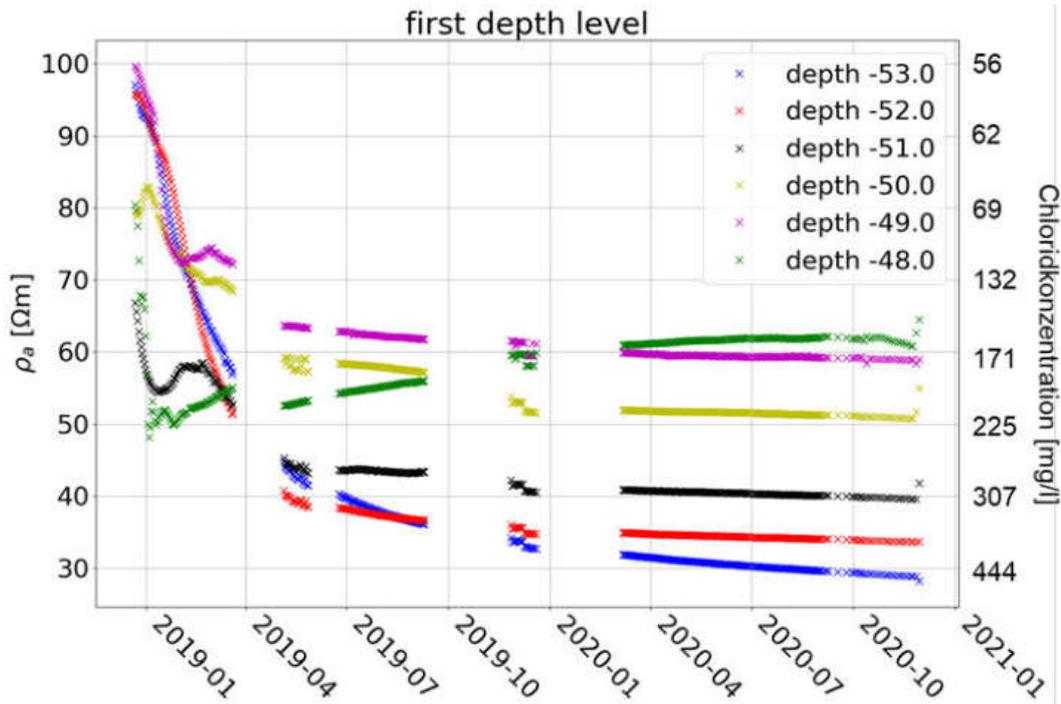


Abbildung 114: Ergebnis des Monitorings mit SAMOS für go-CAM-1 (Abickhafe). Dargestellt sind der scheinbare spezifische Widerstand sowie die Chloridkonzentration über der Zeit für sechs verschiedene Tiefen (Mittelpunkte der Wenner-Alpha Anordnung und $a=0.25$ m). Die Daten bilden einen Zeitraum von 2 Jahren ab (Januar 2019 bis Januar 2021). Die Datenlücken sind technisch bedingt.

In Abbildung 113 ist der komplette Tiefenverlauf für go-CAM-1 (Abickhafe) sowohl als elektrischer Widerstand als auch Chloridgehalt dargestellt.

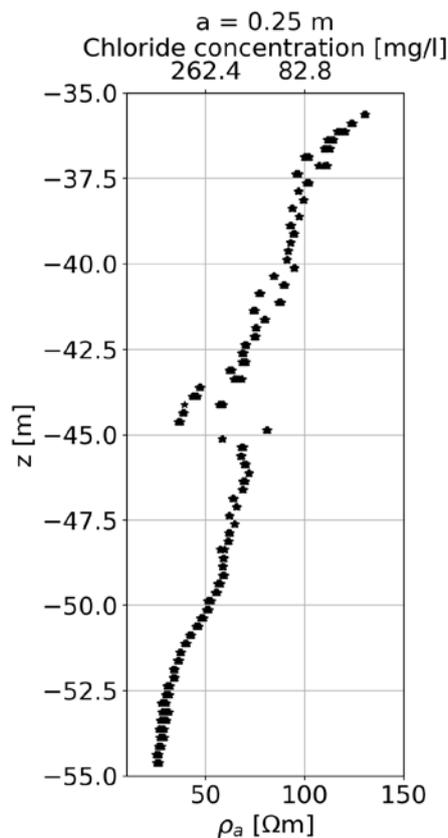


Abbildung 115: Scheinbarer spezifischer Widerstand und Chloridgehalt in Abhängigkeit von der Tiefe für go-CAM-1.

Im Vergleich aller bisher installierten SAMOS-Systeme zeigt sich die Variabilität der Süß-/Salzwasser-Übergangszone (s. Abbildung 115). Das System **CLIWAT-1 auf Borkum** bildet die Übergangszone am ungestörtesten ab, wobei in über 60 m Tiefe Widerstandswerte kleiner $2 \Omega\text{m}$ erreicht werden, die einer Meerwasserver-salzung entsprechen. Bei CLIWAT-2 auf Borkum sind die Widerstandsverhältnisse aufgrund von Toneinlagerungen komplizierter, der Süß-/Salzwasserübergang zeichnet sich aber vergleichbar ab. Bei den go-CAM-Messstellen liegen die in der Tiefe erreichten Widerstandswerte mit $20 \Omega\text{m}$ eine Zehnerpotenz höher, d.h. geringere Chloridkonzentration als Meerwasser im Grundwasser. Bei Abickhafe verwundert dies nicht, da die Messstelle weit landeinwärts liegt. Bei Spiekeroog wird mit dem Messsystem nur der obere Teil der Übergangszone abgebildet. Ein tieferer Einbau kam aber nicht infrage, da eine Tonschicht hätte durchbohrt werden müssen, was mit Wasserschutzmaßnahmen nicht vereinbar gewesen wäre. Das Ziel, die Dynamik der Süß-/Salzwassergrenze zu beobachten und vor Gefahr der Brunnenversalzung zu warnen, ist davon aber unbenommen.

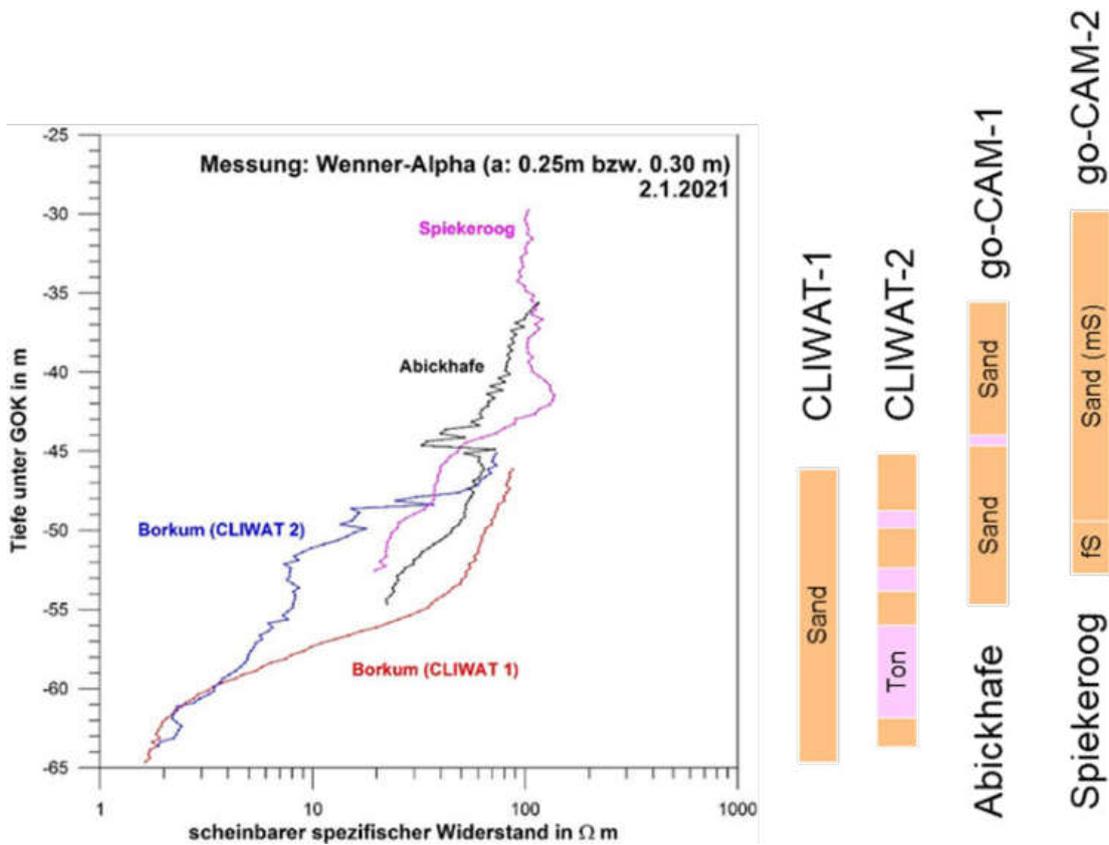


Abbildung 116: Ergebnisse der Beobachtung der Süß-/Salzwasser-Übergangszone mittels des scheinbaren spezifischen Widerstandes gemessen mit SAMOS an vier verschiedenen Standorten und entsprechend unterschiedlichen Tiefenbereichen und geologischen Bedingungen; die Übergangszone zeichnet sich durch die Verringerung des scheinbaren spezifischen Widerstands ab. Die Messungen erfolgen mindestens einmal pro Tag; es sind die Daten für den 2.1.2021 dargestellt.

3.1.4 Hydrologische Modellierung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung für die Fallstudienregion Sandelermöns zusammengefasst.

Die Kalibrierung und Validierung des hydrologischen Modells erfolgte im Modellgebiet Sandelermöns an den Pegeln Rispeler Tief, Mahnmalschloot, Neuenburg sowie an den Auslassbauwerken (Siele- und Schöpfwerke) Neuharlingersiel und Wangersiel. Die Verortungen aller Pegel mit Abflussdaten und den jeweilig zur Verfügung stehenden Messperioden sind in Tabelle 28 gegeben.

Tabelle 28: Übersicht der verfügbaren Pegel mit Abflussdaten im Modellgebiet Sandelermöns mit Verortung, Periode der verfügbaren Abflussdaten und Datentyp

Pegelname	Rechts	Hoch	Periode Abflussdaten	Datentyp
Harlesiel	3421392	5953521	1992-2008	Berechnet aus Monatswerten der Abflussspende
Wiesede	3418148	5925386	1993-1998	Stichtagsmessungen
Reepsholt	3423556	5928178	1991-1995	Stichtagsmessungen
Friedeburg	3423246	5924821	1991-1995	Stichtagsmessungen
Ardorf	3413581	5934222	1991-1994	Stichtagsmessungen
Neuenburg	3430540	5918870	1980-2012	WQ-Beziehung
Wangersiel	3435280	5950700	1987-2003	Berechnet aus Monatswerten der Abflussspende
Neuharlingersiel	3414450	5952823	1992-2008	Berechnet aus Monatswerten der Abflussspende
Priemelsfehn	3419819	5927437	1991-1996	Stichtagsmessungen
Rispeler Tief	3419868	5932854	2014-2015	WQ-Beziehung
Mahnmalschloot	3421554	5932454	2014-2015	WQ-Beziehung

Die Pegel mit Stichtagsmessungen wurden nur für einen abschließenden Vergleich der Ergebnisse verwendet, wurden aber für die Kalibrierung nicht berücksichtigt, da eine Anpassung an eine Abflussganglinie und damit die Aufteilung der schnellen und langsamen Abflüsse nicht möglich war. Bei der Prüfung der Werte durch die Berechnung einer Wasserbilanz wurden die Abflusswerte des Pegels Harlesiel für unplausibel erklärt, da für eine ausgeglichene Wasserbilanz die aktuelle Evapotranspiration im Gebiet einen Wert von 800 mm/a überschritten hätte. Für die Gebiete ohne zur Kalibrierung und Validierung nutzbaren Abflussdaten wurden Modellparameter aus den jeweiligen Geest- oder Marscheinzugsgebieten übertragen. Bei den Auslassbauwerken gilt dies für das Maadesiel, Harlesiel, Dangaster Siel und den Pegel Wilhelmshaven alter Vorhafen, an denen die Parametersätze der Marschpegel übertragen wurden.

Die für die Kalibrierung verwendeten Pegel und Zeitreihen sowie die dabei erzielte Modellgüte anhand der jeweiligen Gütekriterien Bestimmtheitsmaß R^2 , Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz E , logarithmierter Nash-Sutcliffe E_{log} und die Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung $RMSE$ sind in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: Kalibrierungsergebnisse des Abflusses an den Referenzabflussdaten für den jeweiligen Kalibrierungszeitraum anhand der Kriterien Bestimmtheitsmaß R^2 , Nash-Sutcliffe E , logarithmierter Nash-Sutcliffe E_{log} und der Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung (RMSE)

Pegel	Kalibrierungszeitraum	R^2	E	E_{log}	RMSE
Neuharlingersiel*	01.11.1992-31.10.2002	0,88	0,87	0,76	0,34
Wangersiel*	01.11.1987-31.10.1997	0,91	0,90	0,83	0,81
Neuenburg	01.11.1980-31.10.2000	0,82	0,82	0,77	0,12
Rispeler Tief	16.07.2014-31.12.2015	0,72	0,71	0,31	0,06
Mahnmalsschloot	16.07.2014-31.12.2015	0,70	0,69	0,25	0,03

*Vergleich von Monatswerten

Die Validierungsergebnisse des Abflusses sind in Tabelle 30 gegeben. Aufgrund der kurzen Messperioden an den Pegeln Rispeler Tief und Mahnmalsschloot konnte kein von der Kalibrierung unabhängiger Zeitraum für die Validierung festgelegt werden.

Tabelle 30: Validierungsergebnisse des Abflusses an den Referenzabflussdaten für den jeweiligen Validierungszeitraum anhand der Kriterien Korrelationskoeffizient R^2 , Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz E , logarithmierter Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz E_{log} und der Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung RMSE

Pegel	Validierungszeitraum	R^2	E	E_{log}	RMSE
Neuharlingersiel*	01.11.2002-31.10.2008	0,84	0,80	0,75	0,34
Wangersiel*	01.11.1997-31.10.2003	0,96	0,95	0,86	0,68
Neuenburg	01.11.2000-31.10.2012	0,82	0,81	0,78	0,13
Rispeler Tief	16.07.2014-31.12.2015	X	X	X	X
Mahnmalsschloot	16.07.2014-31.12.2015	X	X	X	X

*Vergleich von Monatswerten

Im Zuge der Modellkalibrierung und Validierung konnten nach dem Bewertungsschema von Moriasi et al. (2007) hohe bis sehr hohe Modellgüten erreicht werden.

Das hydrologische Modell der Fallstudienregion Sandelermöns ist daher für die weiterführende Bearbeitung der Fragestellung zur Einwirkung des klimatischen Wandels auf Basis eines Sets von Klimamodelldaten (s. 2.3.1.5) auf den regionalen Wasserhaushalt geeignet.

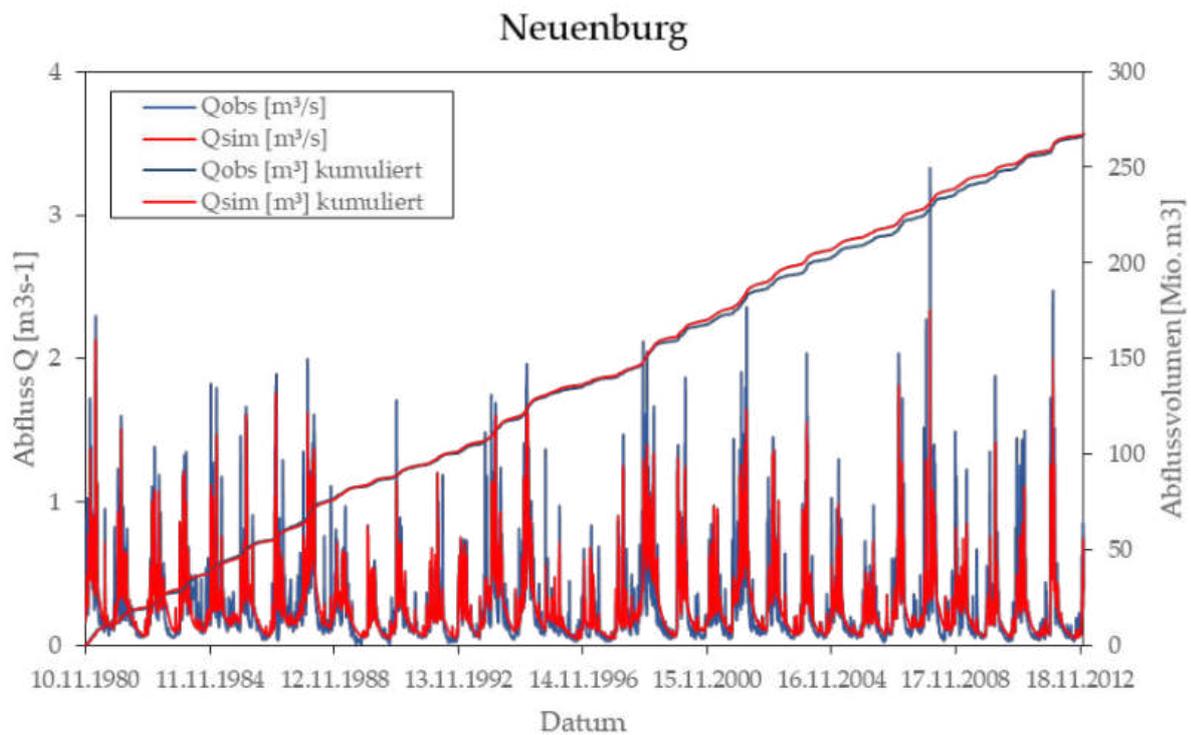


Abbildung 117: Simulierte (rot) und gemessene (blau) Abflussganglinie der Kalibrierungs- und Validierungsperiode und Abflusssummenlinie für den Pegel Neuenburg

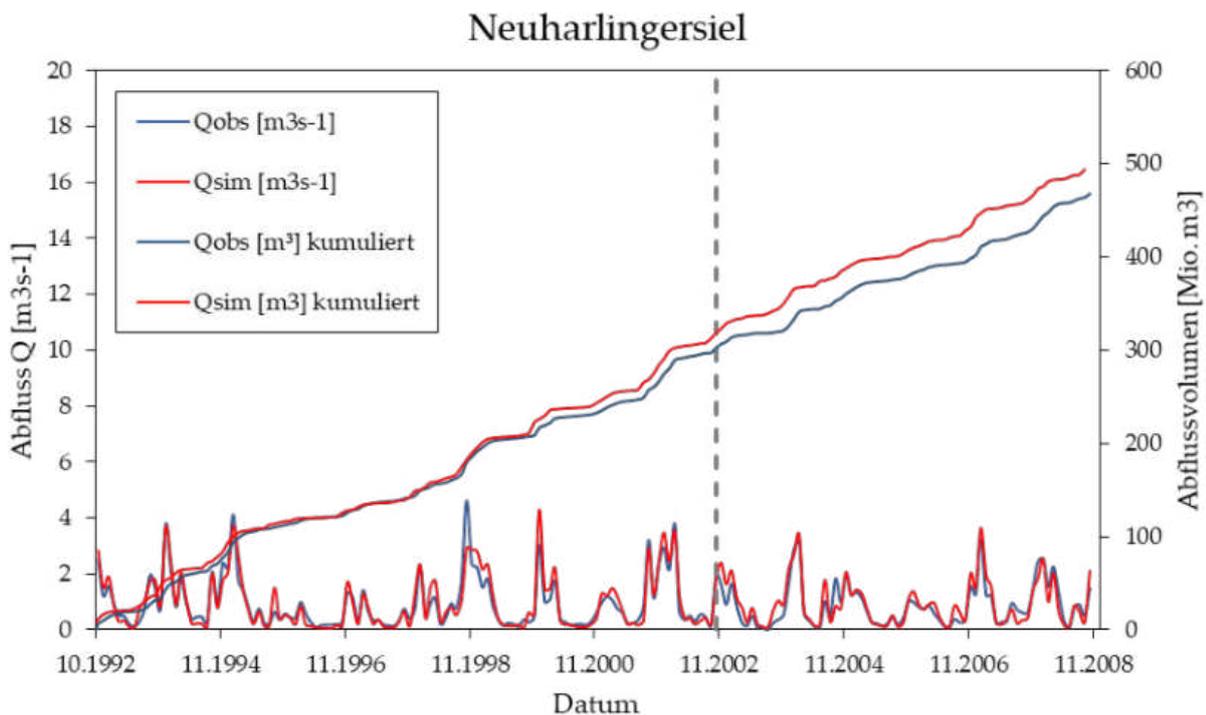


Abbildung 118: Simulierte (rot) und gemessene (blau) Abflussganglinie und Abflusssummenlinie der Kalibrierungs- und Validierungsperiode für den Pegel Neuharlingersiel (BP)

Hydrologische Verhältnisse der Vergangenheit

Die Simulation des Wasserhaushaltes in der Fallstudienregion wurde mit dem erfolgreich kalibrierten und validierten Modell für den Zeitraum 01.01.1951-31.12.2015 durchgeführt, jedoch die Periode 1961-2010 für die Auswertung der Wasserhaushaltskenngrößen herangezogen.

Die Grundwasserneubildung als wesentliche Wasserhaushaltsgröße und Bindeglied zum dichtegetriebenen d_3f++ -Grundwassermodell wurde teilflächendifferenziert ausgewertet und als langjährige Mittelwerte für die drei Perioden 1961-1990, 1971-2000 und 1981-2010 berechnet. Die Neubildungshöhen sind differenziert nach Quartalen und nach Geest und Marsch in Tabelle 31, Tabelle 32 sowie den Abbildungen in Tabelle 33 dargestellt.

Die mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe im Modellgebiet Sandelermöns beläuft sich auf rd. 95 mm/a und ist auf den sandigen Geestflächen mit etwa 165-170 mm/a wesentlich größer als auf den geringdurchlässigen Marschflächen mit etwa 42 mm/a. Im Winterquartal findet der überwiegende Teil der jährlichen Grundwasserneubildung statt. In den Sommermonaten Juni-August ist die Grundwasserneubildung vergleichsweise gering. Innerhalb der beiden Landschaftsräume Geest und Marsch variieren die Grundwasserneubildungshöhen von Teilfläche zu Teilfläche beträchtlich. Bezogen auf das Gesamtjahr werden für die Geest Neubildungshöhen von 14 bis rd. 240 mm/a berechnet, in der Marsch variieren die Neubildungshöhen zwischen 2 und 240 mm/a. Die Periode 1981-2010 ist im Vergleich – bei insgesamt geringen Unterschieden – die Periode mit den höchsten Grundwasserneubildungsraten gefolgt von der Periode 1961-1990. In der Summe beläuft sich die mittlere langjährige Grundwasserneubildung in den Geestgebieten als Quellgebiete des in den Wassergewinnungsgebieten geförderten Grundwassers je nach Bezugszeitraum auf 84 bis 91 Mio. m³ (Abbildung 119).

Tabelle 31: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung auf den Geest-Teilflächen der Fallstudienregion Sandelermöns ($n=68$, $A = 522,8 \text{ km}^2$)

	Periode	Grundwasserneubildungshöhe (mm)				
		Frühjahr (MAM)	Sommer (JJA)	Herbst (SON)	Winter (DJF)	Jahr
Min	1961-1990	3.8	2.6	2.6	4.2	13.9
	1971-2000	3.7	2.5	2.6	4.3	13.9
	1981-2010	3.8	2.5	2.8	4.5	14.5
Max	1961-1990	65.6	44.6	61.3	101.1	243.5
	1971-2000	62.8	41.3	61.4	100.4	237.7
	1981-2010	68.9	42.7	73.9	105.5	259.4
Standardabweichung σ	1961-1990	11.9	9.1	13.6	21.7	55.0
	1971-2000	11.4	8.3	13.6	21.4	53.2
	1981-2010	11.9	8.5	16.4	22.6	57.7
Flächengewichtetes Mittel	1961-1990	40.2	23.3	36.9	65.1	165.5
	1971-2000	38.6	21.3	37.7	63.8	161.4
	1981-2010	41.0	21.4	44.4	67.8	174.5

Tabelle 32: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung auf den Marsch-Teilflächen der Fallstudienregion Sandelermöns (n=74, A = 645 km²)

	Periode	Grundwasserneubildungshöhe (mm)				
		Frühjahr (MAM)	Sommer (JJA)	Herbst (SON)	Winter (DJF)	Jahr
Min	1961-1990	0.4	0.4	0.4	0.4	1.6
	1971-2000	0.4	0.4	0.4	0.4	1.6
	1981-2010	0.5	0.4	0.4	0.4	1.7
Max	1961-1990	50.2	30.7	57.3	92.9	230.2
	1971-2000	48.4	27.9	59.5	91.8	226.3
	1981-2010	50.3	27.5	71.0	96.4	243.3
Standardabweichung σ	1961-1990	13.9	8.3	15.6	26.1	63.6
	1971-2000	13.3	7.5	16.2	25.8	62.5
	1981-2010	13.9	7.4	19.3	27.1	67.3
Flächengewichtetes Mittel	1961-1990	10.5	6.4	9.3	16.3	42.5
	1971-2000	10.2	6.1	9.6	16.1	42.0
	1981-2010	10.7	6.1	11.1	17.0	44.8

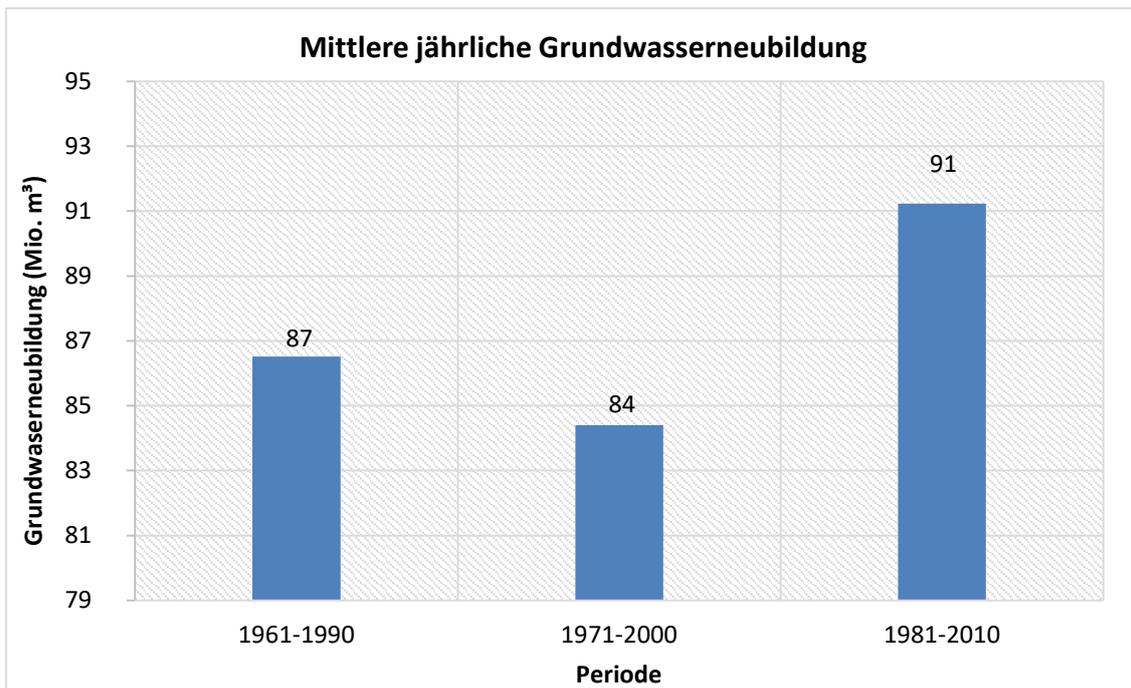
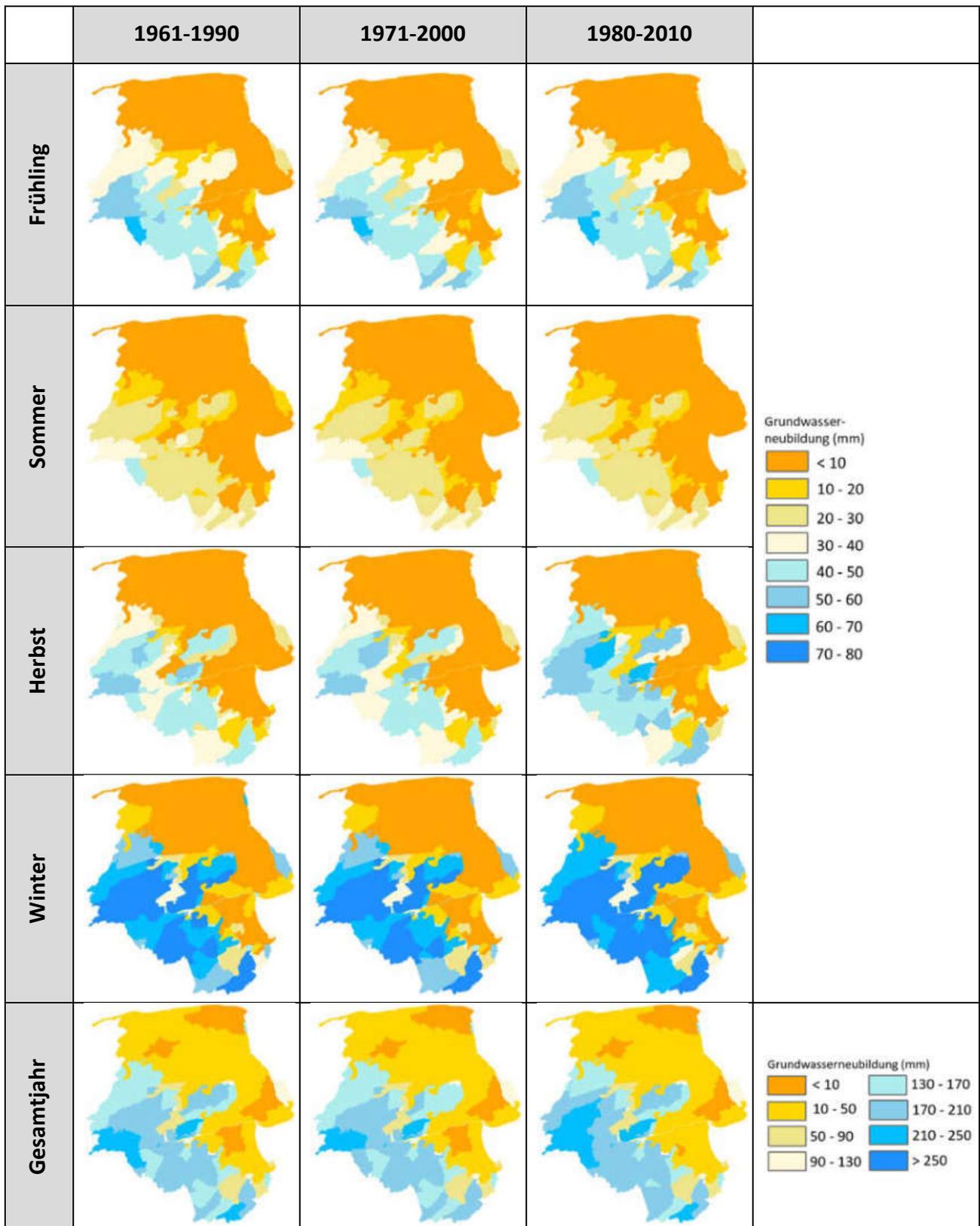


Abbildung 119: Langjährige mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe in den Geestgebieten der Fallstudienregion Sandelermöns (A = 522,8 km²)

Tabelle 33: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung in den Vergangenheitsperioden 1961-1990, 1971-2000 und 1981-2010



Klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung

Auswertung ausgewählter Klimakenngrößen

Im Folgenden sind die Modellergebnisse der klimaszenarienbasierten Wasserhaushaltsmodellierung für die Fallstudienregion Sandelermöns zusammengefasst. Diese umfassen neben der Auswertung der Wasserhaushaltsgrößen Abfluss und Grundwasserneubildung auch eine Analyse der künftigen klimatischen Verhältnisse in der Fallstudienregion.

Die künftige Entwicklung der klimatischen Verhältnisse ist durch eine deutliche Zunahme der mittleren Tagestemperatur (T_{av}) gekennzeichnet. Ausgehend von einer langjährigen Jahresmitteltemperatur von rd. 8,5 °C in der Referenzperiode 1971-2000 (Tabelle 56) ergibt sich für das RCP 4.5-Ensemble ein Anstieg von 1-1,5 °C in Z2 und 1,5-2 °C in Z3 gegenüber Z1 (Tabelle 57). Im Mittel der 17 Klimamodelle des RCP 8.5-Ensembles beläuft sich die Zunahme der Temperatur auf 1,5 °C in Z2 und 3-3,5 °C in Z3. Hierbei ist die Temperaturzunahme im Herbst mit +2-2,5 °C in Z3 im Mittel des RCP 4.5-Ensembles und + 3,5-4 °C in Z3 des RCP 8.5-Ensembles am stärksten. Ein teils deutlicher Anstieg der Tagesmitteltemperatur ist auch, wenngleich etwas weniger stark, in den übrigen Quartalen für beide RCP-Ensembles zu erwarten. Die Änderungssignale sind für alle Quartale und beide Zukunftsperioden beider RCP-Ensembles robust.

Die Höhe der jährlichen Gebietsniederschläge (P_{sum}) variiert in Z1 im Ensemble-Mittel (RCP 4.5) zwischen 820 mm/a im Nordwesten des Modellgebietes und 800-810 mm/a im Süden des Modellgebietes (Tabelle 63). Mit dem RCP 8.5-Ensembles liegen die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen geringfügig höher. Die niederschlagsreichsten Jahreszeiten sind Herbst und Sommer (Tabelle 62). Aus den Klimaprojektionen ergibt sich für alle Zukunftsperioden und beide RCP-Ensembles eine geringfügige bis deutliche Zunahme der mittleren Jahresniederschlagshöhe (Tabelle 64). Diese Änderungen sind für das RCP 4.5-Ensemble in Z2 nur im Gesamtjahr für vereinzelte Teilflächen (+2,5 bis 5,5 %) und in Z3 für den Großteil des Modellgebietes im Gesamtjahr (+4 bis 7 %) sowie modellgebietsweit für das Sommerquartal (>0 bis 2,5 %) signifikant, aber nicht robust (Tabelle 62 und Tabelle 63). Für das RCP 8.5-Ensemble sind die Änderungssignale der nahen Zukunft bei moderaten Zunahmen von P_{sum} (+1,5-8 %) in allen betrachteten Zeiträumen nur für das Gesamtjahr für einige Teilflächen signifikant. In der fernen Zukunft des RCP 8.5-Ensembles sind die Zunahmen von P_{sum} im Allgemeinen größer als in Z2 und in Z3 des RCP4.5-Ensembles. Für das Gesamtjahr (+10 bis 12 %) und den Winter (+20 bis 23 %) sind die Änderungssignale von Z3 des RCP 8.5-Ensembles signifikant und robust. Für die übrigen drei Quartale sind die Änderungssignale lediglich signifikant und betragen im Frühling zwischen +16 bis 18 %, im Sommer 1 bis 3 % und im Herbst +8 bis 10 %.

Neben der Entwicklung der Niederschlagshöhen in einem Zeitraum ist für die Wasserbewirtschaftung ebenfalls relevant, ob und wie sich die Ausprägung der Niederschlagsereignisse ändert. Insbesondere interessiert, ob Starkniederschläge zunehmen. Zu diesem Zweck wurde das empirische 90 %-Quantil der Tagesniederschlagshöhen ≥ 1 mm (P_{90Q}) ermittelt und Änderungssignale berechnet. Das empirische 90 %-Quantil der Tagesniederschlagshöhen in der Fallstudienregion Sandelermöns variiert je nach Jahreszeit in der Referenzperiode der beiden RCP-Ensembles zwischen 10 und 15 mm/d (Tabelle 65) und beläuft sich im Gesamtjahr auf 11 bis 13 mm/d (Tabelle 66). Mit dem RCP 4.5-Ensemble ergeben sich bereits in der nahen Zukunft für einige Teilflächen, für den Winter sogar für alle Teilflächen, signifikante Zunahmen von P_{90Q} zwischen >0 und 9 %. In der fernen Zukunft intensivieren sich die Zunahmen auf +6 bis 12 % in Winter und Herbst und +3 bis 9 % im Frühling, Sommer und bezogen auf das Gesamtjahr und sind - bis auf wenige Teilflächen im Sommer und Herbst - signifikant. Ähnlich wie bei

den Niederschlagshöhen (*Psum*), sind auch bei *P90Q* die Zunahmen für das RCP 8.5-Ensemble insbesondere in Z3 deutlich größer. In Z2 variieren die Zunahmen zwischen >0 und 9 % - je nach Jahreszeit und Teilfläche. In der fernen Zukunft ergibt sich eine deutliche Zunahme der Kenngröße *P90Q* um 9 bis zu 20 %. Die Änderungssignale sind für alle Jahreszeiten und das Gesamtjahr signifikant, für das Winterquartal bis auf einige Teilflächen auch robust. Die stärkste Zunahme von *P90Q* ergibt sich im Winter mit +18 bis 20 %.

Die zusammenfassende Betrachtung der künftigen klimatischen Verhältnisse zeigt, dass in der Fallstudienregion künftig mit einer v.a. in der fernen Zukunft und im Winterhalbjahr deutlichen Zunahme der Niederschlagshöhen (*Psum*) zu rechnen ist. Die Niederschlagsereignisse werden dabei künftig eine höhere Intensität aufweisen können, wie an den Änderungssignalen von *P90Q* ersichtlich wird. Die Veränderungen der Niederschläge stehen im Kontext eines deutlichen Anstiegs der mittleren Tageslufttemperatur vor allem in der fernen Zukunft. Die in vielen Fällen nicht vorhandene Signifikanz und Robustheit der Änderungssignale ist Ausdruck der unterschiedlichen Ausprägung der Klimaprojektionen und damit der großen Bandbreite der Klimamodellensembles. Dadurch wird deutlich, dass Aussagen über die künftigen klimatischen Verhältnisse mit erhöhter Unsicherheit behaftet sind.

Wasserhaushalt

Die tatsächliche Verdunstung (*ETakt*) als wesentliche Komponente der Landschaftswasserbilanz ergibt sich in Abhängigkeit des vorhandenen Energie- und Wasserangebotes in der Fläche, d.h. sie wird maßgeblich u.a. durch die Eigenschaften der Hydrotöpfe im Wasserhaushaltsmodell bestimmt. Dementsprechend variiert die Höhe der tatsächlichen Verdunstung in der Referenzperiode von Teilfläche zu Teilfläche zwischen <200 und über 300 mm/a (Tabelle 59). Signifikante, jedoch nicht robuste Änderungen der tatsächlichen Verdunstungshöhe gegenüber der Referenzperiode ergeben sich im Ensemblemittel für das gesamte Modellgebiet für das Gesamtjahr mit dem RCP 8.5-Szenario (Tabelle 61). Hier resultieren aus den Simulationen je nach Teilfläche Zunahmen von *ETakt* von 1,5 bis 9 % in Z2. Für einzelne Teilflächen resultieren signifikante Zunahmen von *ETakt* auch in den Quartalen Frühling, Herbst und Winter. Diese Zunahmen sind am größten für den Herbst und variieren zwischen 3 bis 6 % in der Nordosthälfte des Modellgebietes und 6 bis 15 % in der südwestlichen Hälfte in Z3. Die Änderungssignale der nahen Zukunft des RCP 8.5-Ensembles sind bis auf vereinzelte Teilflächen nicht signifikant. Dasselbe gilt für die Änderungssignale von Z2 und Z3 des RCP 4.5-Ensembles. Wenngleich diese Änderungssignale statistisch nicht signifikant und robust sind, deutet sich in den Mittelwerten der Änderung beider RCP-Ensembles mit Ausnahme des Winters eine leichte Zunahme von *ETakt* in Z2 an. In der fernen Zukunft ist mit Ausnahme einiger Teilflächen im Frühling und im Winter entsprechend der Ensemble-Mittelwerte ebenfalls mit einer moderaten Zunahme von *ETakt* zu rechnen.

Für die Grundwasserneubildung (*GWN*) ergeben sich aus den Wasserhaushaltsprojektionen des RCP 4.5-Szenarios im Ensemblemittel für alle Zeiträume Zunahmen zwischen 0 und 20 % in Z2 mit der stärksten Zunahme im Sommerquartal (Tabelle 70). In der fernen Zukunft des RCP 4.5-Ensembles sind die Zunahmen in allen Zeiträumen etwas größer und variieren nach Jahreszeit und Teilfläche zwischen +5 bis 30 % mit Maxima im Sommer bis zu 33 %. Statistisch betrachtet sind diese Änderungen jedoch nicht signifikant.

Für das RCP 8.5-Ensemble resultieren im Ensemblemittel ebenfalls deutliche Zunahmen der Grundwasserneubildungshöhe. Diese sind bereits in Z2 deutlich größer als für das RCP 4.5-Ensemble (>0 bis 20 % im Gesamtjahr). Für einzelne Teilflächen ist das Änderungssignal bezogen auf das Gesamtjahr signifikant. In der fernen Zukunft (Z3) ergibt sich für das RCP 8.5-Ensemble im Ensemblemittel eine deutliche Zunahme von *GWN* für das Gesamtjahr von 15 % im arithmetischen Mittel aller Teilflächen

(Min: +3 %, Max: +42 %). Die Änderungssignale sind weit überwiegend signifikant und für viele Teilflächen auch robust. Die größten prozentualen Zunahmen von *GWN* werden für das Sommerquartal berechnet (Änderungen zumeist signifikant). Für den Herbst sind die Änderungssignale nicht signifikant. Die prognostizierten Zunahmen der Grundwasserneubildung insbesondere in der fernen Zukunft ergeben sich als Konsequenz der ebenfalls zunehmenden Gebietsniederschläge bei gleichzeitig nicht so stark zunehmender tatsächlicher Verdunstung. Entsprechend erhöht sich auch das mittlere jährliche Grundwasserneubildungsvolumen in den beiden Zukunftsperioden gegenüber der Referenzperiode 1971-2000 von etwa 100 Mio. m³/a um 6,2 Mio. m³ in Z3 des RCP 4.5-Ensembles, 8,2 Mio. m³ in Z2 des RCP 8.5-Ensembles und um 17 Mio. m³/a in Z3 des RCP 8.5-Ensembles (Abbildung 120).

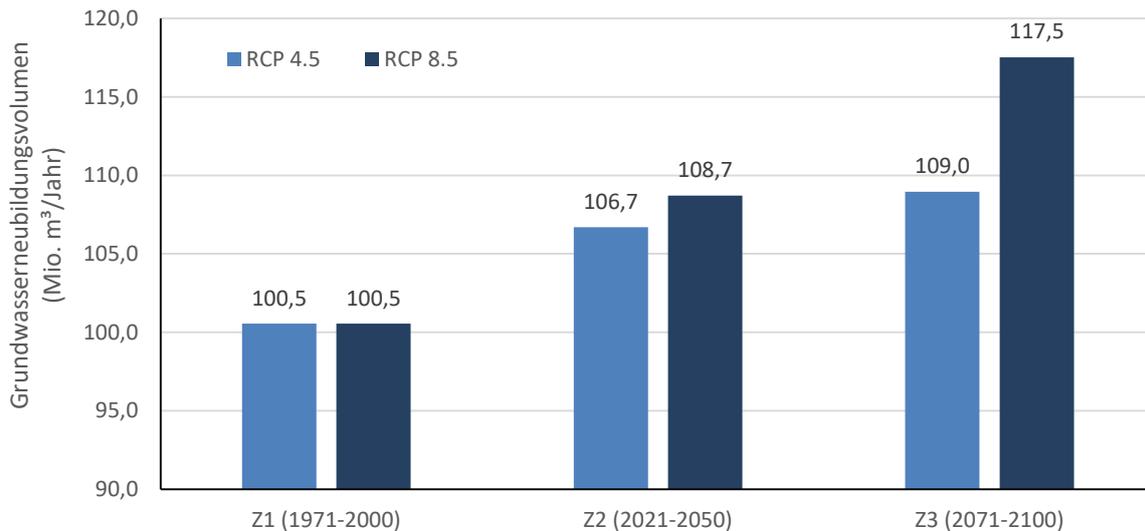


Abbildung 120: Ensemble-Mittelwerte des mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsvolumens im gesamten Modellgebiet Sandelermöns in der Referenzperiode sowie den beiden Zukunftsperioden für das RCP 4.5- und -8.5-Ensembles

Wie bereits durch die in vielen Fällen fehlende Signifikanz und/oder Robustheit der Änderungssignale angedeutet, sind die Ergebnisse mit aufgrund teils hoher Bandbreiten aus den einzelnen Modellketten (Klimaszenarien in unterschiedlicher Ausprägung) mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Bei zunehmender Grundwasserneubildung bis zum Ende des Jahrhunderts nimmt auch die Bandbreite der Grundwasserneubildungsprojektionen und damit das Maß der Übereinstimmung der einzelnen Modellketten ab (s. Abbildung 121).

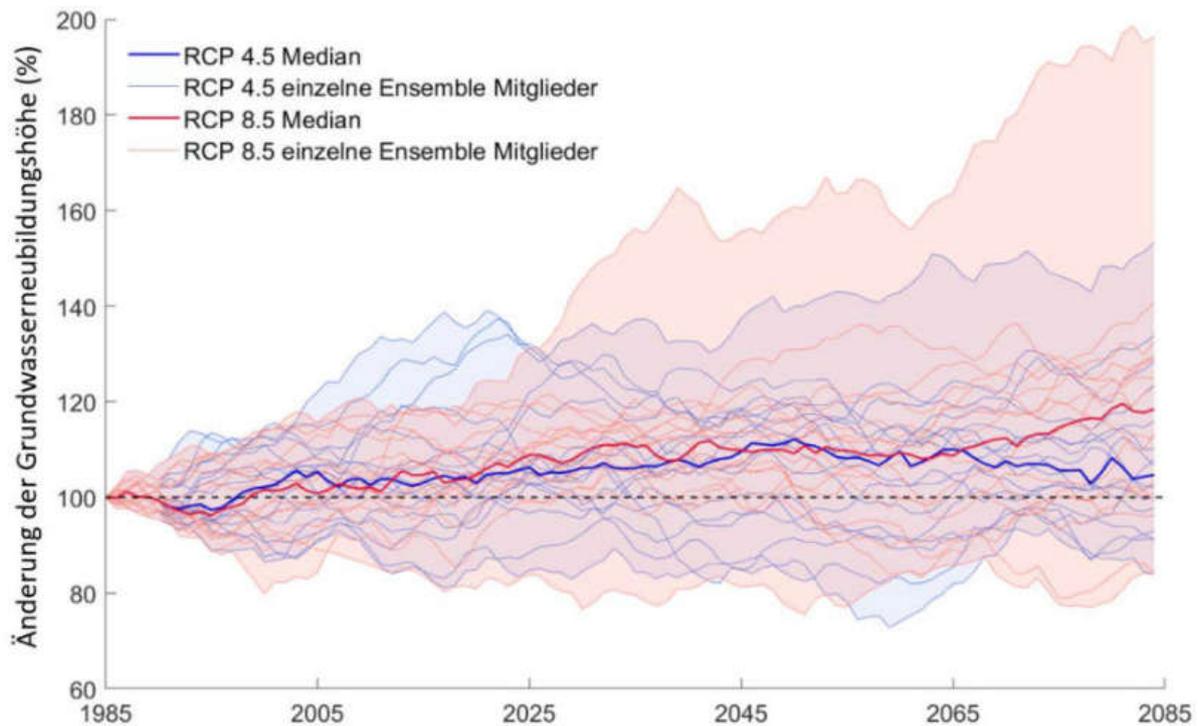


Abbildung 121: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel des gesamten Modellgebietes für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane

Abflussverhältnisse und Entwässerungsbedarf

Als Kenngröße für die künftigen Abflussverhältnisse wird im Folgenden der mittlere Abfluss (MQ) näher betrachtet. Die Entwicklung des mittleren Abflusses sowie die Absolutwerte des MQ s für die verschiedenen Perioden sind in Abbildung 122 für den Pegel Neuenburg dargestellt. Für das RCP 4.5-Szenario ergibt sich etwa bis zum Jahr 2050 im Ensemble-Median ein Anstieg des MQ s um ca. 10 % gegenüber dem Referenzperiodenmittel von $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese Entwicklung des MQ s ist vergleichbar mit der des RCP 8.5-Ensembles. Im Bereich der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts findet mit dem RCP 4.5-Ensemble keine weitere Zunahme statt. Für das RCP 8.5-Ensemble wird ein weiterer Anstieg des MQ s um etwa 20 % gegenüber dem Referenzperiodenmittel projiziert. Die Bandbreite der Änderungssignale nimmt hierbei zu, je weiter die Projektion in die Zukunft reicht und umspannt ab dem Jahr 2025 den Bereich von -10 bis +140 %. Entsprechend sind die Aussagen zu den künftigen Abflussverhältnissen - insbesondere der fernen Zukunft - mit einer erhöhten Unsicherheit behaftet. Die klare Orientierung der Mehrzahl der Ensemble-Member der beiden RCP-Szenarien deutet aber stark darauf hin, dass künftig mit einer Zunahme des Mittelwasserabflusses am Pegel Neuenburg zu rechnen ist.

Die am Beispiel des Pegels Neuenburg aufgezeigten künftigen Änderungsmuster der Abflussverhältnisse sind repräsentativ für die gesamte Fallstudienregion Sandelermöns. Dies ist primär durch die in der im Vergleich zur Gesamtgröße des Modellgebietes Sandelermöns recht grob aufgelösten Klimamodelldaten ($5 \times 5 \text{ km}$ -Raster) zu begründen. Dementsprechend ähneln sich auf die für die verschiedenen Pegel im Modellgebiet berechneten Änderungssignale. Diese sind zusammen mit ihrer Bandbreite als Boxplot in Abbildung 123 dargestellt. Bezogen auf die Ensemble-Mediane ergibt sich für das RCP 4.5-Szenario in Z2 eine Zunahme von 5-10 % und rund 5 % in Z3 gegenüber der Referenzperiode bei Interquartilsabständen (25-/75%-Quantil) zwischen 5 und 15 % (Z2) bzw. 0 und 20 % (Z3). Für das RCP 8.5-Ensemble ergeben sich modellgebietsweit Zunahmen für das MQ von rd. 10 % in Z2 und 25 bis 30 % in Z2 bei Interquartilsabständen von 10-35 %.

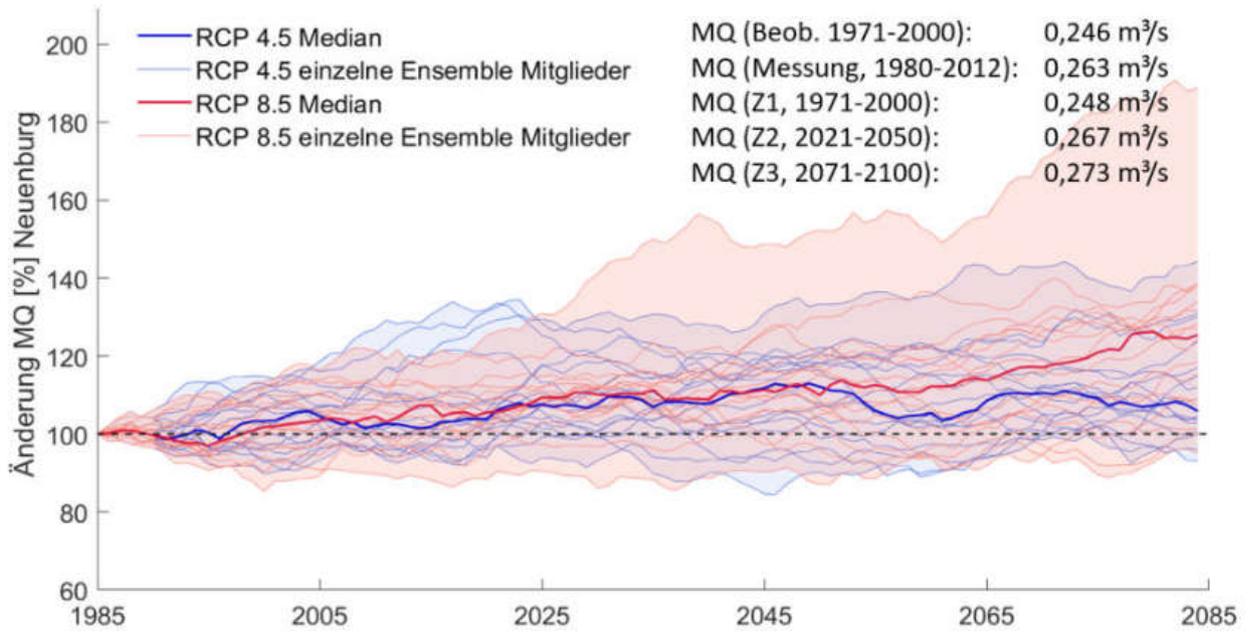


Abbildung 122: Gleitendes Mittel über 30 Jahre der Änderung des mittleren Abflusses am Pegel Neuenburg (A_{EO} = 28,6 km²) für die einzelnen Modellketten der beiden RCP-Szenarien sowie die jeweiligen Ensemble-Mediane

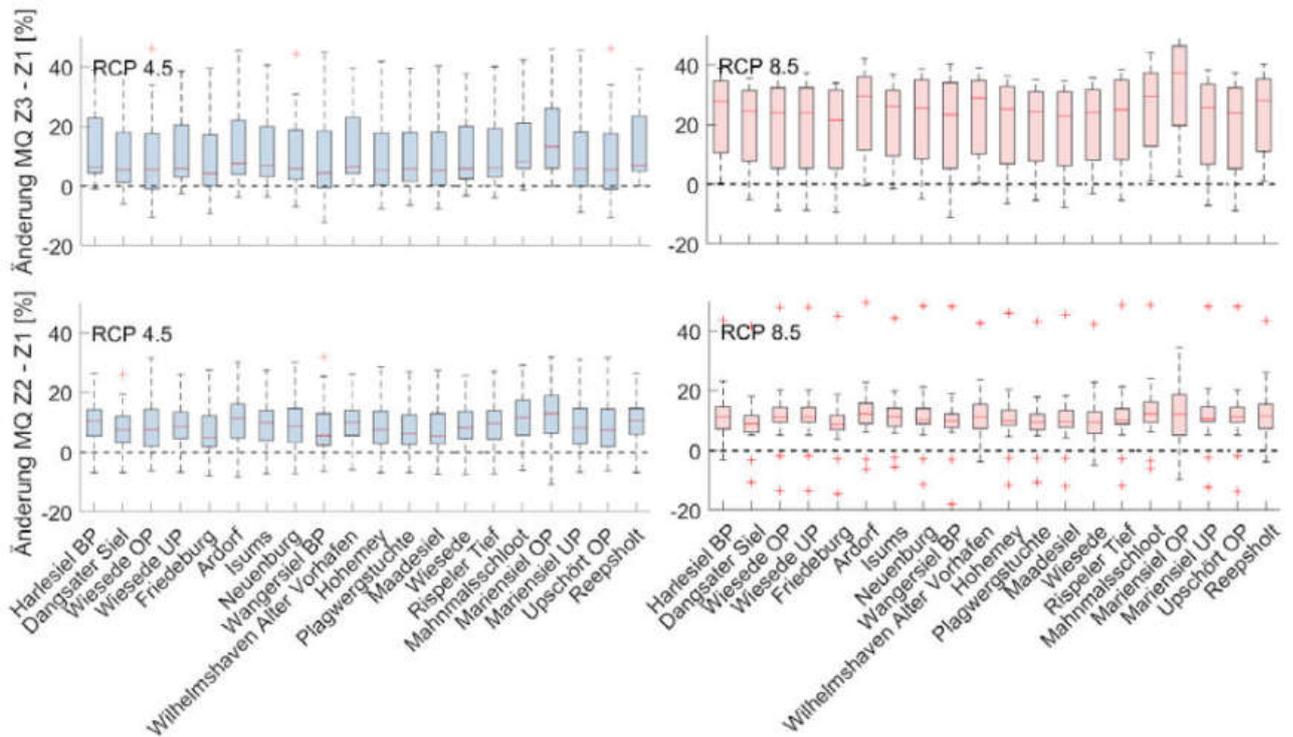


Abbildung 123: Boxplot der Änderungssignale für den mittleren Abfluss (MQ) an ausgewählten Pegel des Modellgebietes Sandelermöns für die nahe und ferne Zukunft des RCP 4.5-Ensembles links und das RCP 8.5-Ensemble rechts

Die saisonale Betrachtung der MQ -Änderung für den Pegel Neuenburg in Abbildung 124 zeigt, dass in allen Quartalen im Ensemble-Median mit einer Zunahme zu rechnen ist. Die größten Zunahmen ergeben sich im Frühling und im Herbst wobei die Bandbreite der Änderungssignale – insbesondere für das Sommerquartal – hoch ist. Die Zunahme des MQ s ist für das RCP 8.5 insgesamt v.a. in der fernen Zukunft deutlich größer und variiert je nach Quartal im Ensemble-Median zwischen 20 und 35 % gegenüber der Referenzperiode.

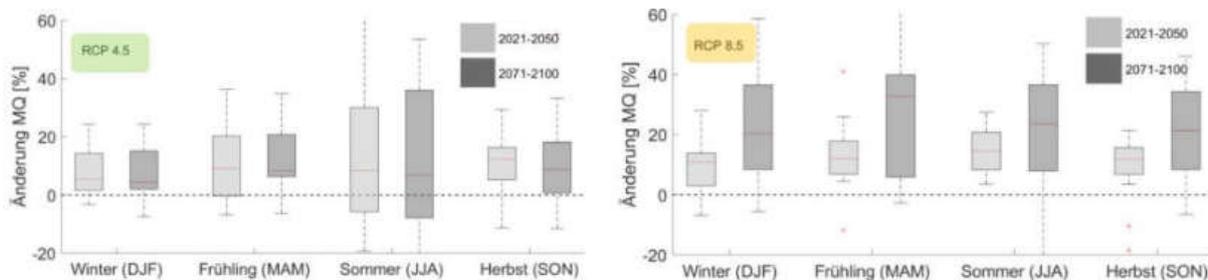


Abbildung 124: Box-Whiskers-Plot der Änderungen des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Neuenburg in den Quartalen für das RCP 4.5-Ensemble links und das RCP 8.5- Ensemble rechts

Zunehmende Mittelwasserabflüsse bedeuten eine Zunahme der jährlichen Abflussvolumina und damit einen erhöhten Bewässerungsbedarf. Für das Einzugsgebiet der Maade, resp. das Auslassbauwerk Maadesiel, ist die Entwicklung der jährlichen Abflussvolumina als mittlere langjährige Abflusssummenkurven in Abbildung 125 dargestellt. Die Wasserhaushaltssimulationen ergeben für das RCP 8.5-Ensemble bezogen auf das Ensemble-Mittel eine deutliche Erhöhung des jährlichen Abflussvolumens (im Kalenderjahr) um 9,2 Mio. m^3 (+25 %) gegenüber der Referenzperiode. Für das RCP 4.5-Ensemble ist die Zunahme des Abflussvolumens deutlich geringer und beläuft sich auf 4,7 Mio. m^3 (+13 %). Die Darstellung der einzelnen Modellketten für jede Zeitscheibe verdeutlicht die Bandbreite der möglichen Änderungen des Abflussvolumens am Maadesiel. Die jeweilige Entwicklung des Abflussvolumens am Maadesiel ist für die einzelnen Monate als langjährige Monatsmittel für beide RCP-Szenarien und die drei Auswertungsperioden in Abbildung 126 dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass in allen Monaten, insbesondere aber auch in den Herbst- und Wintermonaten vor allem in der fernen Zukunft des RCP 8.5-Ensembles mit einer Zunahme des Abflussvolumens zu rechnen ist. Da dies zudem die Monate sind, in denen Sturmhochwässer der Nordsee auftreten und sich die Sielzeiten durch den klimawandelbedingten Meeresspiegelanstieg weiter verkürzen, ist mit zunehmenden Energiekosten für den häufigeren Betrieb der Pumpen des Schöpfwerkes zu rechnen.

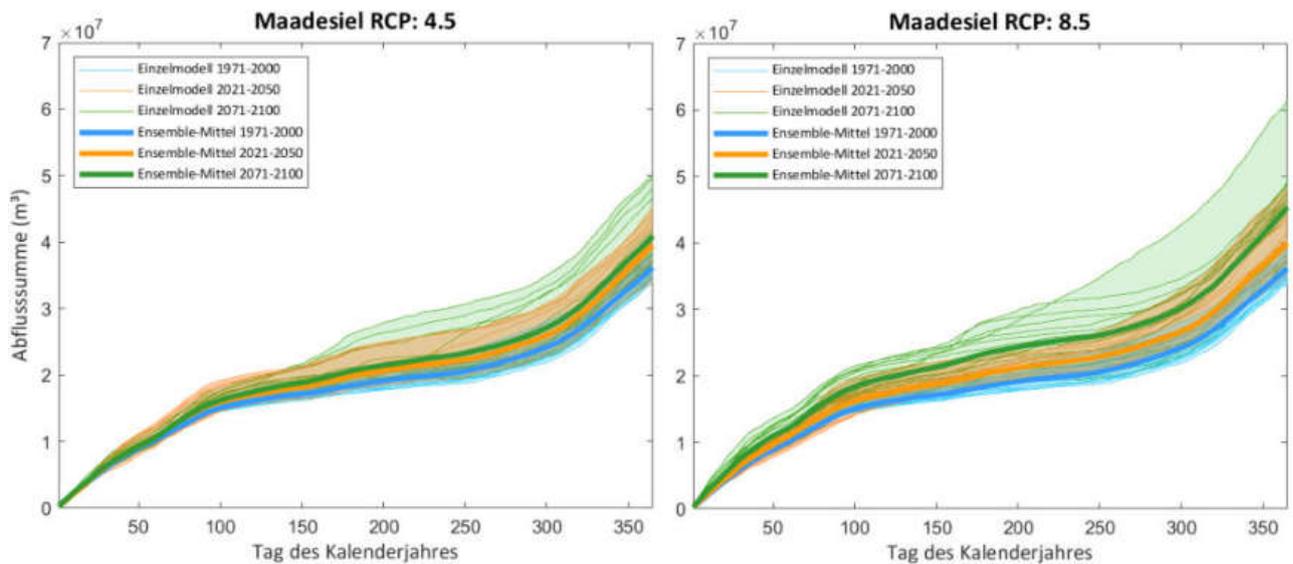


Abbildung 125: Mittlere langjährige Abflusssummenkurven am Maadesiel für die drei Auswertungsperioden Z1, Z2 und Z3 der jeweils 17 Modellketten des RCP 4.5-Szenarios (links) und des RCP 8.5-Szenarios rechts sowie sie jeweiligen Ensemble-Mittel

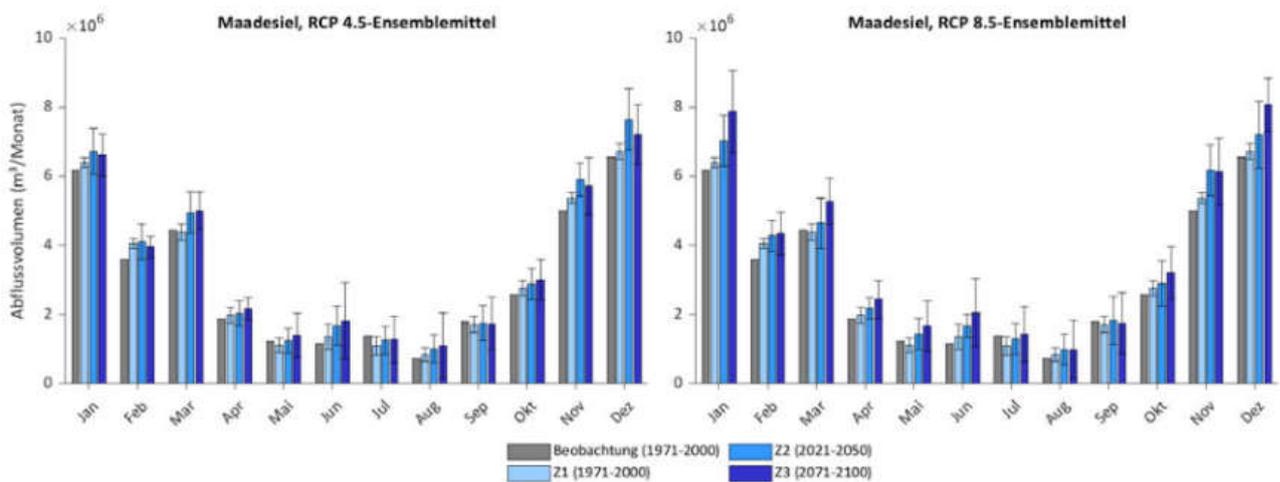


Abbildung 126: Langjähriges mittleres Monatsabflussvolumen (30-jähriges Mittel) für die drei Zeitscheiben Z1-Z3 mit Standardabweichung aus 17 Modellketten sowie dem 30-jährigen Mittel resultierend aus der Wasserhaushaltssimulation auf Basis der meteorologischen Beobachtung

Die bereits erläuterten Änderungen für die ausgewählten Klimakenngrößen und Wasserhaushaltskenngrößen fasst Abbildung 127 zusammen. Dargestellt ist Gebietswasserbilanz ($Q = N - ET$) aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a), und Evapotranspiration für die Perioden Z1, Z2 und Z3 als Mittel aus den jeweils 17 Modellketten des RCP 4.5- (links) und -8.5-Ensembles rechts). Nicht berücksichtigt sind modellbedingt die Interaktionen zwischen Modellgebiet und angrenzenden Porengrundwasserleitern und deren mögliche unterirdische Zu- oder Abflüsse sowie insbesondere der unterirdische Grundwasserabstrom in die angrenzende Nordsee (Submarine Groundwater Discharge, SGD). Die künftigen Wasserbilanzen für das RCP 4.5-Ensemble sind durch eine deutliche Zunahme der Gebietsniederschlagshöhe in beiden Zukunftsperioden und eine weniger stark ausgeprägte Zunahme der Evapotranspiration (+15 mm in Z3) geprägt. In der Folge erhöht sich die Gebietsabflusshöhe deutlich (+41 mm/a in Z3) im Vergleich zur Referenzperiode.

