

Regionale Wasserversorgung Basel-Landschaft 21

Trinkwassermanagement Hardwald

Christian Möck, Dirk Radny



BASEL 
LANDSCHAFT 

eawag
aquatic research 



Universität
Basel

ETH zürich

EPFL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE
FÉDÉRALE DE LAUSANNE

u^b
UNIVERSITÄT
BERN

Impressum

Teilprojekt 3: Trinkwassermanagement Hardwald

Leitung:

Prof. Dr. Mario Schirmer, Eawag und Universität Neuchâtel
Dr. Adrian Auckenthaler, Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft

Verfasser:

Dr. Christian Möck, Eawag
Dr.-Ing. Dirk Radny, Eawag

In Zusammenarbeit mit:

Annette Affolter, Universität Basel
Dr. Michael Berg, Eawag
Dr. Paul Borer, Eawag
Dr. Matthias Brennwald, Eawag
Dr. Horst Dresmann, Universität Basel
Prof. Dr. Juliane Hollender, Eawag
Prof. Dr. Peter Huggenberger, Universität Basel
Dr. Judith Rothardt, Eawag
Dr. Sebastian Stoll, Eawag
Dr. Stefanie Weber, Amt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärmedizin

Titelbild:

Dr.-Ing. Dirk Radny

Gesamtprojektleitung:

Dr. Adrian Auckenthaler, Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft
Prof. Dr. Urs von Gunten, Eawag und EPFL

Projektkoordination:

Dr. Paul Borer, Eawag
Dr. Sebastian Stoll, Eawag

Steuerungsgruppe:

Dr. Alberto Isenburg, Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft
Dr. Tove Larsen, Eawag
Prof. Dr. Hansruedi Siegrist, Eawag
Dr. Peter Wenk, Amt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen

Begleitgruppe:

Dr. Richard Hürzeler, F. Hoffmann-La Roche AG
Dr. Kurt Rüegg, Energie Wasser Luzern und SVGW
Dr. Andreas Peter, Wasserversorgung Zürich
Dr. Michael Schärer, Bundesamt für Umwelt
Pierre Studer, Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen

Liestal, Dübendorf, Oktober 2016

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
2	Ausgangslage	2
3	Methoden und Vorgehen	5
3.1	Bisherige Untersuchungen	5
3.2	Eigene Feldkampagnen	6
3.2.1	Infiltration Versickerungsgräben und Weiher.....	6
3.2.2	Boden / Feststoffuntersuchungen.....	7
3.2.3	Bodenproben für Säuleneluate.....	8
3.2.4	Grundwasserprobennahmen (Stichtagsbeprobungen)	10
3.2.5	Dauer-Pumpversuch und Markierversuch.....	11
3.2.5.1	Randbedingungen Brunnen 21.A.17.....	11
3.2.5.2	Monitoring während des DPV.....	12
3.2.5.3	Eingabe Markierstoffe	13
3.2.5.4	Analytik DPV	14
3.2.6	Auswerteverfahren	14
3.2.6.1	Statistische Auswerteverfahren	14
3.2.6.2	Grundwasseraufenthaltszeiten aus Temperaturdaten.....	16
3.2.7	Numerische Modellierung	18
3.2.7.1	Entwicklung Grundwassermodellierung - bisherige Arbeiten.....	18
3.2.7.2	Hydrogeologisches Strukturmodell und geologische Situation	19
3.2.7.3	Geologische Datengrundlage und Vorgängermodelle.....	23
3.2.7.4	Randbedingungen.....	28
3.2.7.5	Kalibrierung	31
3.2.7.6	Szenarien.....	35
3.2.7.7	Auswertung der Szenarienmodellierung.....	38
4	Ergebnisse und Diskussion	41
4.1	Erkenntnisse aus bisherigen Untersuchungen	41
4.1.1	Stoffverteilung Hardwald.....	41
4.1.2	Bodenprobennahmen	42
4.1.3	Verteilung polare Substanzen	44
4.1.4	Schlussfolgerungen bisherige Untersuchungen	46
4.2	Hydraulik und Infiltration.....	48
4.2.1	Allgemeine Beschreibung	48
4.2.2	Infiltrationsmessungen / p-Q-Beziehungen	49
4.2.3	Markierversuch.....	51
4.2.3.1	Tiefenorientierte Beprobungen	51
4.2.3.2	Grundwasseraufenthaltszeiten aus Markierversuch.....	53
4.2.3.3	Grundwasserfliessrichtung	55
4.2.4	Grundwasseraufenthaltszeiten aus Temperaturdaten	56
4.2.5	AMPS - Daten	57
4.3	Feststoffanalytik	59
4.3.1	Feststoffanalytik Weiher 5.....	59
4.3.2	Säuleneluate Graben C	60
4.3.3	Feststoffanalytik Cluster-Bohrungen für DPV.....	61
4.4	Hydrochemie	63
4.4.1	Statistische Auswertung.....	63
4.4.2	Stichtagsbeprobungen.....	69
4.4.2.1	Wasserstand und spezifische elektrische Leitfähigkeit.....	69