Für das RCP 8.5-Ensemble ergeben sich noch etwas größere Änderungen der Gebietswasserbilanz in Form einer stärkeren Zunahme des Gebietsniederschlags (+99 mm/a, Z3), einer stärkeren Erhöhung von ETakt (+23 mm/a, Z3) und insbesondere einer deutlichen Zunahme des Gebietsabflusses (+76 mm/a). Zur Verdeutlichung der Spannweite der berechneten Wasserbilanzglieder aus Abbildung 127 sind diese als Box-Whiskersplot der jeweils 17 Modellketten pro Ensemble in Abbildung 128 dargestellt.

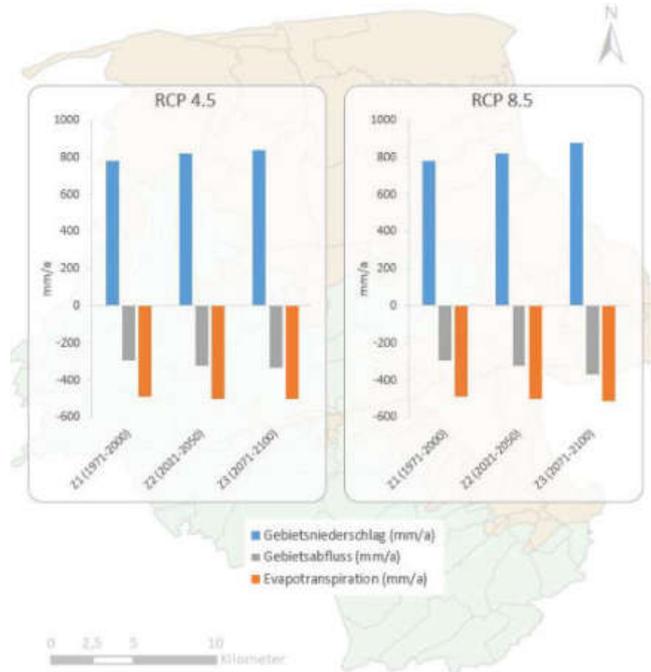


Abbildung 127: Wasserbilanz für die Fallstudienregion Sandelermöns aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) (je als Ensemble-Median) für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000

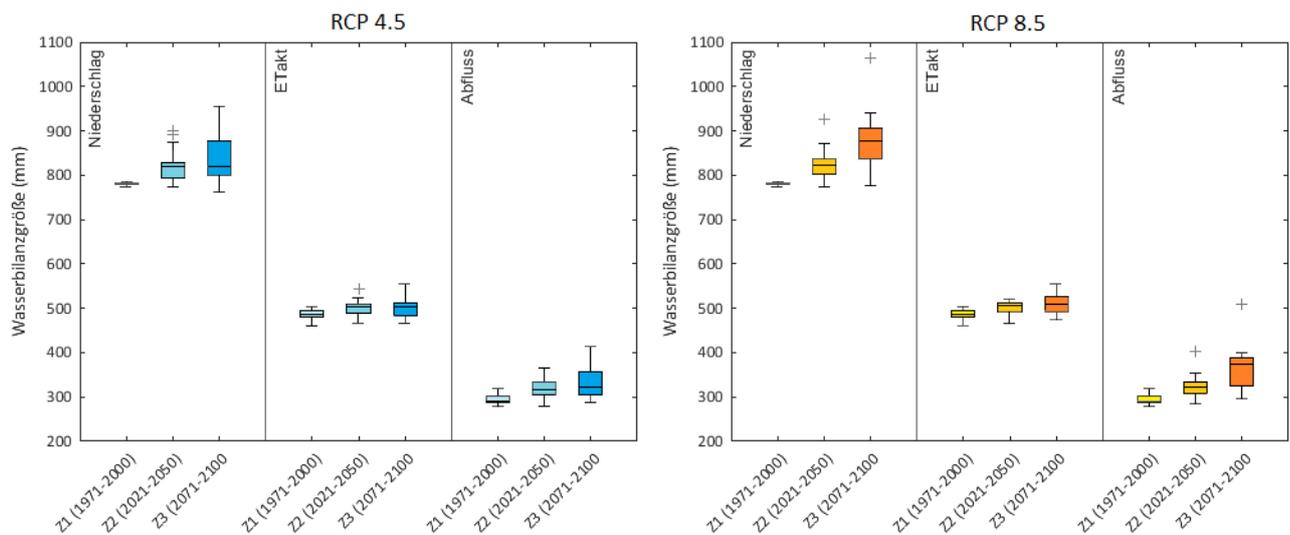


Abbildung 128: Boxplot der Wasserbilanzkomponenten N, ETakt und Q differenziert nach Auswertungsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (links) und das RCP 8.5-Ensemble (rechts), Fallstudienregion Sandelermöns

3.1.5 Regionale Grundwassermodellierung

Im Rahmen des Teilprojektes "Strukturen der wasserwirtschaftlichen Praxis" innerhalb des Verbundprojektes go-CAM wurde ein reaktives Stofftransportmodell zur Untersuchung der Rohwasserbeschaffenheit sowie der Verockerungstendenz in den Brunnen des Wassergewinnungsgebietes Großenkneten eingesetzt. Grundlage dafür bildete ein stationäres Grundwasserströmungsmodell.

Es war zunächst geplant, das Grundwasserströmungsmodell letztlich instationär zu betreiben. Die entsprechende Kalibrierung wurde auch begonnen. Im Laufe der Untersuchungen hatte sich aber gezeigt, dass die stationäre Nachbildung von mehrjährigen Zeitperioden, die jeweils zeitlich konstant - also stationär - betrachtet wurden, zielführend für die Untersuchungen mit dem Stofftransportmodell ist. Demzufolge wurde entschieden, die instationäre Kalibrierung einzustellen.

Grundwasserbilanz

Die stationäre Wasserbilanz für das kalibrierte Modell ist in Tabelle 34 dargestellt. Der Bilanzzeitraum entspricht dem Zeitraum für die Kalibrierung, d. h. der Periode von November 2001 bis Oktober 2018.

Tabelle 34: Wasserbilanz für das kalibrierte Grundwasserströmungsmodell

Bilanz-Term	Zustrom [Mio. m ³ /a]	Abstrom [Mio. m ³ /a]
Grundwasserneubildung	435	0
Drainage	0	- 369
Oberflächengewässer	24	- 116
Brunnen	0	- 40
Festpotentialrand	68	- 1
Summe	527	- 527

Der quantitativ bedeutendste Bilanz-Term ist der Grundwasserzustrom über die flächenhafte Grundwasserneubildung durch Versickerung von Niederschlagswasser. Er macht mehr als 80 % des gesamten Wasser-Umsatzes im Modellgebiet aus. Die Oberflächengewässer tragen über Versickerung mit 5 % dagegen nur zu einem kleineren Teil des Zustroms bei. Etwa 13 % des Zustroms im Modellgebiet stammt aus der Festpotentialgrenze, die am Übergang des Modellgebiets in die Nordsee festgesetzt wurde.

Der wesentliche Teil (70 %) des gesamten Zustroms in das Modellgebiet verlässt dieses wieder über die flächenhaften Drainagen in den Marsch-Regionen. Weitere 22 % des Wasserzustroms werden über die Oberflächengewässer abgeführt. Ein sehr geringer Betrag strömt über die Festpotentialgrenze aus dem Modellgebiet heraus. Die Entnahmebrunnen der Wasserwerke und der gewerblichen Nutzer fördern lediglich 8 % des Grundwasserzustroms oder 9 % der Grundwasserneubildung durch Niederschlag. Die Entnahme ist somit als nachhaltig zu bewerten, eine Übernutzung des Aquifers ist nicht zu befürchten.

Modellanwendungen

Berechnung des Prognose-Zustands

Auf Basis des kalibrierten Modells wurden im Anschluss Prognose-Berechnungen für das Wasserwerk Sandelermöns durchgeführt. Dabei galt es die förderbedingten Auswirkungen der Grundwasserentnahme auf den Wasserhaushalt zu prognostizieren. Mithilfe des Modells wurden Verteilungen der Standrohrspiegelhöhen, Grundwasserabsenkungen und Brunneneinzugsgebiete berechnet.

Als Vergleichsbasis für die berechneten Grundwasserstände und Bahnlinien dient zum einen eine Situation, in der das Wasserwerk mit einer Gesamtförderung von 8,05 Mio. m³/a, gleichmäßig verteilt auf 25 Brunnen, betrieben wird (Ist-Zustand). Dies entspricht einer Förderung von 10,2 l/s/Brunnen.

Außerdem wurde als weitere Vergleichsbasis ein theoretischer Null-Zustand berechnet. Dabei wird im Modell die Entnahme im WW Sandelermöns für sämtliche Brunnen auf Null gesetzt.

Im Prognose-Zustand wurde die Grundwasserentnahme im Wasserwerk Sandelermöns auf insgesamt 13 Mio. m³/a erhöht. Diese Förderrate entspricht der beantragten Maximalentnahme und wurde in der Modellrechnung wiederum gleichmäßig auf die 25 Förderbrunnen verteilt. Die Förderrate je Brunnen beträgt 16,5 l/s/Brunnen. In allen Varianten wurde für die übrigen Brunnen im Modellgebiet die Förderung wie im Kalibrierungs-Zustand angesetzt.

Grundwassereinzugsgebiet

Zur Bestimmung der Brunneneinzugsgebiete für den Prognose-Zustand wurden zusätzlich zu den Wasserständen auch die Bahnlinien berechnet.

Die Bahnlinien wurden erzeugt, indem in jeder der 25 Brunnenzellen des Wasserwerks Sandelermöns jeweils zehn virtuelle Partikel gestartet und deren Weg entgegen der Strömungsrichtung zurückverfolgt wurde (backward tracking).

Die Bahnlinien enden bei der Rückwärts-Verfolgung an der Grundwasseroberfläche. Da die Durchlässigkeit in der Modellschicht 2 mit 5 E-05 m/s kalibriert wurde und in der Modellschicht 1 Geringleiter dominieren, bewegen sich die Bahnlinien von der Oberkante der Modellschicht 3 ohne größere Horizontalbewegung durch die Schichten 2 und 1 rückwärts an die Grundwasseroberfläche.

Das anhand der berechneten Bahnlinien in Abbildung 129 dargestellte Einzugsgebiet für den Prognose-Zustand ist entsprechend der höheren Gesamtentnahme von 13,0 Mio. m³/a erwartungsgemäß größer als im Ist-Zustand mit einer Gesamtentnahme von 8,05 Mio. m³/a. Insgesamt reichen Bahnlinien über das aktuelle Wasserschutzgebiet hinaus, während im nicht dargestellten Ist-Zustand die Bahnlinien aus den Förderbrunnen nur im Süden etwas über das aktuelle Wasserschutzgebiet Sandelermöns hinausreichen. Andere bestehende Wasserschutzgebiete werden aber im Prognose-Fall von den Bahnlinien aus dem Wasserwerk Sandelermöns nicht erreicht.

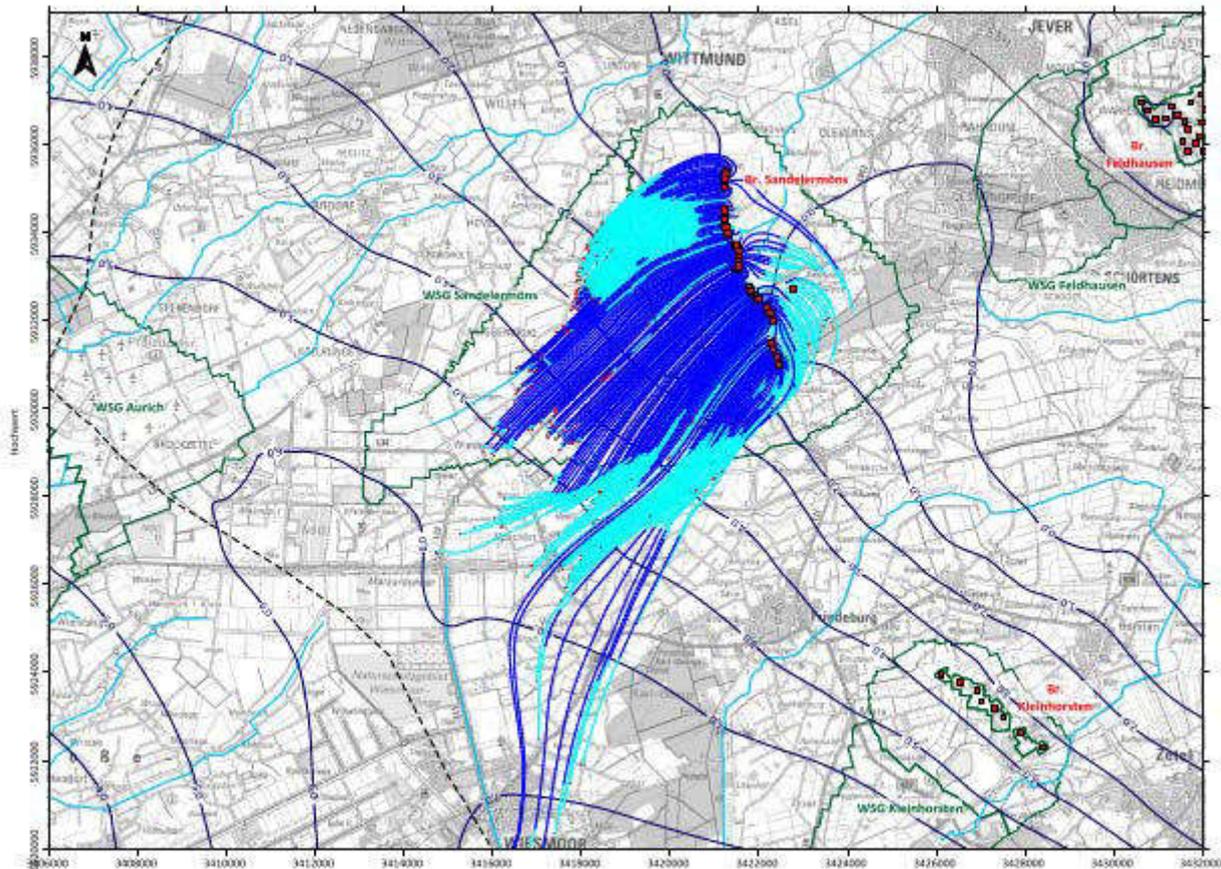


Abbildung 129: Berechnete Bahnlinien und Grundwassergleichenplan (Modellschicht 6) für den Prognose-Zustand im WW Sandelermöns

3.1.6 Dichteabhängige Grundwassermodellierung

Für die Wasserbedarfsszenarien bis zum Jahr 2100 wurden durch den OOWV Förderraten festgelegt, s. Tabelle 35. Die Fördermengen der übrigen Brunnen wurden im Modell in Höhe der vergebenen Wasserrechte angesetzt.

Tabelle 35: Wasserbedarfsszenarien für das Modell Sandelermöns

Jahr	Fördermenge [Mio. m ³ /a]					
	Kleinhorsten	Feldhausen	Förderszenario 1 (A1.4)		Förderszenario 2 (A1.5)	
			Sandelermöns	Summe	Sandelermöns	Summe
2010	6	9.85	6.42	22.27	6.42	22.27
2011	6	9.85	6.36	22.21	6.36	22.21
2012	6	9.85	6.61	22.46	6.61	22.46
2013	6	9.85	7.28	23.13	7.28	23.13
2014	6	9.85	8	23.85	8	23.85

2015	6	9.85	7.49	23.34	7.49	23.34
2016	6	9.85	7.73	23.58	7.73	23.58
2017	6	9.85	8.01	23.86	8.01	23.86
2018	6	9.85	8.09	23.94	8.09	23.94
2019	6	9.85	7.71	23.56	7.71	23.56
2020	6	9.85	15	30.85	15	30.85
2030	6	9.85	15	30.85	15	30.85
2040	6	9.85	15	30.85	15	30.85
2050-2100	6	9.85	20	35.85	15	30.85

Um die Ergebnisse abzusichern, wurde mit dem kalibrierten Modell zunächst der Zeitraum von 1970 bis 2016 simuliert. Im Anschluss wurden für alle 12 in Tabelle 36 dargestellten Szenarien Simulationsläufe von 2017 bis zum Jahr 2100 durchgeführt.

Tabelle 36: Rechenfälle aus den kombinierten Klima- und Wasserbedarfsszenarien

Nr.	Klimaszenario	Förderszenario	Meeresspiegel
A1.5, 1.45	RCP 4.5, GWN Variante 1	moderat	+ 0.5 m
A1.4, 1.45		+Erhöhung 2050	
A1.5, 1.85	RCP 8.5, GWN Variante 1	moderat	+ 1 m
A1.4, 1.85		+Erhöhung 2050	
A1.5, 3.45	RCP 4.5, GWN Variante 3	moderat	+ 0.5 m
A1.4, 3.45		+Erhöhung 2050	
A1.5, 3.85	RCP 8.5, GWN Variante 3	moderat	+ 1 m
A1.4, 3.85		+Erhöhung 2050	
A1.5, 5.45	RCP 4.5, GWN Variante 5	moderat	+ 0.5 m
A1.4, 5.45		+Erhöhung 2050	
A1.5, 5.85	RCP 8.5, GWN Variante 5	moderat	+ 1 m
A1.4, 5.85		+Erhöhung 2050	

Abbildung 130 zeigt beispielhaft für zwei ausgewählte Szenarien die für das Jahr 2100 berechnete Lage der Grundwasseroberfläche. Im Bereich links der Mitte ist deutlich der Absenktrichter der WGA Sandelermöns erkennbar. Für das Szenario mit der ab 2050 nochmals erhöhten Förderrate ist er deutlich stärker ausgeprägt, die Absenkung des Grundwasserspiegels bleibt allerdings auf einen kleinen Bereich des Modellgebietes begrenzt. Die Absenk-trichter der beiden anderen WGA sind weniger stark ausgeprägt. Für Szenario 1.85 (rechte Abbildung) zeigt sich die Auswirkung des stärkeren Anstiegs des Meeresspiegels in einem leichten Anstieg des Grundwasserspiegels entlang der Küstenlinie.

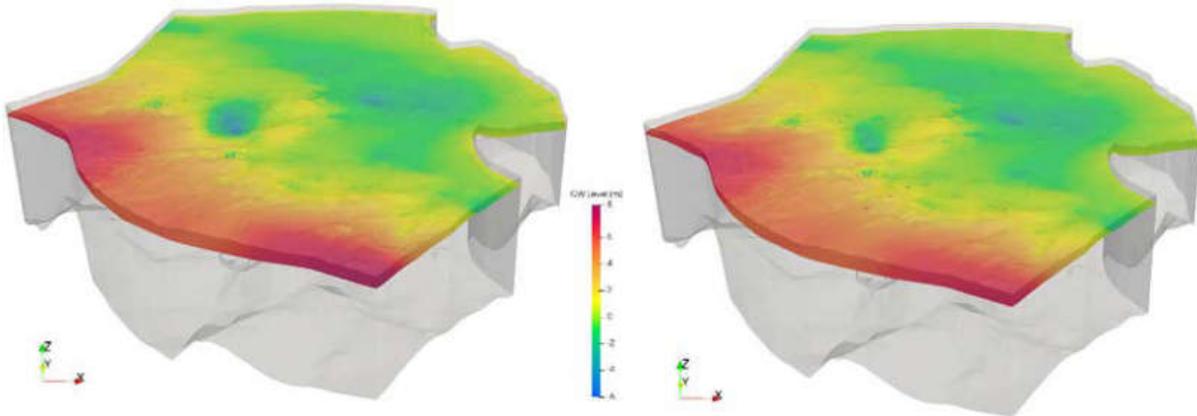


Abbildung 130: Simulierte Lage der freien Grundwasseroberfläche für Szenario 1.45 mit moderater Förderrate und für Szenario 1.85 mit stärkerer Förderrate im Jahr 2100 (Darstellung 50fach überhöht)

In Abbildung 131 ist die für das Jahr 2100 prognostizierte Verteilung der Salzkonzentration für das Szenario 1.45 in zwei verschiedenen Tiefen dargestellt – in -60 m NN, in der sich auch die Filterstrecken der meisten Förderbrunnen befinden, und in -100 m NN. Die Konturlinien verdeutlichen die über alle Szenarien hinweg beinahe identische, deutliche Bewegung der Trinkwassergrenze ins Landesinnere. Tabelle 37 verdeutlicht, dass sich die Trinkwassergrenze insbesondere in den Szenarien mit stärkerer Förderung zwar bis zu einem km weit bewegt, zu den Brunnen der WGA Sandelermöns jedoch noch immer einen sicheren Abstand aufweist.

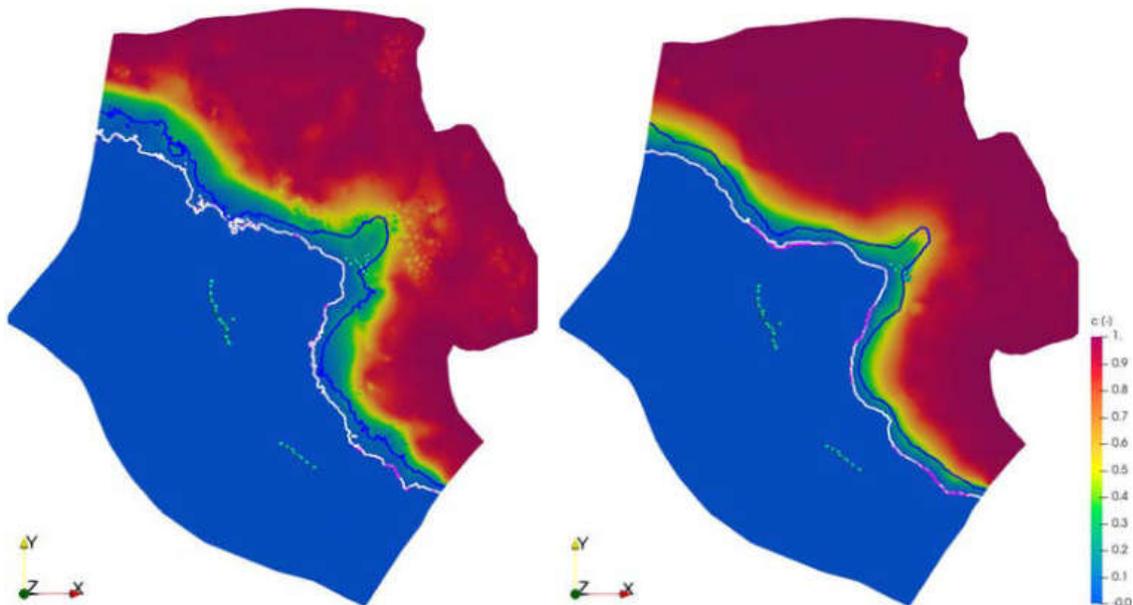


Abbildung 131: Salzverteilung im Jahr 2100 in -60 m (links) und -100 m (rechts) NN für das Szenario 1.45 mit moderater Förderrate. Konturlinien: Trinkwassergrenze (250 mg Cl-/l); blau: Anfangszustand, weiß: Szenario 1.45 mit moderater Förderung, pink: Szenario 1.85 mit erhöhter Förderung, Punkte: Förderbrunnen der 3 WGA

Tabelle 37: Abstand der Trinkwassergrenze zum nächstgelegenen Brunnen der WGA Sandelermöns

Kürzester Abstand der Trinkwassergrenze zur WGA Sandelermöns [m]						
Jahr	2017			2100		
Tiefe	10 m	60 m	100 m	10 m	60 m	100 m
A 1.5, 1.45	4999	4425	3842	3727	3664	3099
A 1.5, 3.45	4999	4425	3842	3736	3669	3096
A 1.5, 5.45	4999	4425	3842	3852	3717	3019
A 1.5, 1.85	4999	4425	3842	3708	3661	3109
A 1.5, 3.85	4999	4425	3842	3689	3650	3111
A 1.5, 5.85	4999	4425	3842	3709	3659	3096
A 1.4, 1.45	4999	4425	3842	5006	3722	2864
A 1.4, 3.45	4999	4425	3842	5006	3751	2846
A 1.4, 5.45	4999	4425	3842	5008	3533	2644
A 1.4, 1.85	4999	4425	3842	4420	3712	2944
A 1.4, 3.85	4999	4425	3842	3792	3664	2884
A 1.4, 5.85	4999	4425	3842	5005	3709	2861

In Abbildung 132 und Abbildung 133 sind die Wasserbilanzen für alle Szenarien zusammengestellt. Dabei beschreibt die schwarze Kurve die den sechs Klimaszenarien entsprechende, aus den Simulationen mit PANTA RHEI übernommene Grundwasserneubildung, die blaue Kurve die auf den beiden Wasserbedarfsszenarien basierende Wasserentnahme durch die Förderbrunnen, die grüne Kurve die von d^{3f++} berechnete Entwässerung durch die Vorfluter, die pinkfarbene Kurve die Summe von ein- und Ausstrom vom Meer und die rote Kurve die Änderung des gesamten Grundwasservolumens im Gebiet von 2017 bis 2100.

Die Grundwasserneubildung und die Entnahmeraten der Förderbrunnen folgen dem Trend des entsprechenden Szenarios. Die dargestellten Kurven für die In- bzw. Exfiltration über die Vorfluter und die Volumenänderung im Gebiet spiegeln deutlich die Szenarien und die jahreszeitbedingten Schwankungen der Grundwasserneubildung wider. In der Entwässerung durch die Vorfluter lässt sich auch ein Trend erkennen, der dem jeweiligen Entnahmeszenario entspricht. Die Szenarien 1.85, 3.85 und 5.85 gehen von einem Anstieg des Meeresspiegels von 1 m bis zum Jahr 2100 aus, bei 1.45, 3.45 und 5.45 sind es nur 0.5 m. Es ist deutlich erkennbar, dass ein stärkerer Anstieg des Meeresspiegels eine Zunahme des unterirdischen Zustroms von Meerwasser und einen weiteren Anstieg der Entwässerung durch die Vorfluter verursacht.

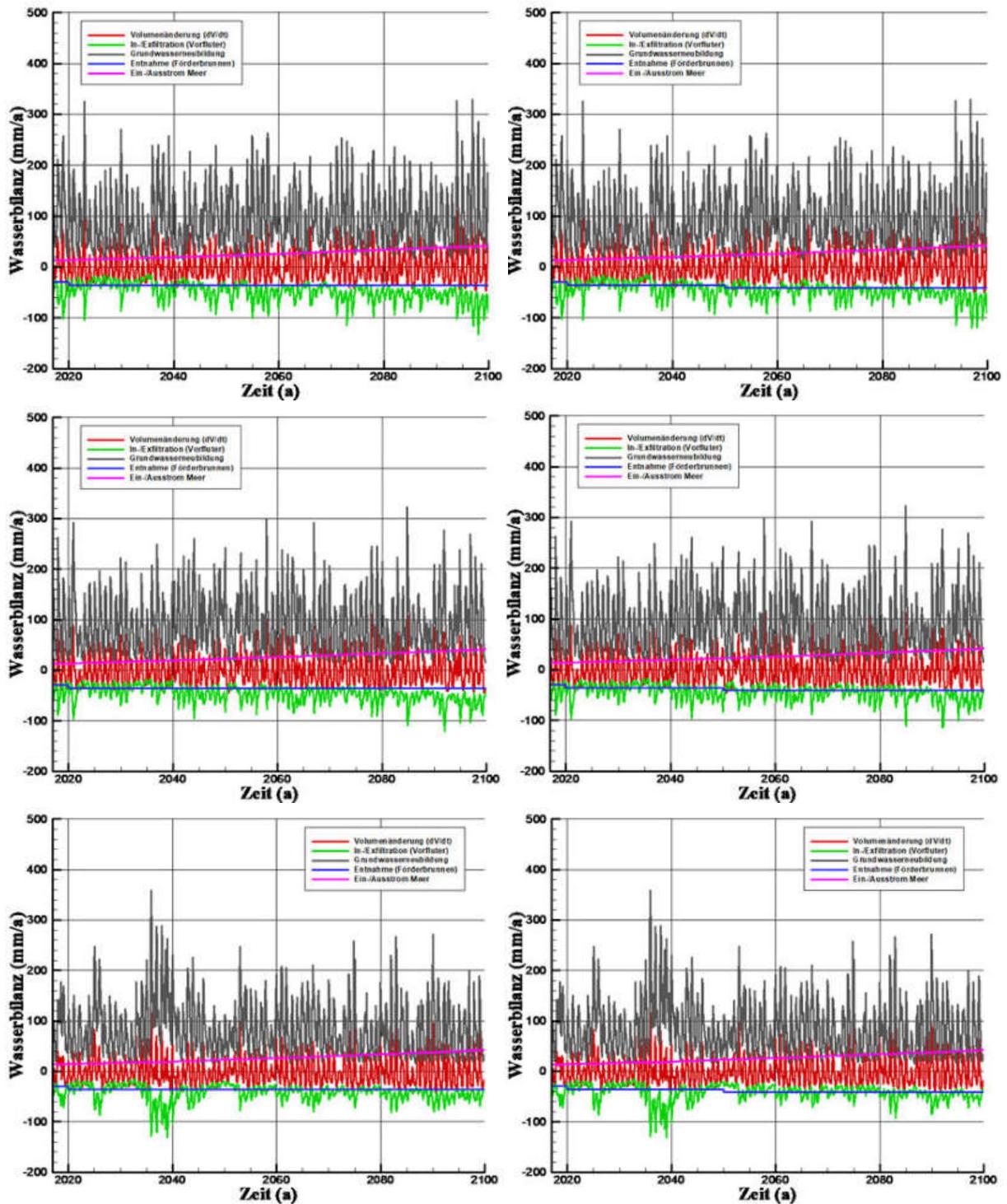


Abbildung 132: Wasserbilanzen für das RCP-Szenario 4.5, Varianten 1, 3 und 5 mit der moderat erhöhten Trinkwasserförderung (links) und der höheren Trinkwasserförderung (rechts): Grundwasserneubildung, Wasserentnahme durch die Förderbrunnen, In- bzw. Exfiltration durch die Vorfluter und Änderung des Gesamtvolumens

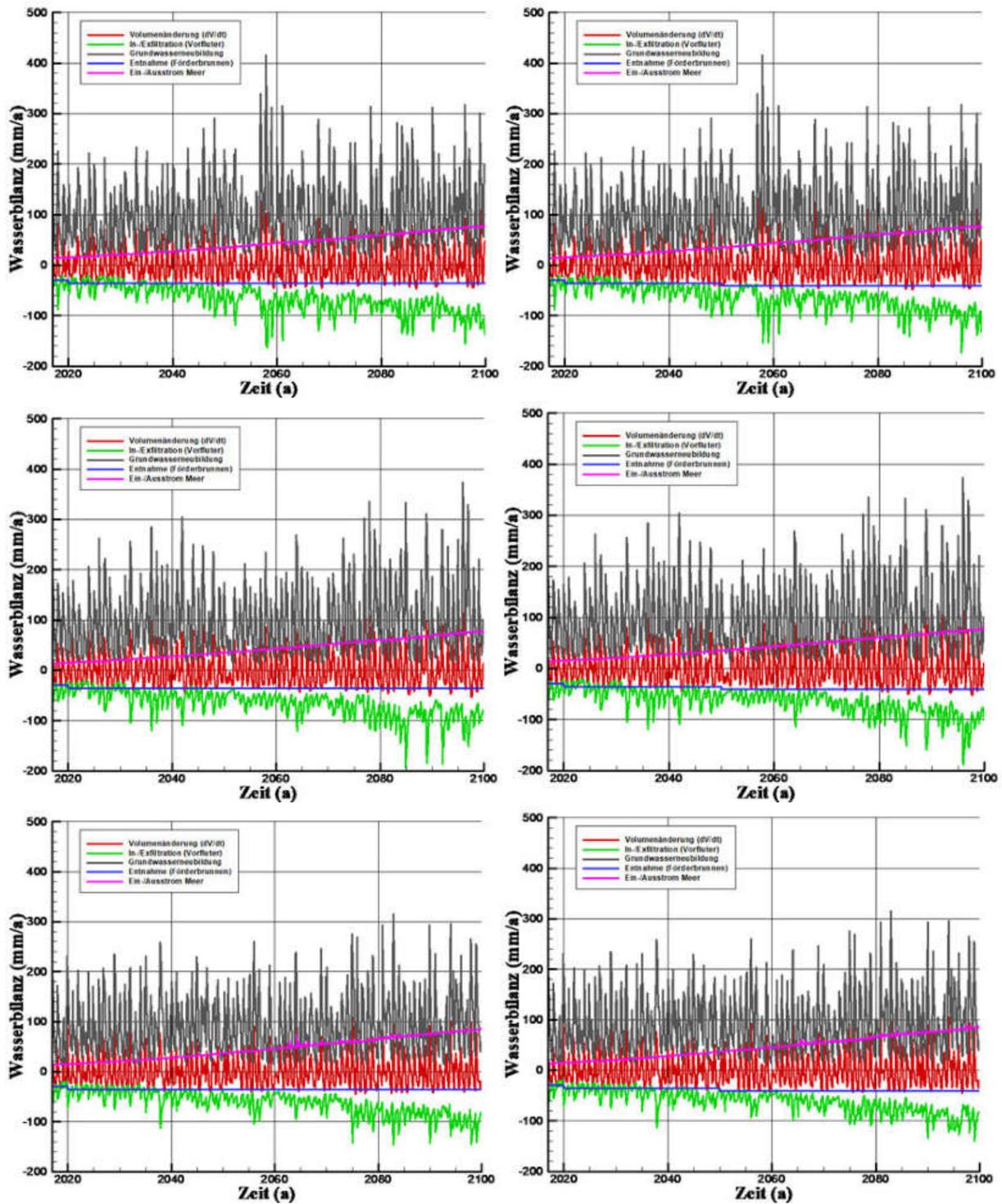


Abbildung 133: Wasserbilanzen für das RCP-Szenario 8.5, Varianten 1, 3 und 5 mit der moderat erhöhten Trinkwasserförderung (links) und der höheren Trinkwasserförderung (rechts): Grundwasserneubildung, Wasserentnahme durch die Förderbrunnen, In- bzw. Exfiltration durch die Vorfluter und Änderung des Gesamtvolumens

Aus den zeitabhängigen Resultaten für die Grundwasserstände und die Chloridkonzentrationen werden mit Hilfe des Tools CAMup definierte Indikatoren (s. Tabelle 38) für jeweils zwei Zeiträume berechnet und zur Auswertung in das CAM-Tool (s. Abschnitt 2.4.5) eingespeist. Es waren 240 Indikatorraster zu berechnen. Einige dieser Indikatoren sind in Abbildung 135 bis Abbildung 137 beispielhaft für zwei Szenarien dargestellt.

Tabelle 38: Durch das Grundwassermodell bereitgestellte Indikatoren

CAM-Indikatoren Grundwassermodell	für Zeiträume
Grundwasserstand [m]	Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100
Grundwasserstände, Trend [m]	Trends 2021-2050, 2071-2100
Grundwasserflurabstand [m]	Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100
Grundwasserflurabstand, Trend [m]	Trends 2021-2050, 2071-2100
Chloridkonzentration in -10 m NN [mg/l]	Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100
Chloridkonzentration in -60 m NN [mg/l]	Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100
Chloridkonzentration in -100 m NN [mg/l]	Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100
Chloridkonzentration in -10 m NN, Trend [mg/l]	Trends 2021-2050, 2071-2100
Chloridkonzentration in -60 m NN, Trend [mg/l]	Trends 2021-2050, 2071-2100
Chloridkonzentration in -100 m NN, Trend [mg/l]	Trends 2021-2050, 2071-2100
verfügbares Trinkwasservolumen [Mio. m ³]	Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100

Szenario 1.45, geringere Förderraten

2021-2050

2071-2100

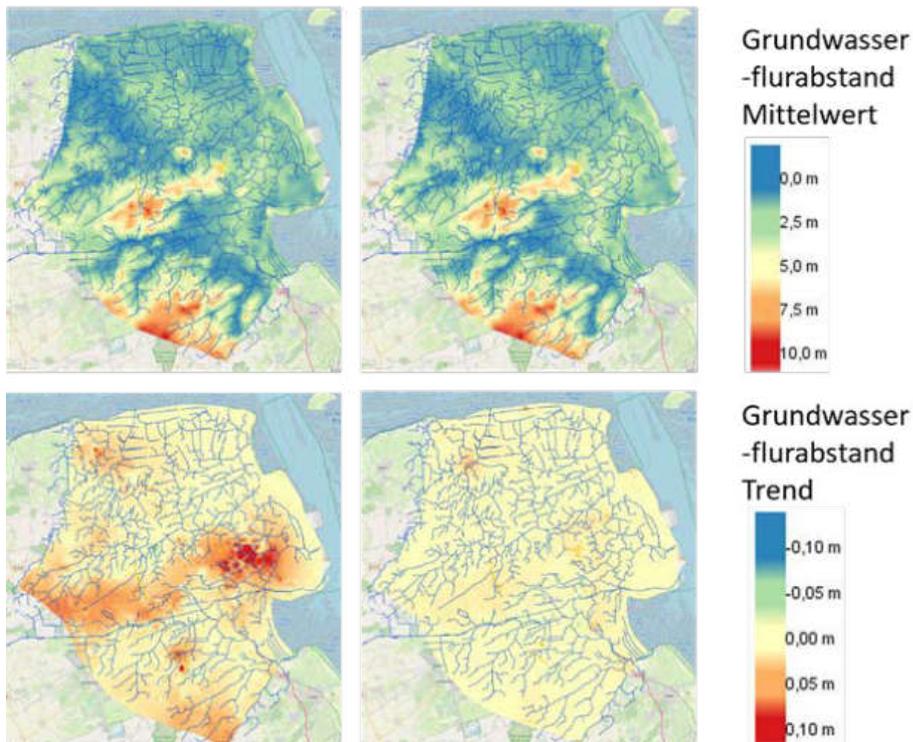


Abbildung 134: Indikatoren für den Grundwasserflurabstand im CAM für ein gemäßigtes Szenario

Szenario 1.85, höhere Förderraten

2021-2050

2071-2100

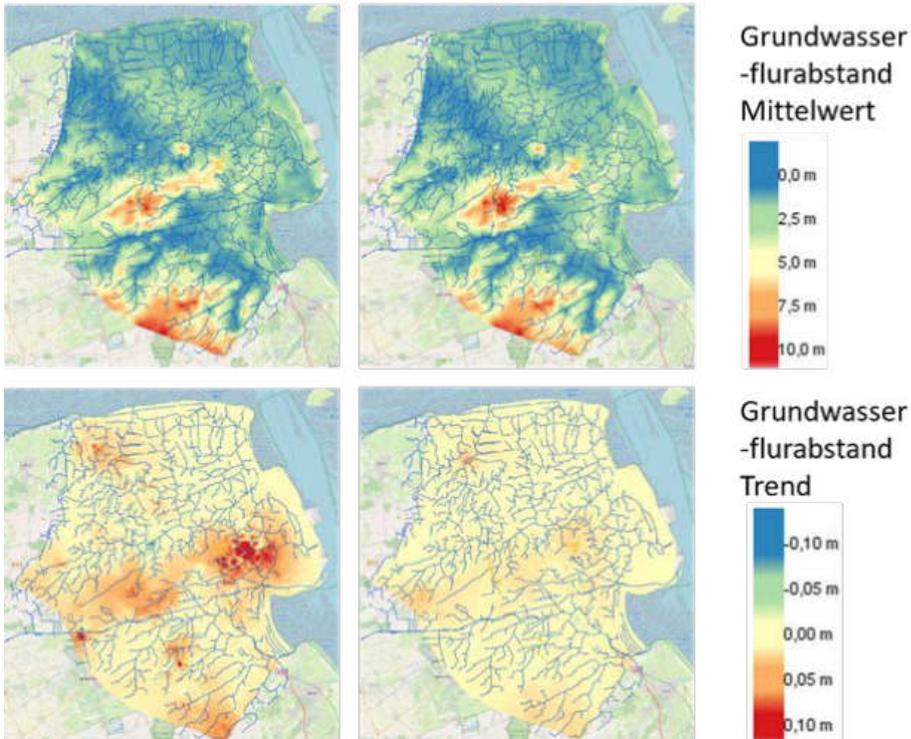


Abbildung 135: Indikatoren für den Grundwasserflurabstand im CAM für ein trockenes Szenario mit höherer Wasserförderung

Szenario 1.45, geringere Förderraten

-10 m NN

-60 m NN

-100 m NN

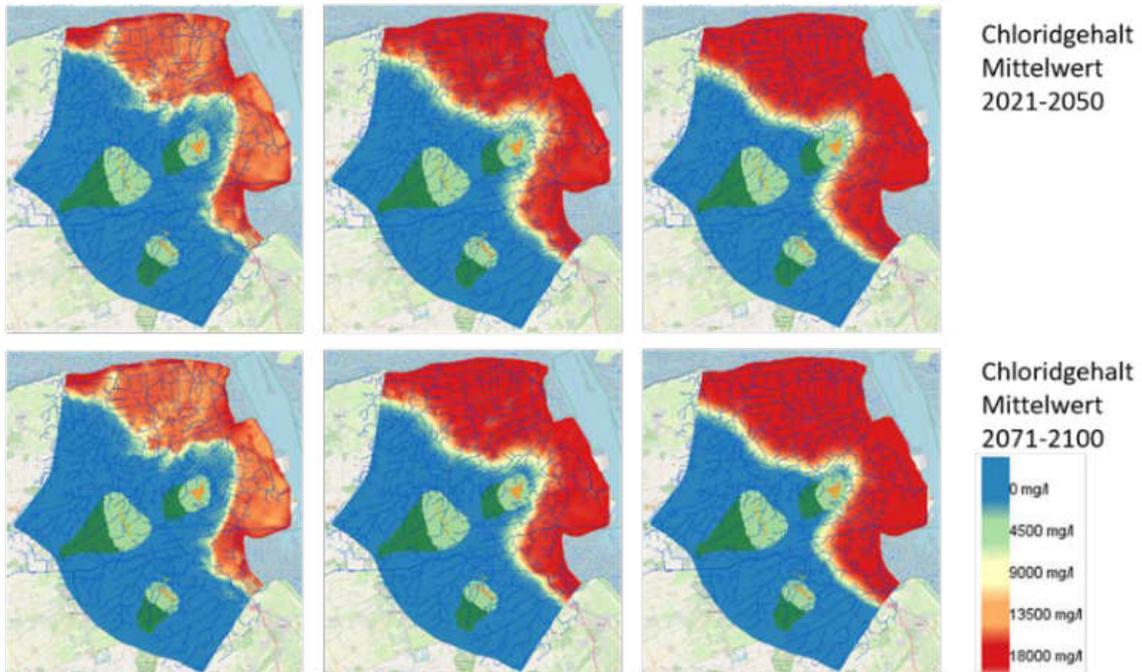


Abbildung 136: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Mittelwerte), RCP-Szenario 4.5, Variante 1, Förder-raten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 15 Mio. m³/a

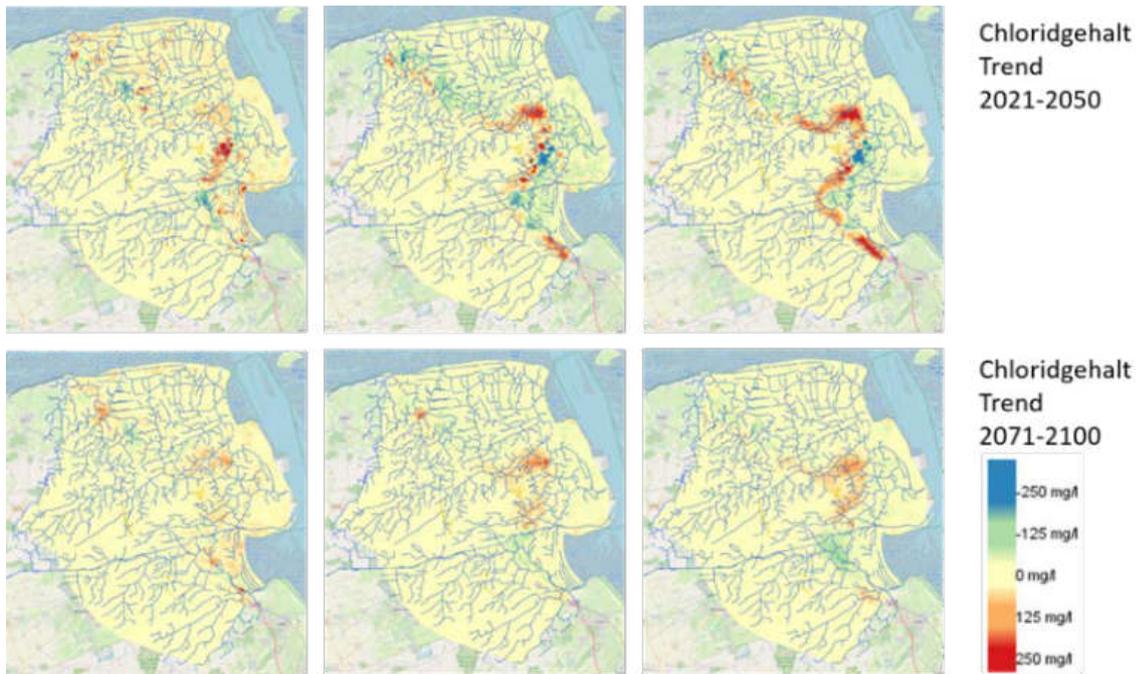


Abbildung 137: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Trends), RCP-Szenario 4.5, Variante 1, Förder-
raten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 15 Mio. m³/a

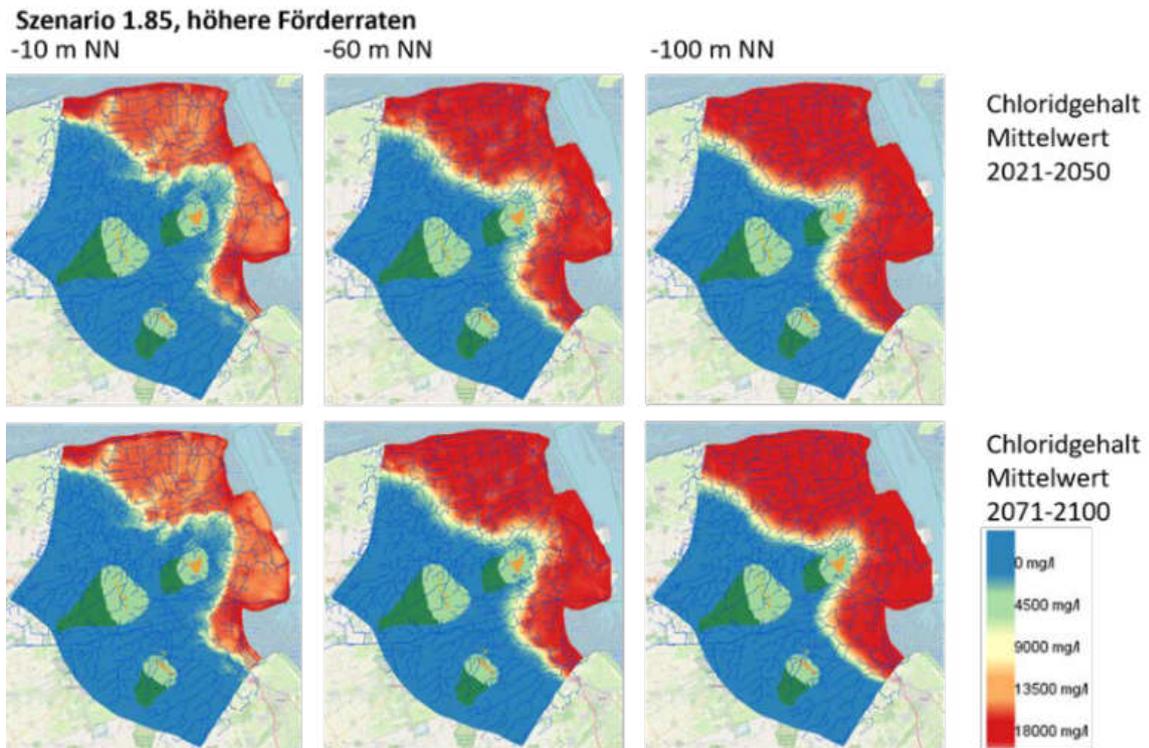


Abbildung 138: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Mittelwerte), RCP-Szenario 8.5, Variante 1, Förder-
raten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 20 Mio. m³/a

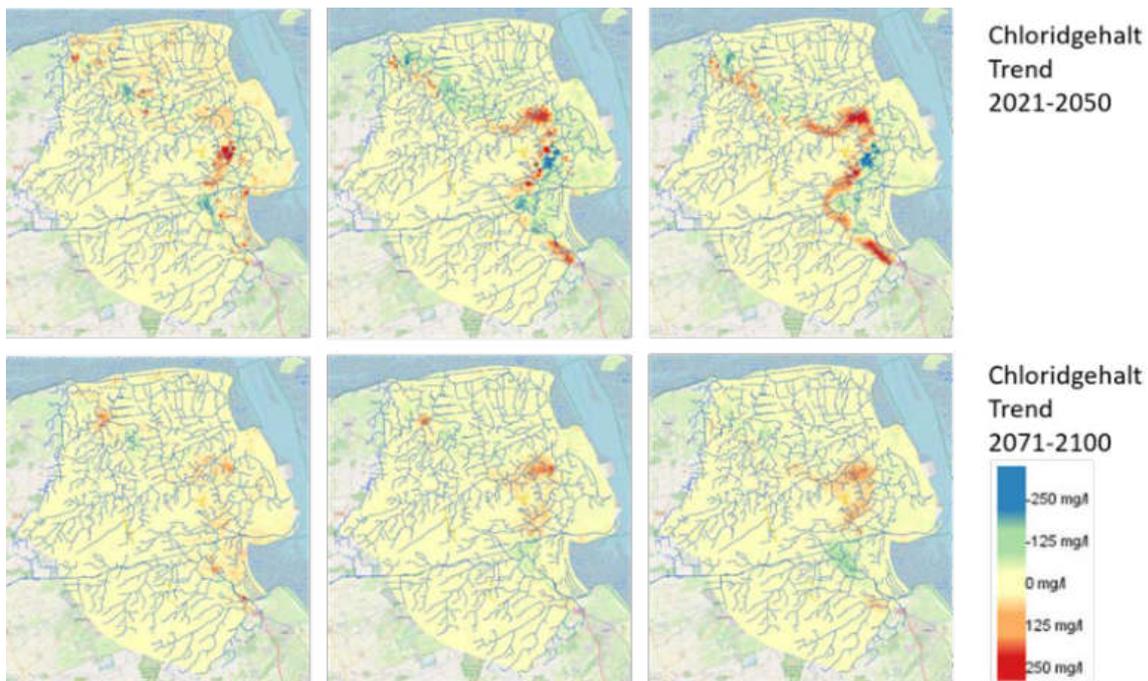


Abbildung 139: Indikatoren für den Chloridgehalt im CAM (Trends), RCP-Szenario 8.5, Variante 1, Förderraten des Wasserwerkes Sandelermöns bis zu 20 Mio. m³/a

In den Resultaten für die Grundwasserflurabstände zeigen sich für alle Szenarien nur Änderungen im Zentimeter-Bereich. Auffällig ist, dass sich die Änderungen, insbesondere signifikante Trends, vor allem im ersten Untersuchungszeitraum, 2021-2050, ergeben. In diesem Zeitraum steigt die Wasserförderung des Wasserwerkes Sandelermöns von rund 8 Mio. m³/a auf 15 Mio. m³/a an. Für den zweiten Untersuchungszeitraum, 2071-2100, werden auch bei einer erneuten Erhöhung der Wasserförderung auf 20 Mio. m³/a nur noch geringe Änderungen prognostiziert.

Die Verteilung der Chloridkonzentration bzw. der Trend der Konzentration werden in 3 verschiedenen Tiefen zu NN ausgewertet. Sowohl für 10 m, 60 m als auch 100 m NN werden Veränderungen über den gesamten Modellierungszeitraum hinweg prognostiziert, aber auch hier sind die Änderungen im Zeitraum 2021-2050 stärker als für 2071 bis 2100. Insbesondere für größere Tiefen weist das RCP-Szenario 8.5 deutlich stärkere Veränderungen auf als Szenario 4.5. Dies ist bereits für den Zeitraum 2021-2050 deutlich sichtbar, obwohl sich die Grundwasserförderung in den beiden hier dargestellten Szenarien erst ab 2050 unterscheidet. Das für die verschiedenen Szenarien für die beiden Prognosezeiträume berechnete Trinkwasserdargebot ist in Tabelle 38 dargestellt.

Tabelle 39: Verfügbares Trinkwasserdargebot für die einzelnen Szenarien

Nr.	Klima-szenario	Förder-szenario	Trinkwasserdargebot [Mio. m ³]		
			2017	2050	2100
A1.5, 1.45	RCP 4.5, GWN 1	moderat	13 687	13 011	12 436
A1.4, 1.45		+Erh. 2050	13 687	13 011	12 419
A1.5, 1.85	RCP 8.5, GWN 1	moderat	13 687	13 027	12 412
A1.4, 1.85		+Erh. 2050	13 687	13 027	12 411
A1.5, 3.45	RCP 4.5, GWN 3	moderat	13 687	13 687	12 402
A1.4, 3.45		+Erh. 2050	13 687	13 687	12 380
A1.5, 3.85	RCP 8.5, GWN 3	moderat	13 687	13 026	12 403
A1.4, 3.85		+Erh. 2050	13 687	13 026	12 384

A1.5, 5.45	RCP 4.5,	Moderat	13 687	12 981	12 396
A1.4, 5.45	GWN 5	+Erh. 2050	13 687	12 981	12 360
A1.5, 5.85	RCP 8.5,	Moderat	13 687	13 003	12 412
A1.4, 5.85	GWN 5	+Erh. 2050	13 687	13 003	12 392

Über alle Szenarien und Varianten für die Grundwasserneubildung hinweg wird deutlich sichtbar, dass Schwankungen in der Grundwasserneubildung sowie Änderungen der Wasserförderung jeweils weitgehend durch eine veränderte Exfiltration durch die Vorfluter kompensiert werden und nicht zu wesentlichen Veränderungen des Gesamt-Wasservolumens im Gebiet führen. Besonders deutlich wird das für die Szenarien mit einer ab 2050 nochmals signifikant erhöhten Wasserförderung bei relativ niedriger Grundwasserneubildung. Um die Belastbarkeit der Aussagen zu erhöhen, ist eine Verbesserung der Datenlage bzgl. der Vorfluter, insbesondere ein vollständiges Monitoring der aktiven Entwässerung durch die Siel- und Schöpfwerkstätigkeiten notwendig.

Eine Zunahme des Einstroms vom Meer wird hauptsächlich durch den Meeresspiegelanstieg verursacht. Ein Einfluss dieses Einstroms auf die Lage der Süß-/Salzwassergrenze lässt sich im Prognosezeitraum jedoch nicht feststellen. Die Auswirkungen auf die Salzkonzentration bleiben auf den Bereich in unmittelbarer Nähe der Küstenlinie beschränkt.

Die simulierten Salzverteilungen in der Modellregion Sandelermöns sind nachvollziehbar und stabil. Es kann festgehalten werden, dass die WGA Sandelermöns deutlich außerhalb der möglichen Verschiebungen der Süß-/Salzwasser-Grenze bis zum Jahr 2100 liegt. Das gilt selbst bei einer angenommenen Erhöhung der Entnahmemenge auf 20 Mio. m³/Jahr. Eine starke Beeinflussung der Lage der Süß-/Salzwassergrenze durch die Wassergewinnung in Sandelermöns liegt im Prognosezeitraum nicht vor. Der Grund hierfür ist einerseits die Lage des Gewinnungsgebietes auf der etwas höher gelegenen Geest mit einem ausreichend hohen Zustrom aus dem Geestgebiet, bis zu der die Süß-/Salzwasser-Grenze in den betrachteten Szenarien nicht vordringen kann, und andererseits der sehr viel größere Einfluss der Grundwasserneubildung und der Siel- und Schöpfertätigkeiten im gesamten Marschgebiet auf den Gesamtwasserhaushalt. Für den Bereich der bereits heute sehr nahe an der Trinkwassergrenze liegenden WGA Feldhausen legen die Simulationsergebnisse ein engmaschiges Monitoring der Chlorid-Werte nahe.

3.2. Fallstudienregion Großenkneten

3.2.1 Governanceanalyse

Siehe Text unter Kapitel [3.1.1.1](#)

3.2.2 Geochemische Modellierung

Die erarbeitete hydrogeochemische Modellierung für das Wassergewinnungsgebiet Großenkneten integriert den aktuellen Daten- und Informationsstand. Insbesondere hinsichtlich der Verteilung des Denitrifikationspotentials sowie der Reaktivität des organischen Kohlenstoffs wurden Wissenslücken identifiziert, welche im Rahmen der derzeit noch laufenden Forschungsbohrungen geschlossen werden sollen. Ein entsprechendes Untersuchungskonzept (Feststoffanalytik und Batchexperimente) wurde erstellt. Durch die Integration dieser Informationen in das Modell wird eine wesentliche Verbesserung der Modellgüte insbesondere für die Wassergewinnung Hagel und Sage gesehen.

Das Modell stellt damit ein Hilfsmittel zur Untersuchung von Fragestellungen zum Wasserdargebot und der Wasserchemie dar. Mit dem Modell können Umwelteinflüsse wie der Stoffeintrag aber auch

der Klimawandel untersucht und deren Auswirkungen auf das Grundwassersystem quantifiziert werden. Vor diesem Hintergrund wurde der Modellaufbau so flexibel gestaltet, dass weitere im Rahmen der Projektarbeit bisher nicht untersuchte Eingangsgrößen analysiert werden können. So ist die hydrogeochemische Modellierung beispielsweise zur Untersuchung folgender Einflussgrößen nutzbar:

- Einfluss der Förderrate in den Einzelbrunnen auf das Strömungsfeld und die geförderte Rohwasserbeschaffenheit im Rahmen der Entwicklung von Brunnenmanagementstrategien,
- Einfluss einer klimatisch bedingten Veränderung der Grundwasserneubildung auf die Wassermenge und Wasserqualität,
- Regionale oder lokale Umsetzung landwirtschaftlicher Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die in den Brunnen geförderte Rohwasserbeschaffenheit.

3.2.3 Hydrologische Modellierung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung für die Fallstudienregion Großenkneten zusammengefasst und diskutiert.

Im Zuge der Kalibrierung des PANTA RHEI-Modells der Fallstudienregion Großenkneten konnten für die beiden Pegel Stedingsmühlen und Oberlethe eine sehr hohe Modellgüte erreicht werden (Tabelle 40). Etwas darunter bleibt die Modellgüte für die Pegel Wiekau (Visbeker Aue) und Gut Lethe (Lethe), an denen insbesondere die Abflussdynamik schwerer zu erfassen ist, da das Abflussverhalten beider Gewässer stark durch kleinere Stauhaltungen (Fischteiche, Mühlenteiche) überprägt ist. Auch die Abflussvolumina (Gütemaß PBIAS) werden nach Kalibrierung und Validierung des Modells mit großer Übereinstimmung getroffen. Lediglich für die beiden Pegel Wiekau und Gut Lethe bestehen etwas größere Volumenunterschiede zwischen Messung und Simulation bis zu 6 %, die nach Moriasi (2007) dennoch als gute Modellperformance zu beurteilen sind.

Tabelle 40: Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodells Großenkneten an den Referenzabflussdaten anhand der Korrelationskoeffizient R^2 , Modelleffizienz-Koeffizient nach Nash-Sutcliffe E und der prozentualen Abweichung des Abflussvolumens PBIAS

Pegelname	Kalibrierungsperiode				Validierungsperiode			
	Zeitraum	E	R^2	PBIAS (%)	Zeitraum	E	R^2	PBIAS (%)
Stedingsmühlen	01.11.1990 - 31.10.2000	0.78	0.81	0.11	01.11.2000- 31.10.2010	0.77	0.80	2.09
Oberlethe	01.11.1990 - 31.10.2000	0.76	0.78	-0.04	01.11.2000- 31.10.2010	0.74	0.77	0.76
Wiekau	01.11.1990 - 31.10.2000	0.73	0.76	4.21	01.11.2000- 31.10.2010	0.68	0.74	-3.24
Gut Lethe	01.11.1980 - 31.10.1990	0.52	0.56	4.84	01.11.1990 - 31.10.2000	0.66	0.69	-6.17

Die Simulation des Wasserhaushaltes in der Fallstudienregion wurde mit dem erfolgreich kalibrierten und validierten Modell für den Zeitraum 01.01.1951-31.12.2015 durchgeführt, jedoch die Periode 1961-2010 für die Auswertung der Wasserhaushaltskenngrößen herangezogen.

Die Grundwasserneubildung als wesentliche Wasserhaushaltsgröße und Bindeglied zum dichtegetriebenen d^{3f++}-Grundwassermodell wurde teilflächendifferenziert ausgewertet und als langjährige Mittelwerte für die drei Perioden 1961-1990, 1971-2000 und 1981-2010 berechnet. Die Neubildungshöhen sind differenziert nach Quartalen in Tabelle 41 und sowie den Abbildungen in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 41: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung auf den Geest-Teilflächen der Fallstudienregion Großenkneten ($n = 81$, $A = 1393,1 \text{ km}^2$)

	Periode	Frühjahr (MAM)	Sommer (JJA)	Herbst (SON)	Winter (DJF)	Jahr
Minimum (mm/a)	1961-1990	0.7	0.6	0.5	0.6	2.4
	1971-2000	0.7	0.6	0.5	0.6	2.5
	1981-2010	0.7	0.6	0.6	0.7	2.6
Maximum (mm/a)	1961-1990	71.8	43.8	59.2	131.5	294.5
	1971-2000	68.2	38.6	71.0	132.3	301.0
	1981-2010	72.6	39.6	83.3	141.5	326.0
Standardabweichung σ (mm/a)	1961-1990	16.4	8.4	14.0	33.4	66.5
	1971-2000	15.8	7.3	16.8	34.1	69.0
	1981-2010	17.4	7.4	20.7	36.7	76.8
Flächengewichtetes Mittel (mm/a)	1961-1990	39.3	16.9	28.7	72.9	157.8
	1971-2000	38.5	15.4	34.5	73.0	161.4
	1981-2010	42.3	15.9	41.4	78.6	178.2

Die Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Großenkneten variiert je nach Standort (Teilfläche) zwischen 2,4 und 326 mm/a. Im Winterquartal, gefolgt vom Winter- und Frühlingsquartal, findet der überwiegende Teil der Grundwasserneubildung im Jahr statt. Im flächengewichteten Mittel ergibt sich für das Modellgebiet eine jährliche Neubildungshöhe von 160-180 mm/a mit einer Standardabweichung in Bezug auf die 82 Teilflächen von rund 70 mm/a. Von den drei je 30-jährigen Perioden des Betrachtungszeitraumes war die Periode 1981-2010 die Periode mit der im Mittel höchsten Grundwasserneubildung von 178 mm pro Jahr im flächengewichteten Mittel. Bezogen auf die Gesamtfläche des Modellgebiets von 1393,1 km² ergibt sich ein mittleres jährliches Grundwasserneubildungsvolumen von 248 Mio. m³. Dieses Volumen verdeutlicht den basisabflussbetonten Charakter der sandigen und dünnbesiedelten Geestgebiete.

Die Grundwasserneubildung wurde teilflächenweise aggregiert auf Monatssummen an das d^{3f++}-Grundwassermodell der GRS übergeben.