4.4.2.2	Anorganik.....	69
4.4.2.3	Chlorierte Kohlenwasserstoffe.....	71
4.4.2.4	Altersbestimmung.....	73
4.4.3	Dauer-Pumpversuch.....	74
4.4.3.1	Methyltertiärbutylether (MTBE).....	74
4.4.3.2	Anorganik.....	76
4.4.3.3	Acesulfam.....	78
4.4.3.4	Stabile Wasserisotope.....	79
4.4.3.5	Edelgase.....	80
4.4.3.6	Chlorierte Kohlenwasserstoffe.....	81
4.5	Äquivalent System Lange Erlen.....	83
4.5.1	Wasserkomponenten und Schadstoffe.....	83
4.5.2	Geochemische Daten und Spurenstoffe.....	84
4.5.3	PER.....	86
4.5.4	TeCBD.....	87
4.6	Numerische Modellierung.....	88
4.6.1	Kalibration.....	88
4.6.2	Szenarienmodellierungen.....	89
4.6.2.1	Ist-Zustand.....	90
4.6.2.2	Räumliche Gewichtung Ist-Zustand.....	97
4.6.2.3	Räumlicher Fokus: Global.....	98
4.6.2.4	Räumlicher Fokus: Osten.....	99
4.6.2.5	Räumlicher Fokus: Westen.....	100
4.6.2.6	Räumlicher Fokus: Süden.....	101
4.6.2.7	Räumlicher Fokus: Norden.....	102
4.6.2.8	Räumlicher Fokus: Feldreben.....	103
4.6.3	Optimierung Verteilung Infiltration.....	104
4.6.4	Unterbrechung der Infiltration.....	105
4.6.5	Vergleich mit Instationärer Modellierung.....	111
4.6.6	Weitere Szenarien.....	113
5	Schlussfolgerungen.....	117
6	Literatur.....	121

1 EINLEITUNG

Das Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald in der Gemeinde Muttenz (Kanton Basel-Landschaft) stellt mit einer Wassergewinnung von 14.2 Mio. m³ pro Jahr einen der wichtigsten Trinkwasserlieferanten sowohl für Basel-Landschaft als auch für Basel-Stadt dar (AUE BL & AUE BS 2014). Wesentlicher Baustein zur Aufrechterhaltung der Trinkwassersicherheit im Hardwald ist dabei die künstliche Grundwasseranreicherung mit filtriertem Rheinwasser, wobei doppelt so viel Rheinwasser infiltriert als entnommen wird (Hardwasser AG 2014). Durch diese Massnahme wird nicht nur das (Grund-) Wasserdargebot erhöht, sondern es wird durch die Infiltration von Rheinwasser eine hydraulische Barriere zwischen den Trinkwasserbrunnen und den zahlreichen Randeinflüssen aufgebaut. Zu diesen Randeinflüssen gehören neben dem Güterbahnhof auch die Autobahn, das Industriegebiet Schweizerhalle, der Auhafen und drei ehemalige Deponien, die das Trinkwassergewinnungsgebiet umschliessen (Hardwasser AG 2014). Diese unterschiedlichen Nutzungen beinhalten jede für sich ein Gefährdungspotential für die Trinkwassergewinnung. Ein weiteres Gefährdungspotential ergibt sich aus der Tatsache, dass der Rhein bei Basel den Abfluss von etwa 70 % des gereinigten Abwassers aus der Schweiz bildet und entsprechend mit Spurenstoffen belastet ist (Kompetenzzentrum Trinkwasser 2012). Zusätzliche Belastungen können zudem durch Unfälle oder unerlaubte Einleitungen in den Rhein entstehen. Vor diesem Hintergrund erfolgt ein intensives Monitoring der Rheinwasserqualität und des geförderten Grundwassers. Weiterhin gewährleisten die Bodenpassage und eine Aktivkohlefiltration, dass Trinkwasser einwandfreier Güte ins Trinkwasserleitungsnetz gespeist wird.