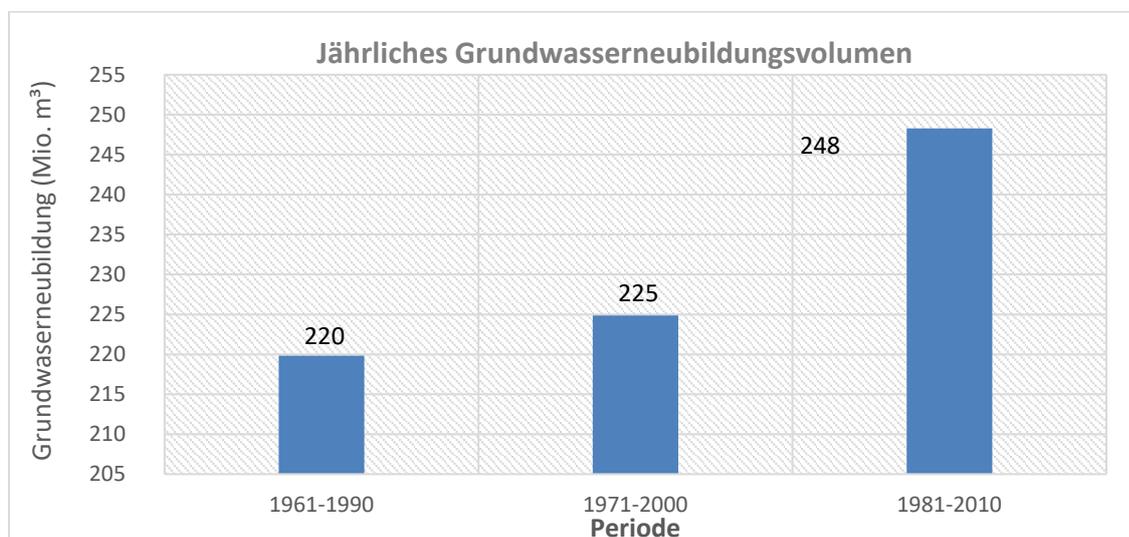
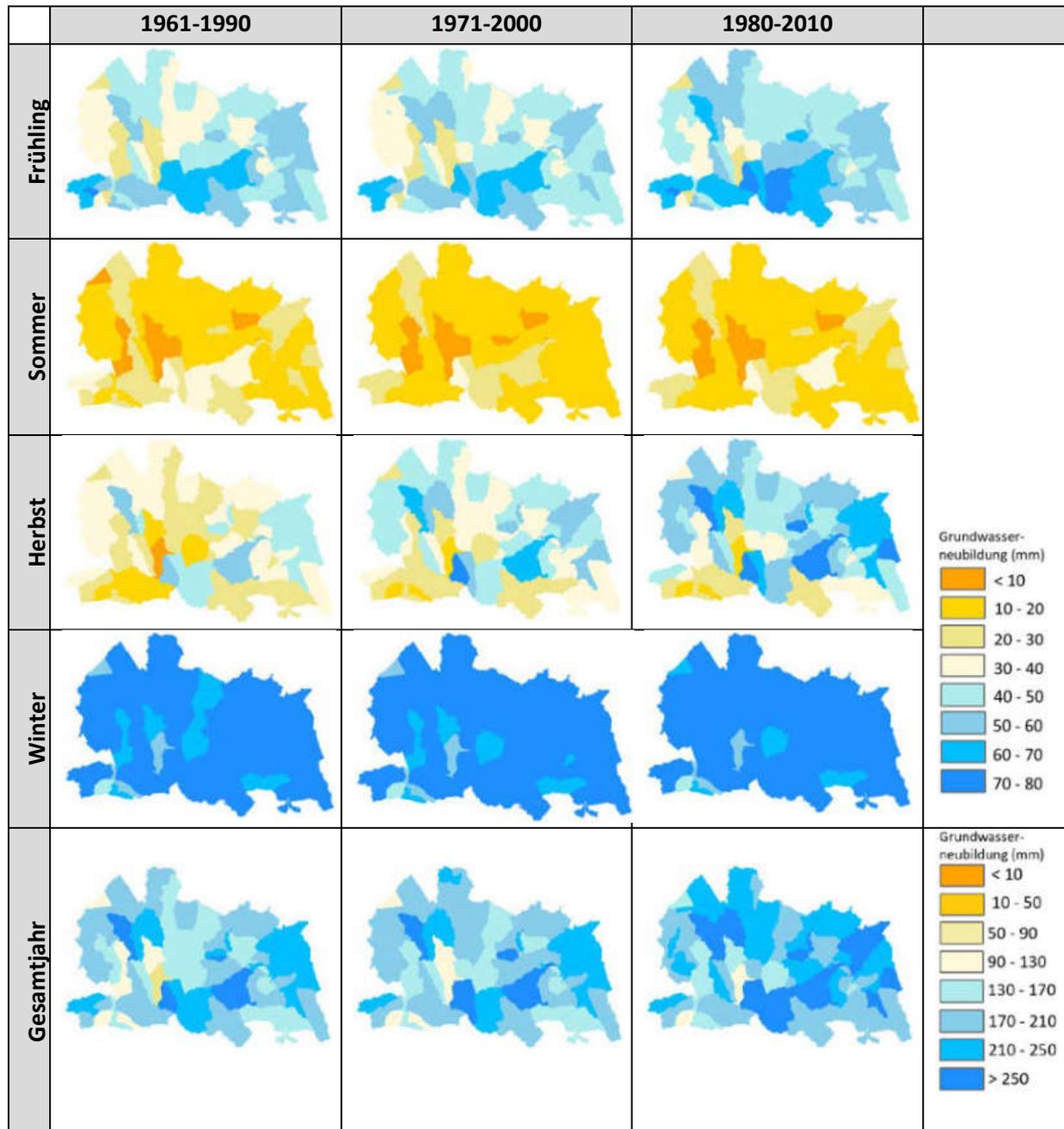
Abbildung 140: Langjährige mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe in der Fallstudienregion Großenkneten ($A=1.393,1 \text{ km}^2$)

Tabelle 42: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Großenkneten in den Vergangenheitsperioden 1961-1990, 1971-2000 und 1981-2010



Klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung

Im Folgenden sind die Modellergebnisse der klimaszenarienbasierten Wasserhaushaltsmodellierung für die Fallstudienregion Großenkneten zusammengefasst. Diese umfassen neben der Auswertung der Wasserhaushaltsgrößen Evapotranspiration, Abfluss und Grundwasserneubildung auch eine Analyse der künftigen klimatischen Verhältnisse in der Fallstudienregion. Die folgenden Auswertungen richten sich harmonisiert mit den Ausführungen zur Fallstudienregion Sandelermöns nach der in Kapitel 2.3.1.5 beschriebenen Methodik.

Klimatische Verhältnisse

Die künftigen klimatischen Verhältnisse sind durch eine Zunahme der Tagesmitteltemperaturen (T_{av}) gekennzeichnet. Diese unterscheiden sich je nach Teilfläche, betrachteter Zukunftsperiode und RCP-

Szenario. Aufgrund eines Fehlers in der Modellberechnungen erfolgte keine Ausgabe der Gebietstemperatur für die Systemelemente Pegel und Teilfläche, sodass keine detaillierte Analyse der Temperaturentwicklung erfolgen kann. Einige arbiträre Untersuchungen der Temperaturzeitreihen einzelner Modellketten sowie die Untersuchungen aus NLWKN (2019) zeigen, dass die künftige Temperaturänderung vergleichbar ist mit der in der Fallstudienregion Sandelermöns.

Die Änderung der Gebietsniederschlagshöhen (*Psum*) ist in *Tabelle 77* für die einzelnen Teilflächen der Fallstudienregion Großenkneten dargestellt. Ausgehend von Gebietsniederschlagshöhen von <700 bis 795 mm/a bei einer deutlichen Abnahme von West nach Ost (s. *Tabelle 76*) wird mit Ausnahme des Sommerquartals eine Zunahme von *Psum* berechnet. Für das RCP 4.5-Ensemble sind die Änderungssignale nur für etwa die Hälfte der Modellgebietsfläche für die ferne Zukunft und das Gesamtjahr signifikant. Alle übrigen Änderungssignale (Ensemble-Mittelwerte) für die Quartale sind in beiden Zukunftsperioden bei niedrigen einstelligen Zuwächsen von *Psum* nicht signifikant.

Die Simulationen auf Basis des RCP 8.5-Ensembles ergeben im Ensemblemittel für alle Quartale und das Gesamtjahr geringfügige Zunahmen (+3 bis 7 % im Herbst und Winter, +1 bis 3 % im Sommer und +7 bis 11 % im Frühjahr) von *Psum* in der nahen Zukunft, die nicht signifikant sind. Für die ferne Zukunft wird eine Zunahme der Gebietsniederschlagshöhe um 9 bis 13 % bezogen auf das Gesamtjahr, wobei das Änderungssignal robust ist. Die größten und robusten Zunahmen werden für das Frühjahr mit 16 % bis 18 % und im Winter (+19 bis 20 %) prognostiziert. Für den Sommer wird nur eine geringfügige und nur teilweise signifikante Zunahme von *Psum* in Z3 berechnet. Die projizierten künftigen Niederschlagshöhen (Absolutwerte) können *Tabelle 75* und *Tabelle 76* entnommen werden.

Die Kenngröße *P90Q*, als Maß für die Änderung von Tagesniederschlägen, dient stellvertretend als Index für stärkere Niederschlagsereignisse. In der Fallstudienregion Großenkneten beläuft sich *P90Q* je nach Jahreszeit und Lage im Ensemble-Median des Kontrolllaufs (Referenzperiode) auf ca. 10 bis 13 mm/d mit Maximum im Sommerquartal. In der nahen Zukunft werden für das RCP 4.5-Ensemble mit Ausnahme des Sommerquartals für einige Teilflächen signifikante Zunahmen von *P90Q* zwischen 2 und 8 % projiziert. In der fernen Zukunft sind die Zunahmen größer und variieren mit Maximum im Herbst (+ 9,5% bis >11 %) und variieren zwischen 3 % und 11 %. Mit Ausnahme einiger Teilflächen im Herbst und Sommer sind die Änderungssignale signifikant und in wenigen Fällen auch robust. Die im RCP 8.5-Ensemble projizierten Änderungen sind für die nahe Zukunft etwas geringer als beim RCP 4.5-Ensemble. Eine deutliche Zunahme von *P90Q* wird jedoch für die ferne Zukunft berechnet mit Zuwächsen in allen Jahreszeiten von über 11 % im Vergleich zur Referenzperiode (Gesamtjahr ca. +13 %, Maximum im Herbst +16% bis 19 %). Daraus ist zu folgern, dass vor allem in der fernen Zukunft Niederschlagsereignisse mit höherer Intensität auftreten können.

Für die Wasserbilanzgröße Evapotranspiration (*ETakt*) werden mit Ausnahme des Winters für beide Zukunftsperioden mit dem RCP 4.5-Ensemble niedrig einstellige Zunahmen berechnet (*Tabelle 74*). Diese Änderungssignale sind nur für einzelne Teilflächen signifikant. Für diese werden mit dem RCP 8.5-Ensemble deutliche Zunahmen von *ETakt* simuliert. Diese Änderungssignale sind in den einzelnen Quartalen für einzelne Teilflächen signifikant, im Gesamtjahr für den weit überwiegenden Teil des Modellgebietes signifikant und teils auch robust (+1,5 % bis > 9 %). Zusammenfassend betrachtet sind die künftigen hydrologischen Verhältnisse insbesondere der fernen Zukunft durch höhere Evapotranspirationsraten bei gleichzeitig steigendem Wasserangebot (Erhöhung von *Psum*) gekennzeichnet. Die prognostizierten Absolutwerte von *ETakt* sind als Ensemble-Mittelwerte in *Tabelle 72* und *Tabelle 73* dargestellt.

Die Absolutwerte der Grundwasserneubildung (*GWN*) sind für alle drei Zeitscheiben in Tabelle 68 und Tabelle 69 dargestellt. Für die Grundwasserneubildung ergeben sich aus den Wasserhaushaltsprojektionen des RCP 4.5-Ensembles im Ensemblemittel für alle Zeiträume Zunahmen zwischen 0 und 30 % in Z2 mit der stärksten Zunahme im Sommerquartal (Tabelle 70). Mit Ausnahme einzelner Teilflächen sind diese Änderungen nicht signifikant. Für die ferne Zukunft des RCP 4.5-Ensembles wird eine weitere Zunahme der Grundwasserneubildung von +13 % im Mittel aller Teilflächen simuliert. Diese beläuft sich im Ensemble-Mittel je nach Teilfläche auf 5 bis 20 % für das Gesamtjahr, wobei das Änderungssignal für den Großteil der Modellfläche signifikant ist.

Für das RCP 8.5-Ensemble wird bereits in der nahen Zukunft - bezogen auf die Ensemble-Mittelwerte - eine deutliche Zunahme der Grundwasserneubildung v.a. im Sommer (19 % im Mittel aller TFL) und im Frühling (11 % im Mittel aller TFL) simuliert. Für das Winterquartal ist das Änderungssignal für den Großteil der TFL signifikant. In der fernen Zukunft (Z3) werden für alle Quartale und das Gesamtjahr teils deutliche Anstiege für *GWN* prognostiziert. Diese fallen besonders groß für das Sommerquartal (im TFL-Durchschnitt +40 %) und den Herbst (+29 % im TFL-Durchschnitt). Für das Gesamtjahr ergibt sich im Teilflächenmittel eine Zunahme von 26 % (Ensemble-Mittel) gegenüber der Referenzperiode.

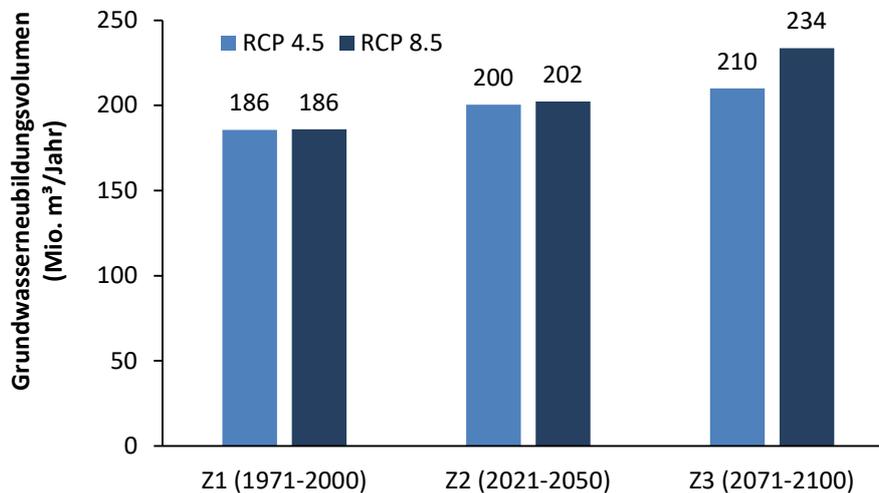


Abbildung 141: Ensemble-Mittelwerte des mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsvolumens im gesamten Modellgebiet Großenkneten ($A=932,2 \text{ km}^2$) in der Referenzperiode sowie den beiden Zukunftsperioden für das RCP 4.5- und -8.5-Ensemble

Wie bereits durch die in vielen Fällen fehlende Signifikanz und/oder Robustheit der Änderungssignale angedeutet, sind die Ergebnisse aufgrund teils hoher Bandbreiten aus den einzelnen Modellketten (Klimaszenarien in unterschiedlicher Ausprägung) mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Bei zunehmender Grundwasserneubildung bis zum Ende des Jahrhunderts nimmt auch die die Bandbreite der Grundwasserneubildungsprojektionen und damit das Maß der Übereinstimmung der einzelnen Modellketten ab. Dies wird deutlich in Abbildung 142, die das 30-jähriges gleitende Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel des gesamten Modellgebietes Großenkneten zeigt. Aufgetragen sind die Änderung der *GWN* für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane. Zusammen mit der bereits beschriebenen Zunahme der Grundwasserneubildung in der nahen und fernen Zukunft nimmt auch die Bandbreite der Änderungen zu und damit die Konfidenz der Prognosen ab. Die deutliche Mehrzahl der Realisationen (Modellketten) zeigt jedoch einen Anstieg von *GWN* ausgehend von der Referenzperiode wobei insbesondere der Betrag der Zunahme von Modellkette zu Modellkette unterschiedlich ist.

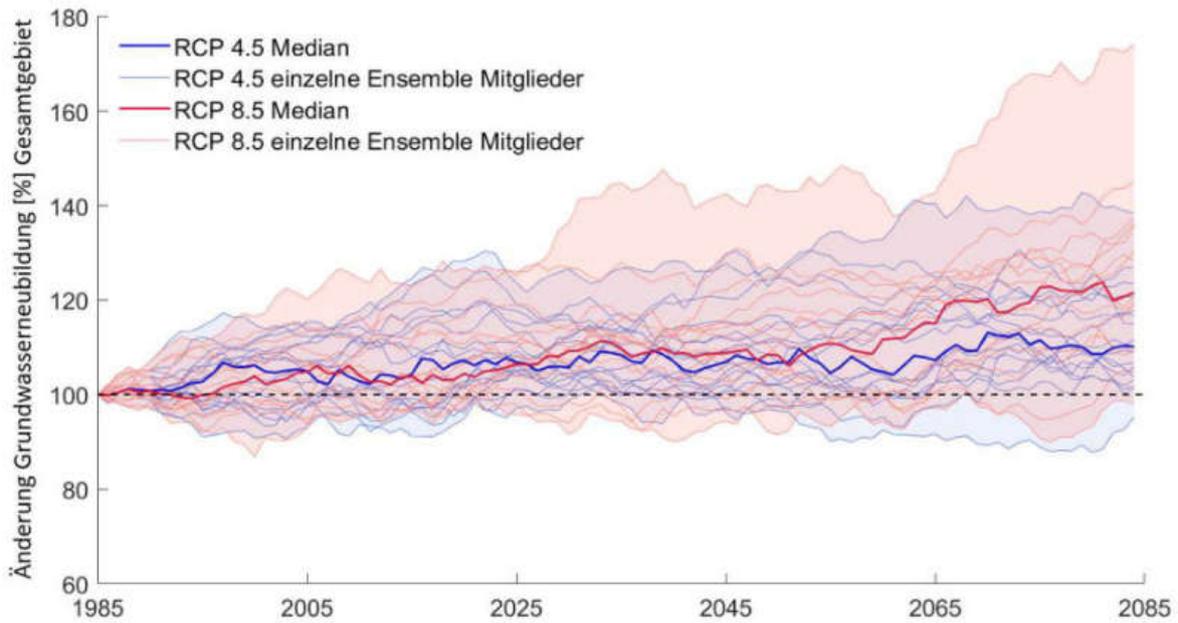


Abbildung 142: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel des gesamten Modellgebietes Großenkneten ($A = 932 \text{ km}^2$) für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane

Abflussverhältnisse

Die Abflussverhältnisse in der Fallstudienregion Großenkneten sind im Sinne der wasserwirtschaftlichen Fragestellungen der Region (s. Kap. 2.2.2.1) von weniger großer Bedeutung als in Sandelermöns, da die Entwässerung des Gebietes von selbst mit dem natürlichen Gefälle erfolgt und nicht durch Pumpen- und Sielbetrieb unter strenger Einhaltung von Zielwasserständen erfolgen muss.

Nachfolgend werden die künftigen Abflussverhältnisse anhand der Kenngröße MQ näher analysiert. Das gleitende 30-jährige Mittel der Änderung des MQs ist für den Pegel Stedingsmühlen (Soeste) in Abbildung 143 dargestellt. Ausgehend vom Mittel der Referenzperiode (1971-2000) ist für den Median des RCP 4.5-Ensembles mit einigen Schwankungen eine Zunahme des MQs um ca. 10 % bis in die ferne Zukunft hinein zu erkennen. Dabei nimmt auch die Bandbreite der Änderungssignale aus den einzelnen Modellketten zu. Mit der Mehrzahl der einzelnen Member des RCP 4.5-Ensembles wird jedoch (eine teils erhebliche) Zunahme des MQs von bis zu 40 % simuliert.

Die Entwicklung des MQs für das RCP 8.5-Ensemble unterscheidet sich bis gegen Ende der nahen Zukunft zunächst nicht von der des RCP 4.5-Ensembles bei ebenfalls weitgehend übereinstimmender Bandbreite. In der fernen Zukunft wird eine deutliche Zunahme des MQs von 10-20 % im Ensemble-Median simuliert. Auch hier ist die Bandbreite groß (-5% bis +30 %) groß, die Übereinstimmung einer Zunahme des MQs jedoch für die Mehrzahl der Ensemble-Member gegeben.

Modellgebietsweit betrachtet ergeben sich vergleichbare Änderung des mittleren Abflusses für die verschiedenen Pegel. Diese sind als Box-Whiskers-Plot für beide RCP-Szenarien und Zukunftsperioden in Abbildung 144 dargestellt. Für die nahe Zukunft zeigen die MQ -Änderungssignale beider RCP-Szenarien eine hohe Übereinstimmung, für die ferne Zukunft ergeben sich in höherer Bandbreite größere Zunahmen für das MQ aus den Simulationen mit den Modellketten des RCP 8.5-Ensembles (Ensemble-Median +17 % bis + 30 % gegenüber Z 1). Die geringsten Zunahmen werden generell für die Pegel Stedingsmühlen und Wiekau berechnet.

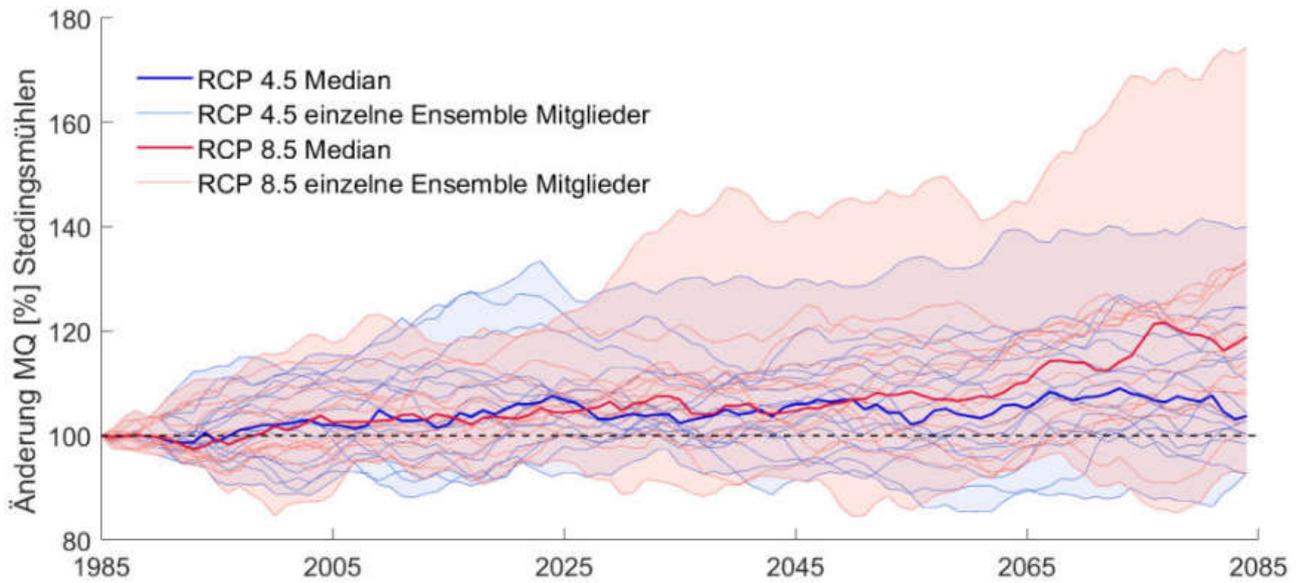


Abbildung 143: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Stedingsmühlen für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane

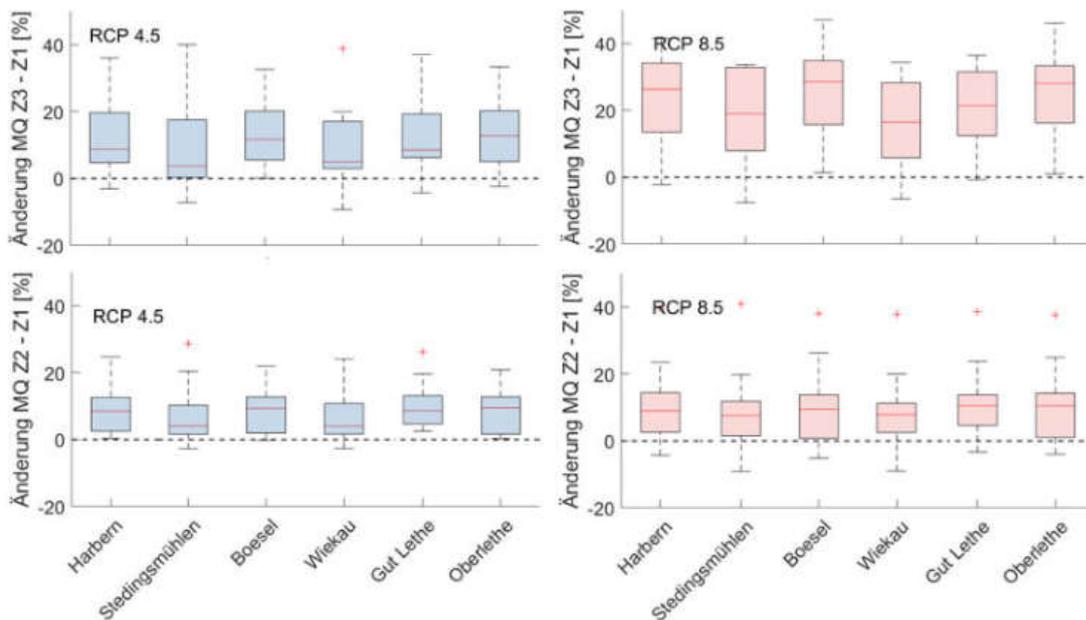


Abbildung 144: Boxplot der Änderungssignale für den mittleren Abfluss (MQ) an ausgewählten Pegel des Modellgebietes Großenkneten für die nahe und ferne Zukunft des RCP 4.5-Ensembles links und das RCP 8.5-Ensemble rechts

Die saisonale Betrachtung der MQ-Änderung für den repräsentativen Pegel Stedingsmühlen (Soeste) in Abbildung 145 zeigt, dass in allen Quartalen im Ensemble-Median mit einer Zunahme zu rechnen ist. Die größten Zunahmen ergeben sich für das RCP 4.5-Ensemble im Frühling und im Herbst. Die Zunahme des MQs ist für das RCP 8.5 insgesamt v.a. in der fernen Zukunft deutlich größer und variiert je nach Quartal im Ensemble-Median zwischen 10 und 25 % gegenüber der Referenzperiode. Detaillierte Analysen bestätigen diese Änderungsmuster auch für die übrigen Einzugsgebiete in der Fallstudienregion Großenkneten.

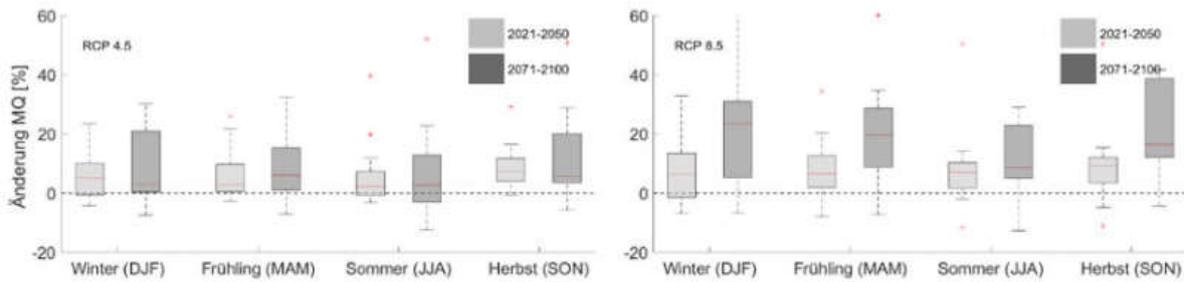


Abbildung 145: Box-Whiskers-Plot der Änderungen des mittleren Abflusses (MQ) am Pegel Stedingsmühlen (Soeste) in den Quartalen für das RCP 4.5-Ensemble links und das RCP 8.5- Ensemble rechts

Wasserbilanz

Die bereits erläuterten Änderungen für die ausgewählten Klimakenngrößen und Wasserhaushaltskenngrößen fasst Abbildung 146 zusammen. Dargestellt ist die Gebietswasserbilanz ($Q = N - ET$, je als Ensemble-Mediane) aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a), und Evapotranspiration (mm/a) für die Perioden Z1, Z2 und Z3 als Mittel aus den jeweils 17 Modellketten des RCP 4.5- (links) und -8.5-Ensembles rechts). Nicht berücksichtigt sind modellbedingt die Interaktionen zwischen Grundwasser im Modellgebiet und angrenzenden Porengrundwasserleitern sowie mögliche unterirdische Zu- oder Abflüsse in benachbarte Grundwasserkörper. Die künftigen Wasserbilanzen für das RCP 4.5-Ensemble zeichnen sich durch eine deutliche Zunahme der Gebietsniederschlagshöhe in beiden Zukunftsperioden und eine weniger stark ausgeprägte Zunahme der Evapotranspiration (+12 mm in Z3) aus. In der Folge erhöht sich die Gebietsabflusshöhe deutlich (+20 mm/a in Z3) im Vergleich zur Referenzperiode.

Für das RCP 8.5-Ensemble ergeben sich noch etwas größere Änderungen der Gebietswasserbilanz in Form einer stärkeren Zunahme des Gebietsniederschlags (+81 mm/a, Z3), einer etwas geringeren Erhöhung von ET_{akt} (+11 mm/a, Z3) und insbesondere einer deutlichen Zunahme des Gebietsabflusses (+70 mm/a). Zur Verdeutlichung der Spannweite der berechneten Wasserbilanzglieder aus Abbildung 127 sind diese als Box-Whiskers-Plot der jeweils 17 Modellketten pro Ensemble in Abbildung 147 dargestellt.

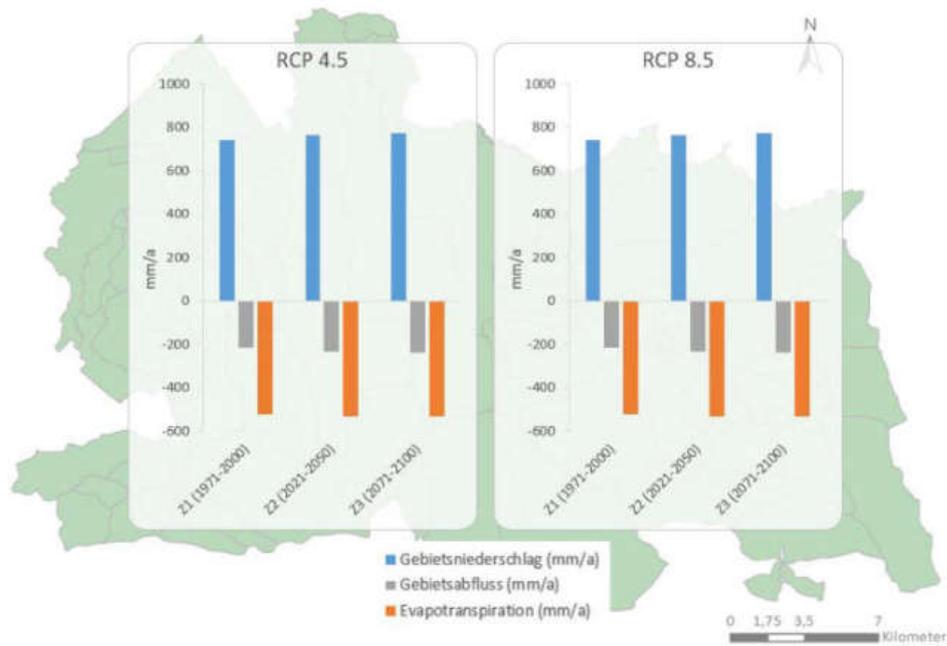


Abbildung 146: Wasserbilanz für die Fallstudienregion Großenkneten aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) (je als Ensemble-Median) für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000

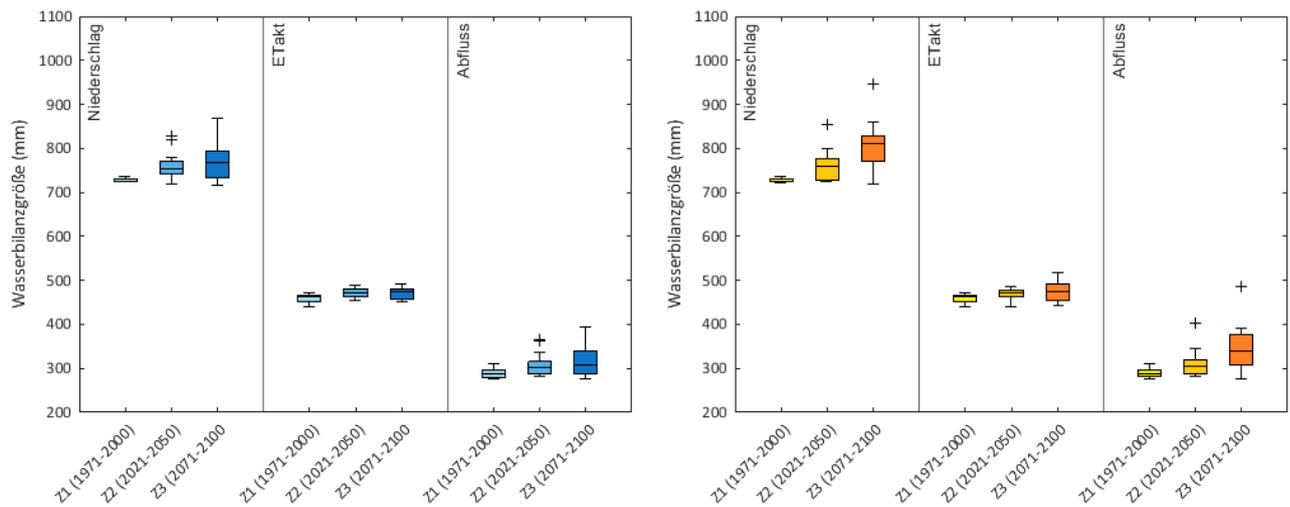


Abbildung 147: Boxplot der Wasserbilanzkomponenten N, ETakt und Q differenziert nach Auswertungsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (links) und das RCP 8.5-Ensemble (rechts), Fallstudienregion Großenkneten

3.2.4 Grundwassermodellierung

Im zweiten Schritt, vor der Simulation der Szenarien, wurde der Kalibrierung die zeitabhängige Grundwasserneubildung von 1940 bis 2016 zugrunde gelegt. Für die Simulation wurden zeitabhängige Werte für die Grundwasserförderung der Wassergewinnungsanlagen benutzt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die WGA Hagel seit 1970, die WGA Sage seit 1973 und die WGA Baumweg erst seit 1976 Wasser

fördert. Für die übrigen, privaten Förderbrunnen wurden konstante Werte eingesetzt, da keine zeitabhängigen Daten vorliegen. Es wurden mehrere Simulationen des historischen Zeitraumes durchgeführt, um das Kalibrierungsergebnis zu optimieren und abzusichern.

Für das Modellgebiet Großenkneten werden Grundwasserströmung und Nitrattransport für die IPCC-Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 mit jeweils drei Varianten der Grundwasserneubildung berechnet, s. Tabelle 36. Da keine Wasserbedarfsszenarien vorliegen, wird die Grundwasserförderung für die Szenarien als konstant angenommen. Abbildung 148 zeigt die Wasserbilanzen für die drei Varianten der beiden RCP-Klimaszenarien. Dabei beschreibt die schwarze Kurve die den sechs Klimaszenarien entsprechende, aus den Simulationen mit PANTA RHEI übernommene Grundwasserneubildung, die blaue Kurve die Wasserentnahme durch die Förderbrunnen, die grüne Kurve die von d^{3f++} berechnete Entwässerung durch die Vorfluter, die pinkfarbene Kurve die Summe von Ein- und Ausstrom vom Meer und die rote Kurve die Änderung des gesamten Grundwasservolumens im Gebiet von 2017 bis 2100.

Aus den zeitabhängigen Resultaten für die Grundwasserstände wurden die entsprechenden Indikatoren für das CAM berechnet, s. Tabelle 38. Abbildung 148 zeigt beispielhaft die Indikatoren Grundwasserflurabstand und Trend des Grundwasserflurabstandes für die Szenarien 1.45 und 1.85. Der Einfluss der Klimaszenarien auf diesen Indikator erweist sich als sehr gering.

Tabelle 43: Durch das Grundwassermodell bereitgestellte Indikatoren

CAM-Indikatoren Grundwassermodell	für Zeiträume
<i>Grundwasserstand [m]</i>	<i>Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Grundwasserstände, Trend [m]</i>	<i>Trends 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Grundwasserflurabstand [m]</i>	<i>Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Grundwasserflurabstand, Trend [m]</i>	<i>Trends 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Stickstoffkonzentration in 19 m NN [mg/l]</i>	<i>Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Stickstoffkonzentration in 6 m NN [mg/l]</i>	<i>Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Stickstoffkonzentration in -20 m NN [mg/l]</i>	<i>Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Stickstoffkonzentration in 19 m NN, Trend [mg/l]</i>	<i>Trends 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Stickstoffkonzentration in 6 m NN, Trend [mg/l]</i>	<i>Trends 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>Stickstoffkonzentration bei -20 m NN, Trend [mg/l]</i>	<i>Trends 2021-2050, 2071-2100</i>
<i>verfügbares Trinkwasservolumen [Mio. m³]</i>	<i>Mittelwerte 2021-2050, 2071-2100</i>

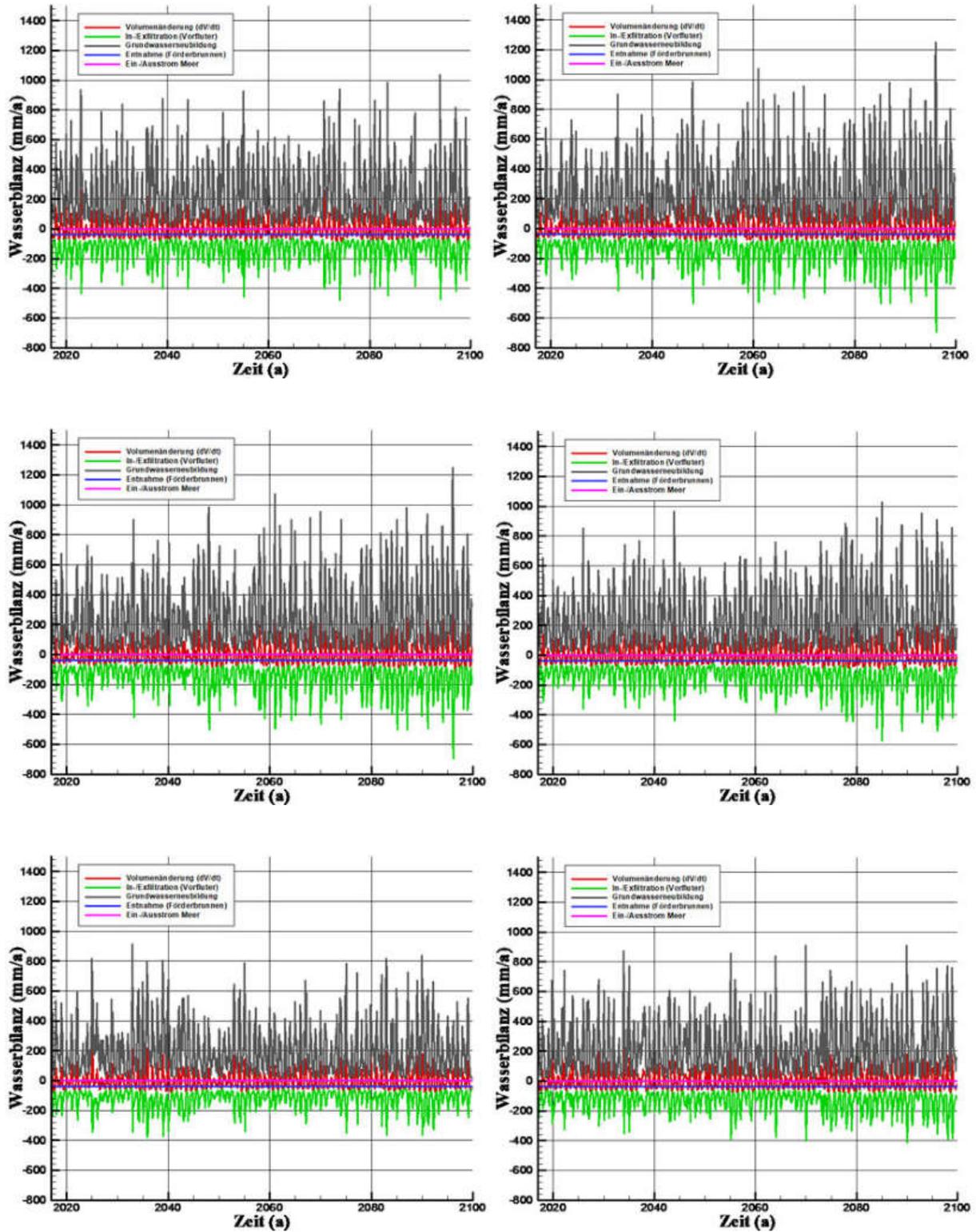


Abbildung 148: Wasserbilanz für das IPCC-Klimaszenarien RCP 4.5 (links) und 8.5 (rechts), Variante 1, 3 und 5 (von oben nach unten), für den Zeitraum 2017-2100.

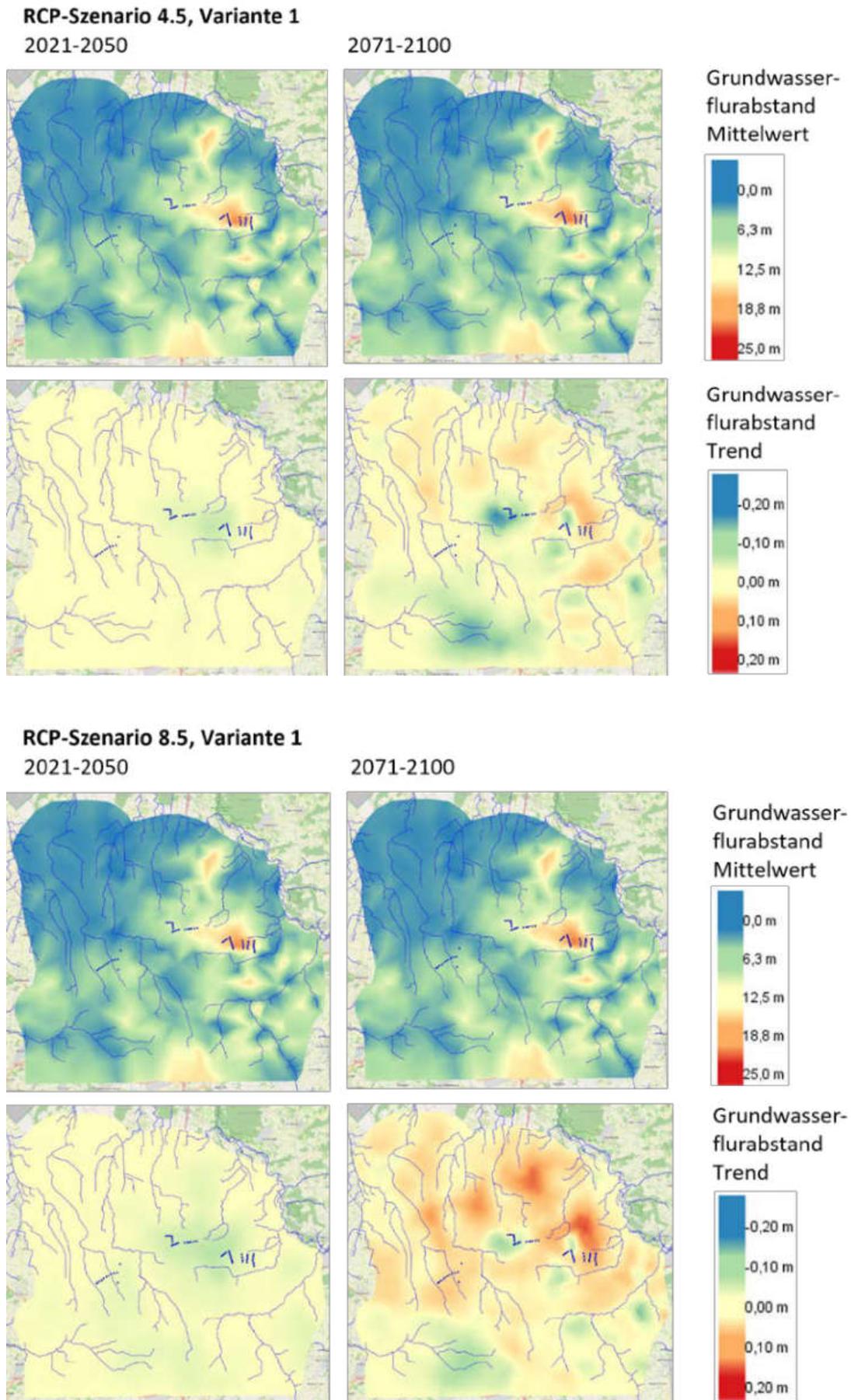


Abbildung 149: Indikatoren für den Grundwasserflurabstand im CAM für die Klimaszenarien 1.45 und 1.85

In Zusammenarbeit mit den Teilvorhaben TV 3 (OOWV), TV 4 (NLWKN) und TV 1 (HYWAG) wurde ein Konzept für einen flächenhaften Stickstoffeintrag über den oberen Modellrand in die gesättigte Zone erstellt. Aufgrund der Datenlage wird der Eintrag von Stickstoff lediglich nach der Landnutzung differenziert. Dabei wird unterschieden zwischen Ackerland, Grünland und Wald. Für alle anderen Landnutzungen (Siedlungsflächen etc.) wird angenommen, dass kein Stickstoff eingetragen wird. Abbildung 150 verdeutlicht den großflächigen, flächendifferenzierten Stoffeintrag. Im TV 3 wurden jeweils zeitabhängige Werte für den Stickstoffeintrag ermittelt. Für Ackerland wird ein Stickstoff-Eintrag von etwa 60 kg/ha angenommen, für Wald etwa 12 kg/ha und für Grünland etwa 50 kg/ha, wobei die Werte jeweils von 1970 bis 1990 stark ansteigen und bis 2000 wieder auf die angegebenen Werte fallen (s. Tabelle 44). Für die Simulation der Szenarien wurde ein gleichbleibender Stoffeintrag angesetzt. Eine entsprechende, flächenhafte, zeitabhängige Quelle wurde in d^{3f++} implementiert.

Tabelle 44: Angenommener Stickstoffeintrag für den historischen Zeitraum 1940-2016 für die einzelnen Nutzungsarten; Quelle: OOWV/IWW

Jahr	Stickstoffeintrag [kg /ha·a]						
	Acker	Wald	Grünland	Jahr	Acker	Wald	Grünland
1940	15,00	9,00	15	1980	117,50	16,80	76,33
1942	17,50	9,30	16	1982	116,50	17,28	81,47
1944	20,00	9,60	17	1984	115,50	17,76	86,6
1946	22,50	9,90	18	1986	101,00	18,24	91,73
1948	25,00	10,20	19	1988	73,00	18,72	96,87
1950	27,50	10,50	20	1990	45,00	19,20	102
1952	34,90	10,80	21	1992	45,00	17,76	91,6
1954	42,30	11,10	22	1994	45,00	16,32	81,2
1956	49,70	11,40	23	1996	45,00	14,88	70,8
1958	57,10	11,70	24	1998	45,00	13,44	60,4
1960	64,50	12,00	25	2000	45,00	12,00	50
1962	71,90	12,48	30,13	2002	45,00	12,00	50
1964	79,30	12,96	35,27	2004	45,00	12,00	50
1966	86,70	13,44	40,4	2006	45,00	12,00	50
1968	94,10	13,92	45,53	2008	45,00	12,00	50
1970	101,50	14,40	50,67	2010	45,00	12,00	50
1972	108,90	14,88	55,8	2012	45,00	12,00	50
1974	116,30	15,36	60,93	2014	45,00	12,00	50
1976	119,50	15,84	66,07	2016	45,00	12,00	50
1978	118,50	16,32	71,2				

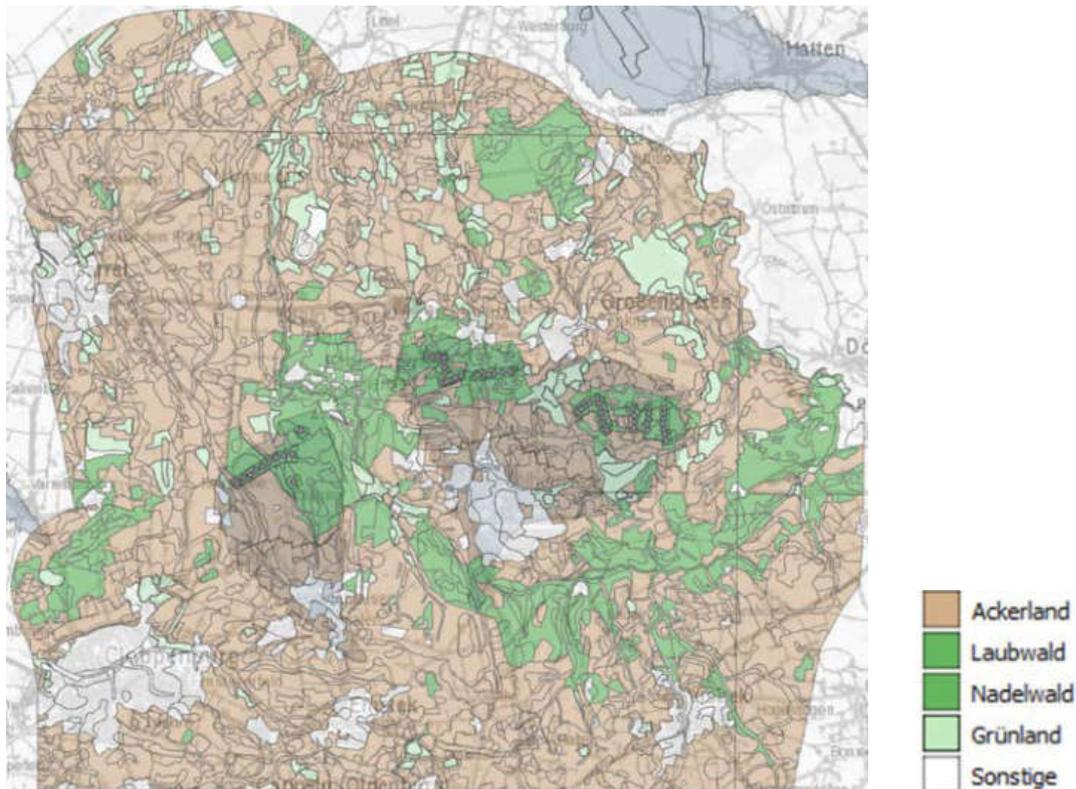


Abbildung 150: Nitrateintrag über den oberen Modellrand in Abhängigkeit von der Bodennutzung (grau: Förderbrunnen der WGA); Quelle: NLWKN

Für den Beginn der Modellierung (1940) wird von einer Stickstoffkonzentration von Null im Grundwasser ausgegangen. Da es sich im Modellgebiet überwiegend um sandige Aquifere handelt, wird der Stickstoff als nicht sorbierender Tracer behandelt.

Basierend auf den in TV 3 gewonnenen Erkenntnissen wird davon ausgegangen, dass oberhalb von etwa 10 m NN oxidierende Verhältnisse vorherrschen und demzufolge keine Denitrifikation stattfindet. Unterhalb 10 m NN erfolgt der Abbau von Stickstoff zum einen durch Pyrit (Eisen-Disulfid, FeS_2) bzw. in der Umgebung der WGA Sage, wo in Bohrungen kein Pyrit angetroffen worden ist, durch den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC). Leider ist die Pyritverteilung im Modellgebiet nicht ausreichend bekannt. Es wird angenommen, dass Pyrit hauptsächlich in der qp-qe-Schicht (s. Abbildung 79) anzutreffen sind (Eschenbach et al. 2013).

In einem großräumigen Grundwassermodell sind detaillierte chemische Reaktionen nicht mit vertretbarem Rechenaufwand abbildbar, es werden vereinfachte, modellhafte Ansätze verfolgt. Für das Modell Großenkneten wurde ein flächendeckender Stickstoff-Abbau in der qp-qe-Formation in einer Tiefe zwischen 10 m und -10 m NN angenommen. Der Verbrauch von FeS_2 und DOC wurde dabei vernachlässigt. Die Kalibrierung des Transportmodells erfolgte anhand der Stickstoff-Konzentrationen im Rohwasser der Förderbrunnen des OOWV und in den Messstellen des NLWKN, s. Abbildung 151.

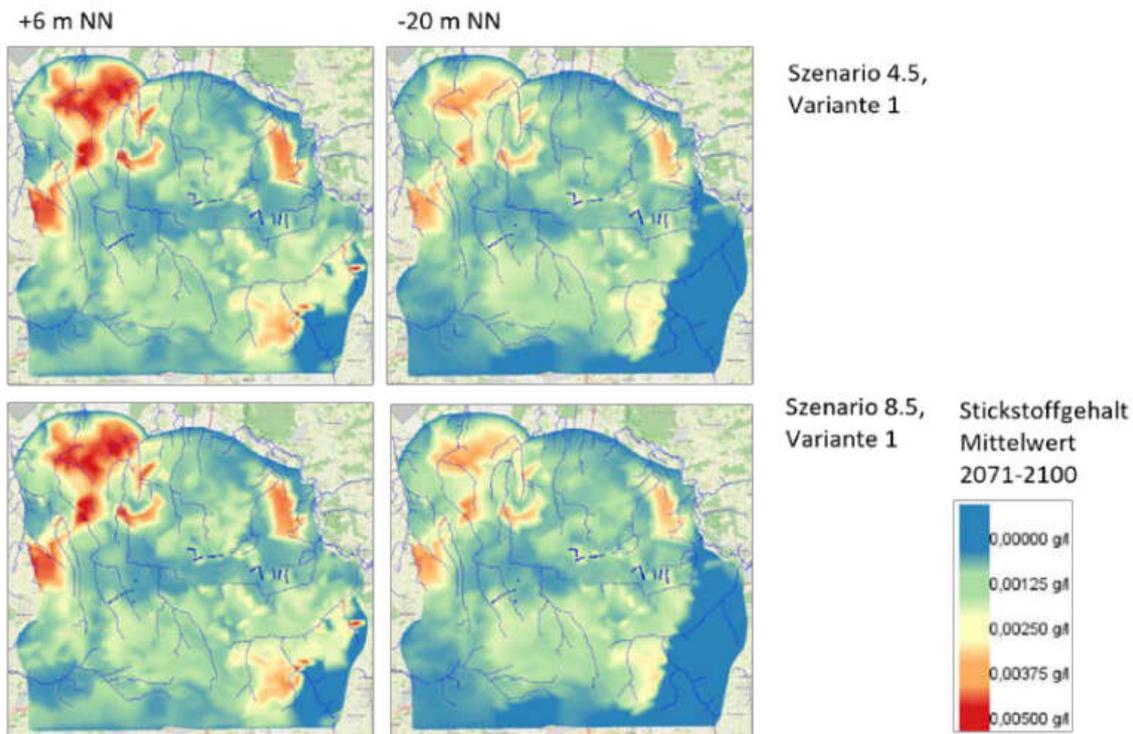


Abbildung 152: Stickstoffkonzentration in einer Tiefe von 6 m NN und -20 m NN für die Szenarien 1.45 und 1.05

Im Ergebnis der Szenariensimulationen zeigte sich die Stickstoffkonzentration in den Förderbrunnen im Vergleich zum Anfangszustand 2017 nahezu konstant. Abbildung 152 zeigt keinen Einfluss der Klimaszenarien auf die Stickstoffkonzentration im Grundwasser. Die Belastbarkeit der Ergebnisse ist aber erst nach einer Erhebung zusätzlicher Daten über die Pyrit- und DOC-Vorkommen im Modellgebiet und einer darauf basierenden Modellierung unter Einbeziehung des Verbrauchs dieser beiden Stoffe zu qualifizieren.

3.3. Fallstudienregion Antalya (Türkei)

3.3.1 Governanceanalyse

In das Wassermanagement der Türkei sind zahlreiche Akteure und Organisationen eingebunden, die unterschiedlichen Ebenen zugeordnet werden: der Entscheidungs-, der operationellen sowie der Nutzerebene (Kibaroglu & Baskan 2011). Die hohe Komplexität der institutionellen Struktur und die Verteilung der Zuständigkeiten erweist sich als besondere Herausforderung in der Türkei (Bayram et al. 2014). Dies ist das Ergebnis eines sehr langfristig wirksamen, historischen Prozesses (Akhmouch & Correia 2016). Gleichzeitig kam es in den vergangenen Jahren zu einer Vielzahl von wasserbaulichen und technischen Maßnahmen. Mit Beginn der 2000er Jahre sind während eines 10 Jahres – Zeitraums bspw. 18 große Staudämme, 232 Stauwerke und 30 Seen angelegt worden. Das Investitionsvolumen wird mit ca. 10 Mrd. Dollar angegeben. Hinzu kamen weitere massive Investitionen vor allem auf kommunaler Ebene in die Wasseraufbereitung und die Abwasserentsorgung (Bayram et al. 2014, Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) 2016).

Auf nationaler Ebene sind mehrere Ministerien für unterschiedliche wasserwirtschaftliche Aspekte von Bedeutung. Das Ministerium für Forstwirtschaft und Wasser ist mit seinen beiden nachgeordneten Behörden DSI und DGWM die zentrale Organisation für die Bewirtschaftung der Wasserressourcen. Das DSI ist verantwortlich für die Entwicklung, Planung und das Management von Maßnahmen zur

Bewirtschaftung der Oberflächen- und Grundwasservorkommen und ist in 26 Regionaldirektionen mit jeweiligen Außenstellen unterteilt, die sich hauptsächlich an den Grenzen der Flusseinzugsgebiete orientieren.

In den Zuständigkeitsbereich der DSI fallen u.a. das Monitoring, die Erstellung von Masterplänen, von Machbarkeitsstudien sowie die Erstellung von Bau- und Managementpläne für Bewässerung, der Nutzung von Wasserkraft, der Brauchwasserversorgung und des Hochwasserschutzes. Die DGWM ist eine im Vergleich zur DSI noch relativ neue Agentur und ist verantwortlich für alle Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Sicherung der Wasserressourcen sowie für die Erstellung und Koordination der Managementpläne für Flusseinzugsgebiete, dies jeweils in enger Abstimmung mit relevanten Stakeholdern. Ferner ist die Organisation zuständig für die Umsetzung und Überwachung der Qualitätsstandards.

Die Städte und Kommunen sind jeweils verantwortlich für den Bau und Betrieb der Wasserver- und Abwasserentsorgungsinfrastruktur und für die industrielle Wasserversorgung. Die Ziele und Strategien des Wassermanagements sind in der Türkei Bestandteil zahlreicher Pläne und Programme auf nationaler Ebene.

Government Agencies			
	Decision-Making Level (National)	Executive Level (River basin and Provincial)	User Level (Provincial)
Primary Agencies	Ministry of Development (MoD) Ministry of Forestry and Water Affairs (MoFWA) Ministry of Environment and Urbanization (MoEU) Ministry of Food, Agriculture and Livestock (MoFAL)	State Hydraulic Works (DSİ) Directorate General of Water Management (DGWM) Directorate General of Environmental Management (DGEM) Directorate General of Agricultural Reform (DGAR) Municipal water authorities Bank of Provinces	Households Commercial entities Water user associations (irrigation unions and cooperatives)
Secondary Agencies	Ministry of Foreign Affairs Ministry of Health Ministry of Energy and Natural Resources Ministry of Tourism Ministry of EU Affairs Water Institute TUBITAK TurkStat	Local governments Other general directorates under different ministries Regional Development Agencies River Basin Management Commissions	
Non-governmental Agencies			
Universities & research institutes National & local NGOs International organizations Trade & industry chambers Agriculture chambers			

Abbildung 153: Government Agencies in der Türkei, Quelle: (The World Bank 2016)

Von zentraler Bedeutung ist der übergeordnete 10. Entwicklungsplan, in dem u.a. Ziele der nachhaltigen Nutzung und effektiven Bewirtschaftung der Wasserressourcen festgesetzt sind. Der Plan enthält Vorgaben für die Planung auf der Ebene der Einzugsgebiete, für die Integration von Maßnahmen zur Sicherung von Quantität und Qualität, zur Verbesserung der Wassereffizienz und der Koordination der Aktivitäten und Planungen der verschiedenen Regierungsbehörden.

Dabei wird ein besonderer Fokus auf Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz der Wassernutzung in der Landwirtschaft gelegt. Diese Maßnahmen umfassen unter anderem die Verbesserung des Wirkungsgrades der Bewässerung, den Einsatz wassersparender moderner Bewässerungssysteme, Kon-

zepte zur Reduzierung der Grundwassernutzung für Bewässerungszwecke sowie eine stärkere Berücksichtigung ökologischer Belange bei wasserwirtschaftlichen Planungen und dem Ausbau der Wasserkraftnutzung (Yuksel 2015).

Eine wichtige Voraussetzung für das Wassermanagement ist eine ausreichende Datengrundlage. Gerade hier wird immer noch ein großes Defizit gesehen (Bayram et al. 2014). Dies hat unter anderem zur Folge, dass eine Überwachung von Qualitätsstandards und die Einleitung etwa notwendiger Maßnahmen stark erschwert werden. Im Jahr 2013 begann die Türkei mit dem Aufbau eines nationalen Wasserinformationssystems, des National Water Information System (NWIS). Erklärtes Ziel ist dabei die Abkehr von dem klassischen „Silo- Denken“ in den Verwaltungsstrukturen hin zu integrierten Ansätzen auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten. Erfasst werden dabei alle relevanten wasserbezogenen Daten von allen privaten, kommunalen und staatlichen Organisationen. Gleichzeitig sollen Wege aufgezeigt werden, wie diese Daten dann in die Planungspraxis einfließen können (Ugurluogly 2017; OECD 2018).

Die Beteiligung der Öffentlichkeit ist Kern aller modernen Konzepte des Wassermanagements. In der Türkei hat es in diesen Zusammenhang zwar Fortschritte gegeben (Scheumann et al. 2011), empirische Untersuchungen zeigen jedoch, dass es einen sehr großen Nachholbedarf mit Blick auf partizipative Elemente gibt (Ersaru 2017). Gerade vor dem Hintergrund der innenpolitischen Strukturen bleibt jedoch die Frage, welche Qualitätsstandards hier grundsätzlich an Procedere der Beteiligung der Zivilgesellschaft angelegt werden können.

Ebenfalls Im Rahmen des EU-Beitrittsprozesses unternimmt die Türkei seit Anfang der 2000er Jahre Schritte in Richtung auf eine Neuorganisation des Wassersektors, was institutionelle Strukturen, den Rechtsrahmen und den Ausbau der Infrastrukturen anbelangt. In einem reformierten Wassergesetz sollen vor allem Anstrengungen unternommen werden, um die stark fragmentierten Zuständigkeiten im Bereich wasserwirtschaftlicher Planungen zu reduzieren. Mit den sogenannten Kopenhagener Kriterien hat die EU eine Reihe von Schlüsselbedingungen vorgelegt, die alle Länder erfüllen müssen, die sich um Mitgliedschaft in der EU bewerben. Kern dieser Mitgliedschaftsverpflichtungen ist die vollständige Umsetzung des Rechts, d.h. die praktische Umsetzung auf der Grundlage des so genannten *Acquis Communautaire*, der das gesamte geltende EU-Recht darstellt.

Diese Verpflichtungen gelten auch und gerade für den Umweltbereich und für die Wasserwirtschaft. Im Mittelpunkt des europäischen Wasserrechts steht die Wasserrahmenrichtlinie, die auch als Managementprinzip in der Türkei umzusetzen ist (SAVAŞAN & SÜMER 2020). Das Land kann hier auf einige Fortschritte bei der Harmonisierung verweisen – so verfolgen etwa die Regulierungsbehörden seit Anfang der 2000er Jahre einen proaktiveren und strikteren Ansatz bei der Durchsetzung von Umweltvorschriften - dennoch betonen die meisten Studien den nach wie vor großen Nachholbedarf der Türkei (Moroglu & Yazgan 2008, OECD 2019, Mavioglu et al. 2020).

Demirbilek & Benson (2019) beschreiben detailliert diesen Prozess der Europäisierung der türkischen Wasserpolitik und skizzieren ein insgesamt hybrides System, das sich aus Elementen der EU Wasserrahmenrichtlinie, aus angepassten spezifischen nationalen Lösungen, Erfahrungen aus internationalen Debatten des *Integrated Water Resources Management* und aus überkommenen Elementen des originär türkischen Bewirtschaftungsansatzes zusammensetzt.

Die weitere Entwicklung ist gegenwärtig nur schwer vorhersehbar; die EU – Kommission hebt in ihrem aktuellsten Bericht zwar nach wie vor die besondere Rolle der Türkei als Partnerland hervor, verweist aber auch darauf, dass die Verhandlungen über einen möglichen Beitritt nahezu zum Erliegen gekommen sind (European Commission 2020).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Küstenregion um Antalya eine der Regionen ist, die sich mit besonderen Herausforderungen konfrontiert sieht: der Druck auf die knappen Wasserressourcen durch Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum und die spezifische Form der landwirtschaftlichen

Nutzung wird durch die Folgen des Klimawandels noch einmal verstärkt. Vor diesem Hintergrund ist deutlich geworden, dass traditionelle, auf die Angebotsseite fokussierte technischen Maßnahmen für die Lösung nicht ausreichend sind und es in erster Linie auf die Reform der Governance- Strukturen ankommt. Die Erfahrungen in der türkischen Untersuchungsregion können auch für andere Küstenregionen von Interesse sein, die immer noch die Möglichkeit haben, sich frühzeitig auf vergleichbare Herausforderungen einzustellen.

3.3.2 Hydrologische Modellierung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung für die Fallstudienregion Antalya erläutert.

Die Kalibrierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodells der Fallstudienregion Antalya erfolgte anhand der beobachteten Abflüsse der drei Pegel mit Abflusszeitreihen im Modellgebiet. Für die gemessenen Abflüsse liegen an den Pegeln im Gebiet unterschiedliche Zeitreihen vor (Tabelle 45). Diese stammen aus den gewässerkundlichen Jahrbüchern des DSİ und decken unterschiedlich lange Zeiträume ab. Da die Kalibrierung im Modell nur an drei Pegel stattfinden kann, werden für die restlichen Einzugsgebiete die Parameter des Pegels D09A114 übernommen. Bei den Gebieten ohne zugehörigen Pegel handelt es sich um das komplette Einzugsgebiet des Acisu Deresi, des Sarisu Deresi sowie um die Unterläufe des Köprücays (ab D09A101) und des Karaöz (ab D09A114). Der Pegel D09A114 ist der südlichste Pegel im Modellgebiet. Er unterscheidet sich bzgl. der hydrologischen Eigenschaften seines Einzugsgebietes nicht stark von den Gebieten ohne Pegel, weshalb er sich für die Parameterübernahme am besten eignet. Außerdem unterscheiden sich die Parameter am Pegel D09A114 nicht stark von denen am Pegel D09A101, sodass davon ausgegangen werden kann, dass diese auch in einem ähnlichen Bereich für das gesamte südliche Modellgebiet gelten. Die Übersicht der für die Kalibrierung herangezogenen Pegel und Zeitreihen ist Tabelle 45 zu entnehmen.