Ziele des Teilprojektes 3 (TP3) des Projektes „Wasserversorgung Basel-Landschaft 21“ ist es, auf der Basis erweiterter und vertiefter hydrogeologischer Systemkenntnisse Grundlagen und Konzepte für das Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald zur Verfügung zu stellen, um (aus Kompetenzzentrum Trinkwasser 2012):

- (A) Aufzuzeigen, welche Trinkwasserbrunnen zur Erreichung der grösstmöglichen Trinkwassersicherheit betrieben werden sollten und welche Brunnen bezüglich der Belastung mit Spurenstoffen kritisch sind.
- (B) Gegenwärtige und künftige Gefährdungssituationen im Gebiet des Hardwaldes besser zu identifizieren.
- (C) Die Auswirkung von kritischen Betriebszuständen der Trinkwassergewinnung oder Nutzungsänderungen zu simulieren.
- (D) Ein adaptives Grundwassermanagement zu implementieren, welches die Auswirkungen von Gefährdungssituationen möglichst minimiert.

Für die Bearbeitung der genannten Punkte wurde ein umfangreiches Untersuchungskonzept umgesetzt, welches neben der Aufarbeitung bereits bestehender Unterlagen und Gutachten eigene Probennahme- und Messkampagnen auch eine numerische Modellierung des Trinkwassergewinnungsgebietes Hardwald beinhaltet.

2 AUSGANGSLAGE

Das Gebiet des Hardwaldes (Gemeinde Muttenz, Kanton Basel-Landschaft) wird seit Mitte der 1950er Jahre als Trinkwassergewinnungsgebiet genutzt. Schon bald nach der Inbetriebnahme der Trinkwassergewinnung zeigten sich starke Belastungen des Wassers durch die umliegenden Industriebetriebe und Deponien. Es war deshalb offensichtlich, dass eine Trinkwasserentnahme in dem Gebiet nur mit der Ausbildung einer künstlichen hydraulischen Barriere betrieben werden konnte. Seit 1958 erfolgt deshalb die künstliche Grundwasseranreicherung mit vorgereinigtem Rheinwasser im Gebiet des Hardwald. Nach Gabriel & Meier (2014) ist das angereicherte und über rund 30 Vertikalfilterbrunnen geförderte Grundwasser im Trinkwassergewinnungsgebiet bereits bakteriologisch einwandfrei. Zur Beseitigung von Mikroverunreinigungen wird es zudem über Aktivkohle aufbereitet und mittels einer nachgeschalteten UV-Anlage entkeimt (Gabriel & Meier 2014). Durch diese Aufbereitung kann gewährleistet werden, dass Trinkwasser einwandfreier Qualität in das Leitungsnetz gespeist wird.

Die Hardwasser AG reichert heute doppelt so viel Grundwasser an, wie entnommen wird. Bei einer jährlichen Entnahme von etwa 14.2 Mio. m³ Grundwasser werden etwa 33 Mio. m³ Rheinwasser infiltriert. Da somit deutlich mehr Filtrat versickert als Grundwasser entnommen wird, entsteht im Bereich der Grundwasseranreicherungszone ein „Grundwasserberg“. Dieser wirkt als hydraulische Barriere gegenüber den im Nahbereich des Trinkwassergewinnungsgebiets vorhandenen ehemaligen und gegenwärtigen anthropogenen Nutzungen, von denen eine potentielle Gefährdung für die Trinkwassergewinnung ausgeht. Im Wesentlichen sind hier zu nennen (s.a. Abbildung 2.1): Der Auhafen im Nordosten des Hardwald (Umschlag von petrochemischen Produkten vom Schiff auf die Bahn), das Industriegebiet bei Schweizerhalle mit Novartis (Pharmaindustrie) und Clariant (chemische Industrie) im Südosten, die ehemalige Deponie Feldreben (eine Siedlungsabfalldeponie mit Anteilen an Chemieabfällen) im Südwesten und das ehemalige BP-Areal im Birsfelder Hafen im Nordwesten des Hardwald. Im näheren Umfeld des Hardwald finden sich zudem noch weitere ehemalige Deponien (Margelacker im Südwesten, Rothausstrasse im Südosten) sowie – auf rechtsrheinischer deutscher Seite – die Kesslergrube und die Hirschackergrube. Beides ehemalige Kiesgruben, welche ab den 1950er Jahren mit Erdaushub, Bauschutt, Hausmüll und Abfällen der chemisch-pharmazeutischen Industrie aufgefüllt wurden.