Tabelle 45: Für die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells Antalya zur Verfügung stehende Pegel und Abflusszeitreihen

Pegel	Beschreibung	Zeitraum	Zeitraum Begrenzung
D09A114	Oberlauf des Karaöz	2009 bis 2013	N/Q Beziehung im Winter 13/14 falsch, vor 2009 keine meteo. Daten
E09A032	Zulauf Köprücay	2012 bis 2017	Vor 2012 keine meteo. Daten
D09A101	Köprücay	2010 bis 2015	Ab 2015 nur Monatswerte, vor 2010 keine meteo. Daten

Für die Fallstudienregion Antalya liegen demnach nur kurze Zeitreihen an klimatischen Daten und Tagesabflüssen vor, weshalb die Kalibrierung des Modells nur mit Einschränkungen funktionierte. Eine Validierung des Modells war aufgrund der Kürze der verfügbaren Abflusszeitreihen nicht möglich.

Tabelle 46: Modellgüte des Wasserhaushaltsmodells für die Kalibrierungsperiode ausgedrückt durch die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) und den prozentualen Abflussvolumenfehler (PBIAS)

Pegelname	NSE (-)	PBIAS (%)
D09A114	0,567	1,17
E09A032	0,087	1,16
D09A101	0,888	2,59

Im Zuge der Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells konnte für alle drei Pegel eine hohe Übereinstimmung in den Abflussvolumina erzielt werden. Die Abweichung zwischen den gemessenen und simulierten Abflusssummen beläuft sich, bezogen auf das Gesamtjahr, auf 1 % bis 2,6 % (Tabelle 46). Für den Pegel D09A101 zeigen auch die Ganglinien der simulierten und gemessenen Abflüsse (Abbildung 156) mit einer Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz von 0,9 eine hohe Übereinstimmung (sehr hohe Modellgüte). Zufriedenstellend ist die Modellgüte für den Pegel D09A114 (Abbildung 154). Für den Pegel E09A032 (Abbildung 155) konnte keine gute Simulation der Abflüsse erreicht werden.

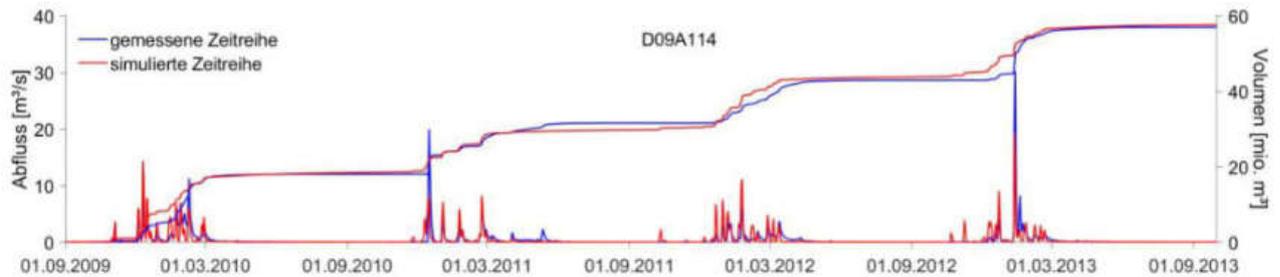


Abbildung 154: Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihe des Abflusses und Volumens am Pegel D09A114

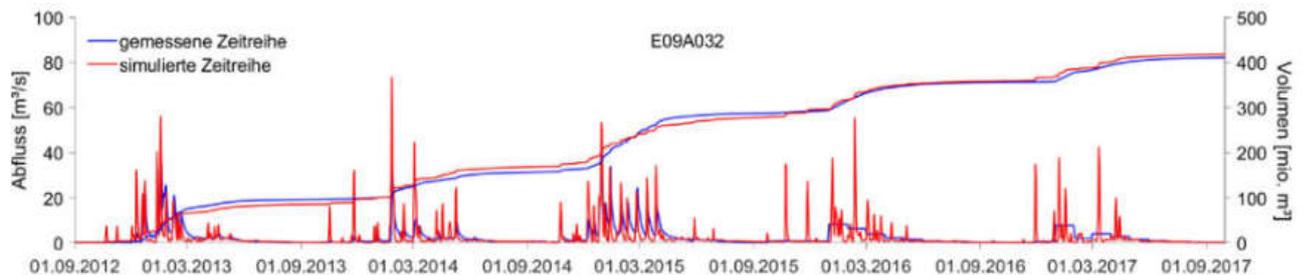


Abbildung 155: Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihe des Abflusses und Volumens am Pegel E09A032

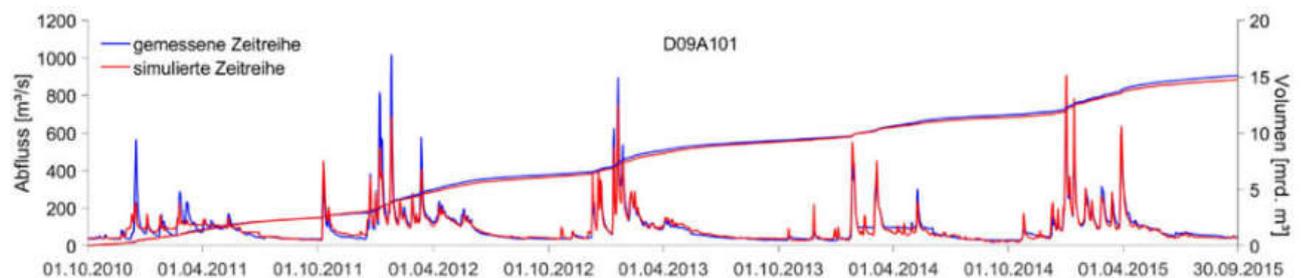


Abbildung 156: Vergleich der simulierten und gemessenen Zeitreihe des Abflusses und Volumens am Pegel D09A101

An den Pegeln D09A114 und E09A032 war eine Validierung des Modells nicht möglich, da hier keine beobachteten Abflüsse nach Ende der Kalibrierungszeitreihe vorliegen. Am Pegel D09A101 war eine Validierung nur anhand beobachteter Monatsmittelwerte des Abflusses möglich (Abbildung 157). Bezüglich der Hochwasser- und Niedrigwasserabflüsse lässt sich aus diesem Grund kein Vergleich erstellen. Das Volumen ist der einzige Anhaltspunkt um eine Aussage zu treffen. Dieses wird durch das Modell ausreichend gut simuliert und liegt in einem akzeptablen Bereich im Vergleich zum Abflussvolumen der gemessenen Monatsmittelwerte.

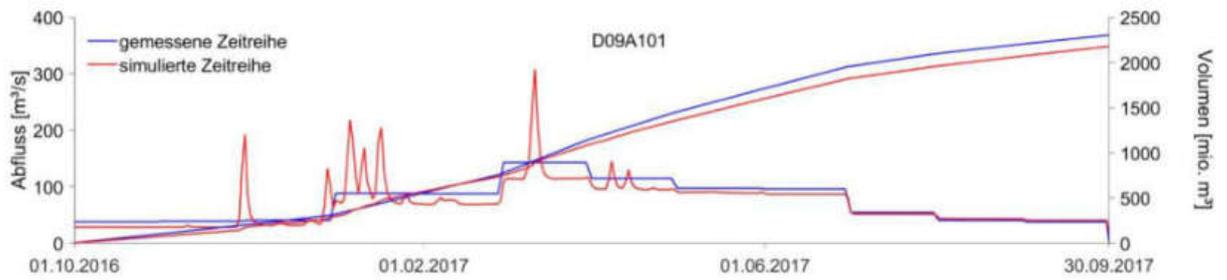


Abbildung 157: Vergleich der Abflusszeitreihen im Validierungszeitraum am Pegel D09A101

Klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung

Voraussetzung für eine belastbare Prognose der Entwicklung des regionalen Wasserhaushaltes unter Einfluss des Klimawandels sind ein gut kalibriertes (und validiertes) Wasserhaushaltsmodell sowie plausible Klimamodelldaten. Klimaprojektionen werden vor der Verwendung in der Wasserhaushaltsmodellierung durch den Abgleich des 20C-Laufes mit der meteorologischen Beobachtung auf Plausibilität geprüft und ggf. auftretende Abweichungen (Bias) systematisch korrigiert (Bias-Adjustierung). Da für die Fallstudienregion keine qualifizierte Bias-Adjustierung durchführbar war (s. Kapitel 2.3.3.2), wurde ein Vergleich der Klimamodelldaten und der resultierenden Wasserhaushaltsgrößen (Simulation mit 20C-Lauf) mit der meteorologischen Beobachtung bzw. der Wasserhaushaltssimulation mit der meteorologischen Beobachtung durchgeführt. Dafür wurden die Monatswerte im Zeitraum 2011 bis 2017 mit den Ensemble-Medianen der Klimaprojektionen für das gesamte Modellgebiet verglichen (Abbildung 158).

Der Vergleich der Zeitreihen ergibt eine hohe Übereinstimmung für den Abfluss insbesondere hinsichtlich der Abflussvolumina mit einer moderaten Unterschätzung der Abflussmaxima in den Wintermonaten. Der Niederschlag kann wie der Abfluss gut durch die Klimamodelle wiedergegeben werden. Der Jahresverlauf des Niederschlags wird durch die RCP-Szenarios hinreichend wiedergegeben. In den Sommermonaten wurden keine Niederschläge beobachtet. Dies zeigen auch die Simulationen der Klimaszenarien an. In den Wintermonaten ist der Niederschlag in den Klimamodellen teilweise zu gering. Der Vergleich der Monatsmitteltemperaturen zeigt einen deutlichen und systematischen Versatz von ca. 2 °C gegenüber der meteorologischen Beobachtung. Die Klimamodelle unterschätzen demnach die Gebietstemperatur um ca. 2 °C.

Die aktuelle Verdunstung wird durch die Klimamodelle leicht überschätzt. Sie folgt jedoch dem allgemeinen Verlauf der gemessenen Verdunstung. Die Maxima der aktuellen Verdunstung liegen in den Klimaszenarien eher am Ende des Frühlings, beobachtet wurde die maximale Verdunstung eher in der Mitte des Frühlings. Während des Sommers wird die Verdunstung am stärksten überschätzt, die Differenz beträgt im Schnitt ca. 10 mm/Monat. Der Anstieg der Verdunstung über den Herbst wird durch die Klimamodelle gut wiedergegeben. Generell passt die Zeitreihe der aktuellen Verdunstung gut in Übereinstimmung zu den Zeitreihen des Niederschlags und der Temperatur.

Es lässt sich zusammenfassen, dass die Zeitreihen der Klimamodelle die Zeitreihen der Simulation mit Beobachtungsdaten ausreichend wiedergeben. Dennoch wird vor allem bei den Zeitreihen der Temperatur deutlich, dass ein gewisser Bias in den Klimamodelldaten enthalten ist.

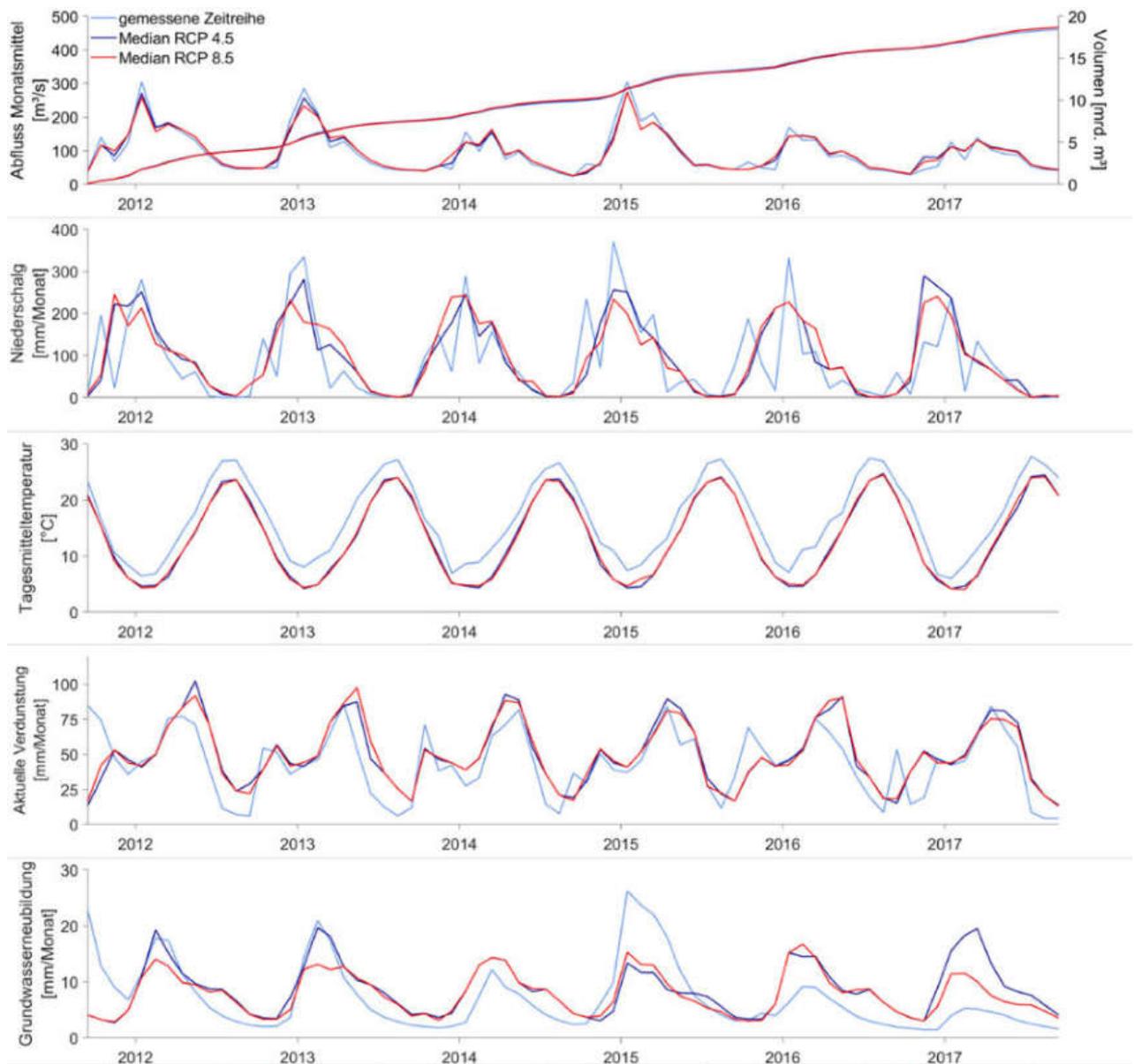


Abbildung 158: Vergleich der Zeitreihen einzelner Wasserhaushaltskomponenten und der Temperatur zwischen den Simulationen der Klimaszenarien RCP 4.5, RCP 8.5 und dem Beobachtungszeitraum

Auf Basis der meteorologischen Beobachtung wurde für den Zeitraum 2011-2017 die Grundwasserneubildung mit dem kalibrierten Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI berechnet. Die Neubildungshöhen sind für das Gesamtjahr und die Quartale in Tabelle 47 und als Karten in Tabelle 48 dargestellt. Für die Periode 2011-2017 beläuft sich die mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe auf 76,8 mm/a. Während im Sommer und im Herbst nur wenig Grundwasser neugebildet wird (durchschnittlich 11 mm), bilden die Winter- und Frühlingsmonate den Hauptzeitraum der Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Antalya. Die Neubildungshöhen auf den einzelnen Teilflächen variieren in Abhängigkeit ihrer hydrologischen Eigenschaften (Boden, Landnutzung) und dem ausgeprägten orographischen Niederschlagsgradienten von der Küste im Süden hin zum Hochgebirge im Norden teils erheblich (Tabelle 48). Bei einer Standardabweichung von 44,4 mm/a variiert die Grundwasserneubildung zwischen 4,3 und 243,5 mm/a. Bezogen auf das gesamte Modellgebiet ergibt sich ein mittleres jährliches Neubildungsvolumen von 18,73 Mio. m³/a.

Tabelle 47: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung (2011-2017) in der Fallstudienregion Antalya ($A = 1298,3 \text{ km}^2$)

	Frühling	Sommer	Herbst	Winter	Jahr
Minimum	1,2	1,0	0,9	1,2	4,3
Maximum	56,3	42,5	61,3	101,1	243,5
Standardabweichung σ	11,9	6,6	10,9	18,9	44,4
Flächengewichtetes Mittel	26,9	10,7	11,3	27,9	76,8

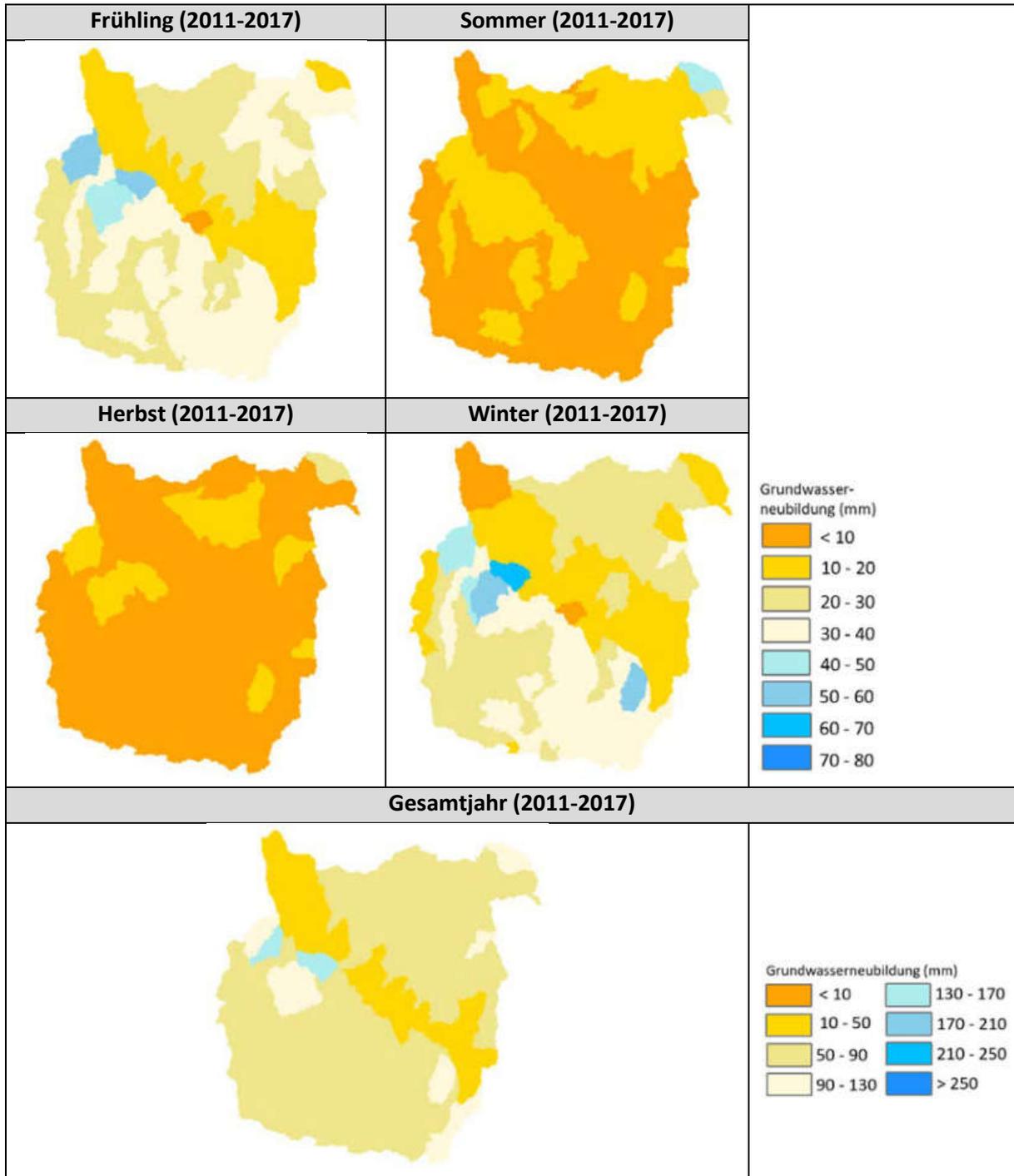
Analyse der Klimaänderungssignale

Die künftige Entwicklung der klimatischen Verhältnisse und des Landschaftswasserhaushaltes in der Fallstudienregion Antalya wurde anhand von insgesamt 34 Klimaszenarien basierend auf zwei Treibhausgaszenarien (RCP) analysiert bzw. berechnet (s. Kap. 2.3.3.2).

Zukünftig ist in der Fallstudienregion Antalya mit einer deutlichen Zunahme der Tagesmitteltemperaturen zu rechnen. Dieser Anstieg ist je nach Jahreszeit und Klimamodellensemble unterschiedlich stark ausgeprägt. Bezogen auf das Gesamtjahr ergibt sich für das RCP 4.5-Ensemble in der nahen Zukunft ein Anstieg der Tagesmitteltemperatur (T_{av}) von 1,2 bis 1,4 °C und in der fernen Zukunft von 2,5 bis 2,7 °C gegenüber der Referenzperiode 1971-2000 (Tabelle 86). Für das RCP 8.5-Ensemble sind die prognostizierten Anstiege größer und belaufen sich auf 1,4 bis 1,6 °C in Z2 und 3,6 bis 4,1 °C in Z3. Die Zunahmen der Tagesmitteltemperaturen sind im Vergleich der Jahreszeiten im Sommer, gefolgt vom Herbst am stärksten und am geringsten im Winter. Außerdem werden für den Gebirgsanteil des Modellgebietes um etwa 0,5 °C größere Anstiege der Tagesmitteltemperatur prognostiziert als in der Küstenebene. Die resultierenden mittleren Tagestemperaturen sind differenziert nach Quartalen in Tabelle 86 und für das Gesamtjahr in Tabelle 85 dargestellt. Alle Änderungssignale der Tagesmitteltemperatur sind robust und die Änderungen statistisch signifikant.

Die künftige Entwicklung der Gebietsniederschlagshöhen (P_{sum}) ist in Tabelle 87 bis Tabelle 89 dargestellt und zeigt je nach RCP-Ensemble und Jahreszeit sehr unterschiedliche Tendenzen. Für das RCP 4.5-Ensemble wird im Ensemble-Mittel für das Gesamtjahr eine nicht signifikante Abnahme von P_{sum} zwischen 2 % und 5 % für die nahe Zukunft berechnet. Für die ferne Zukunft ist das Änderungssignal mit Abnahmen von P_{sum} zwischen 9 und 14 % signifikant, aber nicht robust. Für das RCP 8.5-Ensemble wird ein stärkerer Rückgang von P_{sum} von 17,5 % (Mittel aller Teilflächen) im Ensemblemittel berechnet. Die Änderungssignale sind für die Mehrzahl der Teilflächen robust und signifikant.

Tabelle 48: Mittlere langjährige Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Antalya für das Gesamtjahr und die Quartale



Eine statistische Auswertung der projizierten Tagesniederschläge durch Ermittlung des 90 %-Quantils ($P90Q$) zeigt, dass künftig mit stärkeren Niederschlagsereignissen zu rechnen ist. Die Änderungssignale für $P90Q$ sind in Tabelle 92 dargestellt. Da die Herbst- und Sommermonate die Trockenperioden innerhalb des Jahres mit nur selten auftretenden Niederschlagsereignissen sind, war für diese Quartale eine Berechnung der Signifikanz und Robustheit der Änderungssignale nicht möglich. Aus Gründen der Vergleichbarkeit werden Robustheit und Signifikanz nur für das Gesamtjahr angegeben. Signifikante Änderungen werden -bezogen auf das Gesamtjahr- für etwa die Hälfte aller Teilflächen für die ferne Zukunft des RCP 8.5-Ensembles berechnet. Für die südöstlichen Bereiche wird eine deutliche Zunahme von $P90Q$ von 6-9 % berechnet. Nach Norden schwächt sich die Zunahme auf weniger als 3 % ab und im Nordosten, dem gebirgigen Anteil des Untersuchungsgebietes, wird eine geringfügige Abnahme

berechnet. Für die nahe Zukunft des RCP 8.5-Ensembles und beide Zukunftsperioden des RCP 4.5-Ensembles werden keine signifikanten Änderungen berechnet. Auch wenn keine saisonal differenzierte Signifikanzanalyse der P90Q-Änderungssignale möglich war, lohnt ein Blick auf die Karten der Änderungssignale dieser Kenngröße (Tabelle 92). Hierbei wird deutlich, dass sich die Zunahme von P90Q für das Gesamtjahr vor allem aus deutlichen Steigerungen im Sommer ergibt (>18 %), während der Frühling tendenziell eine künftig durch weniger intensivere Niederschlagsereignisse (Rückgang P90Q). Für alle Jahreszeiten zeigt sich ein deutlicher Gradient in den Änderungen von Süd (meist Zunahme) nach Nord (Gebirge, Abnahme).

Zukünftige Entwicklung des Landschaftswasserhaushaltes

Die tatsächliche Verdunstung (*ETakt*) ist neben dem Niederschlag und Abfluss die den Landschaftswasserhaushalt bestimmende Größe. Die künftige Entwicklung von *ETakt* ist in den Karten in Tabelle 77 dargestellt, die Absolutwerte für die drei Perioden in Tabelle 72 und Tabelle 73.

Die Änderungssignale für *ETakt* sind für alle Zukunftsperioden durch eine hohe räumliche Heterogenität, resultierend aus einem Nord-Süd-Gradienten, gekennzeichnet. Signifikante Änderungen ergeben sich mit Ausnahme weniger Teilflächen nur für die ferne Zukunft der beiden RCP-Ensembles, robuste Änderungssignale für die Mehrzahl der Teilflächen im Winter und Sommer für Z3 des RCP 8.5-Ensembles. Bezogen auf das Gesamtjahr wird in der fernen Zukunft des RCP 4.5-Ensembles im Norden des Modellgebietes eine deutliche Zunahme zwischen 10 und 30 % berechnet und in Richtung Mittelmeer eine Abnahme von bis zu 10 %. Für das RCP 8.5-Ensemble zielt die Entwicklung von *ETakt* in dieselbe Richtung ist aber in Z2 und Z3 stärker ausgeprägt. Für die ferne Zukunft werden im Norden Änderungen zwischen +10 und > 40 % berechnet, im Süden für das RCP 4.5-Ensemble leichte Abnahmen bis zu 10 %. Die saisonal differenzierte Analyse zeigt für den Sommer und den Frühling deutliche Gegensätze der Entwicklung von *ETakt* mit deutlichen Zunahmen im Nordosten des Modellgebietes und deutlichen Rückgängen in den übrigen Gebietsteilen. Der Winter der fernen Zukunft ist für beide RCP-Ensembles durch eine deutlich zunehmende tatsächliche Verdunstung (>0 bis 30 %) gekennzeichnet.

Die Grundwasserneubildung (*GWN*) bildet im go-CAM-Modellverbund die Verbindungsgröße zum d^{3f++}-Grundwassermodell. Die Absolutwerte der Grundwasserneubildung sind in Tabelle 96 und Tabelle 97 dargestellt, die prozentualen Änderungssignale finden sich in Tabelle 98. Die Änderungssignale für *GWN* sind für alle Zukunftsperioden durch eine hohe räumliche Heterogenität resultierend aus einem Nord-Süd-Gradienten gekennzeichnet. Signifikante Änderungen ergeben sich mit Ausnahme weniger Teilflächen nur für die ferne Zukunft der beiden RCP-Ensembles, robuste Änderungssignale für die Mehrzahl der Teilflächen für Z3 des RCP 8.5-Ensembles. Die nahe Zukunft des RCP 4.5-Ensembles ist bezogen auf das Gesamtjahr durch eine starke Abnahme von *GWN* zwischen 20 % und mehr als 30 % im Norden des Modellgebietes gekennzeichnet. Für das RCP 8.5-Ensemble ergibt sich im arithmetischen Mittel aller Teilflächen eine ebenfalls starke Abnahme von mehr als 30 % gegenüber der Referenzperiode 1971-2000. Die saisonal differenzierte Analyse zeigt für RCP 8.5-Z3 für alle Jahreszeiten eine mehr oder weniger starke Abnahme der Grundwasserneubildung.

Bei genauer Betrachtung der o.g. Abbildungen fallen zwei Teilflächen durch ihr gegenläufiges Signal im Vergleich zu den umgebenden Teilflächen auf. Diese Auffälligkeit ist mit den die Grundwasserneubildung steuernden Faktoren (Meteorologie, Bodeneigenschaften) zu erklären, sondern liegt in der Wahl der Modellparameter des Wasserhaushaltsmodells begründet.

Wie bereits durch die in vielen Fällen fehlende Signifikanz und/oder Robustheit der Änderungssignale angedeutet, sind die Ergebnisse aufgrund teils hoher Bandbreiten aus den einzelnen Modellketten (Kli-

maszenarien in unterschiedlicher Ausprägung) und der fehlenden BIAS-Adjustierung mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Mit zunehmender Länge des Prognosefensters bis zum Ende des Jahrhunderts nimmt auch die die Bandbreite der Grundwasserneubildungsprojektionen und damit das Maß der Übereinstimmung der einzelnen Modellketten ab. Dies wird deutlich in Abbildung 159, die das 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der GWN im flächengewichteten Mittel des gesamten Modellgebietes Antalya für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane zeigt. Zusammen mit der bereits beschriebenen Abnahme der Grundwasserneubildung in der nahen und fernen Zukunft nimmt auch die Bandbreite der Änderungen zu und damit die Konfidenz der Prognosen ab. Die deutliche Mehrzahl der Realisationen (Modellketten) zeigt jedoch einen Rückgang der Grundwasserneubildung ausgehend von der Referenzperiode, wobei insbesondere der Betrag der Abnahme von Modellkette zu Modellkette unterschiedlich ist. Die langjährigen mittleren Grundwasserneubildungshöhen für das gesamte Modellgebiet sind als Ensemble-Mittelwerte der beiden RCP-Klimamodellensembles in Abbildung 160 dargestellt.

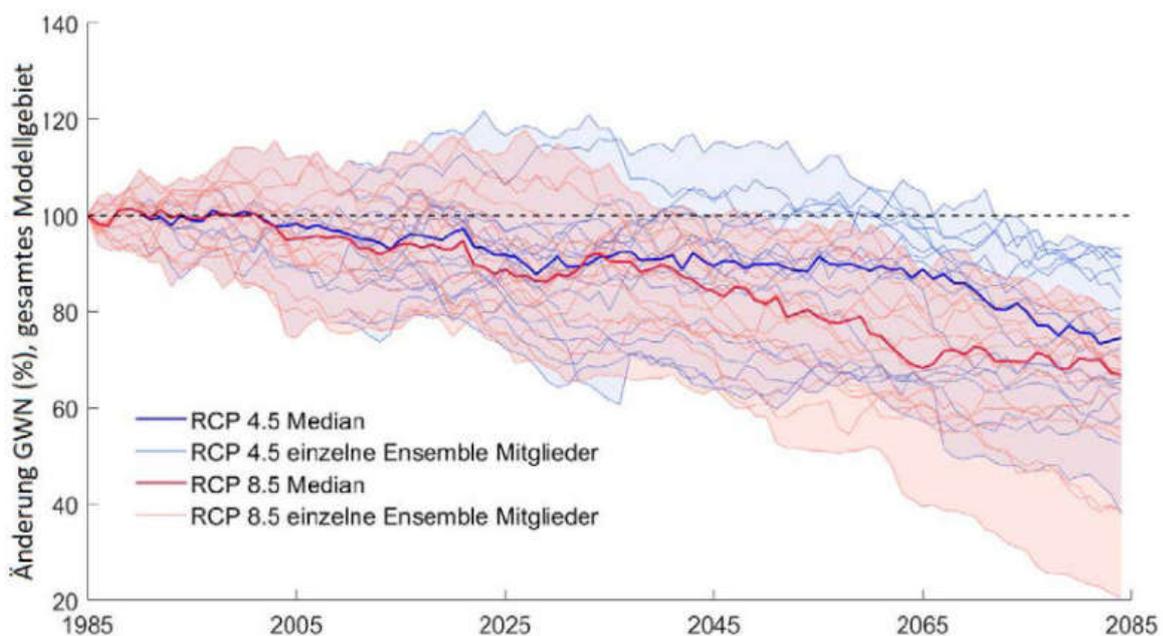


Abbildung 159: 30-jähriges gleitendes Mittel der Änderung der Grundwasserneubildung im flächengewichteten Mittel der gesamten Fallstudienregion Antalya für die jeweils 17 Modellketten der beiden RCP-Ensembles sowie die beiden Ensemble-Mediane

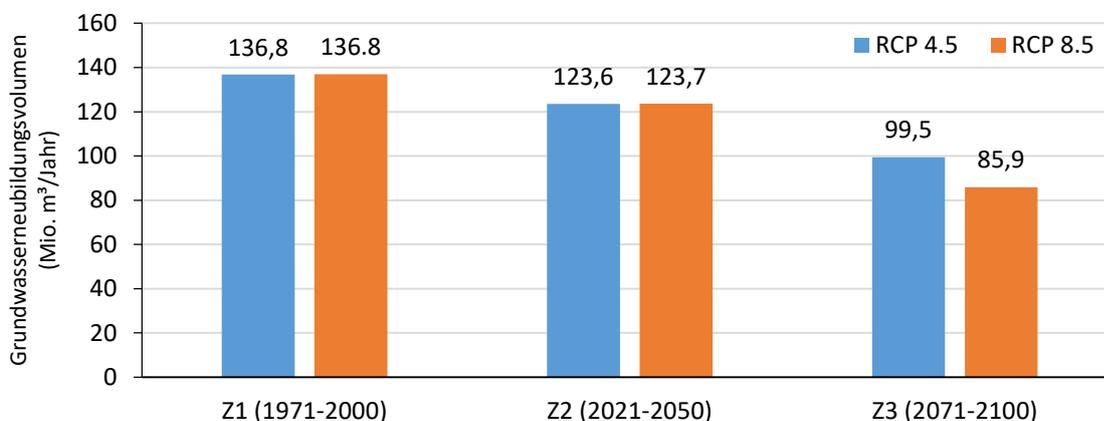


Abbildung 160: Langjährige mittlere Grundwasserneubildung (Mio. m³/a) in der Fallstudienregion Antalya für die Referenzperiode 1971-2000 und die beiden Zukunftsperioden Z2 und Z3

Abflussverhältnisse

Nachfolgend werden die künftigen Abflussverhältnisse anhand der Kenngröße Mittlerer Abfluss (MQ) näher analysiert. Das gleitende 30-jährige Mittel der Änderung des MQ s ist für den virtuellen Pegel 2000 am Auslass des Einzugsgebietes des Acisu Deresi in Abbildung 161 dargestellt. Als Bezug (100 %) dient der Jahresmittelwert des Abflusses (MQ , m^3/s) der Referenzperiode 1971-2000. Wie auch bei der Grundwasserneubildung weisen die Änderungssignale des MQ s eine große Bandbreite. Diese resultiert aus der unterschiedlichen Ausprägung der einzelnen Ensemble-Member.

Für die nahe Zukunft wird zunächst mit beiden RCP-Ensembles ein leichter Anstieg des MQ s gegenüber der Referenzperiode prognostiziert. Etwa ab dem Jahr 2025 zeigen dann alle Einzelmodelle eine rückläufige Entwicklung des MQ s an, gegen Ende des Jahrhunderts unter das Mittel der Referenzperiode. Ausgehend vom Mittel der Referenzperiode zeigt das MQ im Median des RCP 4.5-Ensembles eine rückläufige Entwicklung um bis zu 15 % in der fernen Zukunft (2085). Für das RCP 8.5-Ensemble ergibt sich bezogen auf den Ensemble-Median ein stärkerer Rückgang des MQ s um bis zu 20 % in der fernen Zukunft. Etwa ab dem Jahr 2065 wird mit allen Modellen diesen Ensembles eine Abnahme des MQ s im Vergleich zur Referenzperiode berechnet.

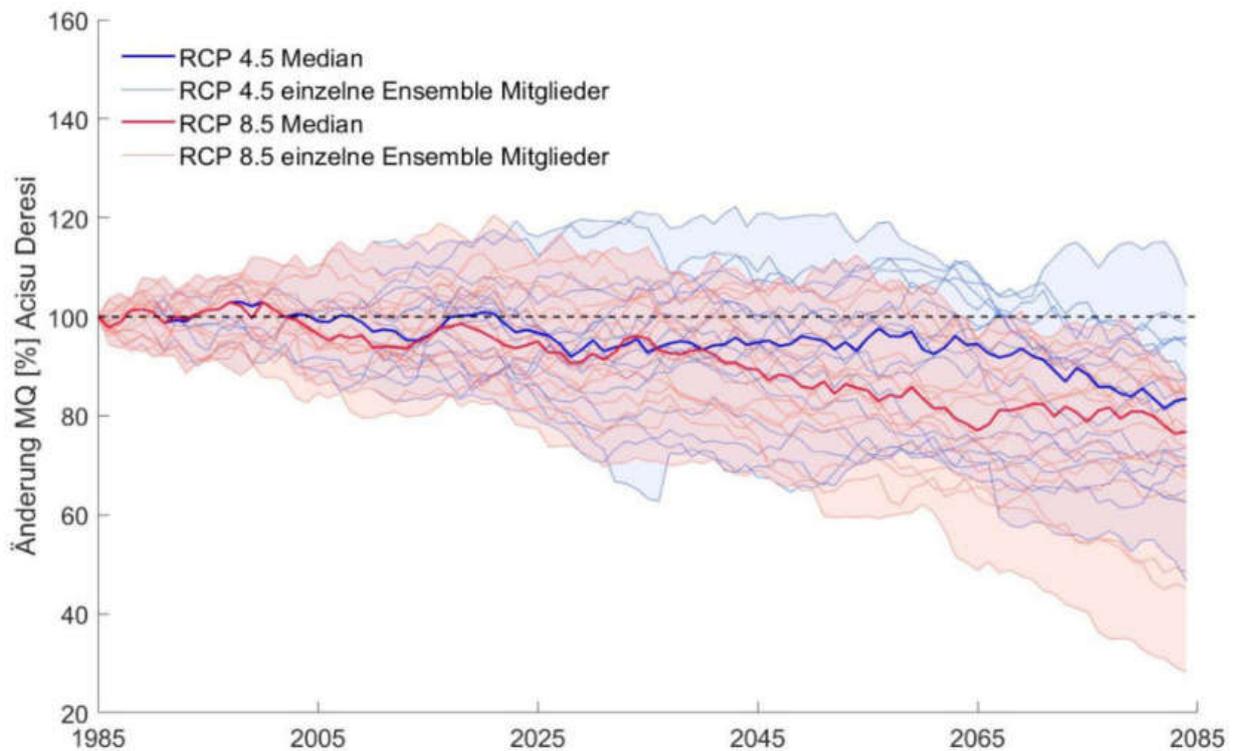


Abbildung 161: Gleitendes Mittel über 30 Jahre der Änderung des mittleren Abflusses am virtuellen Pegel am Auslass des Flussgebiets des Acisu Deresi für die einzelnen Modellketten der beiden RCP-Szenarien sowie die jeweiligen Ensemble-Mediane

Die saisonale Betrachtung der Änderung des MQ für das Einzugsgebiet des Acisu Deresi (virtueller Pegel 2000) in Abbildung 162 zeigt, dass in nahezu allen Quartalen im Median des RCP 4.5-Ensembles mit einer Abnahme zu rechnen ist. Die größten Abnahmen ergeben sich im Frühling und Sommer, wobei der Rückgang für die ferne Zukunft stets größer ist als für die nahe Zukunft. Die Abnahme des MQ s ist für das RCP 8.5-Ensemble insgesamt, v.a. jedoch in der fernen Zukunft und im Frühling und Herbst deutlich größer und beträgt im Ensemble-Median zwischen 10 und 20 % (Z2) bzw. 10 bis 50 % (Z3) gegenüber der Referenzperiode. Dies bedeutet insbesondere im Frühling und Sommer eine deutlich geringere Wasserführung der Fließgewässer und verringerte Verfügbarkeit von Wasser zur Bewässerungszwecken. Für den Winter und den Herbst ergibt sich aus den Simulationen in der nahen Zukunft

eine leichte Zunahme des MQs. Die Bandbreiten (Interquartilsabstände) des RCP 8.5-Ensembles sind geringer als dies des RCP 4.5-Ensembles.

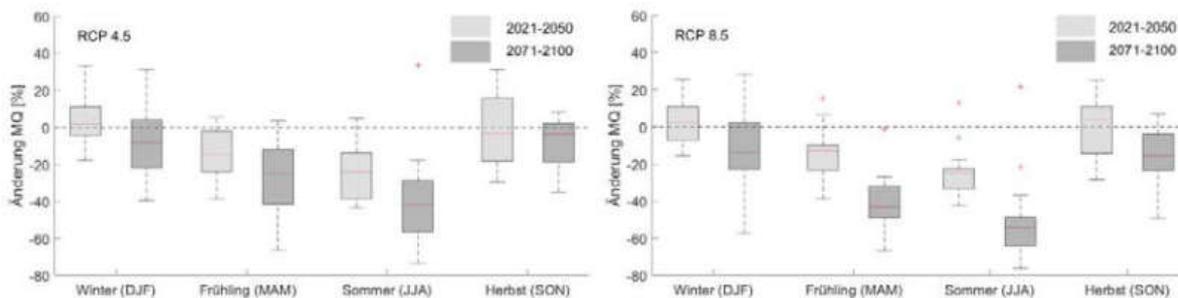


Abbildung 162: Box-Whiskers-Plot der Änderungssignale für MQ differenziert nach Quartalen, Flussgebiet des Acisu Deresi

In Abbildung 163 und Abbildung 164 sind die Änderungssignale für alle Flussgebiete/Pegel der Fallstudienregion Antalya als Box-Whiskers-Plot dargestellt. Die Änderungssignale und ihre Bandbreite zeigen für alle Pegel im Modellgebiet eine große Übereinstimmung in einer leichten Abnahme des MQs in der nahen Zukunft (2 bis 7 %) und einer deutlichen Abnahme (10-15 %) in der fernen Zukunft des RCP 4.5-Ensembles. Die große Bandbreite der Änderungssignale verdeutlicht die klimamodellbedingte Unsicherheit der Abflussprojektionen.

Die MQ-Änderungssignale für die nahe Zukunft des RCP 8.5-Ensembles zeigen im Ensemble-Median eine leichte Abnahme des MQs vergleichbar mit der in RCP 4.5-Z2. Für die ferne Zukunft wird für alle Pegel in Übereinstimmung aller einzelnen Modellketten des Ensembles ein deutlicher Rückgang des MQs mit Ensemble-Medianen von um -20 % berechnet.

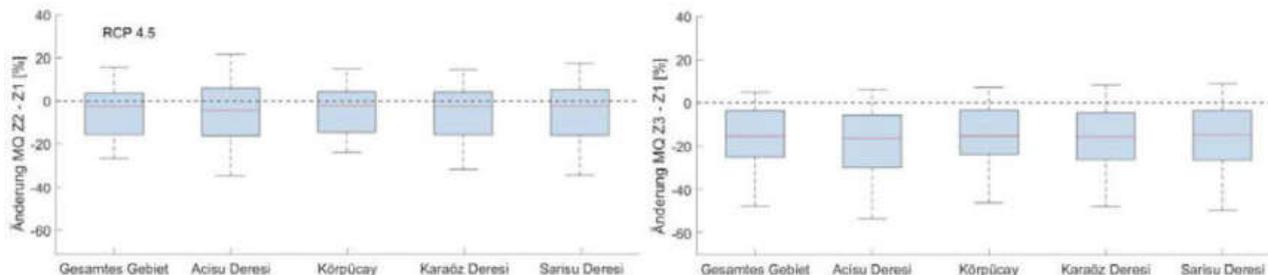


Abbildung 163: Darstellung der Änderungssignale der Jahresmittelwerte des Abflusses (MQ) für das RCP 4.5-Ensemble als Box-Whiskers-Plot

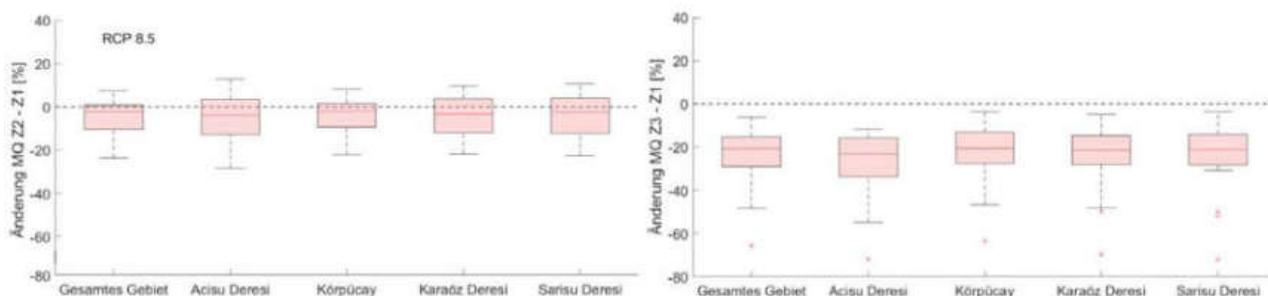


Abbildung 164: Darstellung der Änderungssignale der Jahresmittelwerte des Abflusses (MQ) für das RCP 8.5-Ensemble als Box-Whiskers-Plot

Wasserbilanz

Die bereits erläuterten Änderungen für die ausgewählten Klimakenngrößen und Wasserhaushaltskenngrößen fasst Abbildung 165 zusammen. Dargestellt ist Gebietswasserbilanz ($Q = N - ET$, je als Ensemble-Mediane) aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) für die Perioden Z1, Z2 und Z3 als Mittel aus den jeweils 17 Modellketten des RCP 4.5- (links) und -8.5-Ensembles rechts). Nicht berücksichtigt sind modellbedingt die Interaktionen zwischen Grundwasserleitern im Modellgebiet und angrenzenden Porengrundwasserleitern und deren mögliche unterirdische Zu- oder Abflüsse in benachbarte Grundwasserkörper. Die Wasserbilanz in der nahen Zukunft zeichnet sich im Vergleich zu jener der Referenzperiode des RCP 4.5-Ensembles durch eine Rückgang der mittleren Jahresniederschlagssumme aus. Dadurch steht weniger Wasser im System zur Verfügung, infolge dessen auch der Abfluss und die aktuelle Evapotranspiration rückläufig sind. Für das RCP 8.5-Ensemble ist der Rückgang aller Wasserhaushaltskomponenten deutlich stärker ausgeprägt als für das RCP 4.5-Ensemble. Dasselbe gilt für die Änderungen in der fernen Zukunft vergleichen mit der nahen Zukunft. Zur Verdeutlichung der Spannweite der berechneten Wasserbilanzglieder aus Abbildung 165 sind diese als Box-Whiskers-Plot der jeweils 17 Modellketten pro Ensemble in Abbildung 166 dargestellt.

Die künftigen hydrologisch-klimatischen Verhältnisse in der Region Antalya können demnach also im Jahresmittel als „trockener“ mit geringeren Niederschlagssummen und geringerer Wasserführung der Fließgewässer bezeichnet werden.

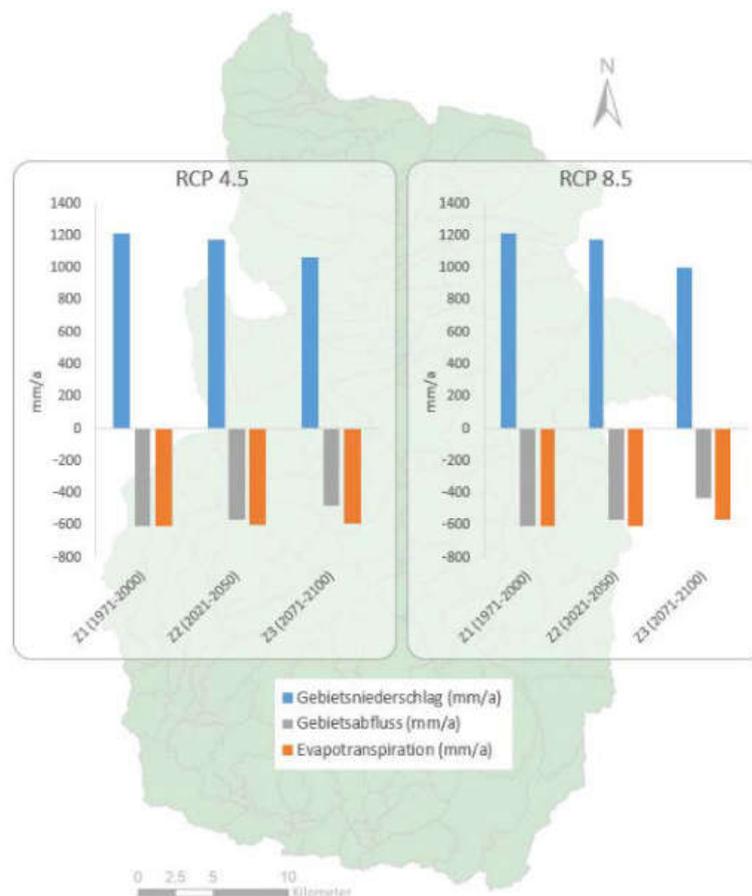


Abbildung 165: Wasserbilanz für die Fallstudienregion Antalya aus Gebietsniederschlag (mm/a), Gebietsabfluss (mm/a) und Evapotranspiration (mm/a) (je als Ensemble-Median) für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000

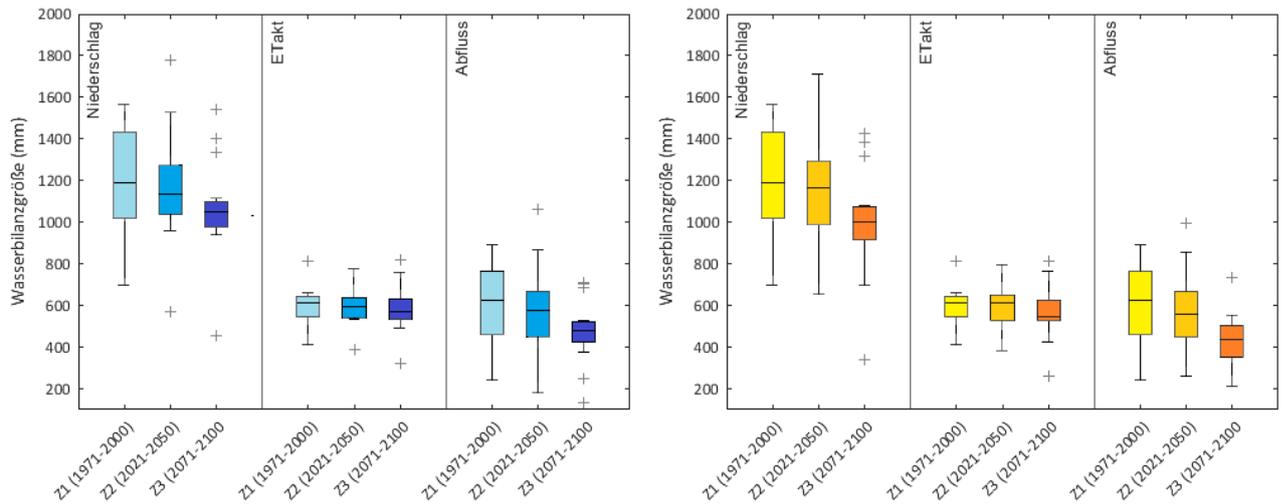


Abbildung 166: Boxplot der Wasserbilanzkomponenten Niederschlag, ETakt und Abfluss auf Jahresbasis differenziert nach Auswertungsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (links) und das RCP 8.5-Ensemble (rechts), Fallstudienregion Antalya

Zusammenfassung

Die künftigen Klimatischen Verhältnisse in der Fallstudienregion Antalya sind durch deutlich steigende Temperaturen im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000 gekennzeichnet. Insbesondere auf dem RCP 8.5-Pfad ergibt sich ein sehr starker Anstieg der mittleren Temperatur um bis zu 4 °C in der fernen Zukunft (2071-2100). Gleichzeitig wird eine deutliche Abnahme der Niederschlagssummen in Bezug auf das gesamte Jahr, insbesondere aber für Herbst, Frühling und Winter berechnet, die in der fernen Zukunft signifikant, teils robust ist. Lediglich im Sommer wird in den küstennahen Gebieten der Fallstudienregion eine Zunahme der Niederschlagssummen berechnet. Die Analyse der Klimamodelldaten anhand der Kenngröße *P90Q* zeigt, dass Niederschlagsereignisse extremer ausfallen und mit größeren Niederschlagssummen einhergehen können. Im Zuge der zunehmenden Temperaturen und des rückläufigen Niederschlagdargebotes ist auch die aktuelle Evapotranspiration rückläufig. Der verringerte Niederschlagsinput in den regionalen Wasserkreislauf hat außerdem eine v.a. in der fernen Zukunft deutliche Abnahme der Grundwasserneubildung und des mittleren Abflusses zur Folge. Somit wird für die Zukunft ein Rückgang des Wasserdargebotes sowohl hinsichtlich des der Oberflächenwasserverfügbarkeit (verringerte Wasserführung, v.a. im Frühling und Sommer) als auch der Grundwasserresource prognostiziert.

Projektionen des Wasserbedarfs

Um die mittels der klimaszenarienbasierten Wasserhaushaltsmodellierung prognostizierte Dargebotsänderung hinsichtlich der Entstehung von Wasserstress und Wassernutzungskonflikten einordnen zu können, wurde im Rahmen der Masterarbeit von N. Ebers (Ebers 2020) der aktuelle und künftige Wasserbedarf überschlagsweise ermittelt und dem Dargebot gegenübergestellt.

Laut Umweltbundesamt (UBA) tritt Wasserstress auf, wenn der Wasserbedarf größer ist als 20 % des erneuerbaren Wasserdargebotes. Wasserstress kann als Faktor für eine beginnende Limitierung des Wirtschaftswachstums gesehen werden (Raskin et al. 1997). Nach Lehn et al. (1996) berechnet sich das Wasserdargebot aus dem Grund- und Oberflächenwasserabfluss im Modellsystem. Für die Berechnung wurde der Oberflächenwasserabfluss aus den Monatsmittelwerten des Gebietsabflusses ermit-

telt. Der Oberflächenabfluss ist direkt für Nutzungszwecke verfügbar und fließt relativ schnell ab, solange keine Speicherbauwerke das Wasser zurückhalten. Einen Grundwasserabfluss kann mit dem Wasserhaushaltmodell nicht berechnet werden. Hierzu sei auf die Arbeiten und Ergebnisse der Grundwassermodellierung (Kap. 3.3.3) verwiesen. Durch die hydrologische Modellierung erhalten wir jedoch eine flächendeckende Grundwasserneubildung für das Modellgebiet. Diese wird unter Vernachlässigung möglicher unterirdischer Grundwasserzuströme aus angrenzenden Gebieten dem Grundwasserabfluss aus dem Modellgebiet gleichgesetzt. Dabei auftretende Speichereffekte sowie der zeitliche Versatz zwischen Neubildung und Grundwasserabstrom aus dem Modellgebiet im hydraulisch langsam reagierenden Aquifersystem können bei der Quantifizierung des Dargebotes nicht berücksichtigt werden.

Das Wasserdargebot nach dem Ansatz von Lehn et al. (1996) ist in Abbildung 167 sowie Tabelle 49 dargestellt. In absoluten Zahlen steht für die Referenzperiode ein durchschnittliches Wasserdargebot von 950 Mio. m³ pro Jahr im Modellgebiet zur Verfügung. In der Beobachtungsperiode (1995-2020) liegt im RCP 4.5 Ensemble ein Wasserdargebot von 913 Mio. m³ pro Jahr und im RCP 8.5 von 887 Mio. m³ pro Jahr vor. Die Unterschiede im Wasserdargebot der Beobachtungsperiode ergeben sich dadurch, dass ab 2010 die Klimaszenarien unterschiedliche Klimainput-Daten liefern. Das Dargebot der Gegenwart sollte aufgrund der nicht durchführbaren Bias-Adjustierung der Klimamodelldaten nicht durch die Simulation der beobachteten Klimazeitreihen bestimmt werden.

Wie in Abbildung 167 zu erkennen ist, verringert sich das Wasserdargebot in der Zukunft in beiden Szenarien weiter. Im RCP 4.5-Ensemble wird ein Rückgang auf 900 Mio. m³ in der nahen und 790 Mio. m³ pro in der fernen Zukunft (Ensemble-Median -18 %) berechnet. Für das RCP 8.5-Ensemble ergibt sich ein deutlicher Rückgang des Wasserdargebotes von 873 Mio. m³ (nahe Zukunft) auf 681 Mio. m³ pro Jahr in der fernen Zukunft (rd. - 20 % im Ensemble-Median).

Tabelle 49: Vergleich des absoluten jährlichen Wasserdargebots (Mediane der Klimaensembles) in verschiedenen Zeitspannen

Zeitraum	Zeitspanne	Wasserdargebot (Mio. m³/Jahr)	
Referenzperiode	1971-2000	950	
Beobachtungsperiode („Gegenwart“, RCP 4.5 RCP 8.5)	1995-2020	913	887
Nahe Zukunft (RCP 4.5 RCP 8.5)	2021-2050	900	873
Ferne Zukunft (RCP 4.5 RCP 8.5)	2071-2100	790	681

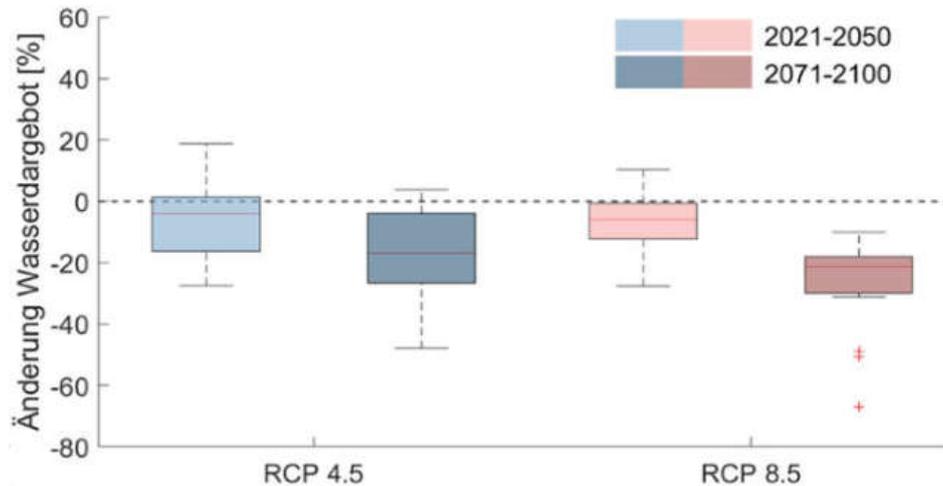


Abbildung 167: Änderung des jährlichen Wasserdargebotes (%) als Summe aus Abfluss und Grundwasserneubildung in der nahen (2021-2050) und fernen Zukunft (2071-2100) im Vergleich zur Referenzperiode (1971-2000)

Neben den Jahreswerten des Wasserdargebotes ist auch die Entwicklung in den einzelnen Monaten von Interesse. Diese ist für das RCP 4.5-Ensemble in Abbildung 168 dargestellt. Hierbei zeigt sich in beiden Klimamodellensembles eine deutliche Verringerung des Wasserdargebotes zum Ende des 21. Jahrhunderts in den Winter- und Frühlingsmonaten. Auch die Fröhsommermonate Mai und Juni sind von einer Abnahme betroffen. Zum Ende des Sommers und zu Beginn des Herbstes ist die geringste Abnahme zu erwarten. Dies liegt daran, dass es bereits in der Referenzperiode in diesen Monaten zu wenigen Niederschlagsereignissen kommt und diese Monate daher eher durch Trockenheit gekennzeichnet sind. Eine Verringerung des Wasserdargebotes ist in diesen Monaten zwar auch von Bedeutung, da die geringe Menge des zur Verfügung stehenden Wassers sich weiter verringert. Von größerer Bedeutung ist jedoch die Verringerung im Winter und besonders im Frühjahr. In diesen Monaten fällt der Hauptteil des Jahresniederschlags, der die Grundwasserspeicher werden aufgefüllt. Das Wasserdargebot im Herbst ändert sich in der fernen Zukunft im RCP 8.5-Ensemble wesentlich stärker als für das RCP 4.5-Ensemble.

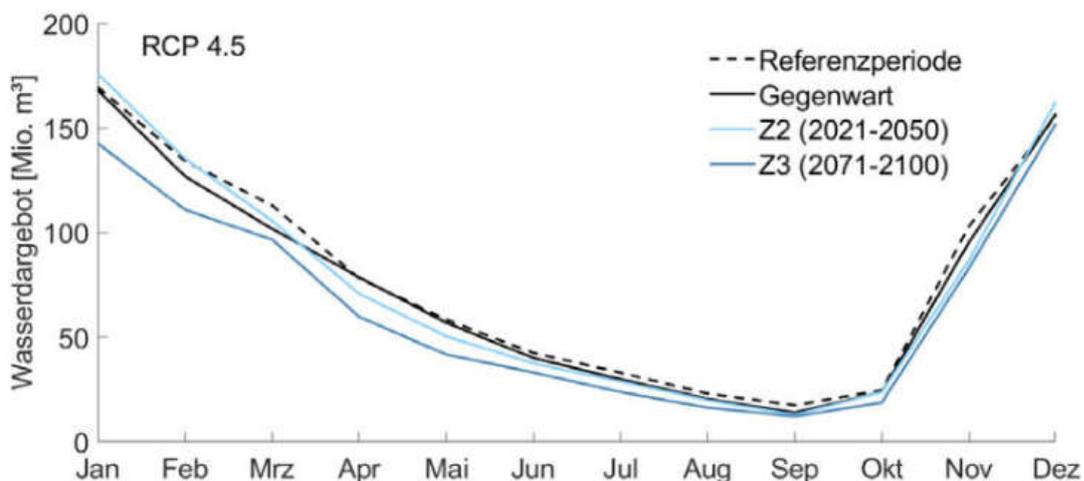


Abbildung 168: Entwicklung des mittleren Wasserdargebotes aufgeschlüsselt nach Monaten (Mio. m³) in den verschiedenen Zeiträumen für das RCP 4.5-Ensemble

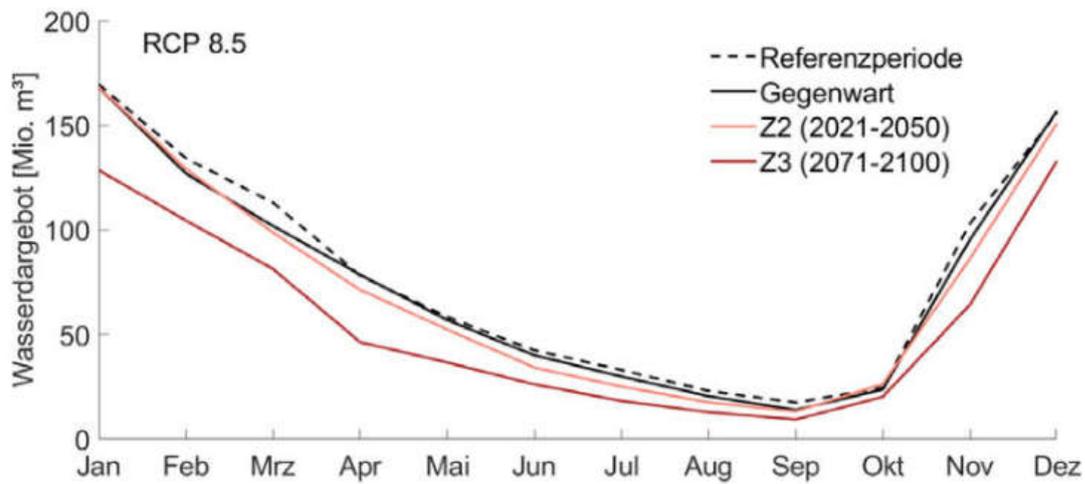


Abbildung 169: Entwicklung des mittleren Wasserdargebots aufgeschlüsselt nach Monaten (Mio. m³) in den verschiedenen Zeiträumen für das RCP 4.5-Ensemble

Wasserbedarfsanalyse

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Wasserbedarfsanalyse für die Fallstudienregion Antalya, die im Projekt im Rahmen der Masterarbeit von Ebers (2019) durchgeführt wurden, zusammengefasst. Der aktuelle jährliche Wasserbedarf ist in Tabelle 50 aufgeschlüsselt und wird für die gesamte Modellregion Antalya auf ca. 227 Mio. m³/a geschätzt. Mit 205 Mio. m³ hat der Wasserbedarf in der Landwirtschaft einen Anteil von 90 % am Gesamtbedarf. Damit handelt es sich um den Verbrauchssektor mit dem höchsten Wasserverbrauch im Gebiet. Der Tourismus benötigt im Jahr ca. 13 Mio. m³ Wasser, die Haushalte ungefähr 9 Mio. m³.

Tabelle 50: Ergebnisse der Wasserbedarfsanalyse zur Berechnung des aktuellen Wasserbedarfs

	Wasserbedarf (Mio. m ³)			
	Haushalte	Tourismus	Landwirtschaft	Gesamter Wasserbedarf
Januar	0,53	0,05	1,60	2,18
Februar	0,49	0,05	1,82	2,37
März	0,56	0,12	2,78	3,47
April	0,65	0,52	6,72	7,89
Mai	0,75	1,05	18,73	20,52
Juni	0,90	1,83	37,86	40,59
Juli	0,99	3,37	54,88	59,24
August	1,00	3,35	30,30	34,65
September	0,92	1,59	28,80	31,31
Oktober	0,79	0,74	14,81	16,35
November	0,65	0,03	5,39	6,08
Dezember	0,56	0,09	1,71	2,36
Jahr	8,79	12,81	205,39	226,99

Die Verteilung des jährlichen Wasserbedarfs auf die einzelnen Monate zeigt deutlich, dass in den Sommermonaten der Wasserbedarf am höchsten ist (Abbildung 170). Das hängt u.a. damit zusammen, dass in den Sommermonaten der Wasserbedarf in der Landwirtschaft stark ansteigt (Feldbewässerung). Auch der Bedarf im Tourismussektor und in den Haushalten ist in dieser Jahreszeit am höchsten. Zum Ende des Herbstes und im Winter liegt der geringste Wasserbedarf vor (3 Mio. m³).

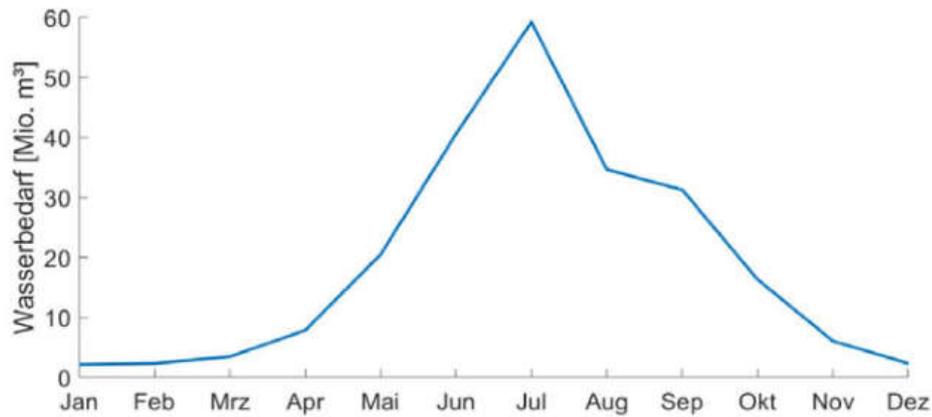


Abbildung 170: Monatliche Verteilung des Wasserbedarfs in der Fallstudienregion Antalya

Die drei Wasserbedarfsszenarien, die Ebers entwickelte, sind alle durch eine Zunahme des Wasserbedarfs gekennzeichnet, jedoch unterscheiden sie sich deutlich durch den Anstieg in der fernen Zukunft (Tabelle 51). Im ersten Szenario liegt, wie erwartet, der größte Wasserbedarf vor (340 Mio. m³ in der fernen Zukunft). Der Wasserbedarf steigt damit in der fernen Zukunft im Vergleich zur Gegenwart um ca. 33 % an. In der nahen Zukunft beträgt der Wasserbedarf im ersten Szenario im Jahr 270 Mio. m³, dies entspricht einer Erhöhung von 16 % Prozent im Vergleich zur Gegenwartsperiode. Das zweite Szenario, das einen mittleren Anstieg des Wasserbedarfs abbilden soll, verzeichnet für die ferne Zukunft einen Anstieg des Bedarfs von ca. 22 % Prozent. Für die nahe Zukunft ergibt sich ein Anstieg um 10 %. Das dritte Szenario (Wasser einsparen) ergibt einen Anstieg auf 258 Mio. m³ für die ferne Zukunft und 240 Mio. m³ für die nahe Zukunft und bildet damit nur eine geringe Erhöhung des aktuellen Wasserbedarfs ab.

Tabelle 51: Jährlicher Wasserbedarf (Mio. m³) in den drei Wasserbedarfsszenarien und die Änderung (%) im Vergleich zur Gegenwart für die nahe (2020-2050) und ferne (2070-2100) Zukunft

Szenario	Gegenwart	Nahe Zukunft (2021-2050)		Ferne Zukunft (2071-2100)	
	Wasserbedarf (Mio. m ³)	Wasserbedarf (Mio. m ³)	Änderung im Vergleich zur Gegenwart (%)	Wasserbedarf (Mio. m ³)	Änderung im Vergleich zur Gegenwart (%)
1	226,99	271,57	16	339,17	33
2	226,99	253,67	10	293,56	22
3	226,99	240,21	5	258,52	12

In Abbildung 171 ist der jährliche Wasserbedarf nach Szenarien in den einzelnen Monaten dargestellt. Die größten Unterschiede zwischen den Wasserbedarfsszenarien ergeben sich in den Sommermonaten, da hier die Bewässerung einen starken Einfluss besitzt. Das hängt damit zusammen, dass in den Szenarien die Bewässerung den größten Anteil des Gesamtwasserbedarfs ausmacht und sich im Vergleich zur Gegenwart am stärksten verändert hat. In den Wintermonaten ist der Unterschied zwischen den Wasserbedarfsprojektionen und der Gegenwart sehr gering. Damit ergeben sich in der Vegetationsphase die größten Unterschiede.

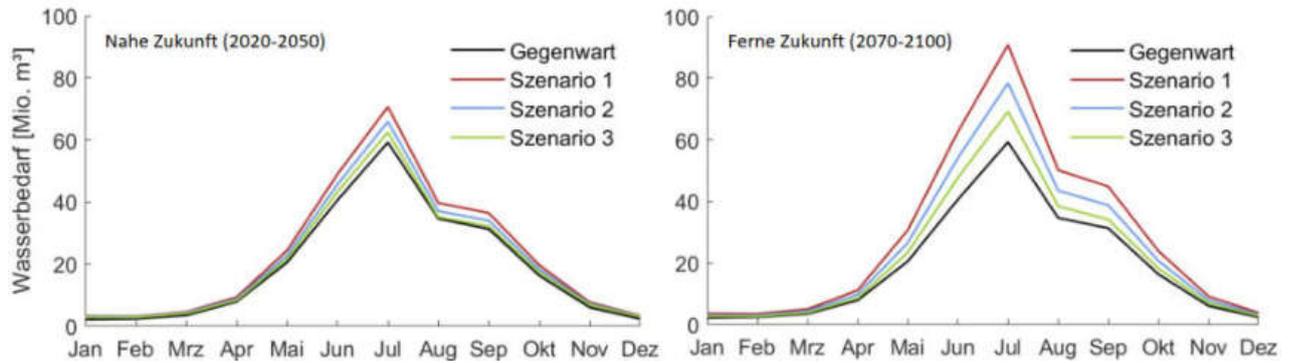


Abbildung 171: Monatliche Verteilung des Wasserbedarfs in den 3 Wasserbedarfsszenarien und der Gegenwart für die nahe Zukunft (links) und ferne Zukunft (rechts)

Gegenüberstellung von Wasserdargebot und -bedarf

Um mögliche Wassernutzungskonflikte in der Gegenwart zu identifizieren, wird das aktuelle Wasserdargebot dem -bedarf gegenübergestellt. Das Wasserdargebot des Modellgebiets wurde im Zuge der Wasserhaushaltsmodellierung ermittelt (s. Kap. 3.3.1) und beträgt in der Gegenwart im Mittel 885 Mio. m³ pro Jahr. In Abbildung 172 sind Wasserdargebot und Wasserbedarf monatsweise gegenübergestellt.

Bei der Betrachtung der monatlichen Verteilung von Wasserbedarf und -dargebot fällt auf, dass die Sommermonate durch ein Wasserdefizit gekennzeichnet sind (Abbildung 172). Ab Juni übersteigt der Wasserbedarf das Dargebot des Gebiets, wodurch sich im Laufe des Sommers ein Defizit von 55 Mio. m³ entwickelt. Hauptursache für das sommerliche Defizit ist der steigende Bewässerungsbedarf in der Landwirtschaft. In den Monaten Mai bis Oktober herrscht im Modellgebiet Wasserstress. Zu berücksichtigen ist aber, dass die Berechnung des Wasserdargebots nur auf der Grundwasserneubildung beruht, nicht aber die längerfristige Speicherung erheblicher Wassermengen im Untergrund berücksichtigt. Unter dieser Annahme wird in der Bilanzierung folglich nicht berücksichtigt, dass auch große Mengen Grundwasser zur Verfügung stehen, das vor längerer Zeit (Monate bis Jahre) neugebildet wurde und für eine Nutzung zur Verfügung steht.

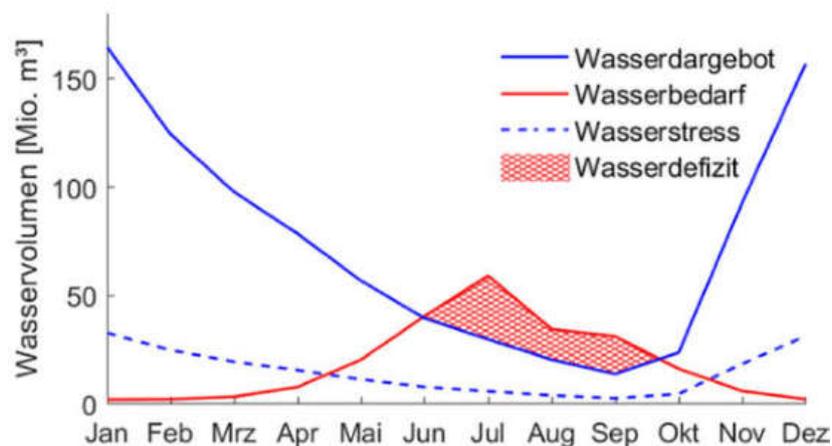


Abbildung 172: Vergleich des aktuellen Wasserdargebots mit dem Wasserbedarf und Darstellung des Wasserstresses und Wasserdefizits für die einzelnen Monate

Trotz eines dieser Bilanzierung nach etwa halbjährlichen Wasserdefizites liegen für die Modellregion keine Informationen über großen Wasserbedarfsprobleme und Wasserknappheit vor. Das liegt am Aufbau des Modellgebiets und an der Berechnung des aktuellen Wasserdargebots. Für das hydrologische Modell wurde nicht das ganze gesamte Einzugsgebiet des Köprüçays berücksichtigt, sondern nur

ein Teileinzugsgebiet. Der Zufluss des Köprüçays konnte im Modell nicht berücksichtigt werden, da keine Informationen bezüglich der Karstabflüsse und Abflussmessungen oberhalb des Pegels E09A002 zur Verfügung standen. Im Sommer macht der Zufluss durch die Karstquellen jedoch fast den gesamten Abfluss des Köprüçay aus und wird auf etwa 30 m³/s im Jahresmittel beziffert (SIMA JEOLJÍ 2017). Kurz nachdem der Köprüçay in die Ebene fließt, wird dieser mittels eines Querbauwerks aufgestaut und ein Großteils der Wassermenge (26 m³/s) wird zur Bewässerung entnommen, welches durch Kanäle durch Modellgebiet wird. Durch diesen zusätzlichen Zufluss in das Untersuchungsgebiet erhöht sich das gesamte Wasserdargebot deutlich (Abbildung 173). In den Sommermonaten entsteht dadurch kein Defizit im Wasserhaushalt mehr. Im Juli liegt der höchste Wasserbedarf vor (60 Mio. m³/ Monat). Aufgrund des Zuflusses ins Modellgebiet beträgt die Differenz zwischen Wasserdargebot und -bedarf 40 Mio. m³. Unter Berücksichtigung dieses Wassertransfers besteht im Untersuchungsgebiet kein Wasserstress mehr. Dadurch wird auch deutlich, dass eine große Abhängigkeit der Region vom Zufluss der Karstquellen in den Köprüçay ist.

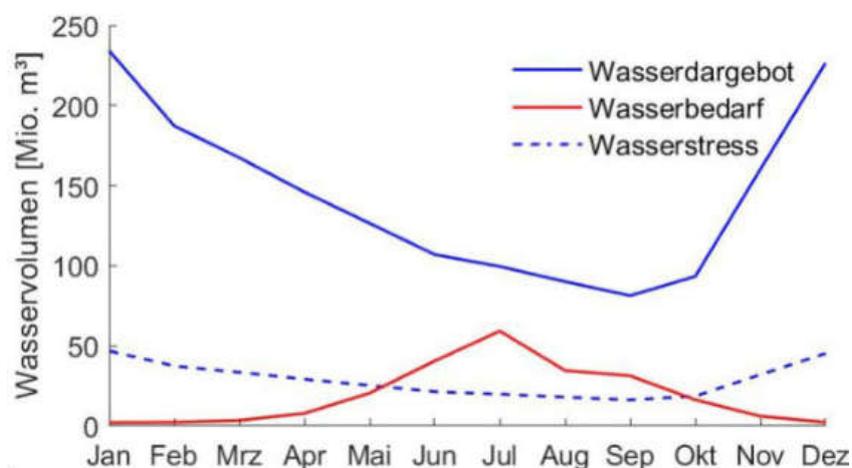


Abbildung 173: Gegenüberstellung des aktuellen Wasserdargebotes mit Zufluss des Köprüçays in das Modellgebiet, dem Wasserbedarf und dem Wasserstress

Zukünftige Entwicklung von Wasserbedarf- und dargebot

Die Gegenüberstellung von künftigen Wasserdargebot und -bedarf (s. Tabelle 52) ergibt sich einerseits aus dem Wasserhaushaltssimulationen unter Berücksichtigung der Ableitung aus dem Köprüçay mit den beiden RCP-Klimamodellensembles und andererseits aus der szenarienbasierten Abschätzung des künftigen Wasserbedarfs nach der Methode von Ebers (2020). Der Unterschied zwischen der Gegenwart und der nahen Zukunft ist in beide Klimaszenarien sehr gering. Die Jahressummen des Wasserbedarfs und der -dargebotes zeigen im Vergleich, dass genügend Wasser in der nahen Zukunft zur Verfügung steht um den Bedarf zu decken. Es tritt kein Wasserstress, die Jahressumme des Bedarfs beträgt weniger als 20 % des Wasserdargebots.

Tabelle 52: Mittleres jährliches Wasserdargebot in der nahen (2021-2050) und fernen (2071-2100) Zukunft für das RCP 4.5 und RCP 8.5-Ensemble (Ensemble-Mittelwerte) im Vergleich mit dem jährlichen Wasserbedarf der drei Wasserbedarfsszenarien

Wasserdargebot (Mio. m ³)	Wasserbedarf (Mio. m ³)
---------------------------------------	-------------------------------------

Zeitraum	RCP 4.5	RCP 8.5	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3
Nahe Zukunft	1679	1642	286	266	252
Ferne Zukunft	1471	1306	356	307	270

In Abbildung 174 sind die projizierten Wasserbedarfe und das Wasserdargebot monatsweise dargestellt. Für beide Zukunftsperioden und beide RCP-Ensembles ergibt sich vor allem in den Sommermonaten eine Zunahme des Wasserbedarfs in allen drei Bedarfsszenarien. Diese Zunahme ist für die ferne Zukunft deutlich größer, sodass bei rückläufiger Wasserverfügbarkeit in beiden Modellensembles sich Bedarf und Verfügbarkeit stark annähern. In den Projektionen des RCP 4.5-Klimamodellensembles treten im Bedarfsszenario eins und zwei im Sommer kleinere Defizite auf. Im ersten Wasserbedarfsszenario entsteht ein Wasserdefizit von 19 Mio. m³, im zweiten ein Defizit von 6 Mio. m³. Allerdings ist zu beachten, dass dieser Mangel möglicherweise durch den Grundwasserspeicher gedeckt werden kann. Im Jahr beträgt das Wasserdargebot im RCP 4.5 in der fernen Zukunft 1471 Mio. m³. Wird ein jährlicher Wasserbedarf von 348 Mio. m³ erreicht, kann die Region als Gebiet mit Wasserstress eingestuft werden. Dies tritt im ersten Szenario ein. Hier liegt der Jahreswasserbedarf bei 356 Mio. m³. In den anderen beiden Bedarfsszenarien ist der Bedarf geringer als 348 Mio. m³. Dennoch tritt auch hier im Sommer Wasserstress auf. Im Winter ist das Wasserdargebot sehr hoch und die Nachfrage sehr gering. Deshalb resultiert in den drei Bedarfsszenarien im Winter kein Wasserstress. Für die Periode der fernen Zukunft übersteigt der Wasserbedarf in Juli in zwei Bedarfsszenarien im RCP 4.5-Ensemble die Wasserverfügbarkeit (Wassermangel).

Aus den Projektionen mit dem RCP 8.5-Klimamodellensemble ergibt sich im Ensemble-Median ein Wasserdargebot in der fernen Zukunft von 1307 Mio. m³. Ab einem jährlichen Bedarf von 261 Mio. m³ wird die Region als Gebiet mit einem jährlich anhaltenden Wasserstress eingeordnet. Alle Bedarfsszenarien übersteigen diesen Wert in der fernen Zukunft. In den Sommermonaten entsteht Wassermangel, der Wasserbedarf übersteigt das Dargebot. Im ersten Bedarfsszenario besteht ein Wassermangel von 31 Mio. m³, im zweiten 18 Mio. m³ und im dritten 8 Mio. m³. Ab Mitte Frühling bis zum Ende des Herbsts liegt Wasserstress vor. Die Grenze, ab der Wasserstress gilt, wird in den Sommermonaten weit überschritten. Hier kann von einem extremen Wasserstress gesprochen werden. Die Wintermonate sind auch in der fernen Zukunft im Klimaszenario RCP 8.5 nicht vom Wasserstress betroffen. Dies liegt darin begründet, dass die Differenz zwischen Bedarf und Angebot sehr hoch ist. Im Winter verändert sich der Wasserbedarf von der Gegenwart zur Zukunft nur geringfügig. Das Dargebot ist zwar schwach rückläufig, im Vergleich zum Sommer dennoch deutlich größer.

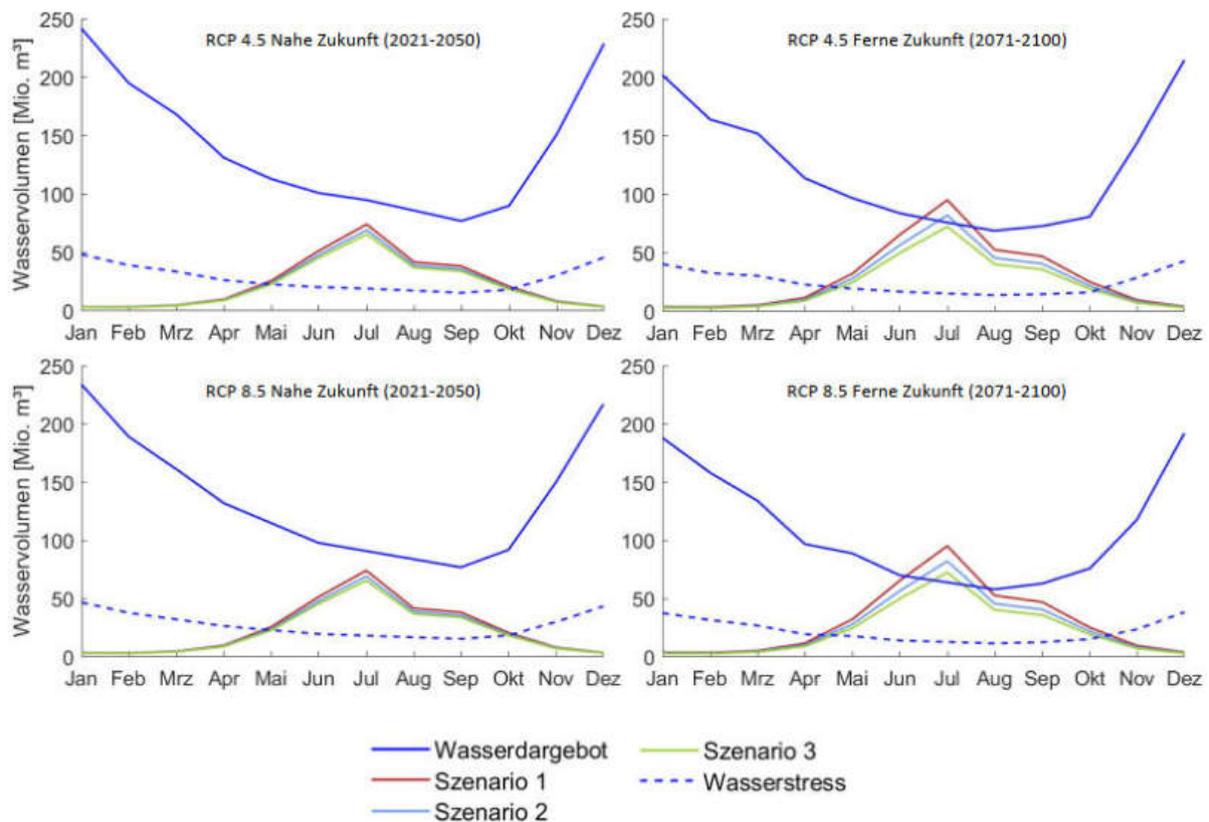


Abbildung 174: Vergleich zwischen dem monatlichen Wasserdargebot (Mio. m³) und den Wasserbedarfsszenarien in der nahen (2021-2050) und fernen (2071-2100) Zukunft in den beiden Klimaszenarien RCP 4.5 (oben) und RCP 8.5 (unten)

3.3.3 Grundwassermodellierung

Da für das Modellgebiet existieren keine Wasserbedarfsszenarien. Daher wurden sechs Klimaszenarien bis zum Jahr 2100 simuliert (s. Tabelle 53). Abbildung 175 zeigt die simulierten Werte für die relative Salzkonzentration in -60 m und -100 m NN Tiefe für die Szenarien 1.45 und 1.85 sowie das besonders trockene Szenario 3.45 (s. Abbildung 176) im Vergleich. Im Anfangszustand befindet sich die Süß-/Salzwassergrenze nahe an der Küstenlinie, wie es auch die Messwerte (Abbildung 94) suggerieren, die nur in zwei Beobachtungsbrunnen in direkter Nähe der Küste eine relevante Versalzung erkennen lassen. Um einen gesicherten Anfangszustand bestimmen zu können, wären weitere Messungen bzw. ein Monitoring der Chloridkonzentrationen über einen längeren Zeitraum notwendig.

Bedingt durch die hydraulischen Verhältnisse dringt das Meerwasser im unteren Bereich des Modells weiter in das Landesinnere vor als im oberen Bereich. Die Klimaszenarien üben nur einen geringfügigen Einfluss auf die Lage der Süß-/Salzwassergrenze aus. Diese und demzufolge auch die Trinkwassergrenze bewegen sich im Modell über alle Szenarien hinweg weiter in das Landesinnere. Es ist also davon auszugehen, dass unter den gegebenen und zukünftig höchstwahrscheinlich weiter steigenden Wasserentnahmeraten mit einem weiteren Vordringen der Süß-/Salzwassergrenze zu rechnen ist. Abbildung 176 zeigt die Wasserbilanzen für die IPCC-Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 jeweils für Variante 1, 3 und 5 der in TP 1 berechneten Grundwasserneubildungsszenarien.

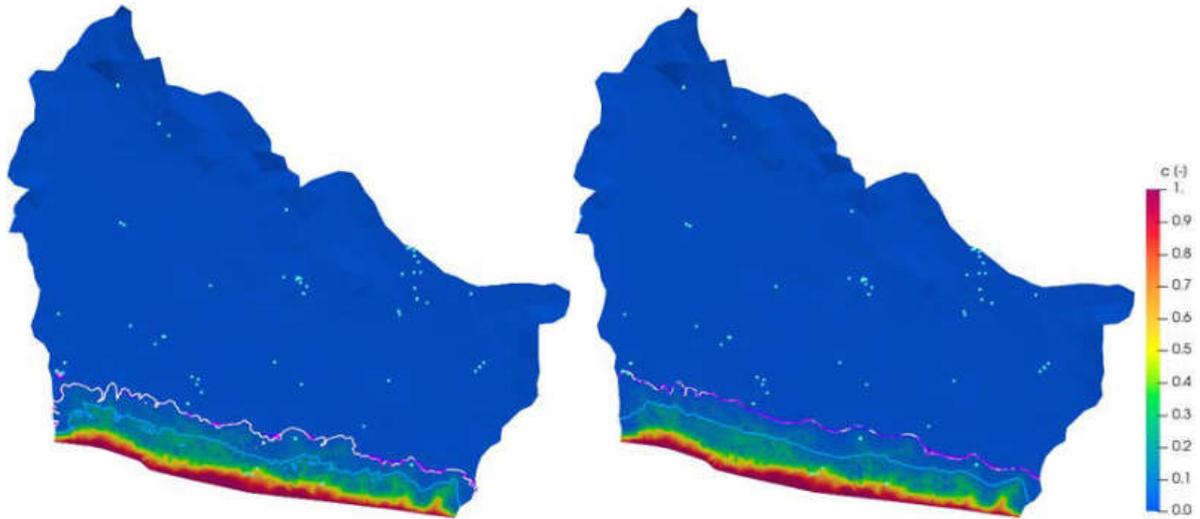


Abbildung 175: Salzverteilung im Jahr 2100 in -60 m NN (links) und -100 m NN (rechts) Tiefe für Szenario 1.45 (Farbskala), 1.85 und 3.45; Konturlinien: Trinkwassergrenze (250 mg Cl/l), weiß: Szenario 1.45, pink: Szenario 1.85, violett: Szenario 3.45, blau: Anfangszustand, türkis: Förderbrunnen

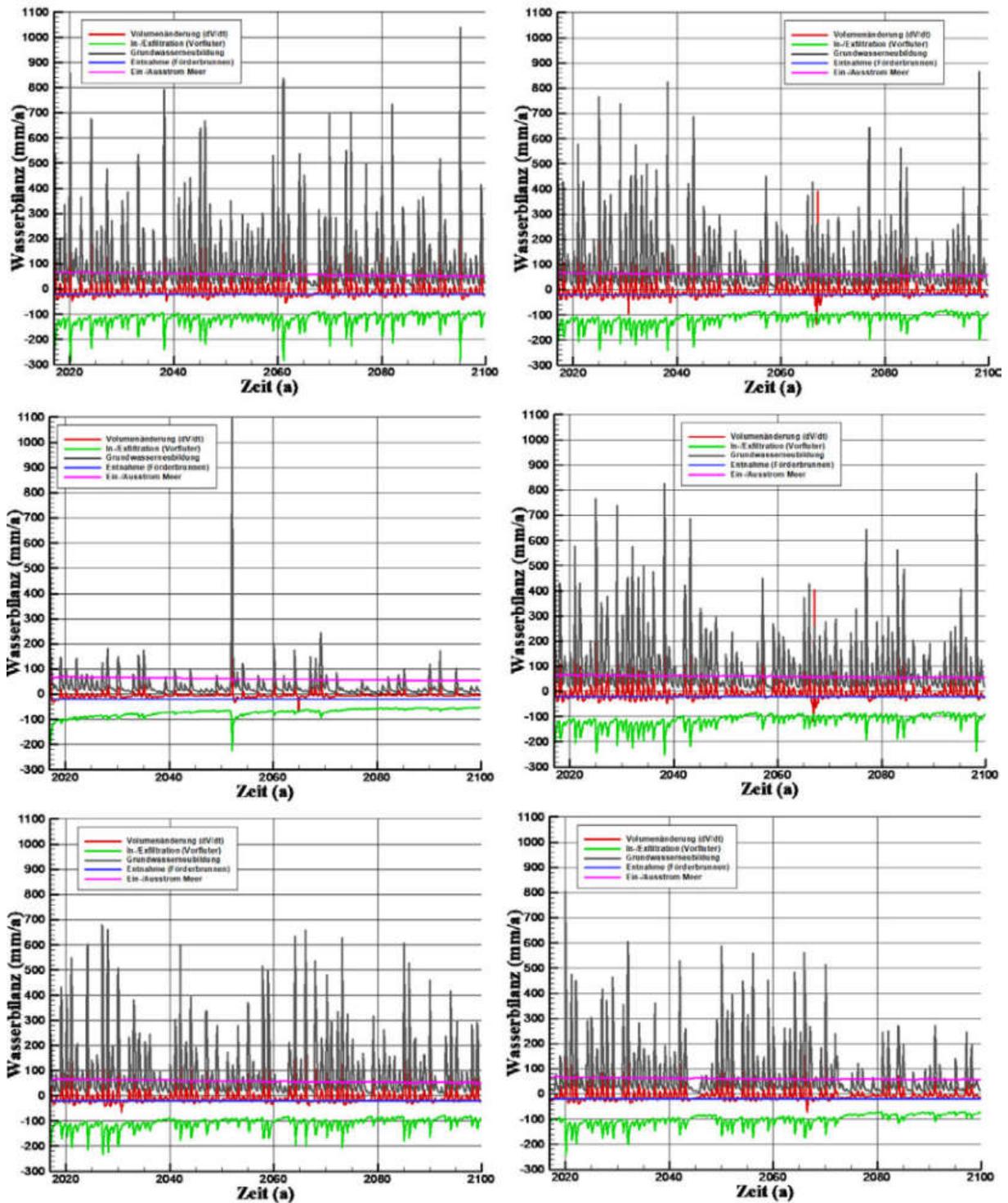


Abbildung 176: Wasserbilanzen für die beiden IPCC-Klimaszenarien RCP 4.5 (links) und RCP 8.5 (rechts), von oben nach unten: Variante 1, 2 und 3 für den Zeitraum 2017-2100

Aus den zeitabhängigen Resultaten für die Grundwasserstände, die Chloridkonzentrationen in drei Tiefen und das verfügbare Trinkwasserdargebot wurden die vereinbarten Indikatoren (Tab. 3) berechnet und zur Bewertung in das CAM-Tool überführt, s. Abbildung 177 und Abbildung 178.

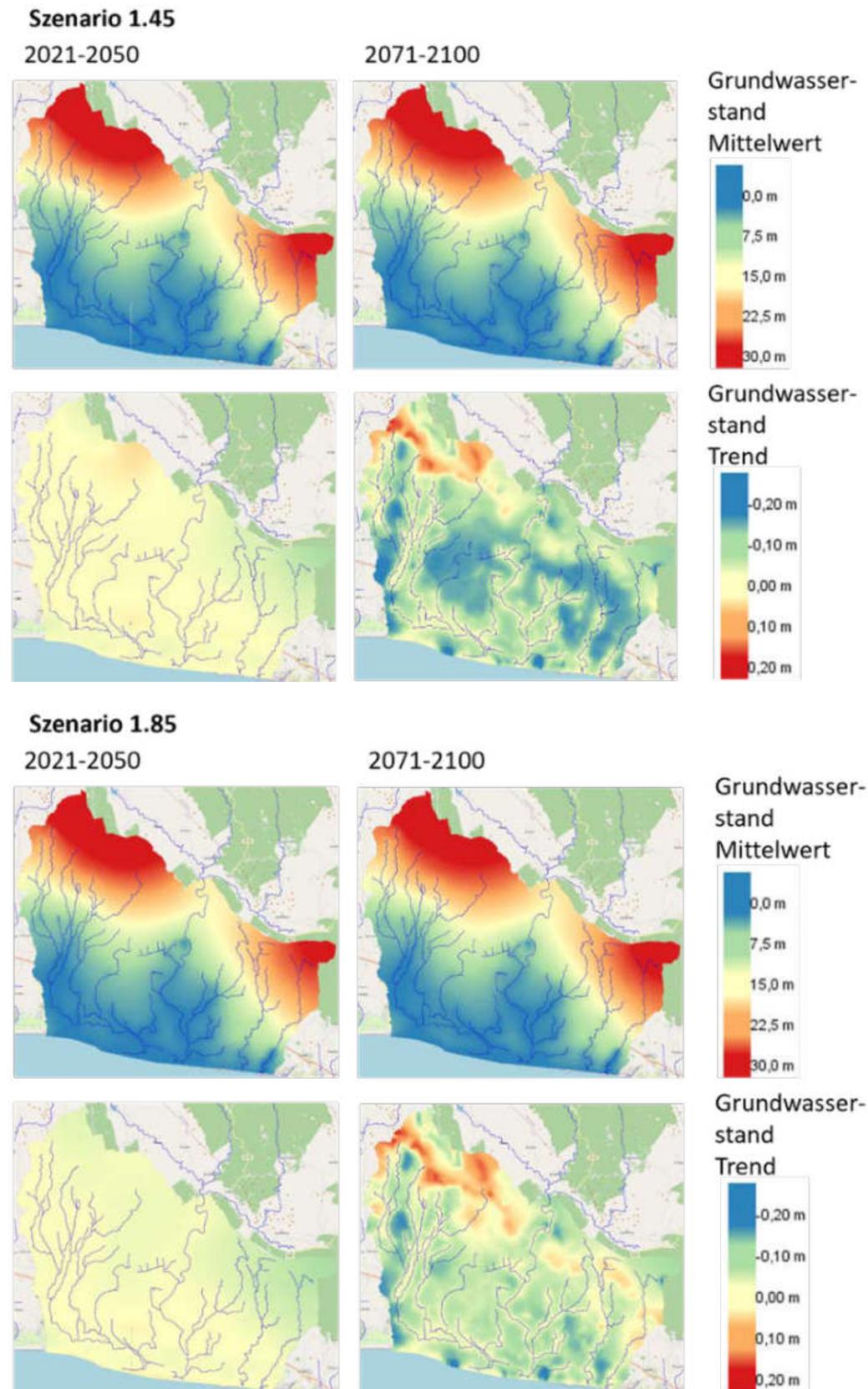


Abbildung 177: Indikatoren für den Grundwasserstand im CAM für die Szenarien 1.45 und 1.85

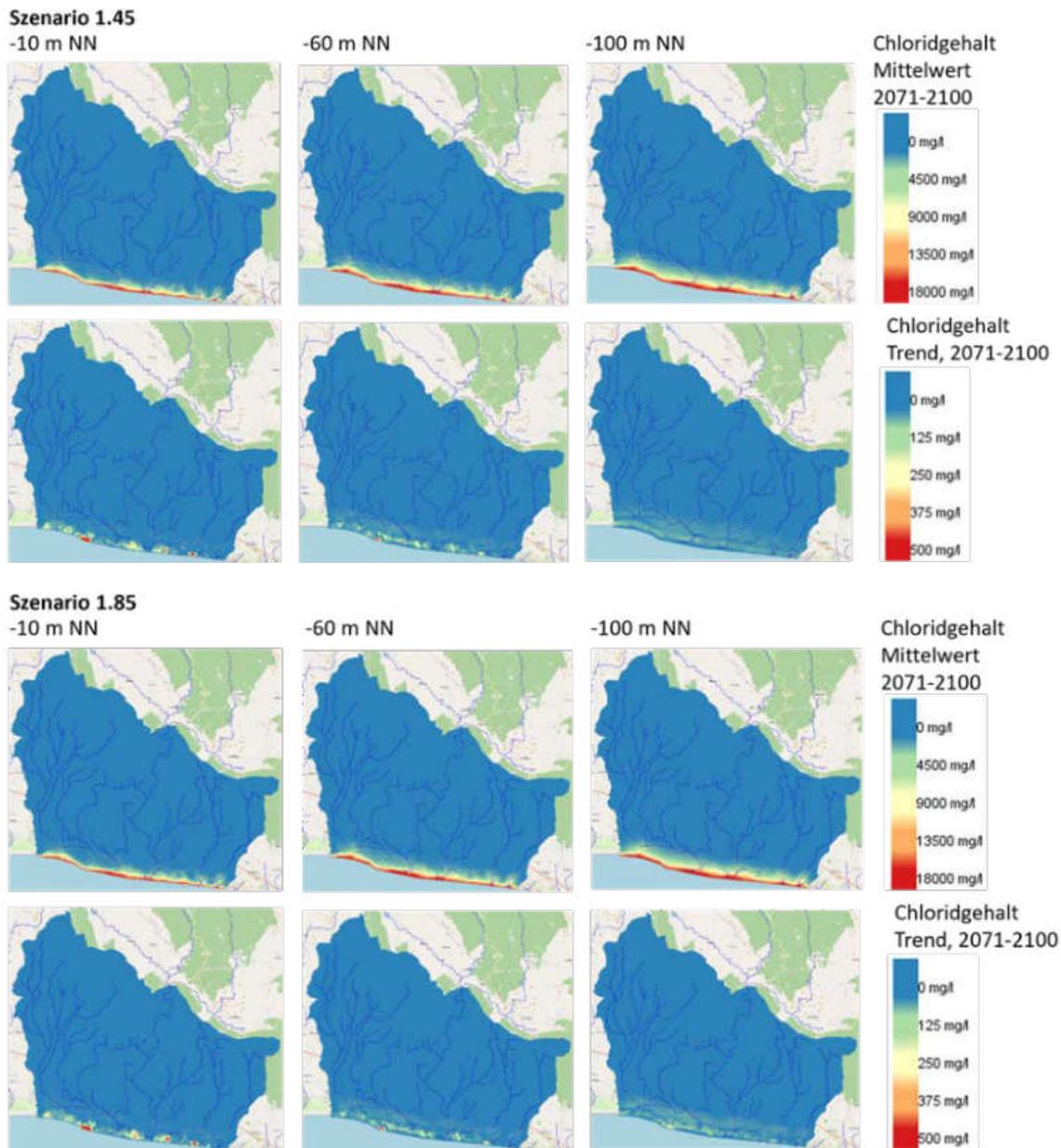


Abbildung 178: Indikatoren für den Chloridgehalt in drei Tiefen, dargestellt im CAM für die Szenarien 1.45 und 1.85

Abbildung 177 zeigt für die RCP Szenarien 4.5 und 8.5 nur sehr geringe Unterschiede in den Grundwasserständen für die 30jährigen Mittel der Zeiträume 2021-2050 und 2071-2100. Im zweiten Prognosezeitraum unterscheiden sich lediglich die Trends der Grundwasserstände, wobei allerdings zu beachten ist, dass es sich um wenige Zentimeter handelt. Die sehr geringen Unterschiede zwischen den Szenarienergebnissen legen nahe, dass der Meeresspiegelanstieg in diesem Modell einen deutlich geringeren Einfluss auf die Grundwasserstände ausübt als im Modell Sandelermöns, was auf die stärkeren Unterschiede der Geländehöhen und damit der Grundwasserstände in diesem stark zur Küste hin abfallenden Gebiet zurückgeführt wird. Der Chloridgehalt im Grundwasserleiter wird nur in unmittelbarer Nähe der Küstenlinie beeinflusst, s. Abbildung 178.

Das für die verschiedenen Szenarien für die beiden Prognosezeiträume berechnete Trinkwasserdargebot ist in Tabelle 38 dargestellt. Für alle Szenarien nimmt das verfügbare Trinkwasserdargebot deutlich ab.

Tabelle 53: Verfügbares Trinkwasserdargebot für die einzelnen Szenarien

Klimaszenario	Trinkwasserdargebot [Mio. m ³]		
	2017	2050	2100
RCP 4.5, GWN 1	53506	52050	50158
RCP 8.5, GWN 1	53506	52047	50096
RCP 4.5, GWN 3	53506	51915	49914
RCP 8.5, GWN 3	53506	52047	50096
RCP 4.5, GWN 5	53506	52026	50117
RCP 8.5, GWN 5	53506	52000	50035

3.4. Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)

3.4.1 Governanceanalyse

Der institutionelle Rahmen ist verantwortlich für die Entwicklung von Strategien im Hinblick auf zukünftige Klima- und Entwicklungsveränderungen und Entwicklungspläne dienen als Instrumente. Mit dem Wasser Services Act von 1997 und dem National Water Act (NWA) von 1998 sind Schutz, Nutzung, Entwicklung, Schutz, die Nutzung, die Entwicklung, die Erhaltung, die Bewirtschaftung und die Kontrolle des Wassers der Regierung anvertraut. Gleichberechtigung, Wohlfahrt für alle und Umweltwerte prägen den Weg der Umsetzung (Republic of South Africa 1998). Die frühere Regierungsabteilung, die in dieser Hinsicht verantwortlich war, war das Department of Water Affairs and Forestry (DWAFF). Das DWAFF wurde im Jahr 2009 aufgeteilt. Die Zuständigkeit für die Forstwirtschaft wurde an das Department of Agriculture, Forestry and Fisheries (DAFF) übertragen und die Zuständigkeit für Wasserressourcen wurde fünf Jahre später dem neu gegründeten Department of Water Affairs and Sanitation (DWS) übertragen. In der Zwischenzeit wurde die zuständige Abteilung als Department of Water Affairs (DWA) bezeichnet. Im NWA sind sowohl die Einbindung der Akteure als auch die integrierte Bewirtschaftung aller Aspekte der Wasserressourcen vorgeschrieben (Republic of South Africa 1998).

Im Allgemeinen ist die südafrikanische Wasserressourcenbewirtschaftung und -planung einzugsgebietsbezogen. Das übergeordnete Ziel ist die Entwicklung von Einzugsgebietsmanagementstrategien (CMS) in Übereinstimmung mit der Nationalen Wasserressourcenstrategie (NWRS) für jedes Wasserwirtschaftsgebiet (WMA). Die NWRS ist ein staatlicher Rahmen für die Bewirtschaftung von Wasserressourcen. Sie wurde im Jahr 2004 veröffentlicht. Die Regierung hat außerdem interne strategische Perspektiven (ISP) entwickelt, die sich auf WMAs oder Teilbereiche der WMAs der WMAs konzentrieren. Die ISPs bieten "eine Perspektive, wie das Ministerium die Wasserressourcen der Einzugsgebiete bewirtschaften Ressourcen der Einzugsgebiete bewirtschaften will" (DWAFF 2004a, S. 9.1). Besondere Herausforderungen für Großstädte und urbane Zentren wie die Metropolregion Buffalo City ergaben sich bei der Entwicklung der IPSs (DWAFF 2004a). Es wurde festgestellt, dass der Abgleich von zukünftigem Wasserbedarf und -verfügbarkeit eine umfassendere Analyse und Planung erfordert, was dazu führte, dass Reconciliation Strategies als Teil der zukünftigen CMS entwickelt wurden (DWAFF 2004a; Kapfudzaruwa und Sowman 2009; Seago 2016).

Im Jahr 2013 wurde eine Aktualisierung des NWRS veröffentlicht (DWA 2013). Die Studie fasst die Situation der Wasserressourcen in Südafrika zusammen und verweist insbesondere auf die Reconcilia-

tion Strategies, die gezeigt haben, dass die zukünftige Wasserversorgung von Wasser aus verschiedenen Quellen wie Oberflächenwasser, Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser, Meerwasser und Grundwasser abhängen wird (DWA 2013). Grundwasser ist ein neues Thema in der Wasserversorgung Südafrikas im Vergleich zu Oberflächenwasser. Die erste Ausgabe der Nationalen Grundwasserstrategie (NGS) wurde 2016 von der DWS zusammen mit der Water Research Commission (WRC) veröffentlicht (DWS 2016b). Die Forschung befasst sich mit der Verfügbarkeit, Nutzung und Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen und Strategien für ihre Entwicklung im Rahmen der Ziele und Prinzipien des NWRS und des NWA abgeleitet.

Losgelöst von der normalen Regierungsarbeit wurde das WRC im Namen des Water Research Act 1971 gegründet, und zwar in einer Zeit ernsten Wassermangels und in dem Bewusstsein, dass Wasserknappheit einer der größten limitierenden Faktoren für Südafrika im 21. Jahrhundert wird. Die Agricultural Research Commission (ARC) ist eine weitere von der Regierung eingerichtete Behörde, die ebenfalls wasserbezogene Forschung betreibt, da Wasser für die Landwirtschaft von größter Bedeutung ist. Das Department of Environmental Affairs (DEA) (ehemals Department of Environmental Affairs and Tourism - DEAT) betreibt Forschung im Bereich des Umweltzustands. Im Einzugsgebiet der Flüsse Buffalo und Nahoon wurden zum Beispiel Untersuchungen an den Mündungen durchgeführt (DEA 2016; DEAT 2013). Diese Studien wurden mit dem Integrated Coastal Management Act (ICMA) im Jahr 2008 initiiert, in dessen Rahmen im Zuge dessen zum ersten Mal ein integriertes Managementkonzept auf Regierungsebene für die für die Küstenregionen entwickelt wurde. Das Gesetz soll die soziale Gleichstellung der Menschen, die wirtschaftlichen Vorteile der Küste und den Umweltschutz fördern (DEAT 2008). In der State-of-Rivers-Berichtsreihe der der DEA werden der Zustand der aquatischen Ökosysteme und die Gesundheit der Flüsse für ein breiteres Publikum dargestellt (DWAf 2004b).

Ein großer Vorteil der Bewirtschaftung und Planung der verfügbaren Wasserressourcen und ihrer Nutzung auf der Ebene der WMA Ebene ist, dass die Grenzen der Bewirtschaftungszonen mit den Grenzen der Oberflächenwassereinzugsgebiete Wassereinzugsgebieten übereinstimmen (Seago 2016). Zusätzlich zu den aufgeführten Studien, die auf die Entwicklung langfristiger Strategien für die künftige Entwicklung der einzelnen WMA zu entwickeln, wird das erwartete Wasserangebot jedes Jahr für die meisten Einzugsgebiete modelliert und die Prioritäten der Nutzer mit den verschiedenen Interessengruppen diskutiert. Durch gezielte, zuvor erörterte Begrenzungen des Wasserbedarfs und die rechtzeitige Nutzung von Wasserüberschüssen werden teure Wassertransfers aus benachbarten Einzugsgebieten minimiert. Darüber hinaus wird die Akzeptanz der verschiedenen Interessengruppen größer. Dies ist ein transparenter und zielgerichtet integrativer Ansatz (ebd.).

Der Ansatz für die Bewirtschaftung der Wasserressourcen war vor dem Übergang zur Demokratie 1994 anders. Eine wesentliche Änderung mit dem neuen System war die Einführung neuer Wasserinstitutionen, die den Kurs staatlicher Strategien sowie die Einbeziehung und Information der Öffentlichkeit verfolgen. Die verstärkte Zusammenarbeit zwischen Regierungsstellen, regionalen Gemeinden, der Bevölkerung und dem Privatsektor trägt dazu bei, bestehende Probleme der Regulierung, Rechenschaftspflicht und des Engagements anzugehen (Weston und Goga 2017). Die Anerkennung und Einbeziehung von Aspekten traditioneller Regierungssysteme wie Gewohnheitsrecht und kulturelle sowie religiöse Praktiken auf lokaler Ebene kann ebenfalls eine produktive und gerechte Bewirtschaftung der Wasserressourcen gewährleisten, wie sie von der NWA gefordert wird (Kapfudzaruwa und Sowman 2009).

Die BCMM liegt in der Provinz Eastern Cape (EC) und wird im Südosten vom Indischen Ozean begrenzt und hat eine Küstenlinie von 68 km. In der EC leben etwa 6,5 Millionen Menschen, was 12,7 % der Bevölkerung Südafrikas entspricht (BCMM 2016). In Südafrika sind die Zuständigkeiten in der Regel

zwischen den Distriktgemeinden und den lokalen Gemeinden aufgeteilt. In den größten städtischen Zentren fungieren die Großstadtgemeinden sowohl als lokale als auch als Bezirksgemeinden. BCMM ist auch als "Wasserdienstbehörde" ausgewiesen, die für die Wasserversorgung in ihrem Zuständigkeitsbereich zuständig ist", und "BCMM nimmt auch Funktionen als Wasserdienstleister Provider functions in terms of the relevant Act" (BCMM 2016, S. 109).

BCMM ist umgeben von der Amathole District Municipality (ADM). Beide Gemeinden liegen innerhalb der Grenzen des Amatole Water Supply System (AWSS). Das Gebiet lässt sich dem Wasserwirtschaftsgebiet Mzimvubu bis Tsitsikamma zugeordnet werden. Es ist das WMA Nummer 12 von insgesamt 19 WMAs in Südafrika (Dondo et al 2010). Das AWSS besteht aus drei Hauptflüssen, dem Buffalo, Nahoon und Kubusi-Fluss und versorgt die Zentren East London, Mdantsane, King Williams Town und Bisho. Diese Zentren befinden sich innerhalb der rund 2500 km² großen BCMM, aber die Grenzen der BCMM-Region und des AWSS-Quellgebiets sind unterschiedlich, wie in Abbildung 4.1 dargestellt. Die AWSS-Quellregion ist durch 11 quartäre Entwässerungsgebiete gekennzeichnet, die sich den Einzugsgebieten der drei Flüsse zugeordnet werden können. In jedem der Hauptflüsse befinden sich Staudämme, und die Zuständigkeiten sind zwischen BCMM und Amatola Water (AW) aufgeteilt. AW kann als Durchführungsstelle im AWSS angesehen werden, die im Auftrag der Gemeinden im Einzugsgebiet der verwalteten Flüsse die Wasserversorgung und -aufbereitung betreibt und verbessert (AW 2017).

Seit 2008 zielt die Amatole Water Supply System Reconciliation Strategy (AWSSRS) auf die Deckung des zukünftigen Wasserbedarf über einen Planungshorizont von 30 Jahren zu decken. Erreicht werden soll dies durch wichtige Maßnahmen und Interventionen erreicht werden, die einen Abgleich von Wasserangebot und -bedarf in die Zukunft zu gewährleisten (DWAf 2008). Die Systemerträge der einzelnen Talsperren des AWSS sowie die Veränderungen der Systemerträge durch den optimierten Betrieb der Talsperren im Jahr 2012 wurden ermittelt. Der letzte Bericht und die Aktualisierung der Strategie wurde im Jahr 2016 veröffentlicht (DWS 2016a). Außerdem wurde ein Rahmen für die Entscheidungsfindung und es wurde ein Strategie-Lenkungsausschuss eingerichtet. Dieser besteht aus Provinzregierungen, die an der Bewirtschaftung der Wasserressourcen beteiligt sind, und den wichtigsten Eigentümern und Betreibern der AWSS (BCMM, AW, ADM und das Kubusi Irrigation Board). Das Kubusi Irrigation Board ist eine WUA die eine Gruppe von Wassernutzern am Kubusi-Fluss vertritt. Andere Wassernutzergruppen, die als Interessengruppen dazugehören, sind Agri Eastern Cape und Vertreter aus Industrie und Handel (DWAf 2008).

Integrierte Entwicklungspläne (IEP) werden von der BCMM alle 5 Jahre untersucht und formuliert. Der jüngste IEP ist ein Leitfaden für die Erbringung von Dienstleistungen und die Entwicklung bis 2021 (BCMM 2016). Die Schlussfolgerungen aus dem AWSSRS wurden genutzt, um Strategien für die BCMM zu formulieren. Meilensteine der Wasserbewirtschaftungsstrategie für Südafrika in Bezug auf das AWSS sowie Eigentümer und Betreiber von Stauseen und Teilnehmer des Amatole System Strategy Steering Committee.

Eines der wichtigsten Ergebnisse der Reconciliation Strategy ist, dass fast das gesamte lokal verfügbare Oberflächenwasser aufgefangen wird. Daher gibt es nur wenig Potenzial für eine zusätzliche Erschließung von Oberflächenwasser innerhalb des AWSS (DWS 2016a). Zu den Überleitungsoptionen gehören daher Verbesserungen im Betriebsmanagement (z.B. beim integrierten Betrieb von Dämmen und bei der Reduzierung von Wasserverlusten in der System Infrastruktur), sowie die Wiederverwendung von Wasser aus Kläranlagen und Entsalzung von Meerwasser. Einige Strategien wurden bereits teilweise umgesetzt und andere sind in Planung.

3.4.2 Hydrologische Modellierung

Nachfolgend werden zusammenfassend die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modellsystem PANTA RHEI für die Fallstudienregion Eastern Cape dargestellt.

Im Zuge der Kalibrierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodells konnten trotz der mäßigen Verfügbarkeit der erforderlichen Eingangsdaten (meteorologische Zeitreihen, plausible und langjährige Abflussganglinie etc.) zufriedenstellende Modellgüten erreicht werden (s. Tabelle 54). Die Gegenüberstellung der Modellgüten für die einzelnen Pegel zeigt, dass tendenziell höhere Modellgüten für Pegel mit Einzugsgebieten erreicht werden konnten, die weniger von Talsperren beeinflusst sind. Dies könnte auf fehlerhafte Eingangsdaten und unvollständige Informationen über Entnahmen und Speichereinhaltslinien der Talsperren hinweisen. Außerdem ist das Modell nur eingeschränkt in der Lage die Dynamik von Fließgewässern mit intermittierender Wasserführung nachzubilden. Dies wird auch deutlich am Vergleich der jährlichen Abflussvolumina für ausgewählte Pegel des Modellgebietes (Abbildung 180). Exemplarisch für den Pegel R2H006 am Mqgakwebe River östlich von Bisho sind die Ganglinien der beobachteten Abflüsse und der simulierten Abflüsse dargestellt (Abbildung 179). Sowohl die Abflussdynamik als auch die Abflussvolumina werden für diesen Pegel in guter Übereinstimmung mit der Beobachtung wiedergegeben.

Tabelle 54: Modellgüte des Wasserhaushaltsmodells der Fallstudienregion Eastern Cape ausgedrückt durch die Gütemaße r (Korrelationskoeffizient), Mittlerer quadratische Abweichung der gemessenen und simulierten Abflüsse (RMSE), Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (E) und logarithmierte Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (C = Kalibrierungsperiode 2012-2017, V = Validierungsperiode 2007-2011)

Pegel	r		RMSE		E		log E	
	C	V	C	V	C	V	C	V
R2H001	0.8	0.7	0.3	0.4	0.6	0.4	0.7	0.3
R2H005	0.7	0.8	1.9	2.8	0.6	0.6	0.5	0.7
R2H006	0.7	0.8	0.7	0.6	0.5	0.7	-0.4	0.4
R2H009	0.4	0.7	0.6	0.5	0.1	0.4	-0.6	0.1
R2H015	0.7	0.9	1.4	1.3	0.5	0.7	0.2	0.6
R2H027	0.7	0.8	4.5	3.5	0.3	0.5	-0.2	0.3
R2H029	0.5	0.7	5.3	5.9	0.1	0.5	0.4	0.6
R3H003	0.5	0.6	3.7	7.7	0.1	0.3	-3.1	-7.1

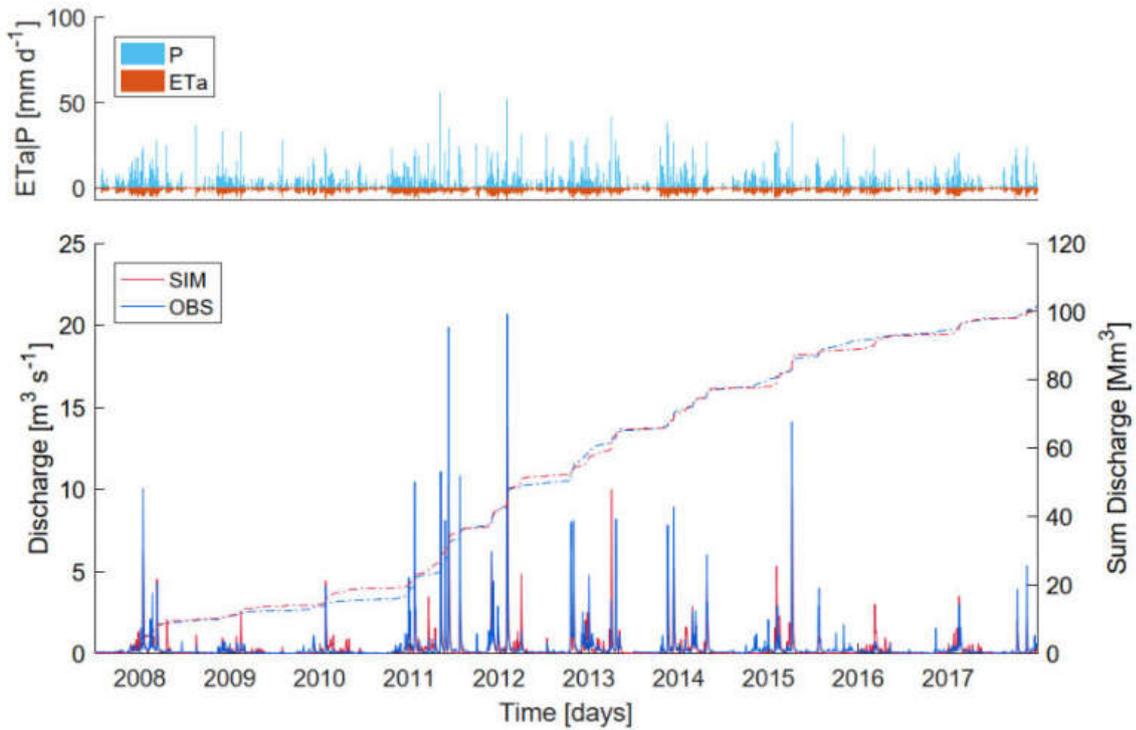


Abbildung 179: Ganglinien des beobachteten und simulierten Abflusses am Pegel R2H006 (Mgqakwebe River) für die Beobachtungsperiode, dargestellt zusammen mit dem Gebietsniederschlag (P) und der tatsächlichen Evapotranspiration (ETa) (aus Nolte 2019)

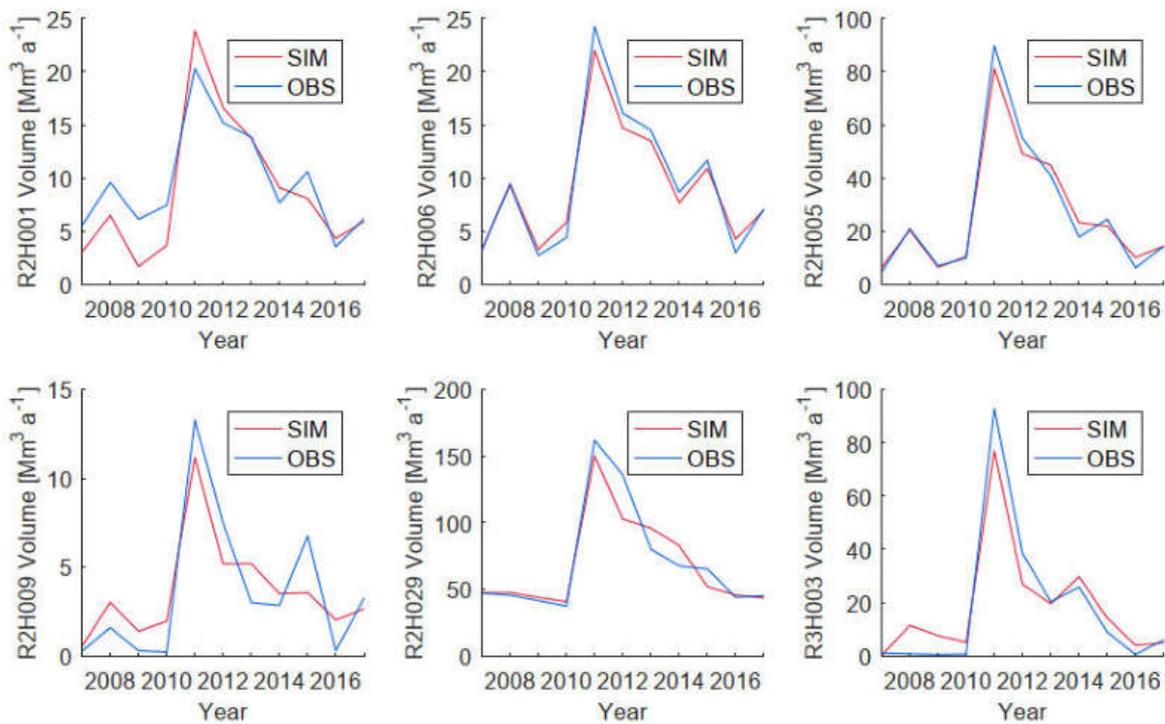


Abbildung 180: Beobachtete und simulierte jährliche Gesamtabflussmengen an den Pegeln R2H001, R2H006, R2H005, R2H009, R2H029 und R2H003 (aus Nolte 2019)

Ebenfalls Bestandteil der Wasserhaushaltssimulation sind die Speicherinhalte der Reservoirs im Modellgebiet. Diese sind zusammen mit den Entnahmen und den Bewirtschaftungszielen für die vier Reservoirs in Abbildung 181 dargestellt. Der Vergleich der beobachteten mit den simulierten Speicherinhalten zeigt eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit einigen größeren Unterschieden zwischen den Reservoirs. Für den Bridle Drift Dam ergibt sich eine gute Übereinstimmung sowohl der Absolutwerte der gespeicherten Wassermengen als ihrer jahreszeitlichen Entwicklung als Ergebnis aus Entnahme, Abgabe und Zufluss. Für den Nahoon Dam wird der Speicherinhalt mit dem hydrologischen Modell überschätzt, die zeitliche Dynamik der Speicherfüllstände jedoch stimmig abgebildet. Für den Rooikrantz Dam und den Laing Dam werden die jährlichen Minima des Speicherinhaltes deutlich unterschätzt. Für den Rooikrantz Dam wird in einigen Jahren ein in der Realität nicht beobachtetes Trockenfallen des Reservoirs berechnet.

Abweichungen, wie sie für den Rooikrantz Dam auftreten, sind v.a. bei kleineren Staudämmen in den Unsicherheiten der Reservoirs-Zuflüsse, der Speicherinhaltslinien und der Entnahmen begründet. Darüber hinaus ist anzumerken, dass das hydrologische Modellsystem PANTA RHEI nicht für eine hochaufgelöste Simulation der Speicherbewirtschaftung erarbeitet wurde. Eine grundsätzliche Schwäche des Modells ist es, dass bei Unterschreitung eines kritischen Volumens keine Entnahmebeschränkungen auftreten, sondern nur, wenn der Stausee leer ist. Die Entnahmen wurden bisher auf der Basis von tatsächlichen Entnahmemessungen an Pipelines implementiert. Zu diesen Entnahmemessungen mussten jedoch zusätzliche die Wasserentnahme für die Bewässerung hinzugerechnet werden, die als konstant angenommen wurde und daher sehr unsicher ist. Für den Rooikrantz Dam ergibt sich ein leicht zu niedrig simulierter Abfluss im Einzugsgebiet oberhalb dieser Talsperre für den gesamten Zeitraum, aber nicht für den Kalibrierungszeitraum. Der stark schwankende Niederschlag und eine ebenfalls unsichere potentielle Evapotranspiration aufgrund fehlender meteorologischer Daten sind Hauptursache für die Unterschätzung des Stauseeinhaltes. Dies ist als auch Unsicherheit bei der Interpretation der künftigen Entwicklung der Speicherinhalte unter Klimawandeleinfluss und zunehmender Entnahme zu beachten.

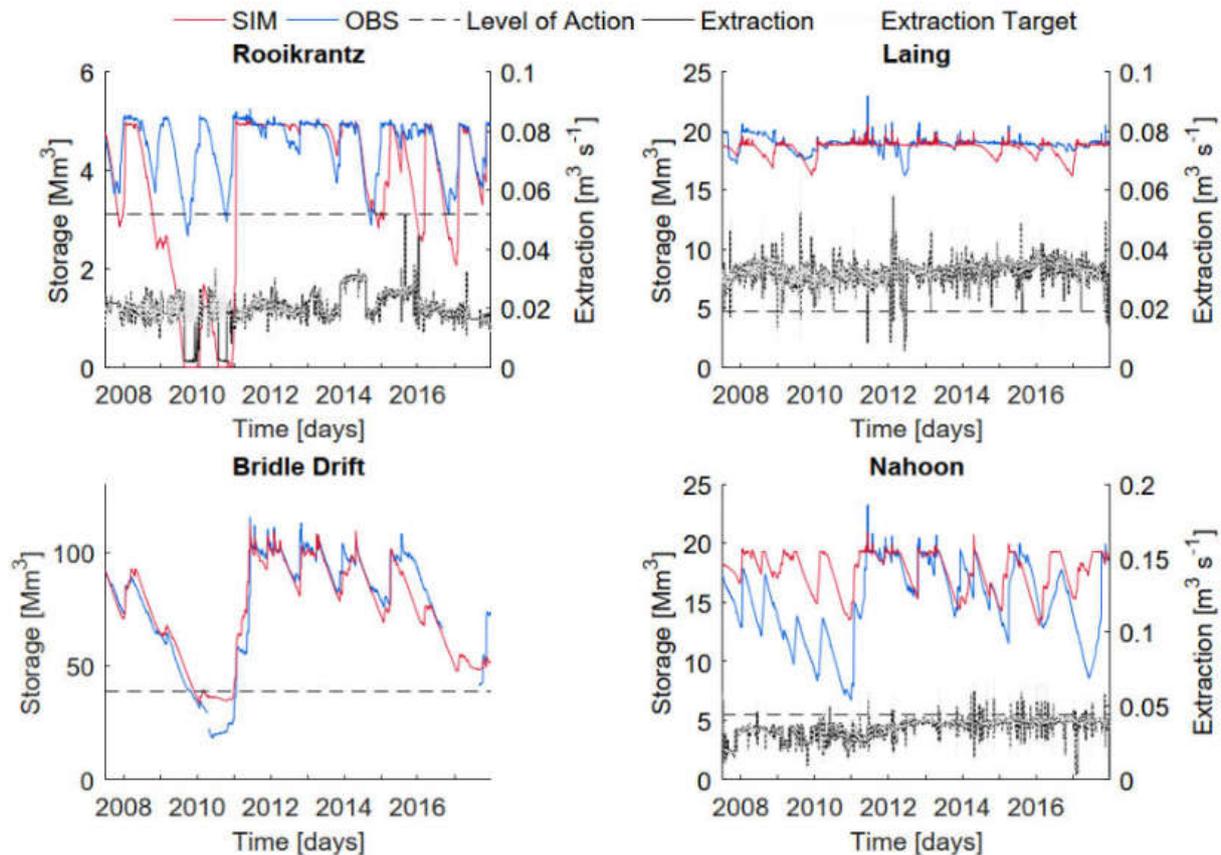


Abbildung 181: Darstellung der beobachteten und simulierten Speichervolumen, der simulierten Entnahme, des Entnahmeziels, das in der Simulation erreicht wird, wenn der Stausee nicht leer ist, und Ausmaß des Eingriffs, bei dem entweder ein Transfer aus dem Wiggleswade Dam stattfindet und/oder Wasserbeschränkungen angekündigt werden (nicht im Modell, sondern gemäß den Informationen aus dem BCMM) (Nolte 2019)

Mit Blick auf die Verknappung der Oberflächenwasserressource bei zuletzt und künftig steigendem Wasserbedarf wurde bei den Modellstudien in der Fallstudienregion Eastern Cape die Grundwasserneubildung als Hinweis auf eine mögliche Nutzung von Grundwasservorkommen als zweites Standbein der Wasserversorgung in den Fokus genommen. Die Grundwasserneubildungshöhe ist in Abbildung 182 als langjähriger Jahresmittelwert dargestellt und wurde mit PANTA RHEI auf Ebene der Teilflächen (Teileinzugsgebiete) berechnet. Hierbei kann davon ausgegangen werden, dass Modellfehler, die mit der Verwendung von tagesbasierten meteorologischen Eingangsdaten zusammenhängen, bei der Abschätzung der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung langfristig kompensiert werden. Die Bedeutung der intrusiven Dolerite innerhalb der Sedimentite der Karoo-Supergruppe für den Aufbau von Kluftgrundwasserleitern im Untersuchungsgebiet wurde in früheren Studien weitgehend anerkannt (DWAF 2008, Owolabi et al. 2020). Daher können die mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsmengen auf der Ebene eines Teileinzugsgebiets in Wirklichkeit heterogen verteilt sein.