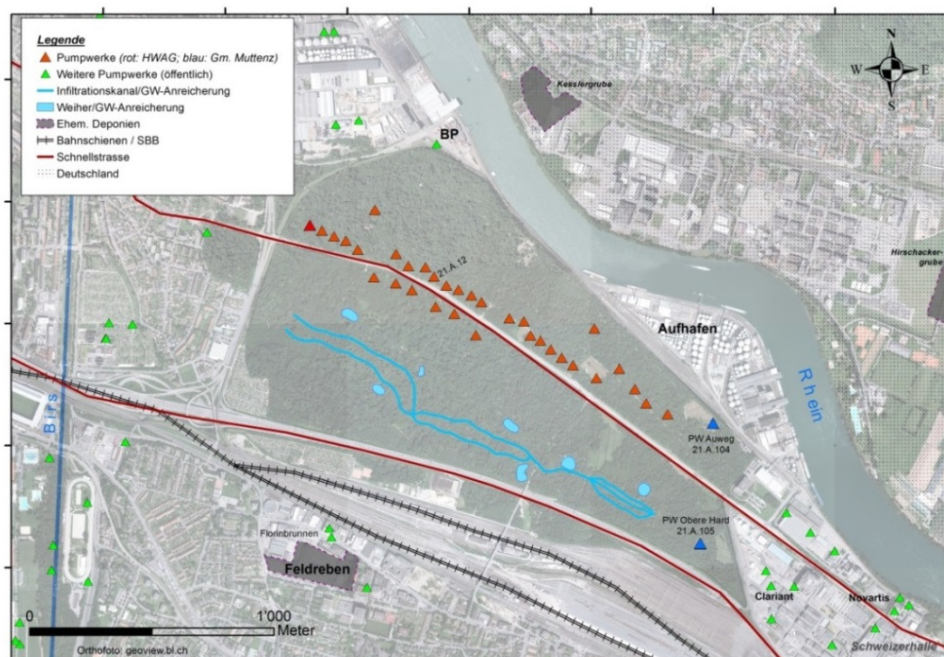


Abb. 2.1: Ausgewählte ehemalige und aktuelle anthropogene Nutzungen im Nahbereich des Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald; rote Dreiecke: Brunnen der Hardwasser AG; blau: Brunnen der Gemeinde Muttenz (PW Auweg und PW Obere Hard).

Seit 2006 wird das Gebiet des Hardwaldes intensiv hydrogeologisch untersucht. Dabei wurde eine Vielzahl an Analysen in rund 200 Piezometern durchgeführt, Bohrungen abgeteuft und ein Grundwasserströmungsmodell aufgebaut. Neben den zahlreichen aus dem Rhein stammenden Verbindungen, die im Grundwasser festgestellt werden können, sind die chlorierten Kohlenwasserstoffe Hexachlorbutadien (nachfolgend kurz: HeCBD) und das Isomer 1,1,4,4-Tetrachlorbutadien (TeCBD) sowie Tri- und Tetrachlorethen (TRI und PER) speziell zu erwähnen. Diese CKW waren früher im Rhein vertreten und kommen heute noch in teilweise hohen Konzentrationen im Randbereich des Grundwassers des Hardwaldes vor. Bei den Untersuchungen ging es jeweils darum, die Prozesse, die zu den heute vorgefundenen Konzentrationsbereichen in den Trinkwasserbrunnen liegen, zu verstehen. Da das Gebiet geologisch und hydrogeologisch komplex ist, zudem eine lange Industriegeschichte hat und sich die Grundwasserströmungsrichtungen im Laufe der Zeit verändert haben, ist eine eindeutige Identifizierung der Prozesse sehr anspruchsvoll.