Die berechnete Grundwasserneubildung variiert je nach Teilfläche zwischen 2 und 87 mm/a. Unter Berücksichtigung der Einzugsgebietsfläche beläuft sich das im Mittel jährlich neugebildete Grundwasservolumen auf 0,59 Mio. m³/a im Einzugsgebiet des Buffalo Rivers und auf 1,39 Mio. m³/a im Nahoon River-Einzugsgebiet (Abbildung 182b).

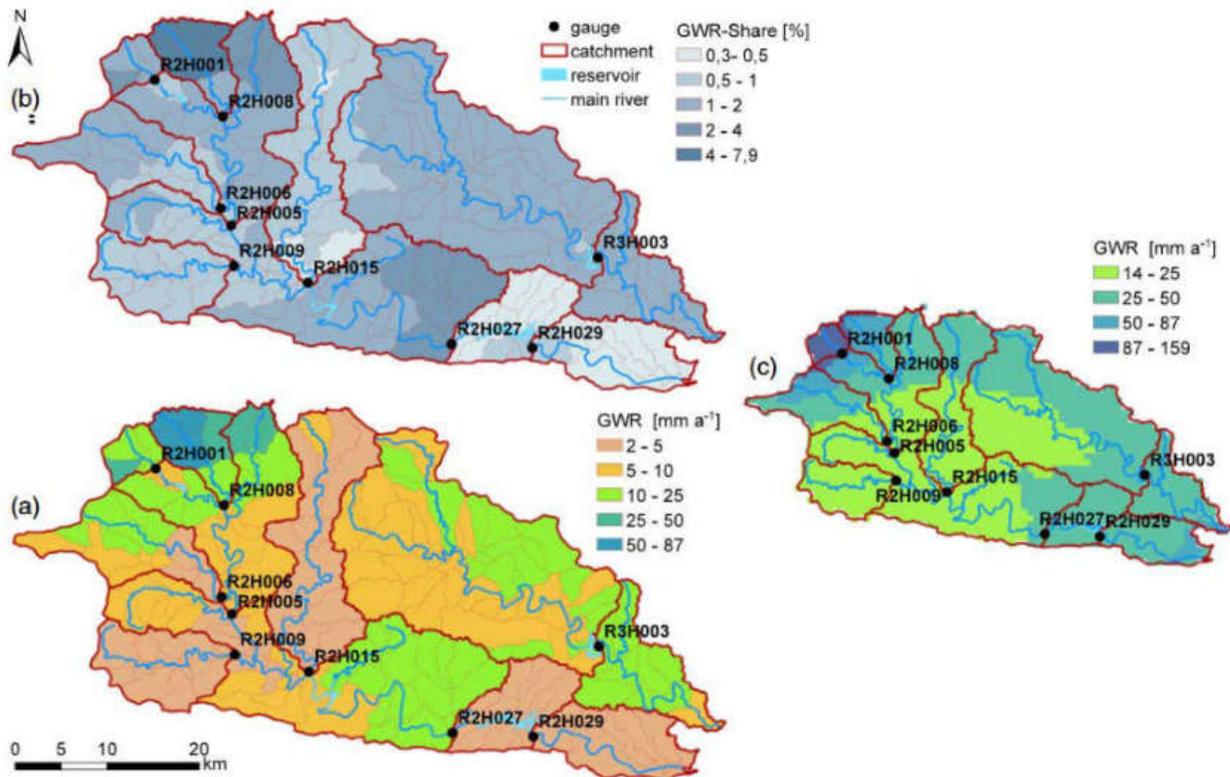


Abbildung 182: (a) Grundwasserneubildung in der Fallstudienregion Eastern Cape: a) Grundwasserneubildung als Prozentsatz der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge, die zur mittleren jährlichen Grundwasserneubildung beiträgt, (b) mittlere jährliche Grundwasserneubildung in Teileinzugsgebieten und zum Vergleich die mittlere jährliche Grundwasserneubildung aus DWAF (2005) (Nolte 2021)

Die Grundwasserneubildung unterliegt in Abhängigkeit des meteorologischen Geschehens einer erheblichen interannuellen Variabilität. Dies verdeutlichen die Box-Whiskers-Plot der jährlichen Grundwasserneubildungshöhe für die Periode 2007-2017 in Abbildung 183. Für das Einzugsgebiet des Pegels R2H008 beispielsweise variiert die Grundwasserneubildungshöhe bezogen auf das 25. und 75. Perzentil zwischen 25 und 90 mm/a. Diese Variabilität zwischen den einzelnen Jahren kann in diesem Zusammenhang als Bandbreite der mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsschätzungen verstanden werden, die auf interannuelle Schwankungen der meteorologischen Verhältnisse und der räumliche Umweltbedingungen zurückgeht.

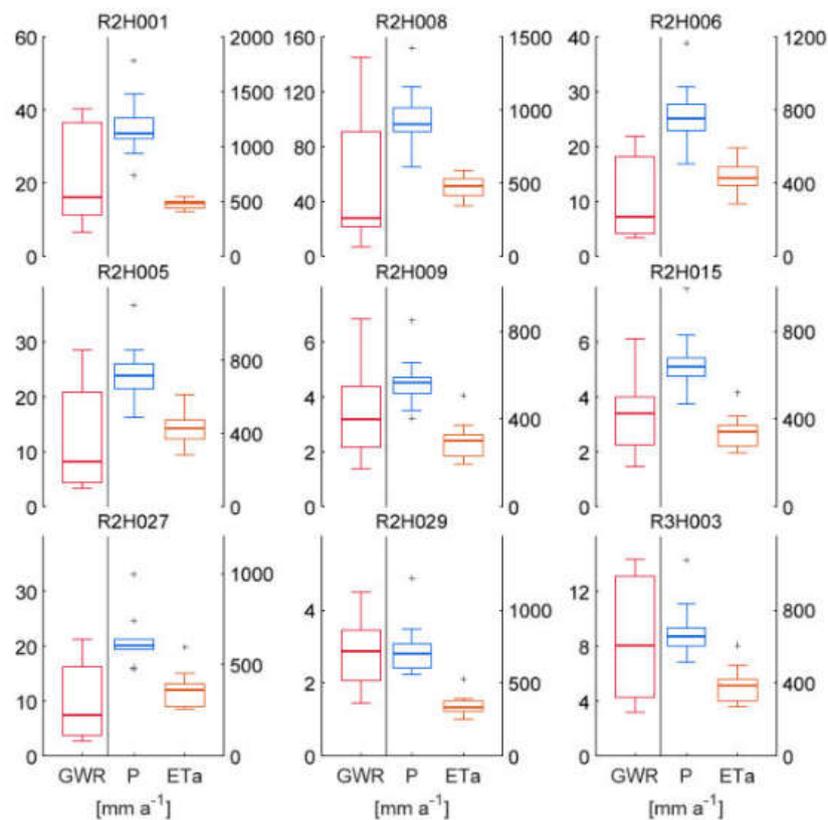


Abbildung 183: Box-Whiskers-Plot der jährlichen Grundwasserneubildung im Zeitraum 2007-2017 für verschiedene Pegelgebiete, dargestellt mit Minimum und Maximum (ohne Ausreißer), Median, erstes Quartil (25. Perzentil) und drittes Quartil (75. Perzentil) (aus Nolte et al. 2021)

Im Vergleich zu den Schätzungen der Grundwasserneubildungsraten, die in einer früheren Untersuchung des Ministeriums für Wasserwirtschaft und Forsten (DWAF) angegeben wurden (Abbildung 182c), ist die mit PANTA RHEI berechnete Neubildung etwas geringer. DWAF berechnete die Grundwasserneubildung mit Hilfe der Chlorid-Massenbilanztechnik und eines GIS-basierten Modellierungsansatz (DWAF, 2005). Gleichzeitig wurde die in DWAF (2005) angewandte Methodik jedoch kritisch diskutiert, da sie sich auf räumlich begrenzte Chloridmessungen und mehrere Interpolationsschritte stützt (Allwright et al. 2013). Eine zweite Studie, die den Chlorid-Massenbilanzansatz anwendet, ergab, dass die durchschnittliche Anreicherung im Einzugsgebiet der AWSS etwa 2 % des Niederschlags beträgt (DWAF, 2008). Dieser Wert liegt in einer ähnlichen Größenordnung wie die Anreicherungsschätzungen für viele Teileinzugsgebiete in dieser Studie. Auch van Tonder und Kirchner (1990) ermittelten Anreicherungsmengen von 2-5 % der jährlichen Niederschlagsmenge in halbtrockenen Karoo-Formationen auf der Grundlage einer modifizierten Grundwasserspiegelschwankungsmethode. Die im Projekte go-CAM berechneten Grundwasserneubildungsraten fügen sich demnach gut in den Rahmen der vorherigen Studien.

Klima- und Wasserhaushaltsprojektionen

Nachfolgend werden die Ergebnisse der klima- und entnahmeszenarienbasierten Wasserhaushaltsmodellierung für die Fallstudienregion Eastern Cape zusammengefasst. Die Wasserhaushaltssimulationen wurden mit dem erweiterten Wasserhaushaltsmodell, welches einen Teil des Einzugsgebietes des Kubusi Rivers umfasst, durchgeführt.

Die Analyse der Klimamodell­daten ergibt für die Fallstudienregion Eastern Cape eine Zunahme der mittleren Temperatur im Jahr (T_{av}) um etwa 0,9-1,0 °C (RCP 4.5-Ensemblemittel) bzw. 1,0-1,1 °C (RCP 8.5-Ensemble-Mittel) in der Zukunftsperiode (2016-2045) im Vergleich zur Referenzperiode (1971-2000, s. Tabelle 109). Die Erwärmung ist in Küstennähe am schwächsten und am stärksten in den Gebirgslagen im Nordosten des Modellgebietes. Die Änderungssignale von T_{av} sind robust, d.h. mehr als 66 % der Ensemblemitglieder zeigen eine signifikante Änderung mit demselben Vorzeichen (Zunahme). Die Zunahme der mittleren Lufttemperatur unterscheidet sich für die Quartale des Jahres nur geringfügig mit den stärksten Zunahmen für die Quartale Sommer und Herbst⁴ (s. Tabelle 109). Die Absolutwerte der Tagesmitteltemperatur sind zur Orientierung in Tabelle 99 und Tabelle 100 teilflächenscharf dargestellt.

In demselben Zeitraum wird eine geringfügige Änderung der Jahresniederschlagssumme (P_{sum}) von -1,5 bis +0,6 % (RCP 4.5-Ensemblemittel) bzw. -3,4 bis +0,5 % (RCP 8.5-Ensemblemittel) mit Zunahmen im Küstenstreifen und Abnahmen im gebirgigen westlichen Teil des Modellgebietes berechnet (s. Tabelle 110). Winter- und Herbstquartal sind durch eine moderate Zunahme der Niederschlagssumme gekennzeichnet, alle übrigen Jahreszeiten durch Abnahmen. Allgemein zeigt sich ein Gradient der P_{sum} -Änderungssignale mit Zunahmen oder weniger starken Abnahmen in Küstennähe und (stärkeren) Abnahmen im Westen des Modellgebietes. Alle Änderungssignale sind nicht signifikant und robust. Die tatsächliche Verdunstung (ET_{akt}) ist infolge des im Mittel rückläufigen Niederschlagsdargebotes ebenfalls in allen Quartalen und im Jahresmittel rückläufig (s. Tabelle 105 und Tabelle 106). Alle Änderungssignale von ET_{akt} sind – genauso wie jene der übrigen Klimakenngrößen mit Ausnahme von T_{av} und einzelnen Teilflächen aufgrund der hohen Bandbreite der beiden Klimamodellensembles nicht signifikant.

Aufgrund ihrer besonderen Bedeutung für die Nutzung der regionalen Grundwasservorkommen als mögliches zweites Standbein der Wasserversorgung wird die Grundwasserneubildung (G_{WN}) einer detaillierteren Auswertung unterzogen. Die mit dem hydrologischen Modell auf Basis der Klimamodell­daten berechnete Grundwasserneubildung zeigt eine große Heterogenität innerhalb der Fallstudienregion Eastern Cape. Sie variiert in Z2 zwischen 1 mm/a und 49 mm/a (RCP 4.5) bzw. 1 und 48 mm/a (RCP 8.5, Abbildung 184). Hierbei stehen die mit der meteorologischen Beobachtung als Modelinput berechneten Neubildungshöhen mit denen für die Referenzperiode unter Verwendung der Klimamodell­daten in guter Übereinstimmung. In allen Jahreszeiten zeigt sich in unterschiedlich starker Ausprägung ein Ost-West-Gradient in den Änderungen der Grundwasserneubildung mit geringfügigen Abnahmen oder Zunahmen im Küstenstreifen zu teils deutlichen Abnahmen im Westen des Modellgebietes (Tabelle 113). Zunahmen der Grundwasserneubildung werden für den Küstenstreifen des Modellgebietes v.a. im Frühling und Winter prognostiziert, leichte Abnahmen für Herbst und Sommer. Im Mittel des gesamten Modellgebietes wird ein leichter Rückgang der jährlichen Grundwasserneubildungshöhe prognostiziert. Die Änderungssignale der Grundwasserneubildung sind aufgrund der hohen Bandbreite der beiden Klimamodellensembles nicht signifikant.

Bezogen auf die Gesamtfläche des Modellgebietes ergibt sich für die Referenzperiode in Ensemblemittel beider Ensembles ein mittleres jährliches Grundwasserneubildungsvolumen von 39,3 Mio. m³. Für die Zukunftsperiode wird eine geringfügige Erhöhung des neugebildeten Grundwasservolumens auf etwa 40 Mio. m³/a im langjährigen Ensemble-Mittel prognostiziert (Abbildung 185). Auch dieser Anstieg ist nicht signifikant und liegt innerhalb der größeren Varianz der einzelnen Ensemble-Member.

⁴ Die Angaben der Jahreszeiten beziehen sich hier und fortfolgend auf die Nordhalbkugel.

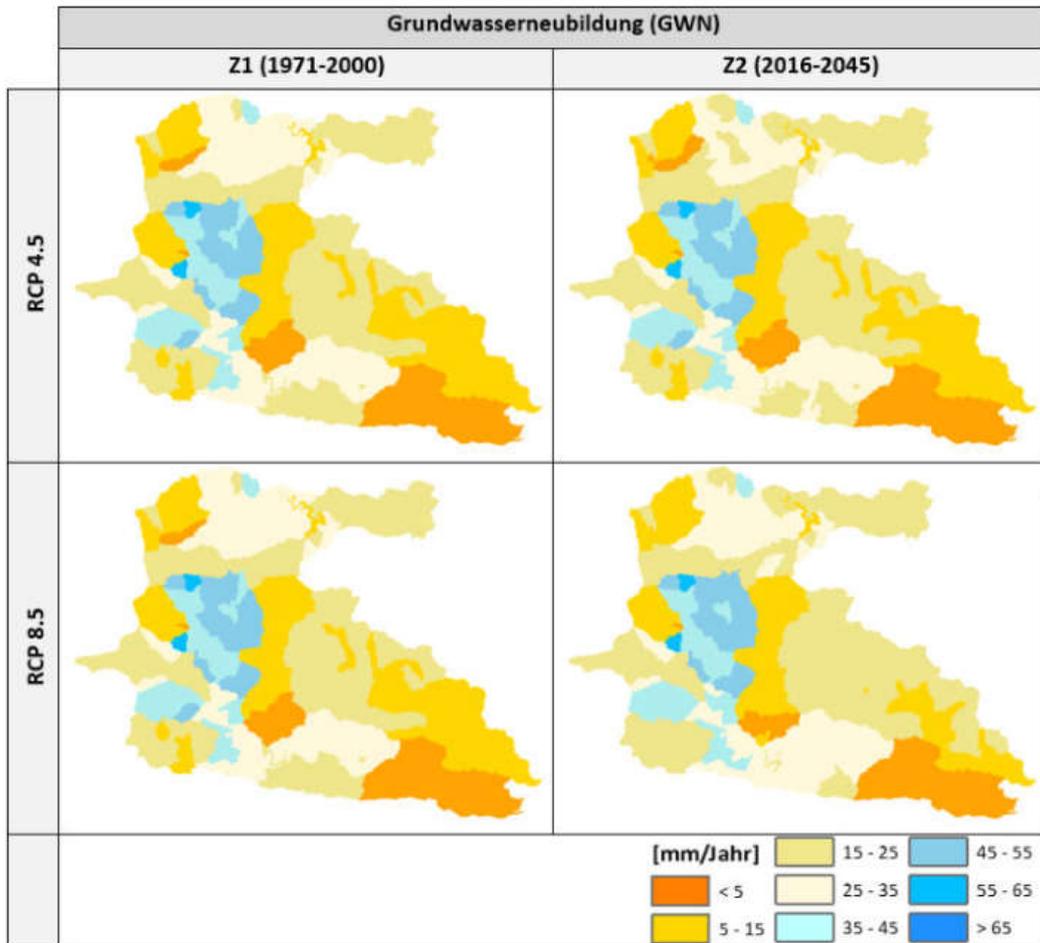


Abbildung 184: Ensemble-Mittelwerte der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung in der Referenzperiode der Zukunftsperiode für das RCP 4.5-Ensemble (oben) und das RCP 8.5-Ensemble (unten) in der Fallstudienregion Eastern Cape

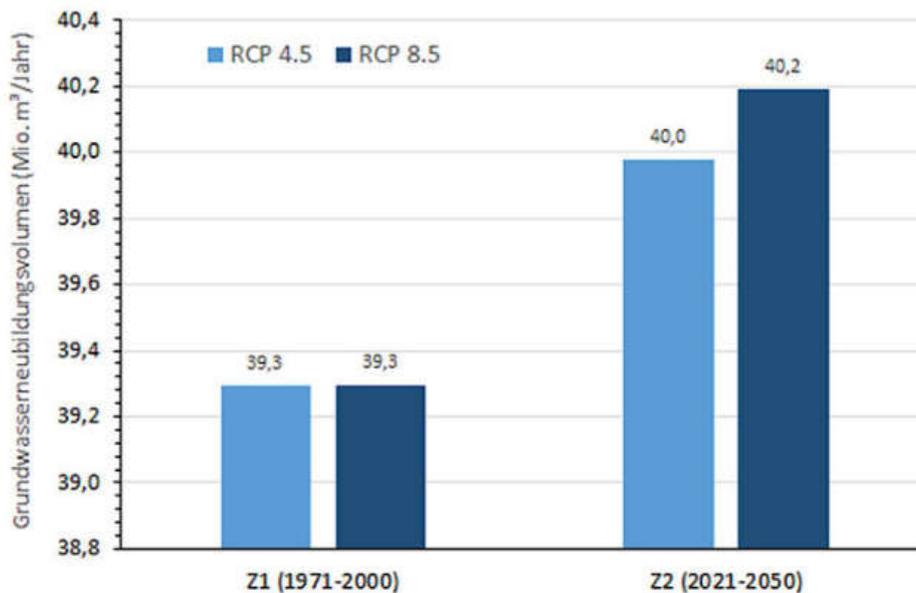


Abbildung 185: Ensemble-Mittel der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung pro Jahr für das RCP 4.5- und das RCP 8.5-Klimamodellensemble in der Fallstudienregion Eastern Cape

Eine während der Laufzeit des Projektes go-CAM durchgeführte Masterarbeit von F. Schnelle (Schnelle 2019), in der Nutzungspotentiale für das Grundwasser als zweites Standbein der regionalen Wasserversorgung analysiert werden sollten, zeigten, dass größere Nutzungspotentiale für Grundwasser in den Tälern der größeren und tief eingeschnittenen Fließgewässer vorkommen (Abbildung 186). Dieser Befund stützt sich auf eine Analyse der Verhältnisse mittels AHP (Analytical hierarchy process) auf Basis der Variablen Landbedeckung, Entfernung von Vorflutern, Bodenart, Dichte geologischer Störungen, Dichte des Gewässernetzes und Hangneigung. Wenngleich im Modellgebiet geklüftete Festgesteinsquifere (Siliciklastische Gesteine und Dolerite der Karoo-Supergruppe) mit geringer Grundwasserführung vorherrschen, deuten einzelne Bohrungen in Klüftungszonen auf lokal begrenzte ergiebigere Vorkommen hin (Abbildung 186). Die Anwendung der CAM-Indikatoren bzgl. der Grundwassernutzung setzt eine numerische Grundwasserströmungsmodellierung mit Softwarepaketen wie FEFLOW (Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media, Diersch 2014) oder MODFLOW (USGS 2017) voraus. Mit dieser können auch die Befunde aus der Grundwasserpotentialanalyse von Schnelle abgesichert und in einen vertieften hydrogeologischen Kontext gestellt werden.

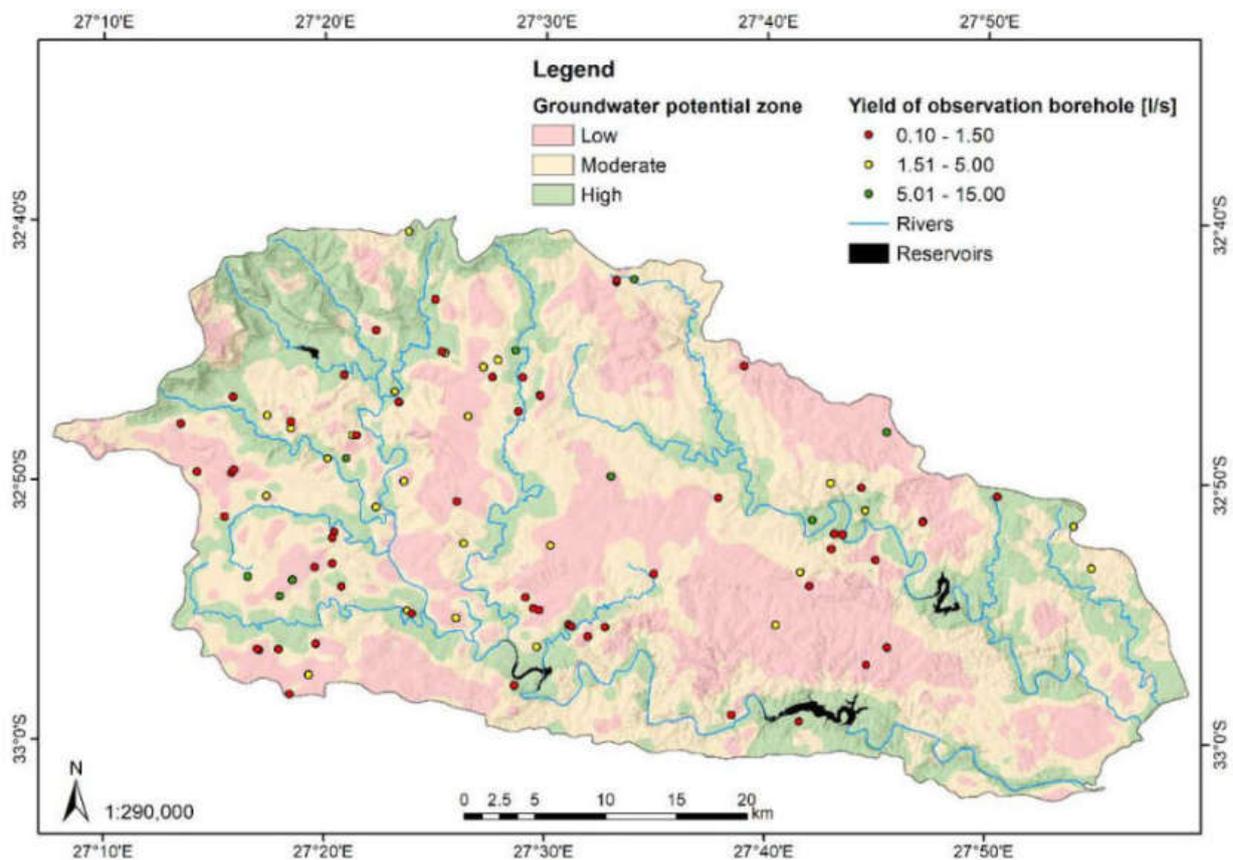


Abbildung 186: Ergebniskarte des Groundwater Potential Mapping mittels AHP in der Fallstudienregion Eastern Cape (Schnelle 2019)

Abflussverhältnisse

Infolge der prognostizierten Veränderungen der Temperaturen, der Verdunstung und der Niederschlagshöhen sind Veränderungen der Abflussverhältnisse zu erwarten. Dies hat zur Folge, dass sich

der Zufluss der Reservoirs und damit die Speicherfüllstände verändern. In Kombination mit gesteigerten Wasserentnahmen als Anpassung an einen steigenden Wasserbedarf wird auch die Wasserführung der Flüsse unterhalb der Staudämme beeinflusst.

Die Änderungssignale der Jahresmittelwerte des Abflusses (*MQ*) für die Pegel im Modellgebiet sind in Abbildung 187 differenziert nach Klimamodellensemble und Entnahmeszenario dargestellt. Für das RCP 4.5-Klimamodellensemble werden mit Ausnahme der Pegel R2H008 und R2H010 im Ensemble-Median moderate Abnahmen des *MQs* zwischen wenigen Prozent bis hin zu 25 % berechnet. Bei Pegeln, die von den Stauhaltungen in den Reservoirs beeinflusst sind, sind die Rückgänge des *MQ* erwartungsgemäß größer für die Entnahmeszenarien „medium“ und „high“. Bei den durch Stauhaltung unbeeinflussten Pegeln im Oberen Einzugsgebiet des Buffalo Rivers werden geringfügige Änderungen des *MQs* berechnet, für den Pegel R2H008 (Cwengce River) sogar eine geringfügige Zunahme von etwa 5 %. Für die Zuflüsse des Buffalo Rivers aus dem südlichen (Pegel R2H016) und nördlich-zentralen Teil des Einzugsgebietes (Pegel R2H015) werden Rückgänge des *MQs* mit Ensemble-Medianen von rund 10 % berechnet. Ein besonders deutlicher Rückgang des *MQs* wird in allen drei Entnahmeszenarien für den oberhalb des Bridle Drift Dams gelegenen Pegel R2H007 berechnet.

Im Unterschied zum RCP 4.5-Ensemble werden mit dem RCP 8.5-Klimamodellensemble für alle Pegel der Fallstudienregion Abnahmen des *MQs* berechnet, die für einige Pegel in Überlagerung mit der Steigerung der Wasserentnahme aus den Reservoirs in Ensemble-Median zwischen 3 % (Pegel R2H010) und 35 % (Pegel R2H027) variieren. Für die von den Stauhaltungen beeinflussten Pegel zeigt sich eine Verschärfung der natürlichen Abflussreduktion im Zuge der wärmeren und teils trockneren Verhältnisse durch die zunehmende Wasserentnahme aus den Reservoirs. Alle Änderungssignale des *MQ* weisen eine erhebliche Bandbreite mit Interquartilsabständen von 20 bis 40 % auf, die bei der Interpretation zu berücksichtigen sind. Insbesondere die *MQ*-Änderungssignale des RCP 8.5-Ensembles zeigen bei allen Pegel in Bezug auf die Nulllinie durch die Lage der Boxen eine deutliche Orientierung hin zu einer Abnahme an.

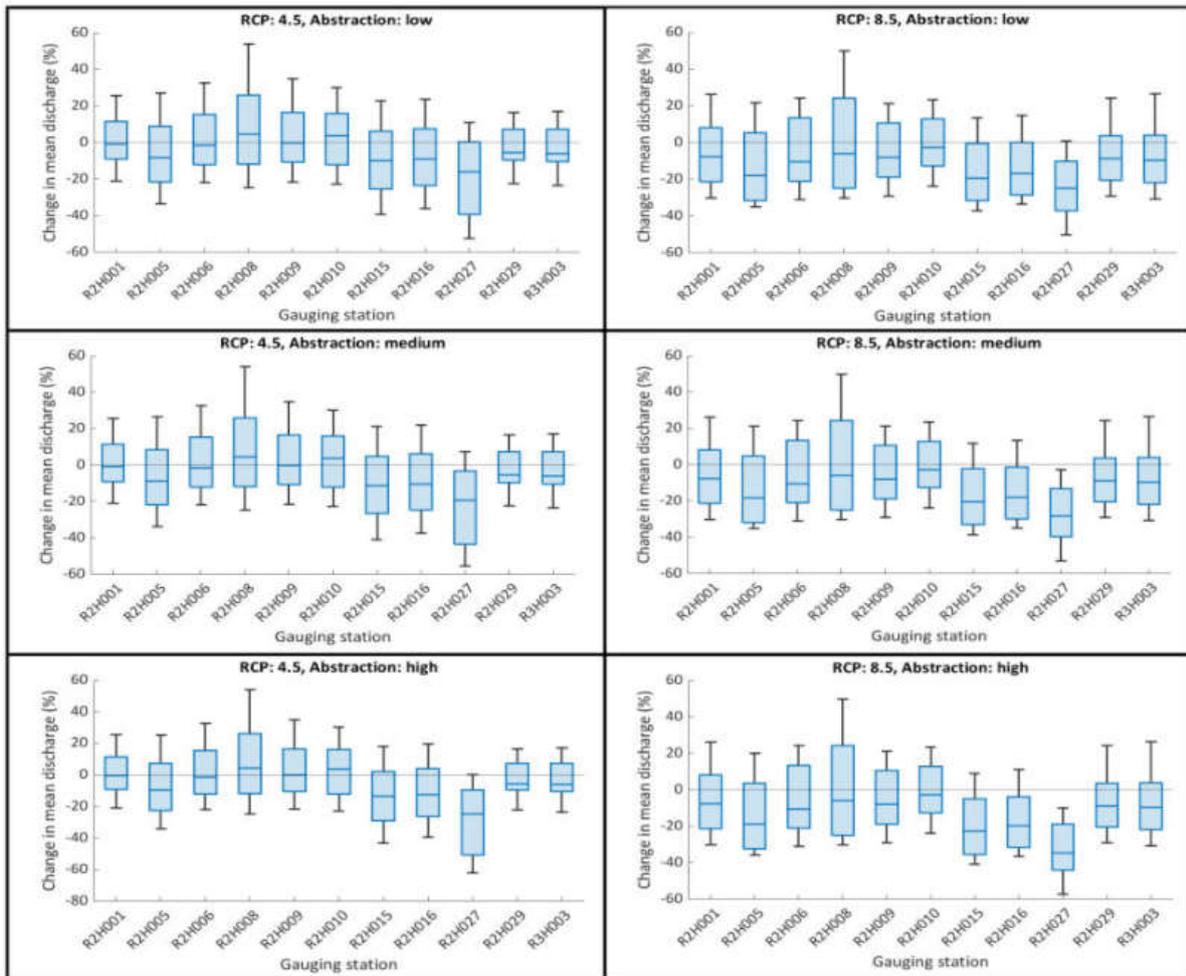


Abbildung 187: Änderungssignale des Jahresmittelwertes des Abflusses (MQ) für die Pegel der Fallstudienregion Eastern Cape differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario

Für einige Pegel berechnen sich die Änderungen des Abflusses in Überlagerung der klimatisch bedingten Abflussbildung und der Entnahmen in den Reservoiren. Um den Einfluss der sich ändernden klimatischen Verhältnisse auf die Wasserhaushaltsgröße Abfluss zu untersuchen, sind in Abbildung 188 die mittleren monatlichen Abflüsse am hydrologisch nicht von den Talsperren beeinflussten Pegel R2H006 (Mgqakwebe River, Oberes Buffalo River-Einzugsgebiet) dargestellt. Die monatlichen Mittelwerte der Abflüsse variieren im Jahresverlauf zwischen 0,2 und 1,25 m³/s bezogen auf den Ensemble-Median mit Minimum in den Sommermonaten November und Dezember. Für das RCP 4.5-Ensemble werden für die Wintermonate Juni und Juli sowie den März geringfügige Zunahmen des Abflusses berechnet, für die übrigen Monate geringfügige Abnahmen, wobei die Bandbreite der Änderungssignale aus den einzelnen Ensemble-Membem ein Vielfaches des Änderungsbetrags darstellt. Auch für das RCP 8.5-Ensemble zeigt sich bei vergleichbarer Bandbreite ein recht heterogenes Bild aus geringfügigen Zunahmen im März, Mai und Oktober sowie Abnahmen in den Monaten Juni, Juli, August, Januar und Februar. Bezogen auf das Gesamtjahr resultiert die in Abbildung 187 erkennbare Abnahme des MQs um 10 % im Ensemble-Median.

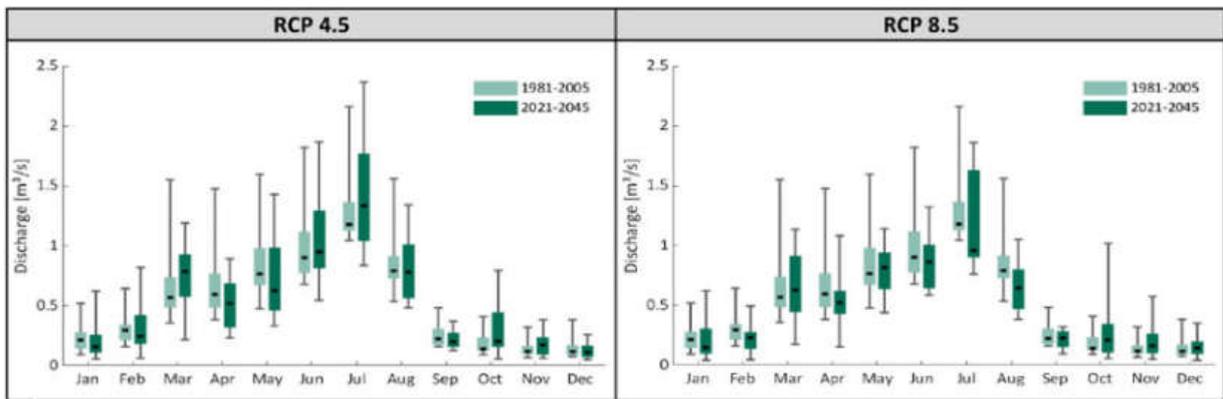


Abbildung 188: Box-Whiskers-Plot des mittleren monatlichen Abflusses am Pegel R2H006 (Mgakwebe River) für das RCP 4.5-Ensemble links und das RCP 8.5-Ensemble rechts

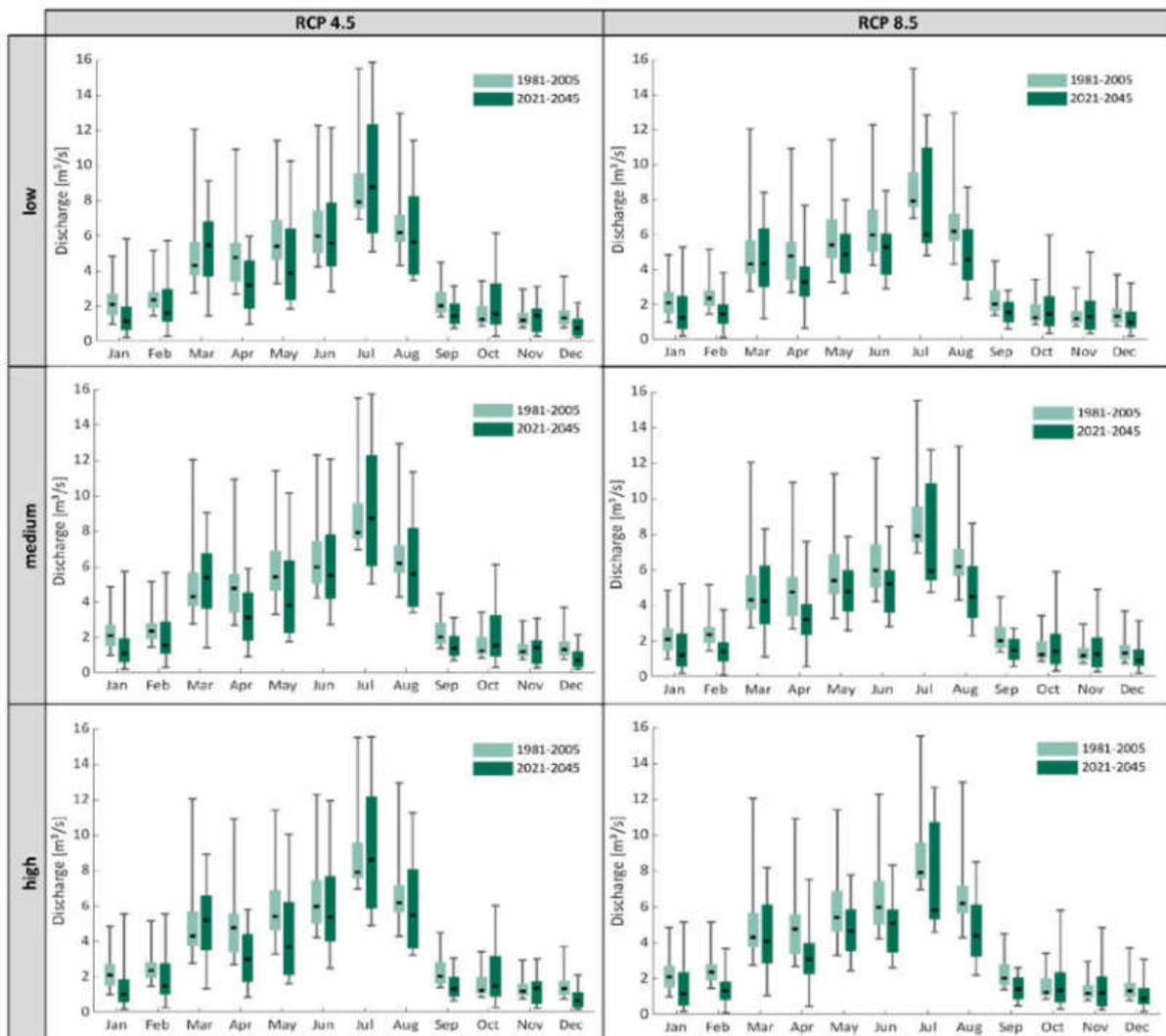


Abbildung 189: Box-Whiskers-Plot des mittleren monatlichen Abflusses am Pegel R2H027 (Buffalo River) differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario

Im Vergleich zu den MQ-Änderungssignalen für den durch die Entnahme unbeeinflussten Pegel R2H006 sind in Abbildung 189 die mittleren monatlichen Abflüsse am Pegel R2H027 (Buffalo River)

differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario dargestellt. Dieser Pegel befindet sich unterstrom des Laing Dams im Zustrombereich des Bridle Drift Dams und ist demnach durch die Entnahmen aus den oberstrom gelegenen Reservoirien Maaden Dam, Roikrantz Dam und Laing Dam beeinflusst. Anders als bei Pegel R2H006 zeigt sich vor allem in den Monaten des Südhalbkugel Winters ein deutlicher Rückgang des mittleren Abfluss im Vergleich zur Referenzperiode. Hierbei werden für das RCP 8.5-Ensemble tendenziell größere Abnahmen des Monats-MQs bei ebenfalls hoher Bandbreite der Änderungssignale prognostiziert.

In Verbindung mit einem teils verringerten natürlichen Abflussaufkommen und der Entnahmesteigerung in der Zukunft ändern sich auch die mittleren Speicherinhalte der Reservoirie. Diese sind in Abbildung 190 differenziert nach Klimamodellensemble und Entnahmeszenario als Box-Whiskers-Plot dargestellt. Auf Basis des RCP 4.5-Ensembles werden für den Gubu Dam, den Maden Dam und den Wriggleswade Dam keine wesentlichen Änderungen des mittleren Speicherinhaltes bezogen auf das Gesamtjahr berechnet. Für den Laing Dam und den Bridle Drift Dam ergeben sich im Ensemble-Mittel Rückgänge des mittleren Speicherinhaltes von wenigen Prozent mit den höchsten Rückgängen unter dem high demand-Entnahmeszenario. Für den Nahoon Dam beläuft sich der Rückgang des mittleren Speicherinhaltes im high demand-Szenario auf - 12 % und für den Roikrantz Dam auf -33 %. Für das RCP 8.5-Ensemble ergibt sich im Ensemble-Mittel ein geringfügig geringerer Rückgang des mittleren Speicherinhaltes. Die Berechnung mit beiden Ensembles stimmen weitgehend überein. Lediglich für das high demand-Entnahmeszenario wird mit dem RCP 8.5-Ensemble ein etwas stärkerer Rückgang des mittleren Speicherinhaltes berechnet. Für den Bridle Drift Dam sind dies 11,5 % im Vergleich zu 8,6 % im RCP 4.5-Ensemble.

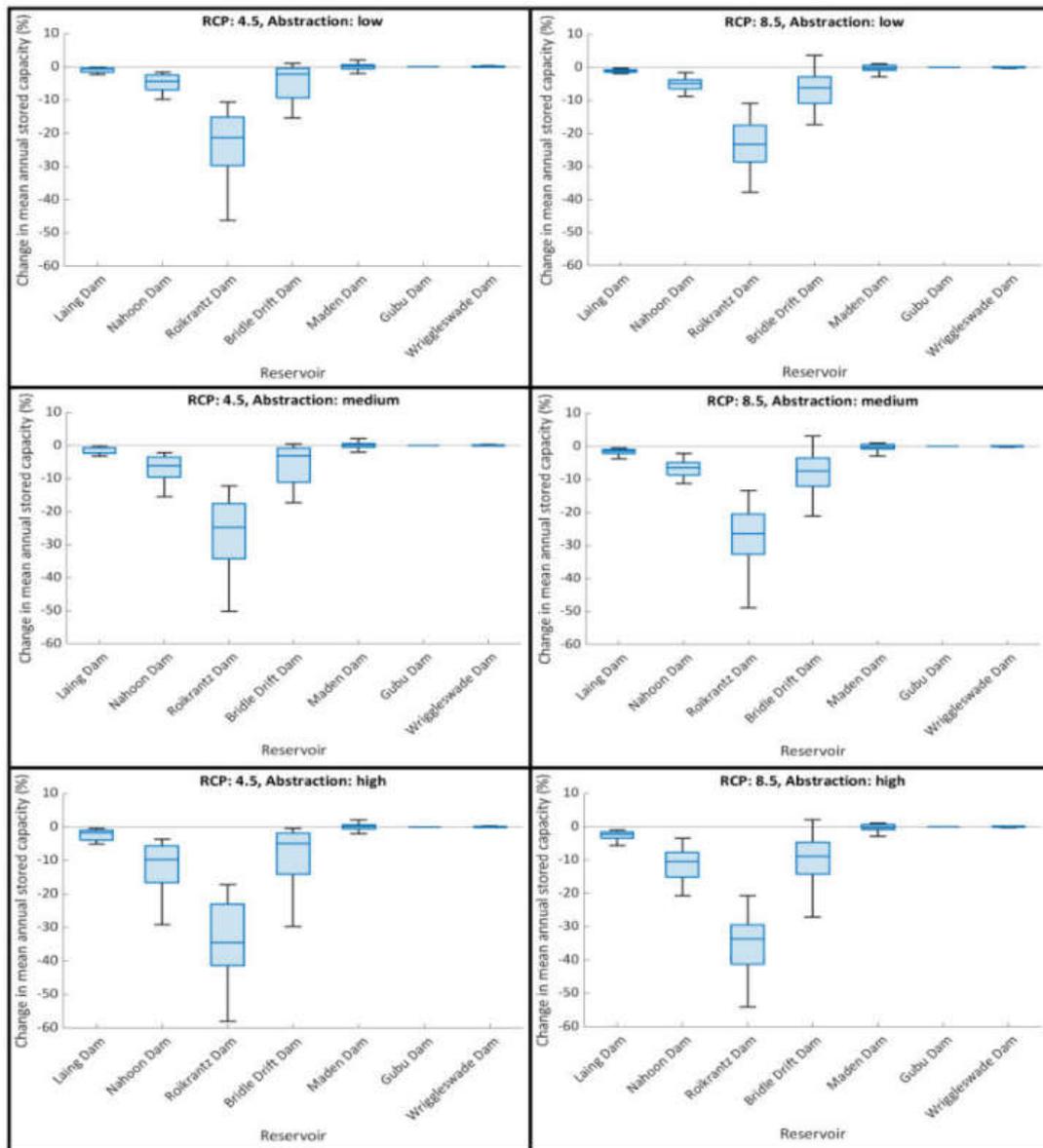


Abbildung 190: Änderungssignale des Jahresmittelwertes des Speicherfüllstandes für die Reservoirs der Fallstudienregion Eastern Cape differenziert nach RCP-Klimamodellensemble und Entnahmeszenario

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass infolge der sich verändernden klimatischen Bedingungen von einem Rückgang der natürlichen Verfügbarkeit von Oberflächenwasser auszugehen ist. Diese durch Klimaänderungen bedingte Änderung der Abflussvolumina führt in Kombination mit höheren Wasserentnahmen aus dem Reservoirs zu einer Verknappung der Wasserressource und geringeren Wasservorräten in den Reservoirs sowie einer Reduktion der Abflüsse unterhalb der Stauseekaskade im Buffalo River-System. Dadurch rückt eine verstärkte Nutzung möglicher regionaler Grundwasservorkommen als zweites Standbein der Wasserversorgung der BCM in den Fokus.

3.4.3 CAM-Dialogplattform

Anwendungsbeispiel CAM

Im Folgenden ist ein Anwendungsbeispiel für die Fallstudienregion Sandelermöns und den Indikatoren Grundwasserneubildung (GWN), Trend Chloridkonzentration und Dürreindex dargestellt. Darin durchlaufen jeweils Akteure aus der Wasserwirtschaft und Landwirtschaft die Programmfunktionen, um eigene Bewertungsergebnisse zu erzeugen und diese gegenüberzustellen. Basierend darauf folgt der Dialogprozess zur Festlegung abgestimmter Maßnahmen.

Name	Anwendungsbeispiel – Bewertung der Wasserverfügbarkeit in einem Gebiet für ein nahes Zukunftsszenario aus zwei Perspektiven (Wasserversorgung-Landwirtschaft)
Primärer Benutzer	Politische Entscheidungsträger der Regierung: <ul style="list-style-type: none"> • Wasserversorgungsabteilung • Landwirtschafts- und Bewässerungsabteilung
Datenanbieter	Regierung: <ul style="list-style-type: none"> • Wasserversorgungsabteilung • Landwirtschafts- und Bewässerungsabteilung
Ziel	Einvernehmliche Entscheidung über die geeignetste Maßnahme zur Sicherung der Wasserverfügbarkeit für die Wasserversorgung und Landwirtschaft in Sandelermöns.
Beschreibung	Die Kommune will für das nahe Zukunftsszenario (2021-2050: Kombination von Abstraktion-, Klima- und Meeresspiegelszenarien) die Wasserverfügbarkeit in einem Gebiet bewerten und prüfen, ob das betroffene Szenario nicht die Wasserversorgung oder die Bewässerungspraktiken gefährden würde.
Vorbedingung	<ul style="list-style-type: none"> • Die primären Benutzer müssen über eine aktive Internetverbindung verfügen und auf der im Browser geöffneten Website [gocam.giscon.de] eingeloggt sein. • Definition des Untersuchungsgebiets: Sandelermöns. • Definition des Szenarios: Ein nahes Zukunftsszenario (A1.3 - C1.85 - S1.85-Z2), das aus einer Kombination von Abstraktion-, Klima- und Meeresspiegelszenarien für Zeitraum: 2021-2050 besteht. • Definition der Kriterien für die Bewertung (Indikatoren): <ul style="list-style-type: none"> ○ Änderung Grundwasserneubildung ○ Chloridkonzentration in 100 m Tiefe ○ Trend Grundwasseroberfläche • Verfügbarkeit von georeferenzierten Datensätzen, die als die definierten Indikatoren auf der Plattform verwendet werden können.
Workflow der Berechnung	
Schritt 1	Die primären Benutzer melden sich in ihrem Konto auf der Plattform an
Schritt 2	Auswahl des betreffenden Gebiets auf der geographischen Übersichtsseite (In unserem Beispiel: Sandelermöns)
Schritt 3	Navigieren zum GIS-Viewer des Fallstudiengebiets: Sandelermöns
Schritt 4	Auswählen eines der Szenarien: (In unserem Fall: A1.3 - C1.85 - S1.85-Z2).
Schritt 5	Auswahl der beteiligten Indikatoren: <ul style="list-style-type: none"> • Änderung Grundwasserneubildung (%) • Chloridkonzentration in 100 m Tiefe (mg/l) • Trend Grundwasseroberfläche (m)

Schritt 6	Jeder gewählte Indikator sollte durch die Zuordnung einer Zielfunktion standardisiert werden.
Schritt 7	<p>Anpassung der Parameter der Zielfunktion, die die Schwellenwerte für die Werte des ausgewählten Indikators definieren. Diese Schwellenwerte können interaktiv in einem Diagramm oder durch Eingabe von Parametern geändert. Die Zielfunktion interpoliert linear zwischen jedem eingestellten Schwellenwert. Daher übersetzt die Zielfunktion die numerischen Werte des Indikator-Layers in ein Bild mit einem Index der Zielerfüllung (von 0% - bis 100%) gemäß Ihrem persönlichen wasserwirtschaftlichen Ziel. Es steht eine Vorschau der Berechnung zur Verfügung, die on-the-fly durchgeführt wird.</p> <p>Für die Änderung der Grundwasserneubildung setzen die beiden genannten Stakeholder ihren ersten Schwellenwert auf 5%, was einer wasserwirtschaftlichen Zielerfüllung von 100% entspricht. Allerdings legt die Wasserversorgungsabteilung ihren zweiten Schwellenwert auf 2% fest, was die Zielerfüllung bei 0% betragen würde. Im Gegenteil, die Bewässerungsabteilung setzt ihre Grenze auf 3% fest, da sie ihren Wasserbedarf in Trockenperioden nicht decken könnten.</p> <p>Bezüglich der Chloridkonzentration in 100 m Tiefe setzen die beiden Akteure die Standardzielfunktion.</p> <p>Hinsichtlich der Trend Grundwasseroberfläche wurde die Zielfunktion anhand vier Parameters definiert. Die beiden Stakeholder setzen ihre Schwellenwerten wie folgt:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wasserversorgungsabteilung: <ul style="list-style-type: none"> ○ Von 1 bis 9m entspricht 100% der Zielerfüllung ○ Kleiner als 0 oder größer als 12 m trifft 0% der Zielerfüllung • Landwirtschafts- und Bewässerungsabteilung: <ul style="list-style-type: none"> ○ Von 0 bis 2m entspricht 100% der Zielerfüllung ○ Kleiner als -1 oder größer als 12 m trifft 0% der Zielerfüllung
Schritt 8	Speicherung und Aktivierung entsprechend der geänderten Zielfunktionen.
Schritt 9	<p>Setzen eines Gewichtungswertes für jeden ausgewählten Indikator unter Berücksichtigung, dass die Summe aller Gewichtungswerte 1 sein muss.</p> <p>Die beiden Stakeholder haben die Gewichtungswerte wie folgt festgelegt:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wasserversorgungsabteilung: <ul style="list-style-type: none"> ○ Änderung Grundwasserneubildung: 0.6 ○ Chloridkonzentration in 100 m Tiefe: 0.2 ○ Trend Grundwasseroberfläche: 0.2 • Landwirtschafts- und Bewässerungsabteilung: <ul style="list-style-type: none"> ○ Änderung Grundwasserneubildung: 0.3 ○ Chloridkonzentration in 100 m Tiefe: 0.1 ○ Trend Grundwasseroberfläche: 0.6
Schritt 10	<p>Auswählen einer Aggregationsmethode: (In unserem Fall „Weighted Linear Combination WLC“)</p> $WLC = \sum_{j=1}^n a_{ij} w_j$ <p>dabei ist a_{ij} der standardisierte Wert der Zelle (i), w_j ist das normalisierte Gewicht des Kriteriums (j).</p>
Schritt 11	Anwenden der Methode
Schritt 12	Speichern der Berechnungsergebnisse

Workflow Dialog	
Schritt 1	Die primären Benutzer melden sich in ihrem Konto auf der Plattform an
Schritt 2	Zu den Berechnungsergebnissen navigieren.
Schritt 3	Festlegen der Berechtigungen der Ergebnisse für den anderen Benutzer, damit er sie anzeigen kann
Schritt 4	Zum Dialogbereich auf der Plattform navigieren.
Schritt 5	Wahl des Untersuchungsgebietes
Schritt 6	Auswahl des zweiten Benutzers, um dessen Ergebnisse mit den eigenen zu vergleichen
Schritt 7	Auswählen des eigenen Bewertungsergebnis und des Ergebnis des anderen Benutzers
Schritt 8	Start des Ergebnisvergleichs
Schritt 9	Anzeige und Analyse der Ergebnisse nebeneinander in einem Web-GIS-Viewer, der durch ein "Swipe-Tool" getrennt ist
Schritt 10	Dialogprozess zur Ableitung von abgestimmten Maßnahmen zwischen den Nutzern unterstützt durch die Darstellungs- und Analysefunktionen der CAM-Dialogplattform. Definition der Maßnahmen erfolgt derzeit noch außerhalb der CAM-Dialogplattform, soll aber zukünftig integriert werden.

Die Hauptschritte der Methodik sind in der folgenden Abbildung dargestellt:

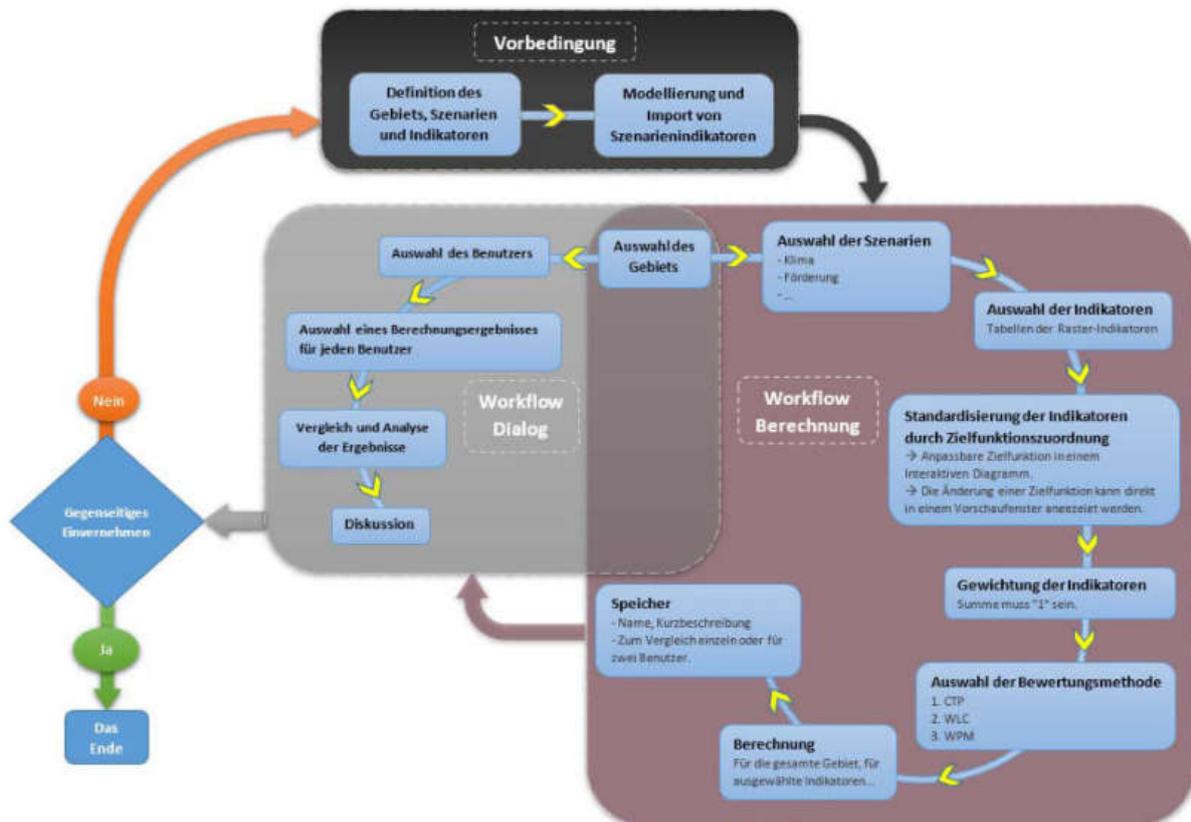


Abbildung 191: Darstellung des CAM-Dialogprozesses

4. Diskussion und Fazit

4.1. Fallstudienregion Norddeutschland

Einordnung der Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung

Mit den Studien im Rahmen des Projektes „Globaler Klimawandel - Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland (KliBiW) (NKWKN 2017, 2019 und 2021) und des Deutschen Wetterdienstes (Klimareport Niedersachsen DWD 2018) sowie Meinke et al. (2018) und Schickhof & Eschenbach (2018) liegen umfangreiche Studien zur historischen und künftigen Entwicklung des Klimas in Niedersachsen und angrenzenden Gebieten vor. Ein Vergleich der Ergebnisse dieser Studien durch Scheihing (2019) zeigt, dass Klimasignale von wissenschaftlich diskutierten regionalen Klimamodell-Ensembles für Norddeutschland in großer Übereinstimmung eine Zunahme der jährlichen durchschnittlichen Lufttemperatur andeuten und einen damit verbundenen Anstieg der Evapotranspiration wahrscheinlich machen (Meinke et al. 2018, Schickhoff und Eschenbach 2018). Gleichzeitig bilden sie aber auch eine große Bandbreite an möglichen Änderungen der saisonalen Niederschlagsmengen ab (Meinke et al. 2018). Die Simulationsergebnisse im Projekt go-CAM für die *Fallstudienregion Sandelermöns und Großenkneten* fügen sich mit der Prognose zunehmender Evapotranspirationsraten und allgemein großer Bandbreiten der Änderungssignale der betrachteten Klimakenngrößen gut in diesen Kontext ein.

Die Niederschlagsänderungssignale ausgewählter Studien sind für das Gesamtjahr, Winter- sowie Sommerperioden mit Relevanz für Niedersachsen zur Referenzperiode 1971 bis 2000 in Abbildung 192 dargestellt. Die Fallstudienregion Sandelermöns betreffend fügen sich die Änderungssignale für die Jahresniederschlagssumme (nahe Zukunft: RCP 4.5-Ensemblemittel +3,9 %, RCP 8.5-Ensemblemittel +5,3 %, ferne Zukunft: RCP 4.5-Ensemblemittel +5,2 %, RCP 8.5-Ensemblemittel + 11,6 %) sehr gut in die Ergebnisse der dort berücksichtigten Studien. Zu beachten sind räumliche Unterschiede in der Stärke der Änderungssignale und ihrer Richtung in den verschiedenen Landesteilen. Dies wurde u.a. in den Untersuchungen der Auswertung der Klimaprojektionen durch den NLWKN (2019) deutlich. Die Änderungssignale des Niederschlags sind im Vergleich der Studien und auch entsprechend der Ergebnisse des Projektes go-CAM nicht so einheitlich wie die Temperaturprojektionen. Die Gegenüberstellung der Studienergebnisse aus Abbildung 192 (Scheihing 2019) verdeutlicht, dass verschiedene Multimodell-Ensembles unter unterschiedlichen Emissionsszenarien vor allem bis zum Jahr 2100 eine weite Bandbreite an Ergebnissen (Abb. 2) erreichen. Das erschwert es, belastbare Rückschlüsse zu ziehen.

Diese große Bandbreite der regionalen Niederschlagsprojektionen erlaubt es bezüglich der Grundwasserneubildung in Niedersachsen nicht, gesicherte Aussagen zu ihrer zukünftigen Veränderung zu machen (Herman et al. 2017). Dies spiegelt sich in zum Teil widersprüchlichen Ergebnissen verschiedener Studien zum Wasserhaushalt in Niedersachsen wieder (Scheihing 2019) und ist auch auf internationaler Ebene ein bekanntes Problem (Hagemann et al. 2012, Smerdon 2017). Jüngste Berechnungen der Entwicklung künftigen Entwicklung der Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen (Hermann et al. 2021) unter Einsatz der Modellekette RCP-GCM-RCM-mGROWA (RCP 2.6, 4.5 und 8.5-Modellensembles) liefern für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Modellensemble vergleichbare Projektionen der Grundwasserneubildung wie sie in go-CAM für die Fallstudienregionen Sandelermöns und Großenkneten mit v.a. in 23 größeren Zunahmen berechnet wurden.

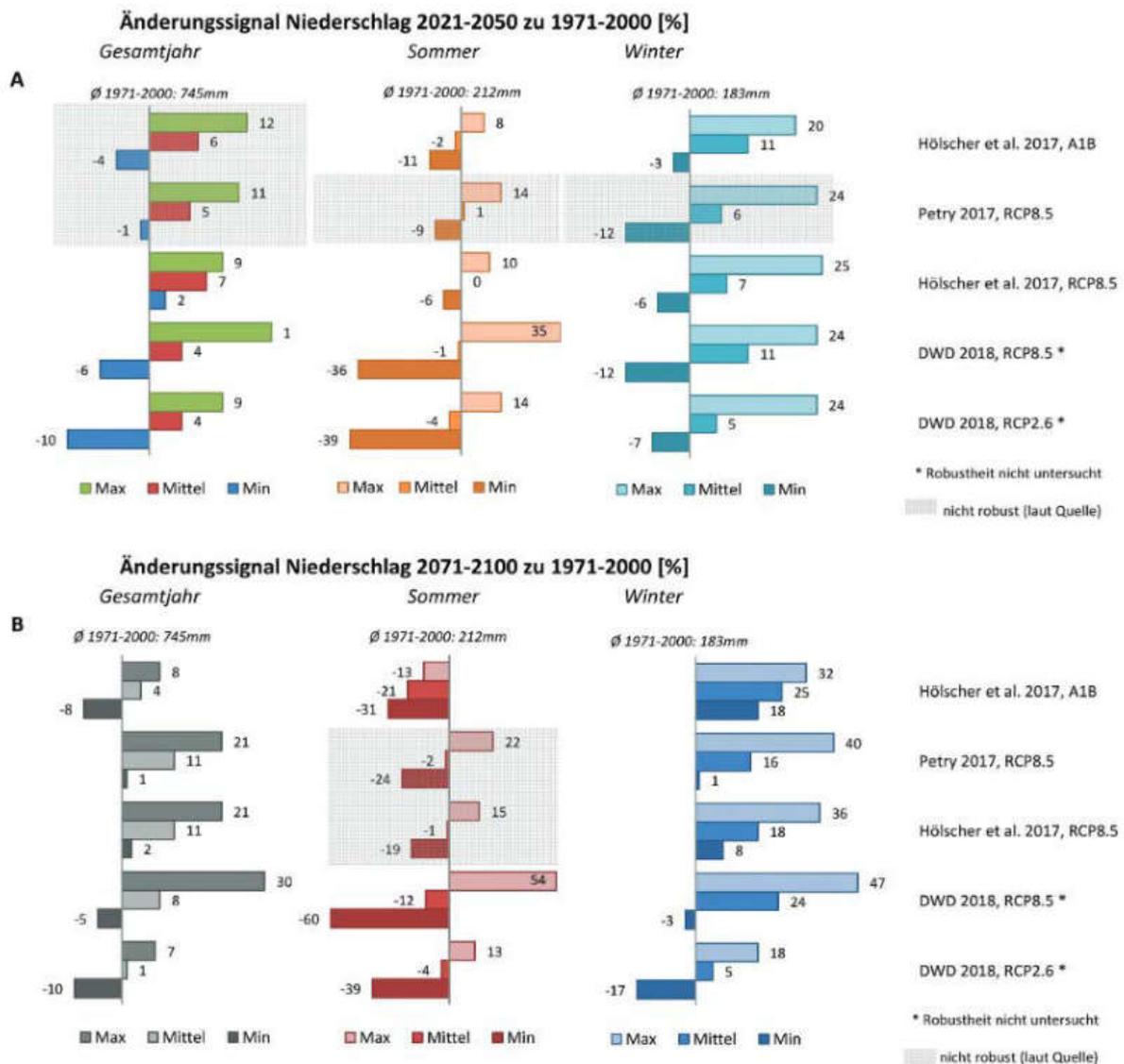


Abbildung 192: Niederschlagsänderungssignale ausgewählter Studien für das Gesamtjahr, Winter- sowie Sommerperioden mit Relevanz für Niedersachsen zur Referenzperiode 1971 bis 2000. A) Änderungssignal 2021 bis 2050, B) Änderungssignal 2071 bis 2100 (sofern nicht anders angegeben sind Ergebnisse laut Quelle robust). Abbildung aus Scheihing (2019), mit den Autorenangaben Hölscher und Petry wird auf die NLWKN-KliBiW-Berichte (NLWKN 2017, 2019, 2021) Bezug genommen.

Die Ergebnisse der dichtebeeinflussten Grundwassermodellierung (s. Kapitel 3.1.6) basieren auf den Resultaten der Wasserhaushaltsmodellierung und damit ebenfalls auf den dort betrachteten Klimaszenarien. Zusätzlich geht in das Modell Sandelermöns der in den RCP-Szenarien prognostizierte Meeresspiegelanstieg von 0.5 m bei Szenario 4.5 und 1 m bei Szenario 8.5 bis zum Jahr 2100 ein. Weiterhin werden die durch den OOWV angestrebten Trinkwasser-Entnahmeraten und ein darüber hinausgehendes Entnahme-Szenario berücksichtigt. Die im Rahmen der geophysikalischen Untersuchungen (Auswertung von AEM-Daten) ermittelten Chloridwerte stellen eine weitere wesentliche Basis für verlässliche Simulationen der Chloridverteilung in den Grundwasserleitern dar. Studien, die zur Einordnung der Simulationsergebnisse herangezogen werden können, sind für den Bereich der Modellierung der Salzwasserintrusion bzw. Grundwasserversalzung in diesem Gebiet nicht bekannt. Das im Auftrag des OOWV erstellte Grundwassermodell hatte andere, wasserrechtlich moti-

vierte Schwerpunkte (s. Kap. 2.3.1.6). Der Vergleich der Ergebnisse dieser Arbeiten mit denen der dichtabhängigen Grundwassermodellierung im Projekt go-CAM ließ im Ergebnis keine Widersprüche erkennen.

Alle Szenariensimulationen ergaben eine deutliche Landeinwärtsbewegung der Süß-/Salzwassergrenze bis zum Jahr 2100. Ein Einfluss der Klimaszenarien auf die prognostizierte Position dieser Grenze ist kaum zu erkennen. Die Änderung der Grundwasserentnahme durch das Wasserwerk Sandelermöns übt einen geringen Einfluss aus. Für den Bereich der bereits heute sehr nahe an der Trinkwassergrenze liegenden WGA Feldhausen legen die Simulationsergebnisse ein engmaschiges Monitoring der Chlorid-Werte nahe. Die Landeinwärts-Bewegung der Süß-/Salzwassergrenze lässt im Prognosezeitraum keine Beeinträchtigung der Trinkwassergewinnung der beiden anderen Wasserwerke, Sandelermöns und Kleinhorsten, erwarten.

Der im Rahmen der Klimaszenarien prognostizierte Meeresspiegelanstieg verursacht einen deutlich verstärkten Einstrom von Meerwasser in die Grundwasserleiter und, damit verbunden, eine Zunahme der Salzkonzentration im Grundwasser in unmittelbarer Nähe der Küste. Dies könnte sowohl die Ökosysteme als auch salztolerante Kulturpflanzen beeinträchtigen.

Weitere Folgen der beschriebenen Klimaveränderungen, mit denen in der Grundwasserbewirtschaftung gerechnet werden muss, umfassen neben möglichen Änderungen des saisonalen Wasserdargebots auch eine Veränderung des Wasserbedarfs. Unter anderem ist mit einer Zunahme der Grundwasserentnahmen zu landwirtschaftlichen Bewässerungszwecken und einem Anstieg der klimabedingten Spitzenlast in der Wasserversorgung, der sich auch aus dem gesteigerten Verbrauch der Privathaushalte (Gartenbewässerung, Pools) ergibt, zu rechnen. Insbesondere für die Ems-Hunte-Geest und benachbarte Geestregionen Nordwestniedersachsen wird infolge der zunehmenden Temperaturen und längerer Hitzeperiode (NLWKN 2019) die Feldberegung zukünftig sowohl die Beregungsfläche selbst auch den Zusatzwasserbedarf betreffend stark ausgeweitet werden müssen (LBEG 2019). Die go-CAM-Wasserhaushaltsprojektionen für die Fallstudienregion Norddeutschland betreffend kommt ein zunehmender Bewässerungsbedarf indirekt durch die künftig erhöhte Evapotranspiration zum Ausdruck. Durch zeitlich begrenzte Einschränkungen in der verfügbaren Oberflächenwasserqualität oder -quantität, kann sich ebenfalls der industrielle Grundwasserbedarf erhöhen (Scheihing 2019). Bei einem solch veränderten Verbraucherverhalten sind mittelfristig eine zunehmende Belastung anthropogen bewirtschafteter Aquifere und sekundäre Folgen (sinkende Grundwasserstände, verringerter Basisabfluss, Beeinträchtigung grundwasserabhängiger Landökosysteme etc.) vorgezeichnet.

Der in go-CAM verfolgte integrale Modellierungsansatz (3D-Geologie, 3D-Grundwasser, Oberflächenabflüsse, Klimawandel) erscheint nach den im Projekt gesammelten Erfahrungen insbesondere in Gebieten mit ähnlich komplexen Wechselwirkungen wie in Sandelermöns unumgänglich um bewirtschaftungsrelevante Fragestellungen, wie sie im Projekt go-CAM formuliert wurden (s. Kapitel b) qualifiziert bearbeiten zu können. In diesem Kontext zeigte sich auch dass, die Oberflächenentwässerung in den Marschgebieten ein wesentlicher Faktor im Gesamtwasserhaushalt der Küstenregion ist. Das systematische Monitoring der Oberflächenabflüsse muss in Zusammenarbeit den Entwässerungsverbänden intensiviert werden, um hier Datenlücken zu schließen und so am Ende möglichst fundierte Aussagen zur Nachhaltigkeit einzelner Maßnahmen der Wasser-/Grundwasserbewirtschaftung treffen zu können.

Die Stofftransportmodellierung ist hierbei von enormer Bedeutung, da dargestellt werden kann, wie das Nitrat sich im Untergrund ausbreitet und wie es auf die Förderbrunnen zufließt. Ebenfalls konnte

die Lage der Süß-Salzwassergrenze unter sich ändernden Strömungsrandbedingungen plausibel simuliert werden. Auf diese Weise kann modelliert und prognostiziert werden, ob und in welcher Zeit Maßnahmen ergriffen werden müssen, um die Förderbrunnen vor einem Nitratdurchbruch oder der Förderung von versalztem Grundwasser zu schützen.

Durch die SAMOS-Messungen (Salzwasserüberwachungssystem) erhält der Wasserverband außerdem wichtige Daten zur Salzfronterkennung in der Fallstudienregion Sandelermöns. Die Messstandorte derartiger In-situ-Salzfronterkennung können effektiv nur mit Kenntnis über das lokale Grundwasserströmungsverhalten platziert werden und dienen als Kalibrierungsmöglichkeit von Salzwassermodellierungen im Untergrund.

Die Simulation des Nitratintrags, der Nitratverlagerung und des Nitratabbaus im Reaktionskontakt mit dem Grundwasserleiter ist ein typisches Anwendungsfeld von Grundwasserstoff-transportmodellen. Entwicklungstrends in der Landwirtschaft und dem Stoffeintrag können im Rahmen einer prognostischen Analyse untersucht werden. Auch kann abgeschätzt werden, wie lange das im Untergrund vorliegende Nitratabbauvermögen unter diesen Bedingungen halten und wann es durch den Verbrauch zu einem Durchbruch von Nitrat am Förderbrunnen kommen wird und welche Daten zur Absicherung dieser Prognosen noch erhoben werden müssen.

Anders als bei anderen Modellansätzen wird die Grundwasserbeschaffenheit in der hydrogeochemischen Modellierung gekoppelt für alle physiko-chemischen Parameter berechnet. So wird auch eine Freisetzung von Metallen wie Eisen, Mangan, Nickel und Uran beim Nitratabbau und in Abhängigkeit von Parametern wie dem pH-Wert und dem Redoxpotential berechnet. Die hydrogeochemische Modellierung dient damit der ganzheitlichen Beantwortung von wasserwirtschaftlichen Fragestellungen wie:

- Welche hydraulischen und hydrochemischen Prozesse beeinflussen die bisher beobachtete Brunnenergiebigkeit und Rohwasserqualität?
- Welche Trends und Entwicklungen zeichnen sich ab und welche Konsequenzen ergeben sich hieraus für die zukünftige Wassergewinnung?
- Können aussagekräftige Informationen gewonnen und / oder durch weitergehende Untersuchungen / Monitoring etabliert werden, um die in Zukunft ablaufenden Prozesse belastbar zu beschreiben?
- Welche Anpassungsmaßnahmen haben welche Auswirkungen auf die Wassergewinnung?

Das Modell stellt damit ein Hilfsmittel zur Untersuchung von Fragestellungen zum Wasserdargebot und der Wasserchemie dar. Mit dem Modell können Umwelteinflüsse wie der Stoffeintrag aber auch der Klimawandel untersucht und deren Auswirkungen auf das Grundwassersystem quantifiziert werden. Vor diesem Hintergrund bietet die Modellstruktur eine hohe Flexibilität, welche eine schnelle Erweiterung des Modells hinsichtlich weiterführender Untersuchungen ermöglicht. In diesem Kontext steht auch der aus zeitlichen Gründen noch nicht durchgeführte Vergleich der Modellierungsarbeiten zur Nitratausbreitung im Aquifersystem der Fallstudienregion Großenkneten mit d³f++ (2.3.2.5) und den voranstehend diskutierten Ergebnissen der Modellierung des IWW.

Mit der in diesem Vorhaben entwickelten multikriteriellen Steuerungsoptimierung in der Wasserbewirtschaftung (CAM-Tool) wurde eine mögliche Grundlage für ein integrales Wasserressourcenmanagement mit einer neuen Methodik geschaffen. Auf der Basis dieser und weiterer zu entwickelnden

Tools müssen unter Einbeziehung der am Wasserhaushalt beteiligten Stakeholder zukünftig alle Eingriffe in den Wasserhaushalt (inkl. Vorfluter und Drainagen) auf den Prüfstand und nach einheitlichen Maßstäben neu bewertet werden.

Ausblick für zukünftige integrierte Parameter- und Strukturmodellierung

Ein wichtiges Ergebnis der hier im Projekt erarbeiteten Schritte, ist, dass sequentielle Herangehensweisen von vorgeschalteten Struktur- und Parametermodellen für Grundwassermodellierungen aufgrund der Heterogenität der Daten und der Größe der Gebiete suboptimal und langfristig nicht nachhaltig genug sind. Es sollte für die Zukunft vielmehr ein iteratives Verfahren erarbeitet werden, wo sowohl die Erkenntnisse der Struktur- und Parametermodellierung in Richtung Grundwassermodellierung fließen, aber auch genauso Erkenntnisse aus dem Kalibrierungsprozess der Grundwassermodellierung (auch Transport) wieder zurück in die Struktur- und Parametermodellierung transferiert werden. Dies sollte aufgrund der Größe der Daten und der betrachteten Gebiete am ehesten automatisiert bis halbautomatisiert erfolgen. Der erfolgreiche Einsatz von *Machine Learning* Verfahren und Ähnlichkeitsanalysen in diesem Projekt, gewährt einen ersten Einblick für Lösungen, um dieses Ziel zu erreichen. Hier versprechen insbesondere die Ähnlichkeitsalgorithmen mit Profiltypenbetrachtungen Erfolg. Überdies lassen die hohen Unsicherheiten in den Eingangsdaten den Schluss zu, dass regionale probabilistische Struktur- und Parametermodelle in Zukunft für den Anwendungsfall deutlich bessere Grundlage bieten können als statische Modelle, da sie auch Alternativen repräsentieren können. Dieser Weg könnte zukünftig den Kenntnisgrad über den quartären und tertiären Untergrund im regionalen Maßstab derart steigern, dass letztlich alle Modellierungsergebnisse Konsistenz untereinander zeigen können und die komplexen Prozesse im geologischen Untergrund transparenter werden. Ein höherer Kenntnisgrad würde auch eine Übertragbarkeit von Lösungen in andere Gebiete mit ähnlichen Ablagerungsräumen und Sedimentkörpern ermöglichen. Mit Abbildung 193 ist ein Vorschlag für einen Ablauf einer integrierten Struktur- und Parametermodellierung unter Nutzung von hydrogeologischen Modelldaten gegeben.

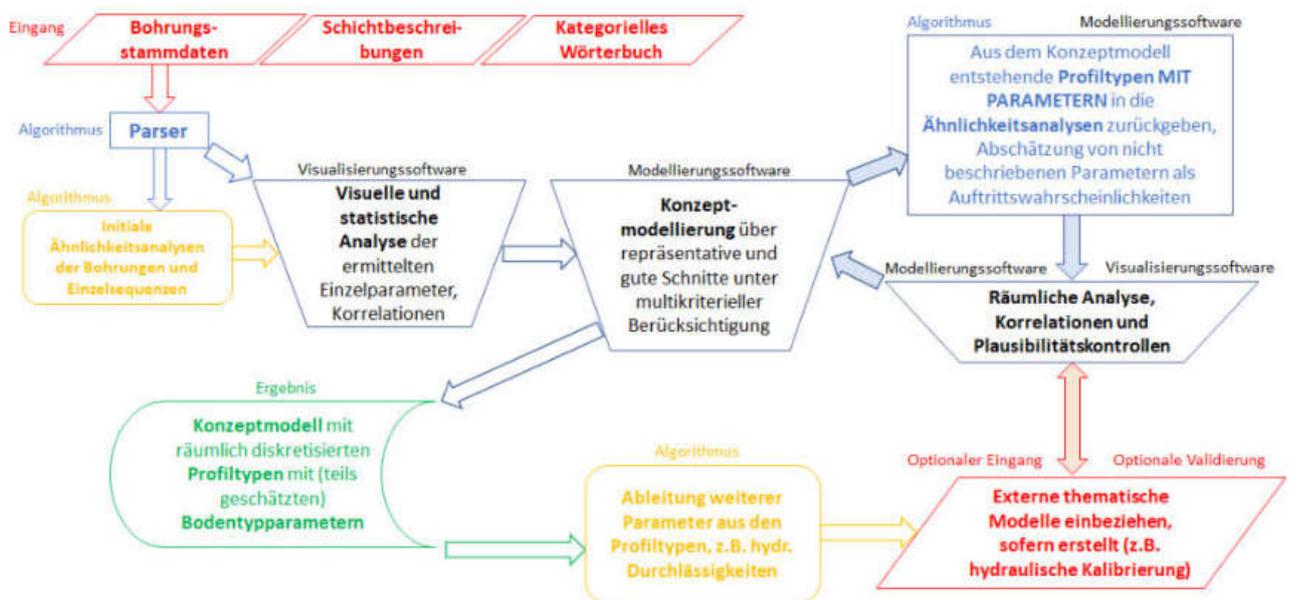


Abbildung 193: Vorschlag für einen möglichen Ablauf einer integrierten Struktur- und Parametermodellierung unter Nutzung von Automatismen, Analysen und der Rückkoppelung mit externen Modellen mit z.B. hydraulischer Kalibrierung

4.2. Fallstudienregion Antalya (Türkei)

Die Befunde aus der hydrologischen Impaktmodellierung im Rahmen des Projektes go-CAM werden im Folgenden in den Kontext vorheriger Studien und ihrer Ergebnisse eingeordnet. Im Rahmen des Projekts „Wasser und Klimawandel“ (T.C. 2016) wurden für das Antalya-Einzugsgebiet Modellsimulationen (Modelle HadGEM2-ES, MPI-ESM-MR und CNRM-CM5.1) der Parameter Durchschnittstemperatur, Maximal- und Minimaltemperaturen, Niederschlag und 6 Klimaindizes in 10-Jahresschritten für den Referenzzeitraum zwischen 1971-2000 und 2015-2020 sowie für die Jahre bis 2100 durchgeführt. Es wurden die in den IPPC Berichten verwendeten beiden repräsentativen Konzentrationspfade RCP 4.5 (mittlere Treibhausgaskonzentration bis mit 650 ppm) und RCP8.5 (sehr hohe Treibhausgaskonzentration bis 2100 mit 1370 ppm) verwendet (T.C. 2016). Damit entsprechen sowohl die Treibhausgasszenarien als auch die gewählten Klimamodellketten denen des Projektes go-CAM. Aus den Studien geht in großer Übereinstimmung mit den Arbeiten in go-CAM für das RCP 4.5-Szenario als Prognose ein Anstieg der Temperatur im Antalya-Einzugsgebiet bis 2100 von je nach Klimamodell zwischen 2,1-3,3 °C und im RCP 8.5-Szenario von 4,2 und 5,6°C hervor. Es ist insbesondere nach 2060 mit einer schnelleren Zunahme der Erwärmung zu rechnen (T.C. 2016). Auch die Aussagen bzgl. der künftigen Niederschlagsmengenentwicklung stehen in guter Übereinstimmung: Im RCP 4.5-Szenario wird ein deutlicher Rückgang der Niederschläge bis 2100 in allen Klimamodellen prognostiziert. Insbesondere ab 2060 gehen alle Klimamodelle von einem deutlichen Niederschlagsrückgang von bis zu 16 % aus. Im RCP 8.5-Szenario wird ein Niederschlagsrückgang sogar von bis zu 27 % prognostiziert. Das Auftreten von Dürreperioden wird den Szenarien zu Folge deutlich zunehmen (T.C. 2016). Die Anzahl aufeinanderfolgender Trockentage, die mit dem R10-Index berechnet wurde, steigt allmählich vor allem in Richtung des letzten Zeitraums. Doch auch der Trend für Tage mit sehr hohen Niederschlagsmengen (R25-Index) nimmt zu. Insgesamt zeigen die Ergebnisse aus beiden Studien eine große Übereinstimmung und sichern sich dadurch gegenseitig ab. Die Untersuchungen des türkischen Ministeriums für Forstwirtschaft und Wasserwirtschaft über die künftige Klimaänderung werden demnach gut durch die Untersuchungen im Projekt go-CAM zur Einwirkung dieser Klimaänderungen auf den regionalen Landschaftswasserhaushalt ergänzt und weiterentwickelt.

Im Rahmen des Dürremanagementplans wurde 2018 die Dürreempfindlichkeit des räumlich übergeordneten Antalya-Einzugsgebiets bestimmt und mögliche klimawandelbedingte Veränderungen der Wasserressourcen betrachtet. Um die Auswirkungen von Dürre und Wasserknappheit abzumildern, wurde eine umfassende Bewertung der sektoralen Wassernutzung unter den gegenwärtigen und unterschiedlichen Dürrebedingungen und ein Aktionsplan für die künftigen Wassernutzungen erstellt (T.C. 2018). Mit dem Dürremanagementplan liegt ein Konzept für das Antalya-Einzugsgebiet vor, in welches die Modellräume des Projektes go-CAM eingebettet sind. Die Ergebnisse der Bilanzierung von Wasserbedarf von -verfügbarkeit sind daher nicht direkt vergleichbar (anderer Bilanzraum, andere Wasserversorgungsinfrastrukturen und überregionale Wasserressourcen!). Dennoch sind die Ergebnisse dieses Managementplanes wertvoll für die Einordnung der Arbeiten im Projekt go-CAM (TV-LWI), bei denen für den Raum des Wasserhaushaltsmodells konkrete Bilanzierungen und von Wasserverfügbarkeit und -bedarf unter Einwirkung des Klimawandels durchgeführt worden sind.

Bei den Prognosen der künftigen sektoralen Wassernutzungen aus dem Dürremanagementplan wurden der Trinkwasserbedarf, der industrielle Wasserbedarf und Bewässerungswasserbedarf betrachtet. Den Prognosen des TURKSTAT 2016 zu Folge geht man für das Antalya-Einzugsgebiet für den Zeitraum von 2016 bis 2100 von einer Verdopplung der Bevölkerungszahlen aus (2016: 2.448,936 Einwohner, 2100: 4.995,231). Trotz des deutlichen Bevölkerungswachstums steigt der Trinkwasserbedarf zunächst von 347 Mill m³/a (2015) auf 411 Mill m³/a im Jahr 2040 an, gegen Ende des Jahrhunderts (2100) geht

man aber sogar von einem niedrigeren Trinkwasserbedarf als 2015 aus 337 Mill m³/a aus. Diese Entwicklung wird vor allem auf eine deutliche Reduktion der Rohrleitungsverluste von 45% im Jahr 2015 auf 25% im Jahr 2100 zurückgeführt (T.C. 2018).

Der industrielle Wasserbedarf wurde basierend auf dem von der OECD geschätztem BSP-Anstieg von 17 Mill m³/a im Jahr 2015 auf 41 Mill m³/a im Jahr 2100 geschätzt (T.C. 2018). Die Schätzungen des Bewässerungsbedarfs basieren auf Expertenwissen. Bis 2050 wird mit einem kontinuierlichen Anstieg des erforderlichen Bewässerungswassers von 1.038,82 Mill m³/a auf 1.506,29 Mill m³/a gerechnet. Mit der Einführung moderner Bewässerungstechniken und angepasster Erntemuster soll jedoch der Anstieg des Bewässerungsbedarfs in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts (bis 2100) konstant auf 1.558,24 Mill m³/a gehalten werden (T.C. 2018). Im Klimawandelreport wurden die verfügbaren Wasserressourcen den jeweiligen sektoralen Wasserbedarfen gegenübergestellt und der Einfluss des Klimawandels gemäß der unterschiedlichen Klimawandelszenarien betrachtet (T.C. 2016). Die Ergebnisse zeigen, dass im Antalya-Einzugsgebiet trotz steigender Temperaturen, abnehmender Niederschlagsmengen, sinkender Gesamtabflusswerte und abnehmender Bodenfeuchte bis zum Ende des Projektionszeitraums 2100 insgesamt mit keinen Wasserdefizitproblem zu rechnen ist. Sowohl für die Oberflächenwasserressourcen als auch die Grundwasserressourcen gibt es einen abnehmenden Trend des verfügbaren Wasserdargebots. Die Ergebnisse der unterschiedlichen Modellrechnungen weisen zwar unter Berücksichtigung der Wassernutzungen unterschiedlich hohe Wasserüberschussmengen auf, die Wasserbedarfe werden den Modellen zu Folge jedoch bis Ende des Projektionszeitraums 2100 gedeckt bleiben und die Bedarfe die nachhaltig verfügbaren Ressourcen dauerhaft nicht überschreiten (T.C. 2016). Die Prognose einer künftigen Abnahme der verfügbaren Wasserdargebotes (Grund- und Oberflächenwasser) steht in klarer Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Modellierungsarbeiten im Projekt go-CAM. Aufgrund der unterschiedlichen Bilanzräume und Annahmen über die künftige Wasserbedarfsentwicklung (v.a. Deckelungsannahme des landwirtschaftlichen Wasserbedarfs durch Effizienzsteigerung) sind die Aussagen über das Zustandekommen von Wassermangel- oder -stressphasen nur schwer vergleichbar. Übereinstimmung besteht jedoch in der Prognose eines zunehmenden Nutzungsdruckes auf die Klimawandel und nutzungsbedingt knapper werdenden regionalen Grund- und Oberflächenwasserressourcen. Hierbei ist ausdrücklich zu berücksichtigen, dass die Bilanzierung von Wasserbedarf- und -verfügbarkeit unter Klimawandeleinfluss sich auf langjährige Mittelwerte oder Jahreswerte stützen. Darüber hinaus können anhaltende Trockenperioden zu einer kurzzeitigen Wassermangel- bzw. versorgungsproblematik führen.

4.3. Fallstudienregion Eastern Cape (Südafrika)

Für die Fallstudie Eastern Cape wurden die Ziele einer wasserwirtschaftlichen Analyse der ökologischen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen und die anschließende hydrologische Modellierung eines Küsteneinzugsgebiets in Eastern Cape definiert. Eine detaillierte Untersuchung der Metropolregion von Buffalo City hatte zum Ziel das Planungswerkzeug aus go-CAM zu integrieren und Eingangsdaten und Informationen für den Modellaufbau, die Kalibrierung und Evaluierung des semi-verteilten hydrologischen Modells zu sammeln. Dieser Ansatz ist neu und damit eine nützliche Erweiterung zu bisherigen Untersuchungen mit einem stochastischen Modell. Darüber hinaus wurde die Grundwasserneubildung mit Hilfe eines hydrologischen Modells erstmals in der Region um East London berechnet, die mit der Herausforderung eines zunehmenden Drucks auf die Wasserressourcen durch die wirtschaftliche Entwicklung, Bevölkerungswachstum und Klimawandel konfrontiert ist und die derzeit fast ausschließlich von Oberflächenwasser aus den Einzugsgebieten des Buffalo und des Nahoon gespeist wird sowie von einem kostspieligen Wassertransfer aus einem benachbarten Einzugsgebiet abhängt.

Insbesondere für die Fallregionen Eastern Cape erwies sich das Downscaling von Antriebsfaktoren auf die Wassereinzugsgebietskalen als Herausforderung. Eine zusätzliche Erschwernis lag in der Wassereinzugsgebietssimulation mit einer sehr eingeschränkten hydrologisch-wasserwirtschaftlichen Informationslage, insbesondere im Grundwasserbereich (u.a. Groundwater Level Status July 2020 to Juni 2021, Department Water and Sanitation, Republic of South Africa). Die räumliche Verfügbarkeit von Wasser, die Klimafolgen und verfehltes Wassermanagement haben gravierende Auswirkungen auf die Entwicklungen in allen Sektoren (vgl. MD Mahlobo, Deputy Minister of Water and Sanitation RSA, in Annula Performance Plan 2021).

Frühere Studien haben gezeigt, dass das Wasserdargebot Mitte 2020 nicht mehr ausreichend sein wird. Die verfolgte Reconciliation-Strategie umfasst vor allem die Verbesserung des integrativen Betriebs von Staudämmen, die Verringerung von Wasserverlusten in der Systeminfrastruktur, Wassereinsparungen und den Ausbau der Wasserwiederverwendung. Entsalzung und die Nutzung von Grundwasser werden als weniger bevorzugte, aber möglicherweise notwendige Lösungen angesehen. Die mit dem Wasserhaushaltsmodell berechneten Grundwasserneubildungshöhen tragen in diesem Kontext dazu bei, auf regionaler Ebene Teileinzugsgebiete zu erkennen, in denen eine relativ hohe Grundwasserneubildung zu erwarten ist. Die derzeitige Annahme relativ begrenzter Grundwasserressourcen wurde durch die mit dem hydrologischen Modell ermittelte Grundwasserneubildung von nur etwa 2 bis 87 mm/a bestätigt. Zur Bewertung dieser Ergebnisse stand jedoch kein Grundwasserstandsmonitoring zur Verfügung, und die größere Unsicherheit der simulierten niedrigen Abflüsse ist auf die Ergebnisse zur Grundwasserneubildung übertragbar.

Im Vergleich zu den Schätzungen der Grundwassererneuerung, die in einer früheren Untersuchung des Department of Water Affairs and Forestry vorgelegt wurden, zeigen unsere Modellergebnisse niedrigere Grundwasserneubildungsraten für das gesamte Untersuchungsgebiet. Die entsprechende Neubildungskarte wurde unter Verwendung der Chlorid-Massenbilanztechnik und eines GIS-basierten Modellierungsansatzes entwickelt (DWAF, 2005). Gleichzeitig wurde die in DWAF (2005) angewandte Methodik jedoch kritisch diskutiert, da sie sich auf räumlich begrenzte Chloridmessungen und mehrere Interpolationsschritte stützt (Allwright et al. 2013). Eine zweite Studie, die den Chlorid-Massenbilanzansatz anwendet, ergab, dass die durchschnittliche Anreicherung im Einzugsgebiet der AWSS etwa 2 % des Niederschlags beträgt (DWAF, 2008). Dieser Wert liegt in einer ähnlichen Größenordnung wie die Anreicherungsschätzungen für viele Teileinzugsgebiete in dieser Studie. Auch van Tonder und Kirchner (1990) ermittelten auf der Grundlage einer modifizierten Grundwasserspiegelschwankungsmethode Anreicherungsmengen von 2-5 % der jährlichen Niederschlagsmenge in semiariden Karoo-Formationen. Eine andere Studie, die in einem halbtrockenen Teil des Karoo-Beckens in Südafrika durchgeführt wurde - basierend auf einer Chlorid-Massenbilanz und einem integrierten Oberflächen-Oberflächen-Modell - ergab, dass die Grundwasserneubildung in dieser Umgebung zwischen 4,5 und 5,8 mm pro Jahr liegt, mit einer hohen räumlichen Variabilität (Sami & Hughes, 1996). Diese Ergebnisse stimmen mit unseren Erkenntnissen überein. In Bezug auf die räumlich-zeitlichen Schwankungen der Grundwasserneubildung kann festgestellt werden, dass der hier für die AWSS vorgestellte Ansatz im Vergleich zu früheren Studien zuverlässiger ist, da er stark an gleichmäßig verteilte physikalische Parameter (z. B. Bodeneigenschaften, Landnutzung, Klima und damit verbundene beobachtete Abflüsse) gebunden ist. Diese definieren interpretierbare Teilprozesse des Abflusses (wie die grundwasserspeisende Komponente), was in früheren Studien zur Grundwasserneubildung in der AWSS nicht der Fall war.

Interessant ist, dass für das Einzugsgebiet des Nahoon-Flusses sowohl durch Untersuchungen aus bestehenden Bohrungen als auch durch diese Modellierung das größte Potenzial für eine Grundwasserentnahme identifiziert wurde, die Modellergebnisse aber im Vergleich zur insgesamt guten Modelleistung für das Einzugsgebiet des Buffalo-Flusses wegen nur einer Messstelle flussabwärts des Nahoon-Damms mit größeren Unsicherheiten behaftet sind. Dennoch wäre die Region entlang des Nahoon-Flusses und insbesondere Standorte mit Doleritvorkommen von großem Interesse für weitere hydrogeologische Modellierungen. Diese Informationen aus der Wasserhaushaltsmodellierung können genutzt werden, um detailliertere Studien zur Grundwasserexploration durchzuführen, um schließlich die Rolle des Grundwassers bei der Diversifizierung der Wasserversorgung zu bewerten. Aufgrund der allgemein recht geringen Grundwasserneubildungsraten auf den bindigen Böden des Untersuchungsgebietes ist das Potential einer großmaßstäblichen Grundwassernutzung als gering zu beurteilen, jedoch zeigen die durchgeführte Grundwasserpotentialstudie und in der Vergangenheit abgeteufte Grundwassererschließungsbohrungen größere Nutzungspotentiale als Beitrag zur lokalen Wasserversorgung auf. Mit einer gezielten Grundwassernutzung würde BCMM eine Wasserressource gewinnen, die kaum von saisonalen Niederschlagsschwankungen abhängt und durch den unterirdischen Durchfluss natürlich gereinigt wird. Dies wäre ein Vorteil in Bezug auf die Verfügbarkeit in Dürrezeiten und im Hinblick auf Wasserqualität und flussbauliche Probleme und Anforderungen bei Oberflächengewässern.

Die mit dem hydrologischen Modell PANTA RHEI an den Pegeln simulierte Abflussmenge und -dynamik stimmt sehr gut mit den Beobachtungen an Pegeln über längere Zeiträume überein. Insbesondere die Simulation der Speicherinhalte zeigte Schwächen. Eine große Herausforderung in dieser Studie war die oft unzureichende Verfügbarkeit von Zeitreihen hydro-meteorologischer Variablen für die Abflusssimulation und Modellkalibrierung sowie von Zeitreihen und Informationen aus der Wasserwirtschaft. Größere Sicherheit in den Modellergebnissen hinsichtlich der Simulation von Niedrigwasser, Stauraum an Talsperren, kürzere Zeiträume und möglicherweise Simulationen zukünftiger Wasserinfrastruktur- und Nachfrageszenarien konnten mit den Empfehlungen aus der Unsicherheitsbewertung erreicht werden und die verbleibende Unsicherheit könnte auf spezifischere Faktoren zurückgeführt werden.

4.4. CAM-Dialogplattform

In der derzeitigen Form ist die CAM-Dialogplattform unter www.gocam.giscon.de erreichbar. Interessierte Nutzer erhalten nach einer Registrierung und Freischaltung durch GISCON Zugriff auf das System. Aus jetziger Sicht ergeben sich für die CAM-Dialogplattform die folgenden Weiterentwicklungsmöglichkeiten:

1. Eine Ergänzung der CAM-Dialogplattform um ein Maßnahmen-Modul ermöglichte die Kopplung aus Szenarien – Maßnahmen – Maßnahmen-Szenario. Maßnahmen bewirken Eingriffe in die Modellierungsgrundlage und führen so zu neuen Szenarien, die im Nachgang erneut bewertet und sich so mit den Ursprungsszenarien gegenüberstellen lassen. Um eine Nachvollziehbarkeit gewährleisten zu können, müssen alle maßnahmenrelevanten Informationen nutzerdediziert gespeichert und abrufbar sein.

2. Als Ergänzung zum genannten Maßnahmen-Modul wäre ein Bürger-Beteiligungsmodul eine sinnvolle Ergänzung. Damit ließen sich Anmerkungen und Einreden systematisch erfassen, analysieren, fachlich bewerten und anschließend über das Maßnahmen-Modul einer neuen Modellierung zuführen.
3. Die Darstellung von Monitoring-Daten wäre für die ganzheitliche Bewertung eines Gebietes für wasserwirtschaftliche Fragestellungen von besonderem Interesse und wäre somit eine sinnvolle Ergänzung der CAM-Dialogplattform. Hier sind insbesondere Pegelmessdaten, Grundwasserstandsmessungen und Daten aus dem Bereich Siel- und Schöpfwerksmonitoring relevant.
4. Als Ergänzung zu den vorhandenen Analysemethoden sind weitere statistische Auswertungen für Szenarien-Ergebnisse aus wissenschaftlicher Sicht sinnvoll.
5. Im Rahmen des Projektes wurde zudem die 3D Visualisierung als interessante Erweiterung insbesondere für die Bewertung des Untergrundes genannt. Diesbezügliche Techniken existieren bereits und ließen sich in die CAM-Dialogplattform integrieren.
6. Um das Gesamtsystem auf den aktuellen Stand der Technik weiterführen zu können, wäre aus technischer Sicht ein Update des zugrundeliegenden GeoNod Moduls sinnvoll.

5. Literaturverzeichnis

- Adeniji, A. O., Okoh, O. O., & Okoh, A. I. (2019): Levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water and sediment of Buffalo River estuary, South Africa and their health risk assessment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(4), 657–669.
- Akay, E. & Ş. Uysal (1988): Post-Eocene tectonics of the Central Taurus Mountains, *Bulletin of the Mineral Research and Exploration*, 108 (108), 23-34 S.
- Akhmouch, A. & F. N. Correia (2016): The 12 OECD principles on water governance – When science meets policy. *Utilities Policy*.
- Allwright, A., Witthueser, K., Cobbing, J., Mallory, S., & Sawunyama, T. (2013): Development of a groundwater resource assessment methodology for South Africa: Towards a Holistic Approach (no. 2048/1). *Water Research Commission* (Ed.).
- AW (2017): *Integrated Annual Report 2016/17*. Amatola Water Board.
- Bailey, A. K. and W. V. Pitman (2015): *Water Resources of South Africa 2012 study (WR2012): Executive Summary: Version 1*. K5/2143/1. *Water Research Commission*.
- Batchelor, C., Hoogeveen, J., Faurès, J-M. & Peiser, L. (2017): *Water accounting and auditing - A source-book*.- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS) *Water Reports* 43, Rome
- Bayram, T., A. Eerkus & D. Öztürk (2014): The Past, Present and Future of Water Resources in Turkey. *Journal of the Institute of Natural & Applied Sciences*: 19 (1-2): 70-74.
- BCMM (2016): *Final Draft 2016–2021 Integrated Development Plan Review*. Buffalo City Metropolitan Municipality (BCMM) (Ed.).
- Botai, C. M., Botai, J. O., Adeola, A. M., de Wit, J. P., Ncongwane, K. P., & Zwane, N. N. (2020): Drought risk analysis in the eastern Cape Province of South Africa: The copula lens. *Water*, 12(7), 1938.
- Botha, J. F., Woodford, A. C., & Chevallier, L. P. (2002): *Hydrogeology of the Main Karoo Basin: Current knowledge and future research needs*. *Water Research Commission* (Ed.).
- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2014): *Übersichtskarte Deutschland – Flüsse, Bäche und Kanäle*, Ausgabe März 2014, 1:2.500.000,
https://www.bkg.bund.de/SharedDocs/Downloads/BKG/DE/Downloads-Karten/Downloads-Wussten-Sie-Schon/Deutschlandkarte-Gew%C3%A4ssernetz-2014.pdf;jsessionid=826C225A34ED9661DF0A948F3C266BEE.live22?__blob=publicationFile&v=1
- Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR) (2013): *Bodenübersichtskarte 1:200.000 Blatt CC 3110 Bremerhaven*. Hannover.
- Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR) (2015): *Bodenübersichtskarte 1:200.000 Blatt CC 2310 Helgoland*. Hannover.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2016): *Factsheet Türkei: Wasserver- und -entsorgung im kommunalen und industriellen Bereich*. Berlin
- Calafat, F.M. & Marcos, M. (2020): Probabilistic reanalysis of storm surge extremes in Europe. *PNAS*, Vol. 117, No. 4:1877-1883, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1913049117
- Calow, R. C., MacDonald, A. M., Nicol, A. L., & Robins, N. S. (2010): Ground water security and drought in Africa: Linking availability, access, and demand. *Groundwater*, 48(2), 246–256.
- Celik Evrim, H. M. (2008): Improving public perception of tap water in Antalya city, Turkey. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA* 57 (2).
- Chiang, W.-H. u. Kinzelbach, W. (2001): *3D-Groundwater Modeling with PMWIN*.- XIV, 346 S., 150 Abb., 25 Tab., CD-ROM, Springer-Verlag, Berlin · Heidelberg, 2003.

- Chigor, V. N., Sibanda, T., & Okoh, A. I. (2013): Variations in the physicochemical characteristics of the Buffalo River in the Eastern Cape Province of South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (10), 8733–8747.
- Crawford, N. H., & Burges, S. J. (2004): History of the Stanford watershed model. *Water Resources Impact*, 6 (2), 1–3.
- Cobbing, J., Adams, S., Dennis, I. & Riemann, K. (Eds.) (2013): *Assessing Managing Groundwater in Different Environments.- Intern. Association of Hydrogeologists selected Papers*, 19, CRC Press, Tayler & Francis Group.
- Cuenca, J. C. (2012): Report on water desalination status in the Mediterranean countries. Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario, Murcia.
- Cuthbert, M.O., Gleeson, T., Moosdorf, N., Befus, K.M., Schneider, A., Hartmann, J. & Lehner, B. (2019): Global patterns and dynamics of climate-groundwater interactions.- *Nature Climate Change, Letters*, <https://www.nature.com/articles/s41558-018-0386-4>
- Daily Dispatch (2017): BCM water restrictions looming [Press release]. <https://www.dispatchlive.co.za/news/2017-04-25-bcm-water-restrictions-looming/>
- Davraz, A., R. Karaguzel, I. Soyaslan, E. Sener, F. Seyman und S. Sener (2009): Hydrogeology of karst aquifer systems in SW Turkey and an assessment of water quality and contamination problems. *Environ Geol* 58 (5), 973–988.
- DEA (2016): Buffalo River Estuary: Situation Assessment Report: March 2016. Department of Environmental Affairs and Nelson Mandela Metropolitan University.
- DEAT (2008): A summary guide to South Africa’s Integrated coastal Management Act. Department of Environmental Affairs and Tourism.
- DEAT (2013): Estuary Management Plan for the Nahoon Estuary: Parts I and II: Final Draft Report. J 61613. Department of Environmental Affairs and Tourism.
- Deltares, G. (2015): Sinking cities - An integrated approach towards solutions. Deltares - Taskforce Subsidence Delft, Utrecht.
- De Martonne, E. (1926): Aréisme et Indice d’aridité. *Comptes Rendus de L’Academy of Science, Paris*, 1395-1398.
- Demirbilek, B. & D. Benson (2019): Between Emulation and Assemblage: Analysing WFD Policy Transfer Outcomes in Turkey. *Water* 11 (2): 324.
- Department of Water and Sanitation. (2019): Water and Sanitation on decline of Eastern Cape dam levels [Press release]. <https://www.gov.za/speeches/water-levelseastern-%20cape-decline-30-jan-2019-0000>
- Doherty, J. (2000): PEST - Model-independent parameter estimation.- User’s manual.- Watermark Computing, Australia
- Dondo, C., Chevallier, L., Woodford, A. C., Murray, R., & Nhleko, L. O. (2010): Flow conceptualisation, recharge and storativity determination in aroo Aquifers, with special emphasis on Mzimvubu – Keiskamma and Mvoti – Umzimkulu Water Management Areas in the Eastern Cape and Kwa-Zulu-Natal Provinces of South Africa (No. 1565/1/10). Water Research Commission (Ed.).
- Dube, R. A., Maphosa, B., & Fayemiwo, O. M. (2016): Adaptive climate change technologies and approaches for local governments: Water sector response (No. TT 663/16). Water Research Commission (Ed.).
- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.) (2016): Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassermodelle in Wassergewinnungsgebieten.- Technische Regel, Arbeitsblatt W 107 (A). Bonn

- DWA. (2013): National Water Resource Strategy (NWRS): Water for an equitable and sustainable future. June 2013 Second Edition. Department of Water Affairs (DWA) (Ed.).
- DWAF. (2005): Groundwater Resource Assessment Phase II (GRAII). Department of Water Affairs and Forestry (DWAF) (Ed.).
- DWAF (2004a): Mzimvubu to Keiskamma Water Management Area: Amatole – Kei Internal Strategic Perspective. P WMA 12/000/00/0404. Department of Water Affairs and Forestry.
- DWAF (2004b): State-of-Rivers Report: Buffalo River System. 8. Department of Water Affairs and Forestry.
- DWAF (2008): Development of a Reconciliation Strategy for the Amatole Bulk Water Supply System. Final Report (No. PWMA 12/R00/00/2608). Department of Water Affairs and Forestry (DWAF) (Ed.).
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2018): Klimareport Niedersachsen - Fakten bis zur Gegenwart, Erwartungen für die Zukunft. DWD.
- DWS (2016a): Amatole Water Supply System Reconciliation Strategy: Status Report: October 2016. Department of Water and Sanitation.
- DWS (2016b): National Groundwater Strategy. TT 714/17. Department of Water and Sanitation and Water Research Commission.
- Ebers, N. (2020): Klimaszenarienbasierte Wasserhaushaltsmodellierung zur Ermittlung der Wasserverfügbarkeit und Identifikation aktueller sowie zukünftiger Wassernutzungskonflikte unter Berücksichtigung des klimatischen und sozio-ökonomischen Wandels in der Modellregion Antalya (Türkei). Masterarbeit am Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abt. Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz (HYWAG), TU Braunschweig, Braunschweig, 113 S., unveröff.
- Eley, M., Gelleszun, M. & Müller, T. (2018): Entwicklung nachhaltiger Anpassungsstrategien für die Infrastrukturen der Wasserwirtschaft unter den Bedingungen des klimatischen und demographischen Wandels. Abschlussbericht zum BMBF INIS-Verbundvorhaben NAWAK, TEILVORHABEN 2 HYDROLOGIE UND KLIMA, FÖRDERKENNZEICHEN 033W007D. 84 S., Braunschweig.
- Ersaru, E. (2017): Public Participation in Water Management: The case of Turkey. CSTM - Department of Governance and Technology for Sustainability., Leuwarden
- Eschenbach, W. und Well, W (2013): Predicting the denitrification capacity of sandy aquifers from shorter-term incubation experiments and sediment properties. Biogeosciences 10 (2), S. 1013–1035; DOI: 10.5194/bg-10-1013-2013.
- European Commission (2020): Commission Staff Working Document. Turkey 2020 Report. Accompanying the Communication from the Commission to the European Parliament the Council the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. 2020 Communication on EU Enlargement Policy. Brussels.
- Falkenmark, M., Wang-Erlandsson, L. & Rockström, J. (2019): Understanding of water resilience in the Anthropocene. Journal of Hydrology X 2: 1 - 13
- Fanack (2016): Surface water and groundwater resources in Turkey. <https://water.fanack.com/turkey/turkey-surface-water-groundwater/>
- Felix, J. (2018.): 1 February. #WaterCrisis: Welcome to Level 6B water restrictions. Accessed on July 2018 from <https://www.iol.co.za/capeargus/news/watercrisis-welcome-to-level-6b-water-restrictions-13043675>
- Fein, E., Schneider, A. (eds.) (1999): d³f – ein Programmpaket zur Modellierung von Dichteströmungen. Final report. FKZ-02 C 0465 0. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Braunschweig, GRS-139.

- Fey, M. (2010): Soils of South Africa. Cambridge University Press.
- Förster, K. (2013): Detaillierte Nachbildung von Schneeprozessen in der hydrologischen Modellierung. Dissertation, TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau. 264 S., Braunschweig.
- Foster, S., Hirata, R., Misra, S. & Garduno, H. (2010): Urban groundwater use policy: balancing the benefits and risks in developing nations. GW-MATE Strategic Overview Series 3. World Bank, Washington, DC. www.worldbank.org/gwmate.
- Foster, S. & Ait-Kadi, M. (2012): Integrated Water Resources Management (IWRM): How does groundwater fit in? Hydrogeology Journal (2012) 20: 415–418.
- Foster, S., Carter, R. & Tyson, G. (2017): The UN-SDGs for 2030. Essential Indicators for Groundwater. International Association of Hydrogeologists
- Fulya, A. & H. Sarptas (2019): Spatial assessment of site suitability for solar desalination plants: a case study of the coastal regions of Turkey. Clean Technologies and Environmental Policy 22: 309-323.
- Gerke, H. H.; van Genuchten, M. T. (1993a): A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. In: Water Resour. Res. 29 (2), S. 305. DOI: 10.1029/92WR02339.
- Gerke, H. H.; van Genuchten, M. T. (1993b): Evaluation of a first-order water transfer term for variably saturated dual-porosity flow models. In: Water Resour. Res. 29 (4), S. 1225. DOI: 10.1029/92WR02467.
- Global Africa Network. (2018): The Eastern Cape is tackling water shortages through new dams and improved controls: A water supply and hydropower project is underway on the Umzimvubu River, but many challenges in the water sector provide opportunities for solution providers in the region [Press release]. <https://www.globalafricanetwork.com/2018/02/15/regions/eastern-cape/tackling-water-shortages-through-new-dams-and-improved-controls/>
- Grinat, M., Epping, D. & Meyer, R. (2018): Long-time resistivity monitoring of a freshwater/saltwater transition zone using the vertical electrode system SAMOS. E3S Web Conf., Volume 54, 2018, 25th Salt Water Intrusion Meeting (SWIM 2018)
- Guppy, L., Uyttendaele, P., Villholth, K. G. & Smakhtin, V. (2018): Groundwater and Sustainable Development Goals: Analysis of Interlinkages. - UNU-INWEH Report Series, Issue 04. United Nations University Institute for Water, Environment and Health, Hamilton, Canada
- Hagemann, S., Chen, C., Clark, D.B., Folwell, S., Gosling, S.N., Haddeland, I., Hanasaki, N., Heinke, J., Ludwig, F. und Voss, F. (2012): Climate change impact on available water resources obtained using multiple global climate and hydrology models. Earth System Dynamics Discussions 3 (2): 1321–1345
- Harbaugh, A. W. (2005): MODFLOW-2005, The U. S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-the Ground-Water Flow Process.- U. S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16, variously p., Reston VA., 2005.
- Harmancioglu, N. B. D., Altinbilek (2020): Water Resources of Turkey. World Water Resources, Springer.
- Hedden, S., & Cilliers, J. (2014): Parched prospects-the emerging water crisis in South Africa. Institute for Security Studies Papers, 2014(11), 16.
- Henriksen, H.J., Troldborg, L., Højberg, A.L. & Refsgaard, J.C. (2008): Assessment of exploitable groundwater resources of Denmark by use of ensemble resource indicators and a numerical groundwater–surface water model. Journal of Hydrology, Volume 348: 224 – 240.

- Herrmann, F., Chen, S., Heidt, L., Elbracht, J., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Röhm, H., Vereecken, H. u. Wendland, F.: (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Modell mGROWA.- Hydrologie Wasserbewirtschaftung 57(5): 206–224; Koblenz (BfG), 2013.
- Herrmann, F., Hübsch, L., Elbracht, J., Engel, N., Keller, L., Kunkel, R., Müller, U., Röhm, H., Vereecken, H. und Wendland, F. (2017): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 61(4), S. 244-260. Bundesanstalt für Gewässerkunde, DOI: 10.5675/HyWa_2017,4_3
- Herrmann, F., Keuler, K., Wolters, T., Bergmann, S., Eisele, M. und Wendland, F. (2021): Mit der Modellkette RCP-GCM-RCM-mGROWA projizierte Grundwasserneubildung als Datenbasis für zukünftiges Grundwassermanagement in Nordrhein-Westfalen, Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 26:17–31, DOI: 10.1007/s00767-020-00471-x
- Hinkel, J., Feyen, L., Hemer, M., Le Cozannet, G., Lincke, D., Marcos, M., et al. (2021): Uncertainty and bias in global to regional scale assessments of current and future coastal flood risk. Earth's Future, 9, e2020EF001882. <https://doi.org/10.1029/2020EF001882> Crawford & Burges 2004
- Hölscher, J., Petry, U., Bertram, M., Anhalt, M., Schmidtke, S., Haberlandt, U., & Verworn, A. (2012): Globaler Klimawandel: Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland. In Oberirdische Gewässer Band 33, Norden.
- Hughes, D. A., Mantel, S. K., & Slaughter, A. R. (2014): Informing the Responses of Water Service Delivery Institutions to Climate and Development Changes: A Case Study in the Amatole Region, Eastern Cape (No. 2018/1/14). Water Research Commission (Ed.).
- Kahinda, J. M., Taigbenu, A. E., & Boroto, R. J. (2010): Domestic rainwater harvesting as an adaptation measure to climate change in South Africa. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 35(13–14), 742–751.
- Kaman, H., A. Kurunc, N. K. Sonmez, M. Cetin, B. Y. Zu & G. E. Aslan (2011): Preliminary investigation of seawater intrusion into inland through Acisu Creek in Antalya, Turkey, Journal of Food, Agriculture & Environment Vol. 9 (2), 612-617 S.
- Kapfudzaruwa, F. and M. Sowman (2009): "Is there a role for traditional governance systems in South Africa's new water management regime?" In: Water SA 35.5.
- Kara, S. I. E. K. A. & Muhammetoglu, H. (2015): Real time monitoring and control in water distribution systems for improving operational efficiency. Desalination and water treatment: 1-14.
- Kibaroglu, A. & A. Baskan (2011): Turkey's Water Policy Framework. In: KIBAROGLU, A., W. SCHEUMANN & A. KRAMER: Turkey's Water Policy. National Frameworks and International Cooperation, Springer, Berlin, 3-26.
- Kreye, P. (2015): Mesoskalige Bodenwasserhaushaltsmodellierung mit Nutzung von Grundwassermessungen und satellitenbasierten Bodenfeuchtedaten. Dissertation an der TU Braunschweig, Braunschweig.
- Kreye, P., Wörner, V., Gelleszun, M. und Meon, G. (2017): Detaillierte Nachbildung der Niedrigwasserhältnisse in der hydrologischen Modellierung für die Ermittlung von Klimafolgen im Aller-Leine-Oker-Einzugsgebiet, Niedersachsen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung: HyWa 61, 4/2017, S. 217–231.
- Kunkel, R. u. Wendland, F.: The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins – the river Elbe case study.- J. of Hydr., (259)1-4: pp. 152-162, 2002.
- Kusangaya, S., Warburton, M. L., van Garderen, E. A., & Jewitt, G. P. W. (2014): Impacts of climate change on water resources in southern Africa: A review. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 67, 47–54.

- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) (2011): Geofakten 21, Hydrostratigrafische Gliederung Niedersachsens.; Hannover.
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) (2015): Symbolschlüssel Geologie, Symbole für die Dokumentation geologischer Feld- und Aufschlussesdaten, Digitale Fassung des Symbolteils, Hannover.
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) (2019): Mittlere potenzielle Beregnungsbedürftigkeit der Jahre 2021-2050 (Projektion). Erläuterung in der NIBIS®-Infothek, abgerufen am 16.02.2022 unter <https://nibis.lbeg.de/net3/public/ikxcms/default.aspx?pgid=1183>
- Langmann, T. (2018): Ermittlung flächenhafter, diffuser Stickstoffeinträge und Modellierung ihrer Verlagerung im Grundwasser eines norddeutschen Trinkwassergewinnungsgebietes. Masterarbeit am Leichtweiß-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig. 202 S., Braunschweig (unveröff.).
- LAWA (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft - Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder 2017 (Kurztitel: LAWA Klimawandel-Bericht 2017). Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
- LAWA (2020): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft - Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder 2020 (Kurztitel: LAWA Klimawandel-Bericht 2020). Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
- Lehn, H., M. Steiner & H. Mohr (1996): Wasserdargebot, Wasser - die elementare Ressource, Veröffentlichungen der Akademie für Technikfolgenabschätzung, Baden-Württemberg, Springer, Berlin, Heidelberg, 19-44 S.
- Linke, C. et al, 2020: Leitlinien zur Interpretation regionaler Klimamodelldaten des Bund-Länder-Fachgespräches „Interpretation regionaler Klimamodelldaten“, Potsdam
- Luker, E. (2017): Transitioning towards water supply diversification: Possibilities for groundwater in Cape Town, South Africa (Ph.D. thesis). University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- LWI-HYWAG (2017): Entwicklung nachhaltiger Anpassungsstrategien für die Infrastrukturen der Wasserwirtschaft unter den Bedingungen des klimatischen und demographischen Wandels, Abschlussbericht Teilvorhaben 2: Hydrologie und Klima, Schlussbericht zu Nr. 3.2 BNBest-BMBF 98, FÖRDERKENNZEICHEN 033W007D, 84 S., Braunschweig
- LWI-HYWAG und IFW (2017): PANTA RHEI Benutzerhandbuch - Programmdokumentation zur hydrologischen Modellsoftware (unveröffentlicht), Braunschweig.
- Lynch, S. D. and R. E. Schulze (2007): "Rainfall Database". In: South African Atlas of Climatology and Agrohydrology.
- Mantel, S. K., Hughes, D. A., & Slaughter, A. S. (2015): Water resources management in the context of future climate and development changes: A south African case study. *Journal of Water and Climate Change*, 6(4), 772–786.
- Mavioglu, O. Y. & Kardelen Lule, Bora Mert Erucman und Beyza Eravci (2020): Environmental law and practice in Turkey: overview.
- Meinke, I., Rechid, D., Tinz, B., Maneke M., Lefebvre, C., und Isokeit, E. (2018): Klima der Region – Zustand, bisherige Entwicklung und mögliche Änderungen bis 2100. In *Hamburger Klimabericht – Wissen über Klima, Klimawandel Und Auswirkungen in Hamburg Und Norddeutschland*, von Storch H, Meinke I, , Claußen M (eds). Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg; 15–36
- Meinke, I. (2020): Norddeutschland im Klimawandel - Was wissen wir über Klima, Klimawandel und Auswirkungen in Norddeutschland? Helmholtz Zentrum Geesthacht , 151 Seiten, Geesthacht
- Meon, G., Pätsch, M., & van Phuoc, N. (Eds.) (2014): EWATEC-COAST: Technologies for Environmental and Water Protection of Coastal Regions in Vietnam.

- Michael, H.A., Post, V.E.A., Wilson, A.M. & Werner, A.D. (2017): Science, society, and coastal ground-water squeeze. *Water Resource Research*, 53, 2610-2617
- Moriasi, D.N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel und T. L. Veith (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. In: *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*: Vol. 50(3): 885-900, DOI: 10.13031/2013.23153
- Moroglu, M. & M. S. Yazgan (2008): Implementation of EU Water Framework Directive in Turkey. *Desalination* (226): 271-278.
- Moss, R.H. , Edmonds, J.A. , Hibbard, K.A., Manning, M.R. , Rose, S.K. , Van Vuuren, D.P. , Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram,T., Meehl, G.A. , Mitchell, J.F.B. , Nakicenovic, N. Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J. , Thomson, A.M. , Weyant, J.P., & Wilbanks T.J. (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment, *Nature* 463, 747-756 (11 February 2010), doi:10.1038/nature08823
- Mudelsee, M., D. Chirila, T. Deutschländer, C. Döring, J. H., S. Hagemann, H. Hoffmann, D. Jacob, P. Krahé, G. Lohmann, C. Moseley, E. Nilson, O. Panferov, T. Rath & B. Tinz (2010): Climate Model Bias Correction und die Deutsche Anpassungsstrategie, *DMG Heft*, Vol. 3, 36 S.
- Muhammetoglu, A. H., Muhammetoglu; ALEV, Adigüzel, Özlem, İritas, Yakup Karaaslan (2018): Management of Water Losses in Water Supply and Distribution Networks in Turkey. *TURKISH JOURNAL OF WATER SCIENCE & MANAGEMENT* 2 (1).
- Nägel, A., Vogel, A. and Wittum, G. (2015): Evaluating linear and nonlinear solvers for density driven flow, *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering* 292, 3-15.
- Nel, J., Colvin, C., Le Maitre, D., Smith, J., & Haines, I. (2013). South Africa's strategic water source area (no. CSIR/NRE/ECOS/ER/2013/0031/a). WWF-SA (Ed.).
- NIBIS© Kartenserver (2014): Hydrogeologische Karte Niedersachsen 1:50.000, Lage der Grundwasseroberfläche. - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- NIBIS© Kartenserver (2014): Durchlässigkeit der oberflächennahen Gesteinsschichten (Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- NIBIS© Kartenserver (2014): Schutzpotential der Grundwasserüberdeckung im Modellgebiet (Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- Nicholls J. Hinkel, Feyen, L., Hemer, M., Le Cozannet, G., Lincke, D., Marcos, M., Mentaschi, J.L., Merken, J.L., de Moel, H., Muis, S., Nicholls, R.J., Vafeidis, A.T., van de Wal, R.S.W., Vousdoukas, M.I., Wahl, T., Ward, P.J. & Wolff, C. (2021): Uncertainty and bias in global to regional scale assessments of current and future coastal flood risk. *Earth's Future*, 9, e2020EF001882. <https://doi.org/10.1029/2020EF001882>
- Niedersachsen Wasser Kooperations- und Dienstleistungsgesellschaft mbH (2020): Geologische 3D-Untergrundmodellierung im Bereich des Wasserwerks Sandelermöns.- Bericht unveröff., Oldenburg.
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1998): Hydrologische Landschaften im Raum Niedersachsen; Schriftenreihe Oberirdische Gewässer, 6/98, 26 S., Hildesheim.
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (2002): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen — GÜN — Pegelmessnetz Messnetzkonzeption, Messstrategie, ; Schriftenreihe Oberirdische Gewässer, 16/2002, 28 S., Hildesheim.

- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) (2004): Ermittlung von Abflüssen über Siel und Pumpmengen in Ostfriesland, Betriebsstelle Aurich, GB 3, Quantitative Hydrologie, 101 S., Aurich.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küsten- und Naturschutz (NLWKN, Hrsg.) (2017): Globaler Klimawandel - Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland – Gesamtbericht des Projektes KliBiW Themenbereich Hochwasser. In: Oberirdische Gewässer, Band 41. Norden.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küsten- und Naturschutz (NLWKN, Hrsg.) (2019): Globaler Klimawandel - Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland – Abschlussbericht Phase 5, Niedrigwasser
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küsten- und Naturschutz (NLWKN, Hrsg.), (2020): Grundwasserbericht Niedersachsen - Sonderausgabe zur Grundwasserstandssituation in den Trockenjahren 2018 und 2019, In: Grundwasser Band 41. Norden
- Nolte, A. (2019): Water management analysis and its implementation in a hydrological model system for a catchment area in South Africa, Eastern Cape. Masterarbeit am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Braunschweig, unveröff.
- Nolte, A., Eley, M., Schöniger, M., Gwapedza, D., Tanner, J., Mantel, S. K., & Scheihing, K. (2021): Hydrological modelling for assessing spatio-temporal groundwater recharge variations in the water-stressed Amathole Water Supply System, Eastern Cape, South Africa. *Hydrological Processes*, 35(6), e14264. <https://doi.org/10.1002/hyp.14264>
- OECD (2018): Implementing the OECD Principles on Water Governance: Indicator Framework and Evolving Practices OECD Studies on Water, Paris.
- OECD (2019): OECD Environmental Performance Reviews Turkey 2019. Paris.
- OECD Environment Statistics (2022): Water: Freshwater abstractions (Edition 2018), OECDiLibrary, https://www.oecd-ilibrary.org/environment/data/oecd-environment-statistics/water-freshwater-abstractions-edition-2018_09a848f4-en
- Olivier, D. W., & Xu, Y. (2019): Making effective use of groundwater to avoid another water supply crisis in Cape Town, South Africa. *Hydrogeology Journal*, 27(3), 823–826.
- Owolabi, S. T., Madi, K., Kalumba, A. M., & Alemaw, B. F. (2020): Assessment of recession flow variability and the surficial lithology impact: A case study of Buffalo River catchment, eastern cape, South Africa. *Environmental Earth Sciences*, 79, 1–19.
- Özbek, Ö. H., Kaman; Ensar, Ertürk (2017): Evaluation of the performance of irrigation associations in Antalya Region-Aksu Plain. *MEDITERRANEAN AGRICULTURAL SCIENCES* 30 (1): 47-51.
- Özmena, S., H. Kamanb (2015): WATER RESOURCES DEVELOPMENT: ECONOMIC AND LEGAL ASPECTS Assessing the Performance of Irrigation Schemes in Antalya Valley Located in Mediterranean Region of Turkey. *Water Resources and Industry* 42 (3): 397–403.
- Palmer, R. W., & O'Keeffe, J. H. (1990): Downstream effects of impoundments on the water chemistry of the Buffalo River (eastern cape), South Africa. *Hydrobiologia*, 202(1–2), 71–83.
- Pollock, D. W. (1988): Semianalytical computation of path lines for finite difference models.- *Ground-Water* (26)6: 743-750, 1988.
- Post, V.E.A., M. Eichholz, R. Brentführer (2018): Groundwater management in coastal zones. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover, Germany, 107 S.
- Raskin, P., P. Gleick, P. Kirshen, G. Pontius & K. Strepzek (1997): Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World, Stockholm Environment Institute, 92 S.
- Republic of South Africa (1998): National Water Act (Act No 36 of 1998).

- Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH (IWW) (2016): Ermittlung der Nitratabbaukapazität und Prognose der Nitratentwicklung in Anhängigkeit vom landwirtschaftlichen N-Haushalt: Empfehlungen für Kooperationsarbeiten sowie wasserwirtschaftliche-technische Maßnahmen für das Wassergewinnungsgebiet Großenkneten. Mülheim a.d. Ruhr (unveröff.)
- Ridolfi, E. (2010): Challenges in Coastal Water Management. In: Challenges in Water Resources Management- Vulnerability, Risk And Water Resources Preservation, Proceedings of the 4th training course “European Sustainable Water Goals” Venice, September 7-11, 2010.
- Roeschmann, G. (1971): Die Böden der nordwestdeutschen Geestlandschaft: Allgemeiner Überblick. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 13 Heft 1, S. 155-231.
- Sami, K., & Hughes, D. A. (1996): A comparison of recharge estimates to a fractured sedimentary aquifer in South Africa from a chloride mass balance and an integrated surface-subsurface model. *Journal of Hydrology*, 179(1–4), 111–136.
- Savaşan, Z. & V. Sümer, (Editors), (2020): *Environmental Law and Policies in Turkey*. Springer Nature., Cham
- Scheihing, K (2019): Klimawandel in Niedersachsen und mögliche Folgen für die Grundwasserbewirtschaftung: ein Review. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 63: 85-97, DOI: 10.5675/HyWa_2019.2_2
- Scheihing, K. W., Tanner, J., Weaver, M., & Schöniger, M. (2020): A strategy to enhance management of free basic water via communal taps in South Africa. *Utilities Policy*, 64, 101043.
- Scheumann, W., A. Kibaroglu & A. Kramer (2011): Trajectories of Turkey’s Water Policy. From state-led water resources development and management to neo-liberal and decentralized approaches In: SCHEUMANN, W., A. KIBAROGLU & A. KRAMER: *Turkey’s Water Policy. National Frameworks and International Cooperation*, Springer, Berlin xxiii- xxxi
- Schickhoff, U. und Eschenbach, A. (2018): Terrestrische und semiterrestrische Ökosysteme. In *Hamburger Klimabericht – Wissen über Klima, Klimawandel Und Auswirkungen in Hamburg Und Norddeutschland*, von Storch H, , Meinke I, , Claußen M (eds)., Springer Berlin, Heidelberg: S. 109–145.
- Schimmelpfennig, S., Meon, G., Schöniger, H.M., Ta D.P., Tsuyuguchi, B.B, Braga, A.C.R, de A. Pontes Filho, J.D., Nunes, F.M.S., Rêgo, J.C., de O. Galvão, C., de Alcântara, H.M., Srinivasan, V.S., de Aragão, R., das N. Almeida, C., Caicedo, N.L., Barbosa, L.R., de A. Fernandes, L., Filho, G.M.R., Gadelha, A.N., Gonçalves, E.N., da Cruz, M.S., Montenegro; S.M.G.L., Coelho, V.H.R., Paiva, A.L.R., Bertrand, G.F. (2019): Hydro(geo)logical Modelling (Results from WP 2, Charter 3, page 38-56); in *Bramar Project: Water Scarcity Mitigation in Northeast Brazil*; ISBN: 978-3-00-059926-2.
- Schneider, A., Zhao, H., Wolf, J., Logashenko, D., Reiter, S., Vogel, A., Howahr, M., Eley, M., Gellesun, M., Schöniger, H.M., Wiedehold, H. (2018): Modeling saltwater intrusion scenarios for a coastal aquifer at the German North Sea. *Proceedings of 25th SWIM*, Gdansk, Poland, 17-22 June 2018.
- Schneider, A., Gehrke, A., Kröhn, K.-P., Zhao, H. (2020): *Groundwater Flow and Transport in Complex Real Systems*. FKZ 02E11476A-B (BMW), final report, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) gGmbH, Braunschweig, GRS-566.
- Schnelle, F. (2019): *Groundwater resource analysis based on a numerical model and groundwater potential zone mapping for a case study area in South Africa, Eastern Cape*. Masterarbeit am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Braunschweig, unveröff.
- Schöniger, H.M., Eley, M., Langmann, T., Schimmelpfennig, S., Kejo, H., Sander, M., Wiederhold, H., Ronczka, M., Schneider, A., Zhao, H., Koch, A. (2019a): Salt water meets fresh water - scientific approach meets societal needs. In: *Water Connecting the World - Proceedings of the 38th IAHR World Congress*, September 1-6, 2019, Panama City, Panama, 779-793, ISSN 2521-7119.