Der Hardwald liegt grösstenteils auf der östlichen Schulter des Oberreingrabens und in einem tektonisch stark beanspruchten Gebiet. Die zahlreichen Bruchstrukturen, welche einem SW-NE-Streichen folgen, führen zu einer komplexen hydrogeologischen Gliederung des Untergrundes (Abbildung 2.2 und Abschnitt 3.2.7). Neben den zahlreichen ehemaligen und gegenwärtigen anthropogenen Nutzungen im Nahbereich des Hardwaldes ist es diese komplexe hydrogeologische Situation, die das Auffinden der Quelle der genannten Spurenstoffe im System Hardwald erschwert. So liegt zum Beispiel die ehemalige Deponie Feldreben an den südlichen Ausläufern des Hardgrabens. Nach einer Schätzung durch Sieber Cassina (2007) befanden sich in 2007 dort noch etwa 2 Tonnen der Stoffe Tri- und Tetrachlorethen als Restmasse im Deponiekörper bzw. im Untergrund der Deponie und etwa 25 kg von Hexachlorbutadien. Die genannten Stoffe gehören zur Gruppe der DNAPL (Dense Non Aqueous Phase Liquids), besitzen somit eine Dichte grösser als Wasser und könnten – so sie in ausreichender Menge vorhanden sind – gravitativ Absinken und über die Störungszone potentiell auch in den Bereich der Trinkwasserbrunnen gelangen.

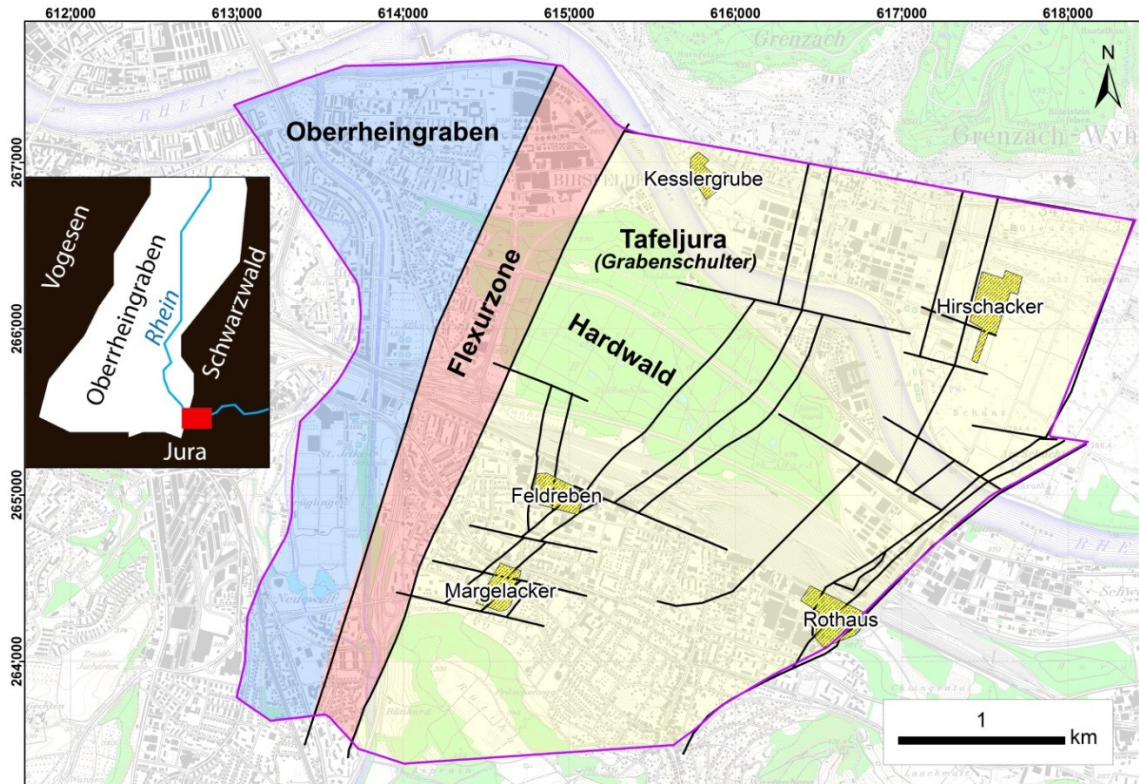


Abb. 2.2: Tektonik und Geologie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald; oben links: Grosstektonische Lage des Hardwald am südlichen Ende der Ostschulter des Rheintalgrabens.

Aufgrund der Analysen und Szenarienberechnungen, die bis 2010 durchgeführt wurden, kann davon ausgegangen werden, dass die heute im Grundwasser des Hardwaldes gefundenen CKW, sofern sie nicht heute im Rheinwasser vorhanden sind, auf Desorptionsprozesse zurückzuführen sind und nicht über eine hydraulische Verbindung zwischen ehemaligen Deponien und dem Trinkwassergewinnungsgebiet eingetragen werden. Grundlage für diese Beurteilung sind Auswertungen von Feststoffproben und Grundwasser, welche im Bereich des Hardwald aus verschiedenen Tiefenlagen gewonnen wurden und nach flüchtigen Kohlenwasserstoffen hin analysiert wurden. So kommt mbn (2010) zu dem Schluss, dass „[...] diese Grundwasserbelastungen vorwiegend auf eine Kontamination durch den Grundwasserabstrom aus den Deponien Feldreben, Rothausstrasse und Margelacker vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG ab Ende der 1950er Jahre zurückzuführen“ sind. Weiter wird festgehalten, dass die „[...] heute im Grundwasser nachzuweisenden langlebigen, schwer abbaubaren Schadstoffe sind zum wesentlichen Teil auf die relativ langsam ablaufende Remobilisierung der im Locker- und Festgestein vorhandenen Schadstoffreste zurückzuführen. Diese so gelösten Stoffe gelangen mit dem vorwiegend aus gering belastetem Rheinwasserinfiltrat bestehendem Grundwasser unter anderem in die Trinkwasserbrunnen des Hardwaldes“ (Auszug aus mbn 2010, S. IV). Nach Grathwohl (2006) können, je nach Untergrundbedingungen und sorbierter Stoffmenge, derartige Desorptionsprozesse über mehrere 100 Jahre andauern, wobei eine kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen zu erwarten ist.

Die im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Hardwald vorzufindenden Konzentrationen von PER und TRI liegen deutlich unterhalb der gesetzlichen Anforderungswerten für Grundwasser. Der Toleranzwert für die Summe flüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe aus Umweltkontamination stammend beträgt 10 µg/L. Einzig die Konzentrationen von Chlorbutadienen im Grundwasser, deren genotoxisches Potential nicht geklärt ist, liegen teilweise oberhalb des vom Bundesamt für Gesundheit festgelegten Toleranzwertes. Der Toleranzwert für organische chemische Verbindung mit unbekannter Toxizität, aber bekannter chemischer Struktur und mit strukturellen Hinweisen auf ein genotoxisches Potential worunter die Tetra- und Pentachlorbutadiene fallen, beträgt 0.1 µg/L. Hexachlorbutadien ist nicht mehr gesetzlich geregelt. Das BLV hat jedoch im Jahre 2006 einen Richtwert für Hexachlorbutadien von 0.6 µg/L für Netzwasser aus dem Verteilsystem definiert.

Aufgrund der durch die Hardwasser AG gewährleisteten Aufbereitung des geförderten Grundwassers über die Aktivkohlefiltration können die Grenz- und Toleranzwerte (FIV, Stand: 01.10.2015 und BAG 2012) für Trinkwasser problemlos eingehalten werden, da alle organischen Spurenstoffe hierdurch entfernt werden. Dennoch lassen sich aus der oben geschilderten Standorthistorie folgende wesentliche Gefährdungspotentiale für die Trinkwassergewinnungsanlage Hardwald ableiten:

- (1) Grundwasseranreicherung / Infiltration von Rheinwasser: Eine Kontamination des Rheins kann zu einem Eintrag von Kontaminanten über die Infiltration führen.
- (2) Ausfall der Anreicherungsanlage: Fällt die künstliche Infiltration von Rheinwasser aus, so könnte sich der „Grundwasserberg“ sukzessive absenken und eine Durchströmung des Hardwaldes von Süd nach Nord in Richtung Rhein wäre womöglich die Folge. Hierdurch könnte Grundwasser aus dem Bereich der belasteten Standorte in den Hardwald gelangen.
- (3) Ausfall der Abwehrbrunnen im Bereich der ehemaligen Deponien: Auch hierdurch könnte es zu einem Abstrom in Richtung Hardwald kommen und Kontaminanten das Grundwasser im Bereich des Hardwald qualitativ beeinträchtigen.
- (4) Unfall auf einem der umliegenden Industriegebiete / dem Güterbahnhof

Der vorliegende Bericht dokumentiert die Untersuchung von verschiedenen Prozessen, die zur gegenwärtig beobachteten Stoffverteilung im Hardwald führen. Wesentlich hierfür war die numerische Modellierung des Untersuchungsgebietes unter Anwendung der Szenarientechnik (Abschnitt 3.1.2). Diese Herangehensweise ermöglicht die virtuelle Veränderung verschiedener Nutzungen und die Prognose der Auswirkungen auf Grundwasserströmungsrichtungen und Grundwasserverweilzeiten als Folge einer entsprechenden Nutzungsänderung darzustellen.