- Schöniger, H.M., Schimmelpfennig, S., Eley, M., Schneider, A., Wiederhold, H., Harms, E., de Vries, D., Sobisch, H.-G., Sander, M. (2019b): Strengthening groundwater governance by means of system-relevant indicators.- In: GRoW- Mid-Term Conference – Frankfurt am Main, Ed.: GRoWnet Networking and Transfer Project, Germany 20-21 February 2019, p. 20-23
- Seago, C. J. (2016): A comparison of the South African approach to water resources management and planning with four international countries. KV 341/15. Water Research Commission.
- Sima Jeoloji (2017): Hidrojeolojik Etüt Şartnamesi, 160 S.
- Simmers, I. (1988): Estimation of Groundwater Recharge, NATO ASI serie, Series C, Mathematical and physical sciences, Vol. 222, Springer, Science+Business, Media Dordrecht, 510 S.
- Simmers, I. (2013): Estimation of natural groundwater recharge. Springer Science & Business Media.
- Smith-Adao, L., Seyler, H., Holland, M., Maherry, A., Nel, J., Le Maitre, D. & Witthuser, K. (2016): Enhancement of the method to identify and delineate South Africa's Water Source Areas (K5/2431): Conceptual Framework Report. CSIR Report No. K5/2431. Stellenbosch, South Africa.
- Sood, A., Smakhtim, V., Eriyagama, N. & Villholth, K. (2017): Global environmental flow information for the sustainable development goals. International Water Management Institute (IWMI) ISBN: 978-92-9090-847-0s
- Steyl, G., & Dennis, I. (2010): Review of coastal-area aquifers in Africa. Hydrogeology Journal, 18(1), 217–225.
- Smerdon, B.D. (2017): A synopsis of climate change effects on groundwater recharge. Journal of Hydrology 555: 125–128
- Streif, H. (2002): Nordsee und Küstenlandschaft – Beispiel einer dynamischen Landschaftsentwicklung. - Akad. Geowiss. Hannover, Veröffentl., 20 (2002): 143-149; Hannover.
- Szymczak, P., Wassiliew, M., Behnke, A. (2012): Programm UK32, Bedienhinweise zum Programm für die Auswertung von Korngrößenanalysen im Fachinformationssystem Hydrogeologie, G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, HGC Hydro-Geo-Consult GmbH, Freiberg, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Stand: Version 1.2, August 2012.
- Taylor, S. J., Ferguson, J. H. W., Engelbrecht, F. A., Clark, V. R., van Rensburg, S., & Barker, N. (2016): The Drakensberg escarpment as the great supplier of water to South Africa. In J. F. Shroder & G. B. Greenwood (Eds.), Mountain Ice and Water: Investigations of the Hydrologic Cycle in Alpine Environments (Vol. 21, pp. 1–46). Elsevier.
- T.C. (2016): Wasser und Klimawandel. Projektabschlussbericht EK 11 – Antalya-Becken, WASSERWIRTSCHAFT, O. V. S. İ. B. G. Ministerium für Forstwirtschaft und Wasserwirtschaft, Haziran.
- T.C. (2018): Dürremanagementplan für das Antalya Becken DÜRREMANAGEMENT., T. V. O. B. S. Y. G. M. M. F. L. U. F. D. R. T. A. F. F.-U., Ankara.
- The World Bank (2016): Valuing Water Resources in Turkey. A Methodological Overview and Case Study. . Washington DC.
- van Tonder, G. J., & Kirchner, J. (1990). Estimation of natural groundwater recharge in the Karoo aquifers of South Africa. Journal of Hydrology, 121(1–4), 395–419.
- Topkaya, B. (2017): Implementing strategic development goals in coastal aquifer management (go_CAM) ANTALYA Region go-CAM, Vortrag anlässlich go-CAM Kick-offs (unveröffentlicht)
- Ugurluogly, A. (2017): National Water Information System (NWIS). Mediterranean Water Knowledge Platform, Barcelona.
- United States Geological Survey (USGS) (2016): CLAS Regional Groundwater Availability Study, USGS Internet pages. Abgerufen am 21.01.2022 unter <https://www2.usgs.gov/water/lowermississippigulf/imgweb/clas/index.html>

- Vogel, A., Reiter, S., Rupp, M., Nägel, A., Wittum, G. (2013): UG 4: A novel flexible software system for simulating PDE based models on high performance computers. *Computing and Visualization in Science* 16 (4): 165-179.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., & Liermann, C. R. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467((7315)), 555–561.
- Vrb, J. & Lipponen, A. (eds) (2007): *Groundwater Resources Sustainability Indicators. I H P - V I Series on Groundwater No. 14. International Hydrological Programme (IHP) UNESCO Division of Water Sciences*
- Walther, H. & H. Lieth (1967): *Klimadiagramm-Weltatlas*, Gustav-Fischer-Verlag, Jena
- Wasser-Abwasser-Systemtechnik GmbH (W.A.S.) (2019): *Durchflussmessung Maadesiel – Messkonzept, Montagebericht*, 25 S., Braunschweig, unveröff.
- Weston, D. and S. Goga (2017). A recently completed Water Research Commission (WRC) project has taken a critical look at the most pertinent water governance issues in South Africa with a view to recommend a new governance framework. 2161/1/16. Water Research Commission.
- Wijnen, M., Augeard, B., Hiller, B., Ward, C. & Huntjens, P. (2012): *Managing the invisible – Understanding and improving Groundwater Governance. Water Partnership Program – Water Sector Board - Understanding and Improving Groundwater Governance.*
- Worldbank (2019): *Water in the Balance: The Economic Impacts of Climate Change and Water Scarcity in the Middle East—Summary for Policy Makers*. World Bank Washington, DC.
- Woodford, A., & Rosewarne, P. (2006). *How much groundwater does South Africa have?.* Cape Town, South Africa: SRK Consulting.
- Wu, W-Y., Lo, M-H., Wada, Y., Famiglietti, J.S., Reager, J.T., Yeh, P.J-F., Ducharne, A. & Yang, Z-L. (2020): Divergent effects of climate change on future groundwater availability in key mid-latitude aquifers. *Nature Communications*, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17581-y>
- Yildirim, M. B., Topkaya (2006): *Pollution potential of groundwater resources in Antalya city. Presented at the 13th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region (MESAEP) Fresenius Environ. Bull. 15 (9a).*
- Yuksel, I. (2015): *Water management for sustainable and clean energy in Turkey. Energy Reports 1: 129-133.*

6. Anhang

Anhang zum Schlussbericht

go-CAM

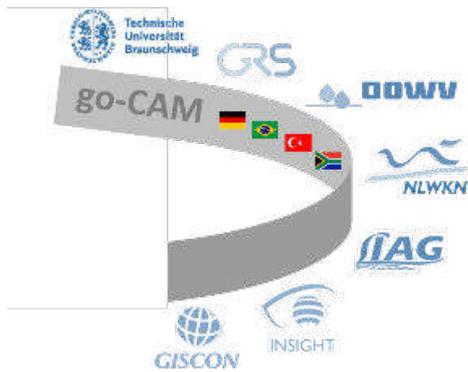


Tabelle 55: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Tagesmitteltemperatur Tav (° C)						
RCP 4.5			RCP 8.5			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling						
Sommer						
Herbst						
Winter						
					> 20	

Tabelle 56: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

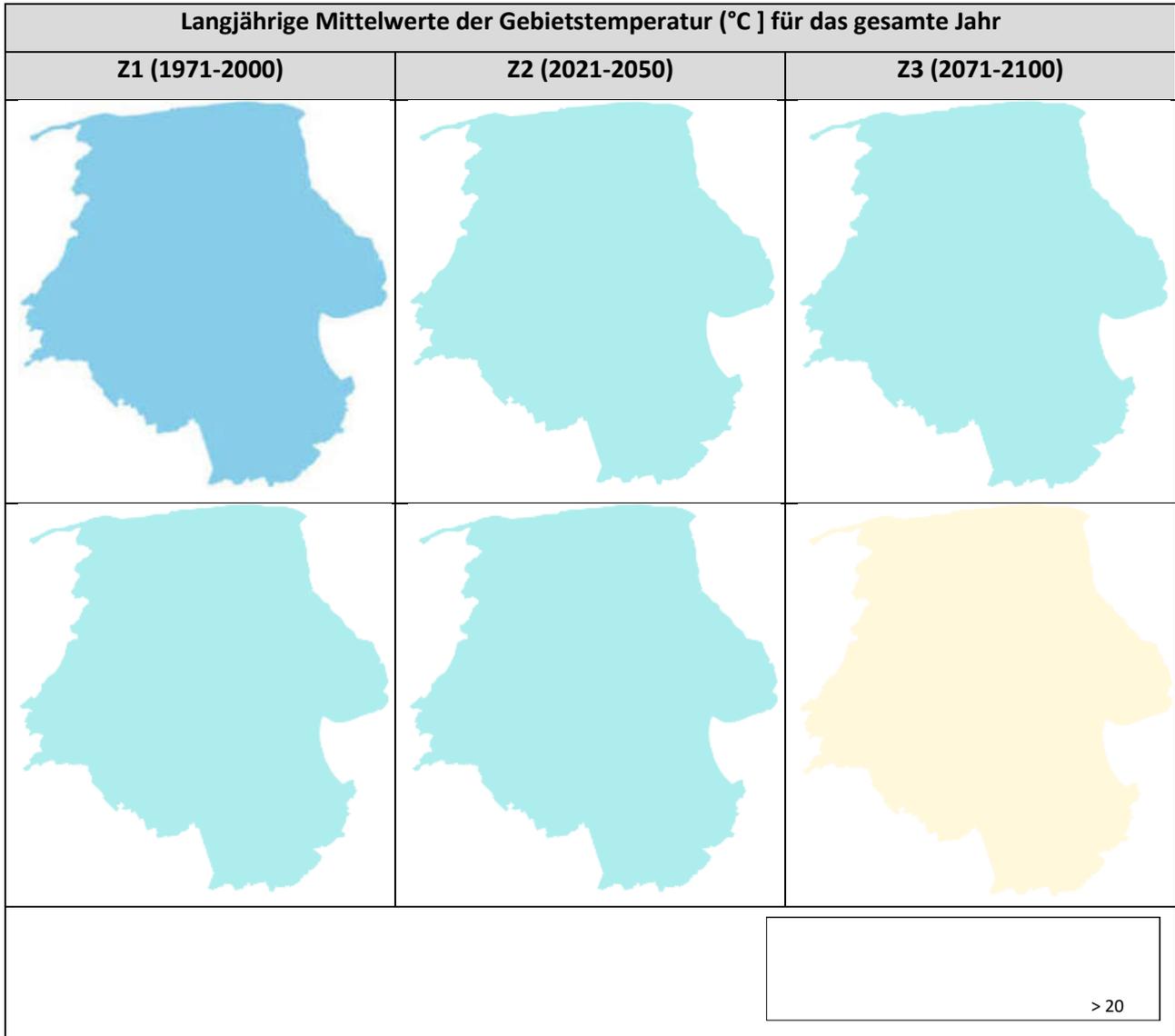


Tabelle 57: Sandelermöns: Ensembledittelwerte der Änderung der Tagesmitteltemperatur (Tav) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Mittlere Tagestemperatur Tav (°C)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamthorizont	Gesamthorizont				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		keine Robustheit			

Tabelle 58: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

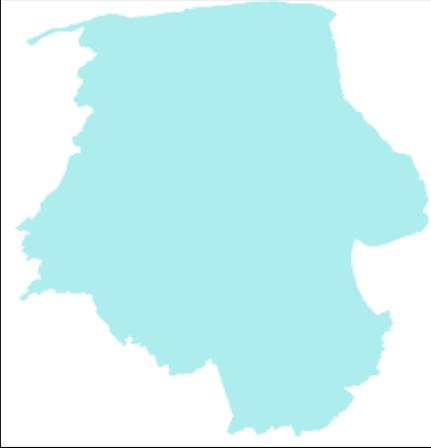
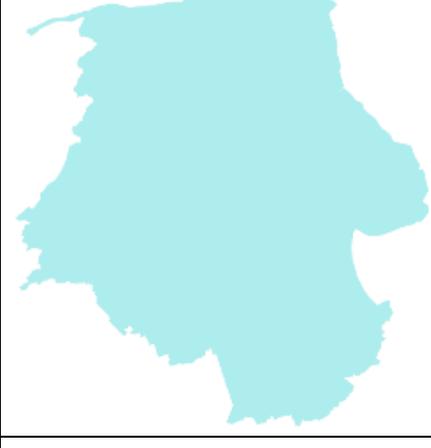
		Tagesmitteltemperatur Tav (°C)		
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5				
				
		> 20		

Tabelle 59: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ET_{akt}) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Tatsächliche Verdunstungshöhe ET _{akt} (mm)					
		RCP 4.5			RCP 8.5		
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling	Frühling						
	Sommer						
	Herbst						
	Winter						
						> 125	

Tabelle 60: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Jahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Tatsächliche Verdunstungshöhe ETakt (mm)			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5			
RCP 8.5			
	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; display: inline-block;"> > 320 </div>		

Tabelle 61: Sandelermöns: Ensembledittelwerte der Änderung der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Tatsächliche Verdunstungshöhe ETakt						
		RCP 4.5		RCP 8.5				
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)			
Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter				
					keine Robustheit			

Tabelle 62: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Jahresniederschlagshöhe (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Gebietsniederschlagshöhe Psum (mm)					
		RCP 4.5			RCP 8.5		
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling							
	Sommer						
	Herbst						
	Winter						
		> 250					

Tabelle 63: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Jahresniederschlagshöhe für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Gebietsniederschlagshöhe <i>Psum</i> (mm)			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5			
RCP 8.5			
	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; display: inline-block;"> > 870 </div>		

Tabelle 64: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

					Gebietsniederschlagshöhe Psum			
					RCP4.5		RCP 8.5	
					Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr								
				keine Robustheit				

Tabelle 65: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

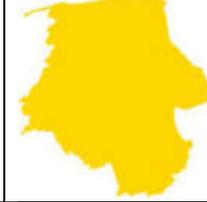
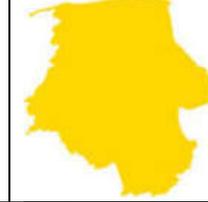
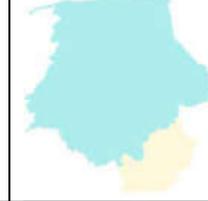
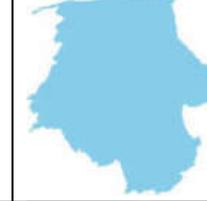
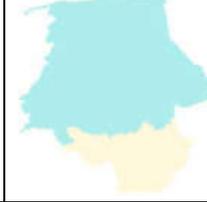
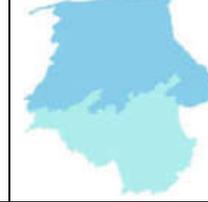
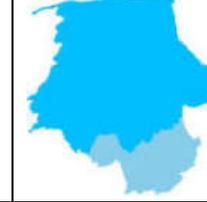
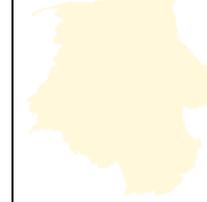
90 %-Quantil der Tagesniederschlagshöhe P90Q (mm/d)						
RCP 4.5			RCP 8.5			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling						
Sommer						
Herbst						
Winter						
						> 16

Tabelle 66: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

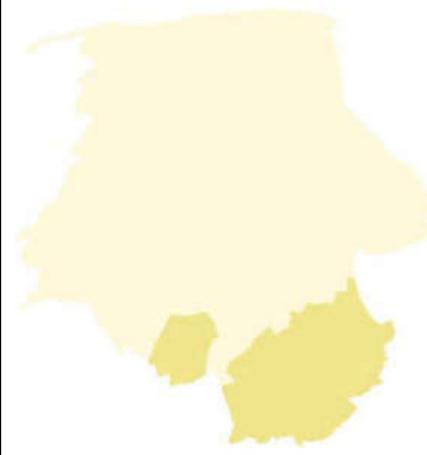
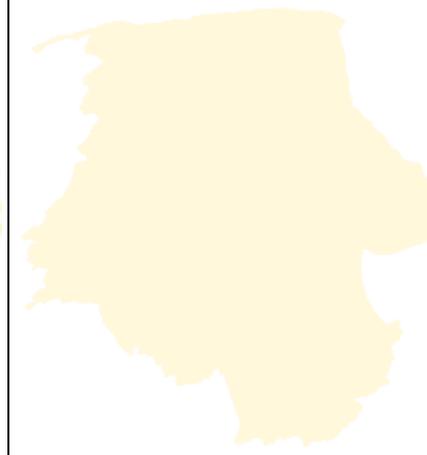
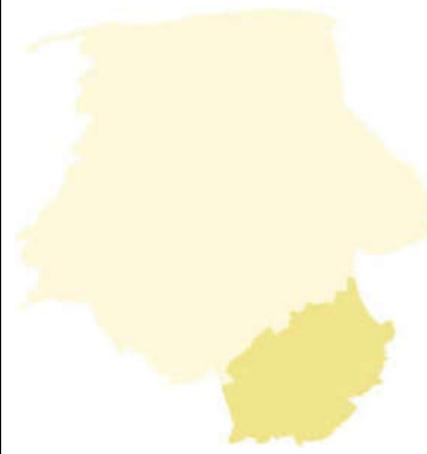
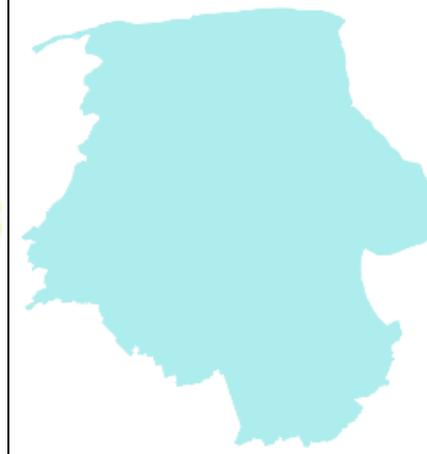
90 %-Quantil der Tagesniederschlagshöhe P90Q (mm/d)			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5			
RCP 8.5			
	> 16		

Tabelle 67: Sandelermöns: Ensembledittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhe in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

90 %-Quantil der Tagesniederschlagshöhe P90Q (mm/d)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		keine Robustheit			

Tabelle 68: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Grundwasserneubildungshöhe GWN (mm)					
		RCP 4.5			RCP 8.5		
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling	Frühling						
	Sommer						
	Herbst						
	Winter						
		> 70					

Tabelle 69: Sandelermöns: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

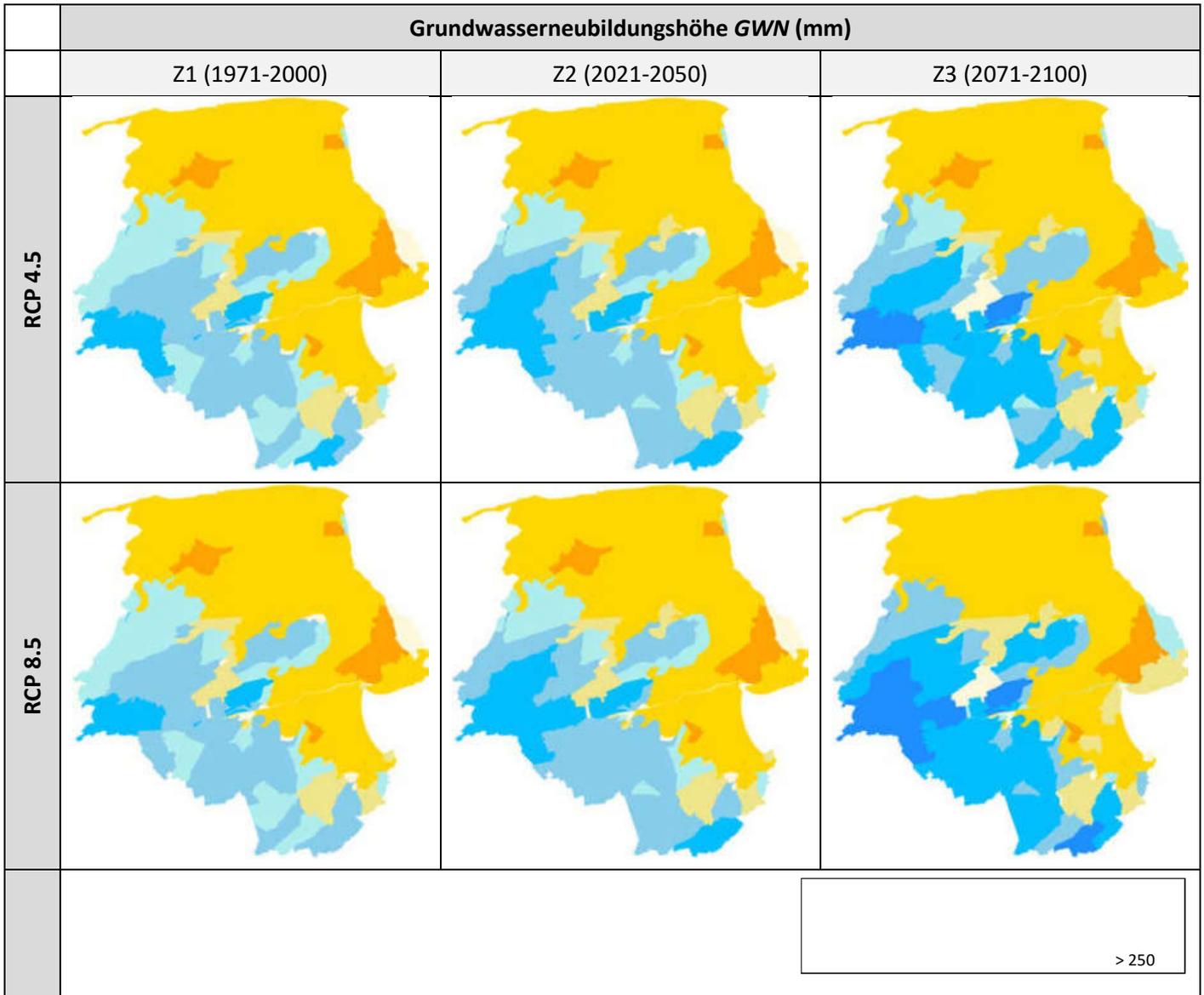


Tabelle 70: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildungshöhe in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Grundwasserneubildungshöhe GWN (mm)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		keine Robustheit			

Tabelle 71: Sandelermöns: Ensemblemittelwerte der Änderung der Abflusshöhe (MQ) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Abflusshöhe QTFL						
		RCP 4.5		RCP 8.5				
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)			
Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter				
					keine Robustheit			

Tabelle 72: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Aktuelle Evapotranspiration (ETakt)									
		RCP 4.5			RCP 8.5				
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)		
Frühling									
	Sommer								
		Herbst							
			Winter						
						> 125			

Tabelle 73: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Aktuelle Evapotranspiration (ETakt)			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5			
RCP 8.5			
			> 320

Tabelle 74: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

	Tatsächliche Verdunstung (ETakt)			
	RCP4.5		RCP8.5	
	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr				
Frühling				
Sommer				
Herbst				
Winter				
				keine Robustheit

Tabelle 75: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Gebietsniederschlagshöhe (Psum)						
RCP 4.5			RCP 8.5			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling						
Sommer						
Herbst						
Winter						
						> 230

Tabelle 76: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Gebietsniederschlagshöhe (Psum)		
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5				
		> 840		

Tabelle 77: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung des Gebietsniederschlags Psum					
		RCP4.5		RCP8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		keine Robustheit			

Tabelle 78: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		90 %-Quantil der Tagesniederschlagshöhe (P90Q)						
		RCP 4.5			RCP 8.5			
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	
Frühling	Frühling							
	Sommer	Sommer						
		Herbst	Herbst					
	Winter		Winter					
						> 13		

Tabelle 79: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

				90%-Quantil der Tagesniederschlagshöhe (P90Q)					
				Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)			
RCP 4.5									
RCP 8.5									
						> 13			

Tabelle 80: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhe (P90Q) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		90%-Quantil der Tagesniederschlagshöhe (P90Q)			
		RCP4.5		RCP8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		keine Robustheit			

Tabelle 81: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Grundwasserneubildung (GWN)						
RCP 4.5			RCP 8.5			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling						
Sommer						
Herbst						
Winter						
s	> 70					

Tabelle 82: Großenkneten: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe (GWN) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Grundwasserneubildung (GWN)			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5			
RCP 8.5			
			> 340

Tabelle 83: Großenkneten: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildungshöhe (GWN) gegenüber der Referenzperiode 1971-2000 für die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung der Grundwasserneubildung (%)					
		RCP4.5		RCP8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
				keine Robustheit	

Tabelle 84: *Großknerten*: Ensemblemittelwerte der Änderung der Abflusshöhe (MQ) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

					Mittlere Abflusshöhe (MQ)			
					RCP4.5		RCP8.5	
					Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter				
					keine Robustheit			

Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (T_{av}) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

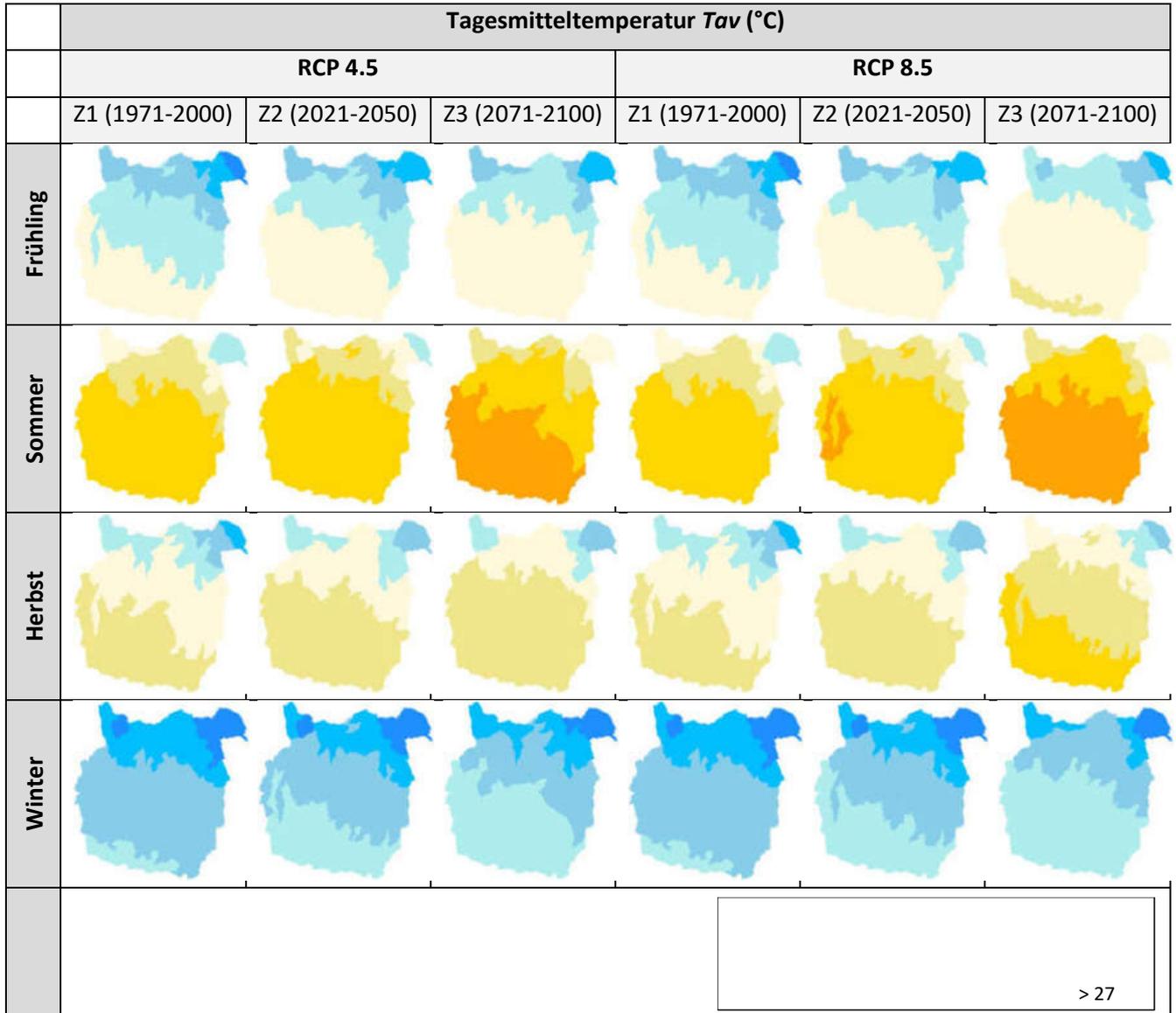


Tabelle 85: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Gesamtjahr in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		T Tav (°C)		
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5				
		> 27		

Tabelle 86: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (T_{av}) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Änderung der Tagesmitteltemperatur T_{av} (%)			
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Frühling				

Tabelle 87: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des Gebietsniederschlags (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

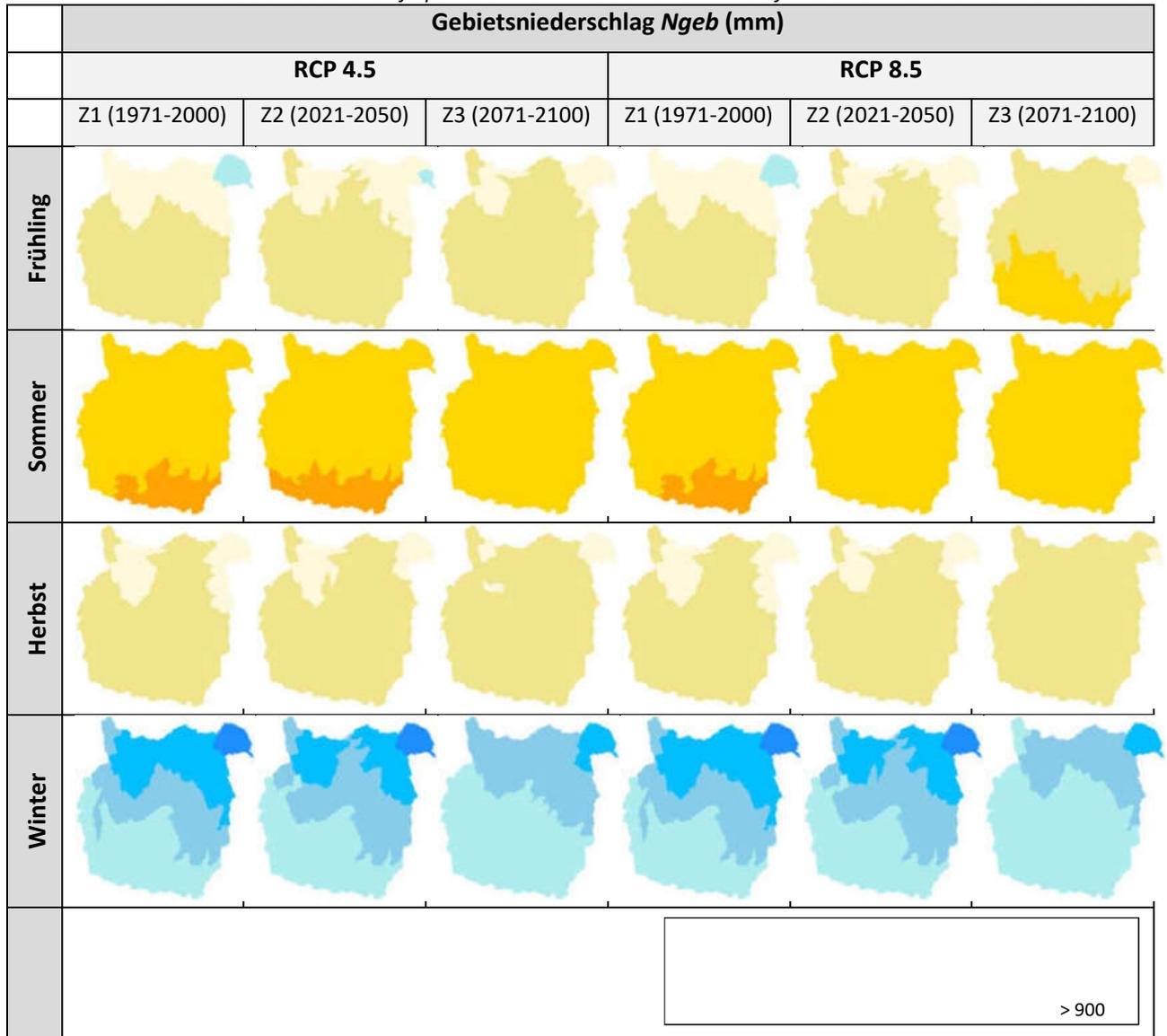


Tabelle 88: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des Gebietsniederschlags (Psum) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

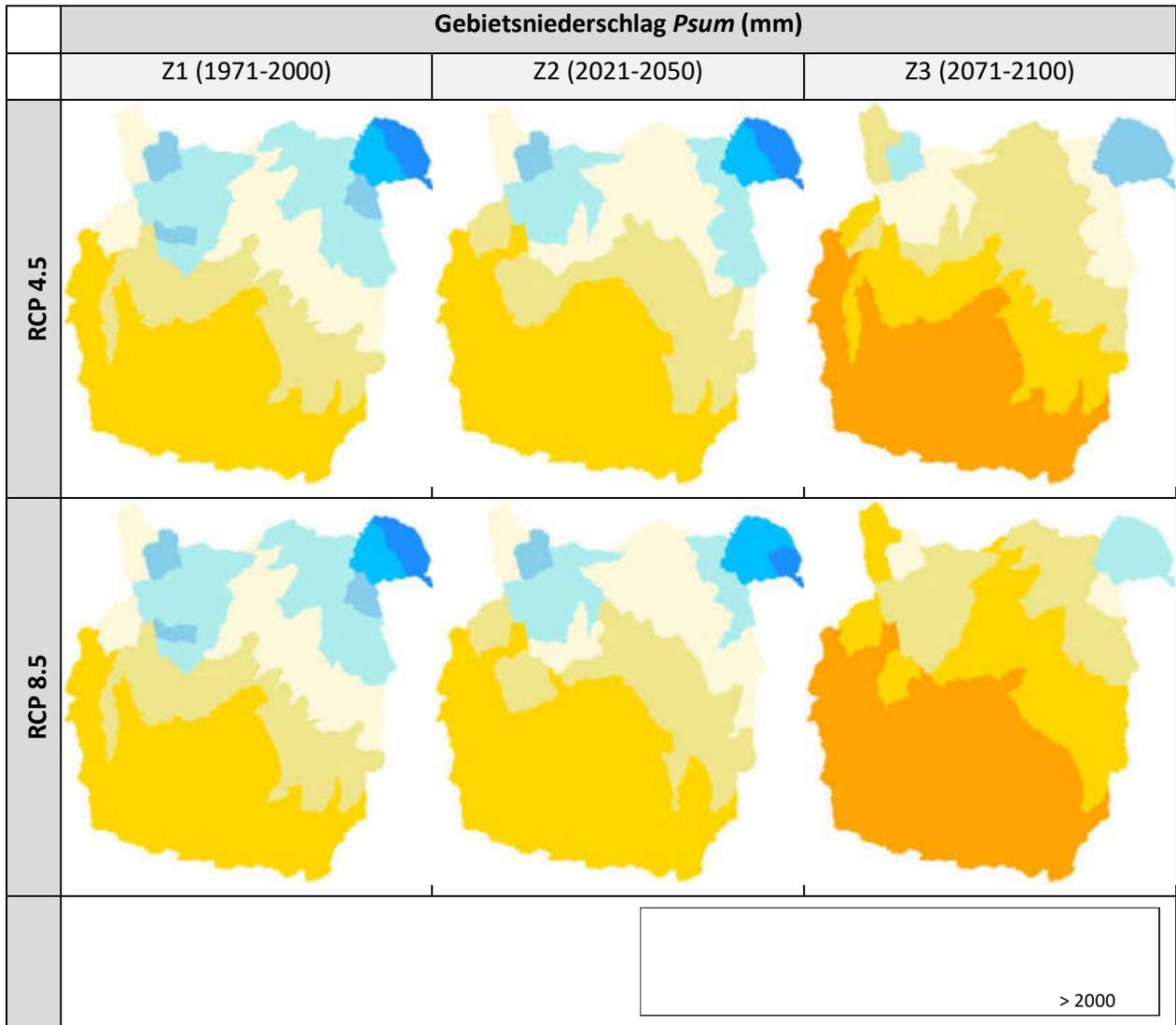


Tabelle 89: Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhen (Psum) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung des Gebietsniederschlags Psum (%)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
	nicht robust				

Tabelle 90: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen in den Quartalen für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

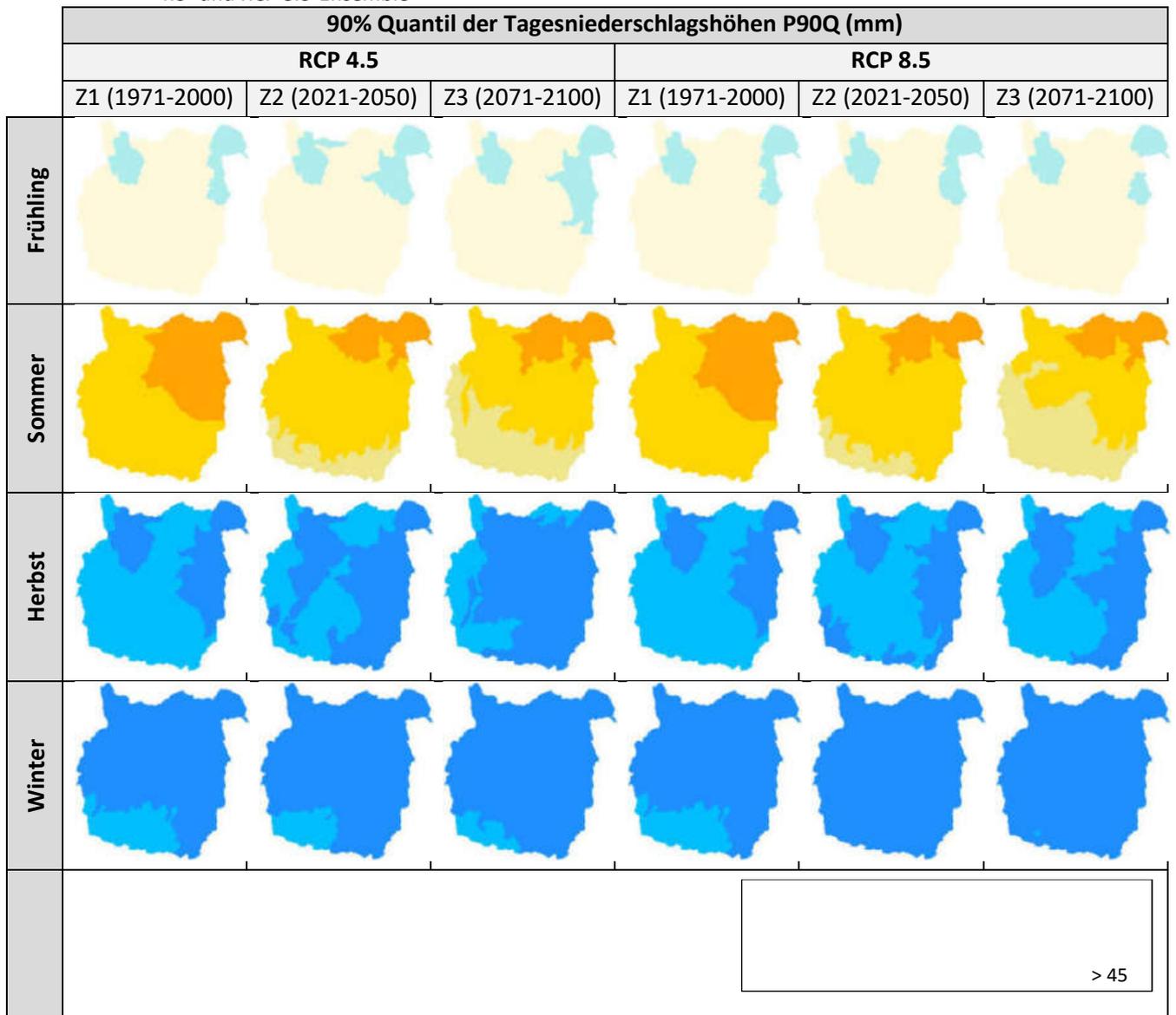


Tabelle 91: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

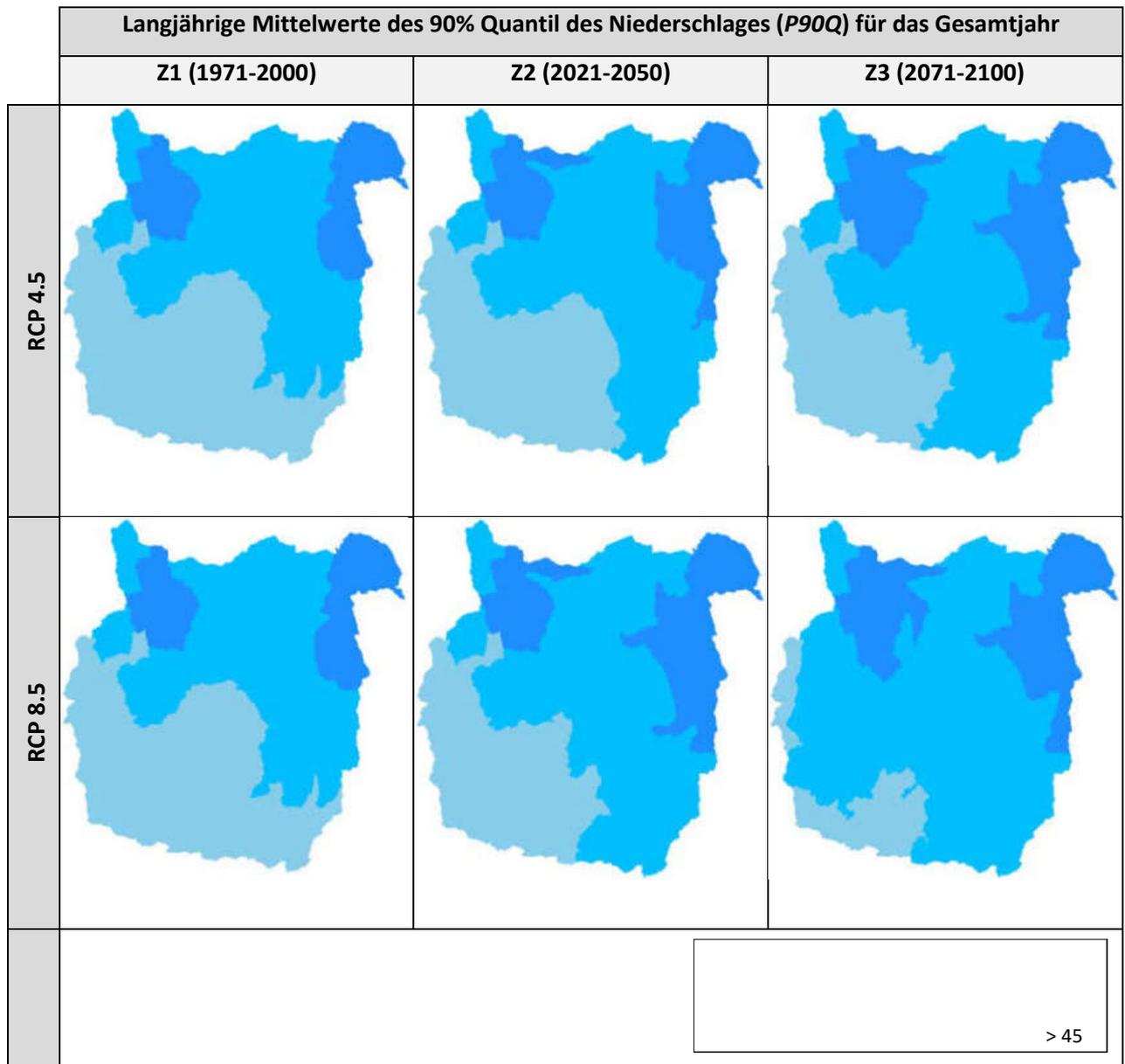


Tabelle 92: Antalya: Ensembledittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhen (P90Q)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr					
Sommer					
Winter					
					nicht robust

Tabelle 93: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Evapotranspiration (ETakt) in den Quartalen für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Evapotranspiration ETakt (mm)						
		RCP 4.5			RCP 8.5			
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	
Frühling								
	Sommer							
		Herbst						
			Winter					
		> 145						

Tabelle 94: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Evapotranspiration (ETakt) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte des Gebietsniederschlags (Psum) für das gesamte Jahr			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
RCP 4.5			
RCP 8.5			
	> 440		

Tabelle 95: Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung der Evapotranspiration (ETakt) in der nahen (Z2) und fernen Zukunft (Z3) gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung Evapotranspiration (ETakt)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		nicht robust			

Tabelle 96: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Grundwasserneubildung GWN (mm)						
RCP 4.5			RCP 8.5			
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Frühling						
Sommer						
Herbst						
Winter						
						> 100

Tabelle 97: Antalya: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

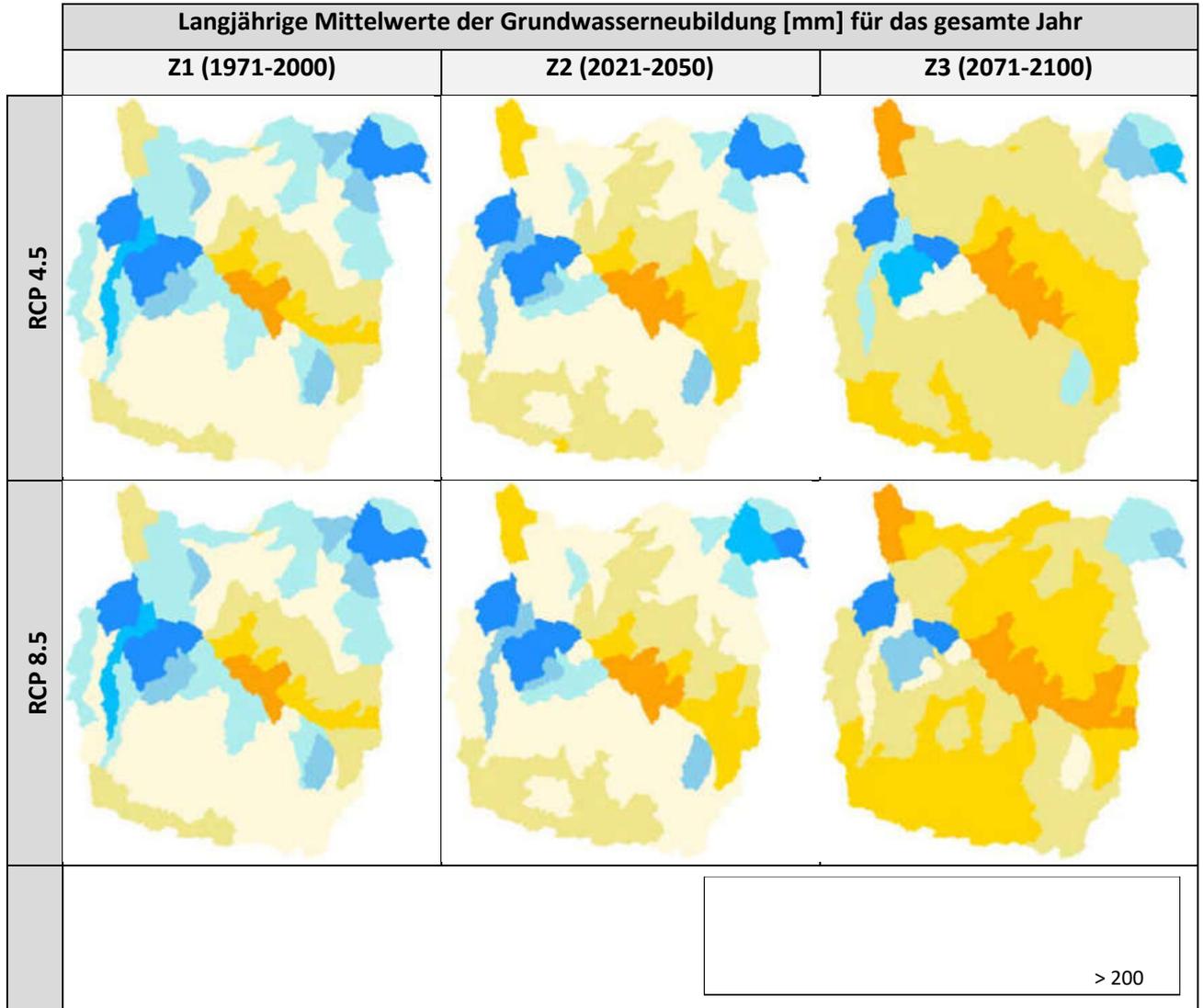


Tabelle 98: Antalya: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildung (GWN) in den Zukunftsperioden 2021-2050 und 2071-2100 gegenüber der Referenzperiode 1971-2000 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung der Grundwasserneubildung (GWN)					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)	Z2 (2021-2050)	Z3 (2071-2100)
Gesamtjahr Frühling Sommer Herbst Winter	Gesamtjahr				
	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
				nicht robust	

Tabelle 99: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (Tav) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte der Gebietstemperatur [mm] für die verschiedenen Jahreszeiten					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
Jahreszeiten	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
				> 20	

Tabelle 100: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesmitteltemperatur (T_{av}) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

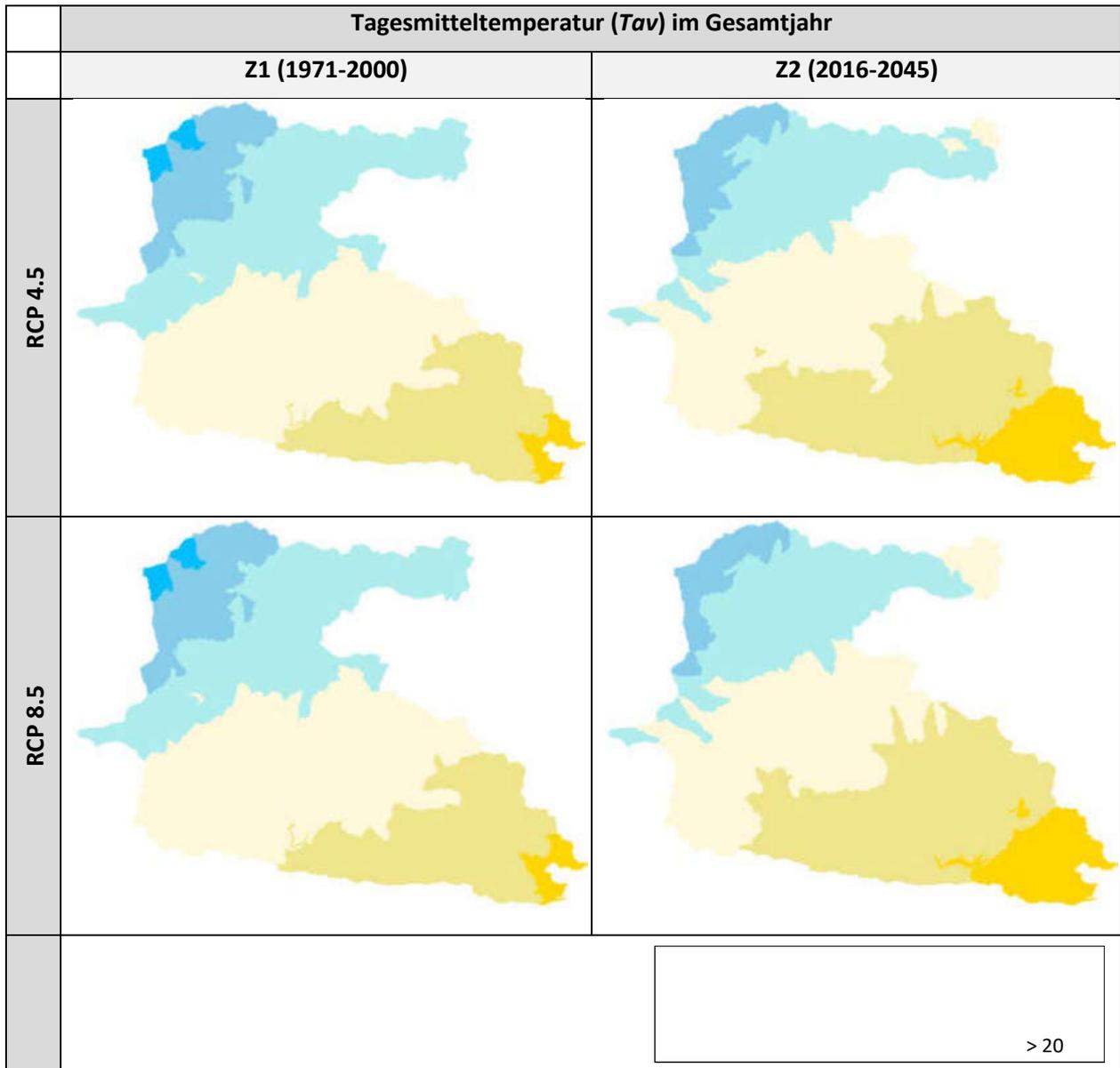


Tabelle 101: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Tagesniederschlagssumme (Psum) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und die Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Mittlere Tagesniederschlagssumme (Psum) nach Jahreszeiten					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
Jahreszeiten	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		> 260			

Tabelle 102: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Gebietsniederschlagshöhe (*Psum*) im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

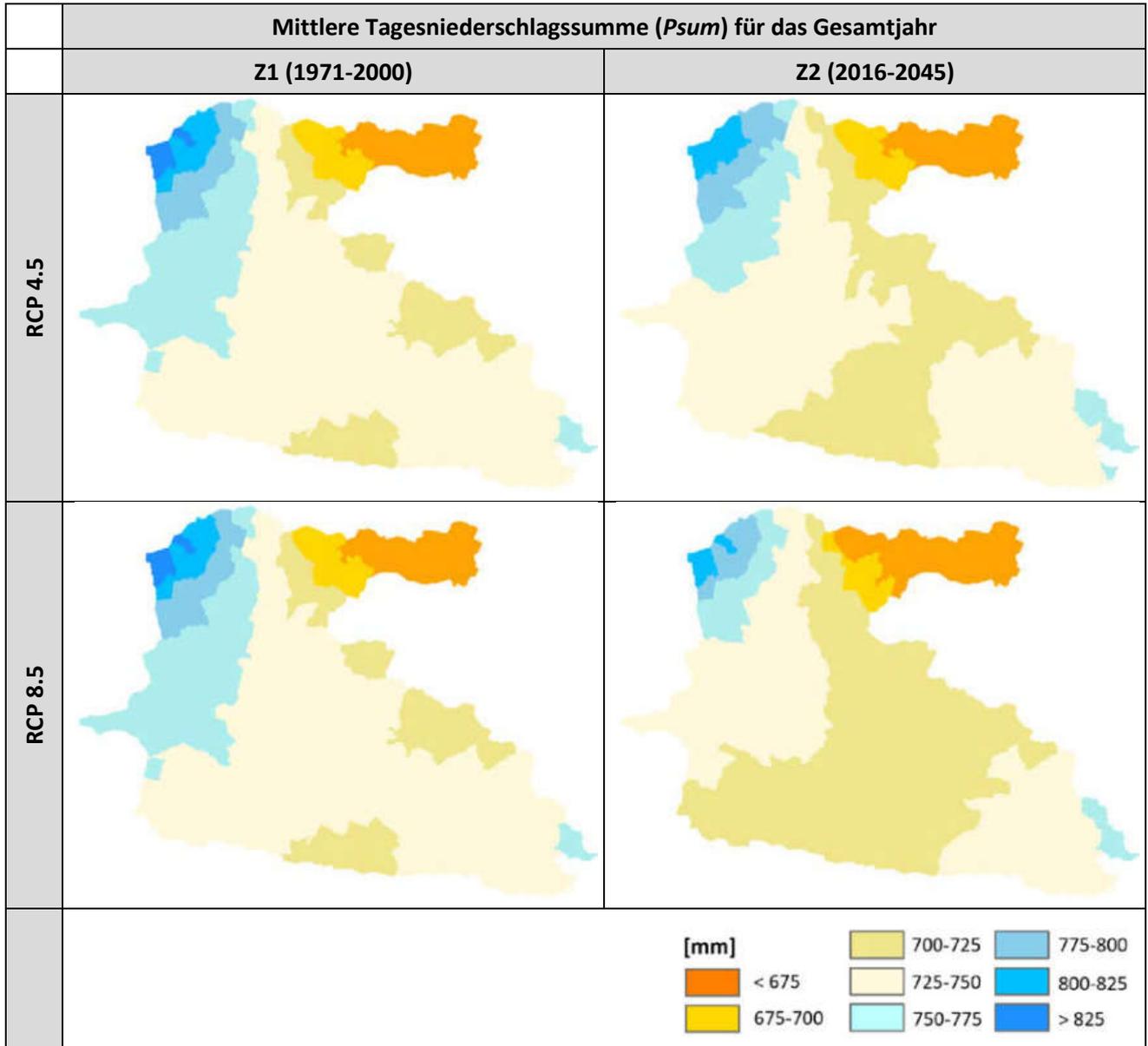


Tabelle 103: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagssumme ≥ 1 mm für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte des 90% Quantil des Tagesniederschlags (P90Q) für die vier Jahreszeiten					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
Jahreszeiten	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
				> 19	

Tabelle 104: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte des 90 %-Quantils der Tagesniederschlags-summe ≥ 1 mm bezogen auf das Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte des 90% Quantil des Niederschlags (P90Q) für das Gesamtjahr		
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
RCP 4.5		
RCP 8.5		
		> 19

Tabelle 105: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Quartal für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte der akt. Evapotranspiration (ETakt) für die verschiedenen Jahreszeiten					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
Jahreszeiten	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		> 130			

Tabelle 106: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) im Jahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte der akt. Evapotranspiration (ETakt) für das gesamte Jahr		
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
RCP 4.5		
RCP 8.5		
		> 850

Tabelle 107: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe differenziert nach Quartalen für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) für die verschiedenen Jahreszeiten					
		RCP 4.5		RCP 8.5	
		Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
Jahreszeiten	Frühling				
	Sommer				
	Herbst				
	Winter				
		> 16			

Tabelle 108: Eastern Cape: Langjährige Ensemble-Mittelwerte der Grundwasserneubildungshöhe im Gesamtjahr für die Referenzperiode 1971-2000 und Zukunftsperiode 2016-2045 für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Langjährige Mittelwerte der Grundwasserneubildung (GWN) für das Gesamtjahr		
	Z1 (1971-2000)	Z2 (2016-2045)
RCP 4.5		
RCP 8.5		
		> 65

Tabelle 109: Eastern Cape: Ensembledittelwerte der Änderung der Tagesmitteltemperatur (Tav) in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Änderung der Gebietstemperatur [°C]				
		RCP 4.5	RCP 8.5			
		Z2 (2016-2045)	Z2 (2016-2045)			
Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter		
		nicht robust				

Tabelle 110: Eastern Cape: Ensembledittelwerte der Änderung der Gebietsniederschlagshöhe (Psum) in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

		Änderung des Gebietsniederschlags Psum (%)	
		RCP 4.5	RCP 8.5
		Z2 (2016-2045)	Z2 (2016-2045)
Gesamtjahr Frühling Sommer Herbst Winter	Gesamtjahr		
	Frühling		
	Sommer		
	Herbst		
	Winter		
		nicht robust	

Tabelle 111: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung des 90 %-Quantils der Tagesniederschlagshöhe in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

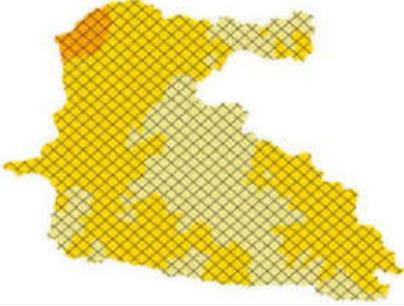
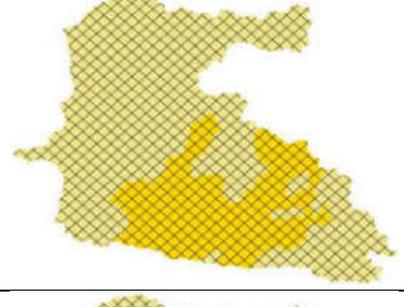
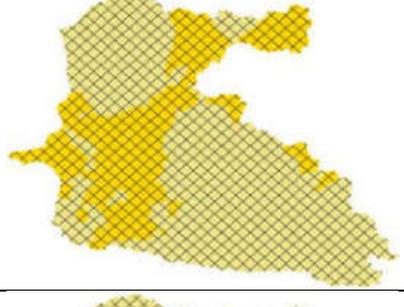
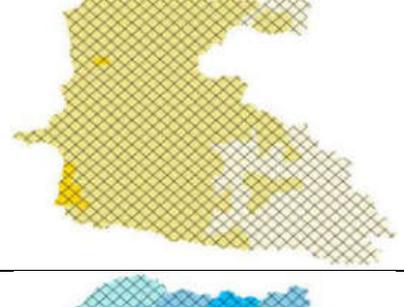
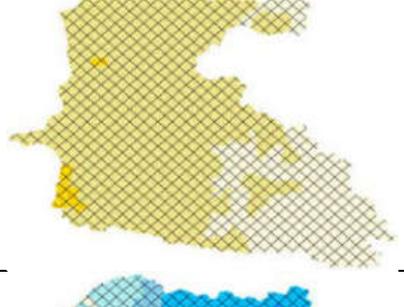
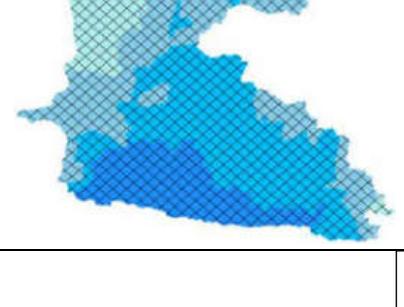
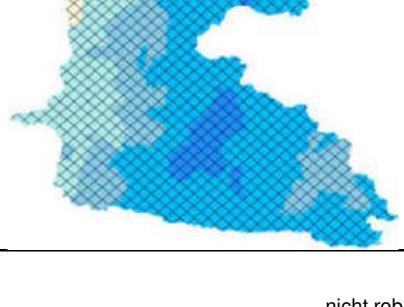
	Änderung des 90 %-Quantil des Niederschlags (P90Q)	
	RCP 4.5	RCP 8.5
	Z2 (2016-2045)	Z2 (2016-2045)
Gesamtjahr		
Frühling		
Sommer		
Herbst		
Winter		
		nicht robust

Tabelle 112: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung der tatsächlichen Verdunstungshöhe (ETakt) in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

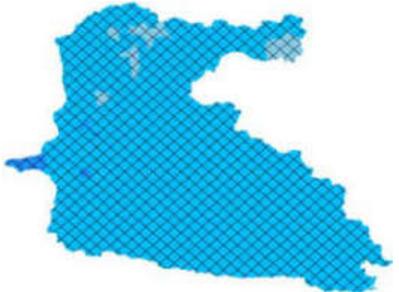
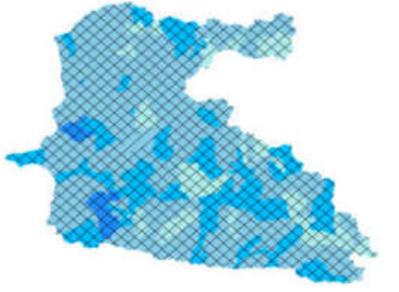
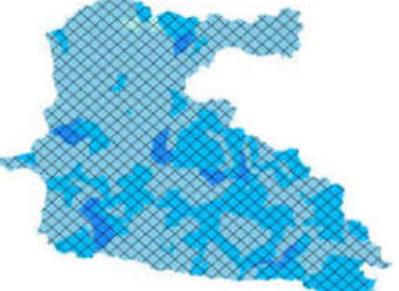
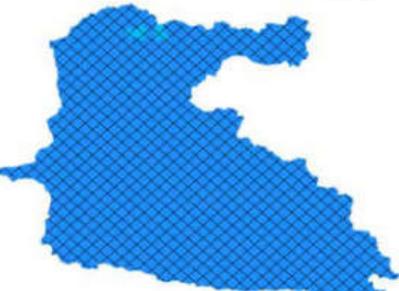
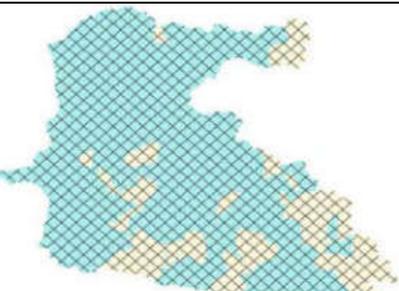
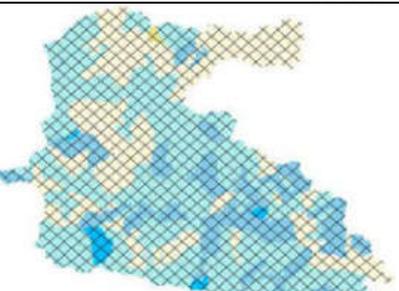
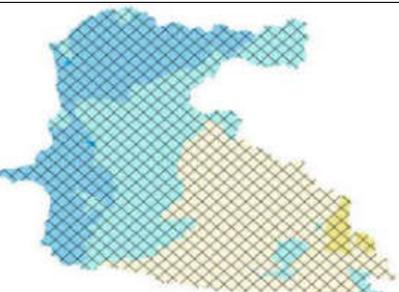
		Änderung der akt. Evapotranspiration (ETakt)	
		RCP 4.5	RCP 8.5
		Z2 (2016-2045)	Z2 (2016-2045)
Gesamtjahr			
Frühling			
Sommer			
Herbst			
Winter			
	nicht robust		

Tabelle 113: Eastern Cape: Ensemblemittelwerte der Änderung der Grundwasserneubildungshöhe in der Zukunftsperiode 2016-2045 gegenüber der Referenzperiode (1971-2000) für das RCP 4.5- und RCP 8.5-Ensemble

Änderung der Grundwasserneubildung (GWN)		
	RCP 4.5	RCP 8.5
	Z2 (2016-2045)	Z2 (2016-2045)
Gesamtjahr		
Frühling		
Sommer		
Herbst		
Winter		
		nicht robust