3 METHODEN UND VORGEHEN

Die Komplexität des Untersuchungsstandortes im Hinblick auf (Hydro-) Geologie und anthropogener Randeinflüsse bedingten, wie eingangs bereits erwähnt, die Umsetzung eines umfangreichen Untersuchungskonzeptes. Hierfür wurden neben der Aufarbeitung bereits bestehender Unterlagen und Gutachten eigene Probennahme- und Messkampagnen sowie eine numerische Modellierung des Trinkwassergewinnungsgebietes Hardwald umgesetzt. Dabei wurden die im Zuge der Feldkampagnen gewonnenen Daten einerseits dafür genutzt, eine aktuelle Beschreibung des Ist-Zustandes zu generieren, andererseits flossen zahlreiche Daten in die numerische Modellierung ein.

3.1 BISHERIGE UNTERSUCHUNGEN

Das Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald wurde bereits in zahlreichen Studien untersucht, um die verschiedenen Randeinflüsse und potentiellen Gefährdungen näher zu beschreiben, idealerweise zu quantifizieren. Die Ergebnisberichte dieser bisherigen Untersuchungen liegen vor. Tabelle 3.1 zeigt in einer Übersicht Berichte, welche für die vorliegende Bearbeitung des TP3 berücksichtigt wurden. Insbesondere die Gutachten mbn (2008) und mbn (2011) bieten eine sehr gute Übersicht über die verschiedenen Nutzungen im Nahbereich des Hardwald (mbn 2008) und die Situation im Untersuchungsgebiet (mbn 2011).

Tab. 3.1: Übersicht wesentlicher Berichte, die für die Bearbeitung von TP3 berücksichtigt wurden. Alle hier gelisteten Berichte sowie weitere Arbeiten sind im Literaturverzeichnis gelistet.

Jahr der Veröffentlichung	Autoren und Titel
2013	Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel: Hydrogeologische Modellierung der optimalen Lage von Sanierungsbrunnen mit dem Grundwassermodell Unteres Birstal-Muttenz, Hardwasser AG, BGA BL-114
2013	Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel: Berechnung der Zustrombereiche der Hardwasserbrunnen und des Abstroms der Deponie Feldreben unter erhöhten Entnahmen und erhöhten Anreicherungsmengen mit dem Grundwassermodell Muttenz-Unteres Birstal, Hardwasser AG, BGA BL-92
2012	Teutsch & Holder: Aktualisierung und Fortschreibung Grundwassermodell Grenzach-Wyhlen.
2011	Sieber Cassina + Partner AG: Ergänzende Detailuntersuchung Deponie Feldreben, Muttenz. Schlussbericht (überarbeitete Version 17.06.2011)
2011	Universität Neuchâtel (Centre d'hydrogéologie et de géothermie): Umwandlung von Hexachlorethan und chlorierten Ethenen am Standort Feldreben.
2011	Agroscope Wädenswil: Analysen von Acesulfam, Sucralose und Carbamazepin in Grundwasserproben Hardwald (Kanton BL)
2011	Matousek, Baumann & Niggli AG (mbn): Herkunft und Verteilung von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser von Hardwald (Muttenz) und Umgebung, Auswertung unter Einbezug neuer Daten (2009 und 2010). W1860B-1
2012	Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel: Berechnung der Zustrombereiche der Hardwasserbrunnen und des Abstroms der Deponie Feldreben unter erhöhten Entnahmen und erhöhten Anreicherungsmengen mit dem Grundwassermodell Muttenz-Unteres Birstal, Hardwasser AG, BGA BL-157
2010	Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel: Grundwassermodell Unteres Birstal - Rhein - Muttenz, Evaluation der Zuströmbereiche der Trinkwasserfassungen Muttenz und Hardwasser AG. BGA BL-155
2010	Matousek, Baumann & Niggli AG (mbn): Grundwasserbelastungen Hardwald (Muttenz) und Umgebung - Auswertung neuer Daten (2009 und 2010). W1860B-2
2009	Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel: Stationär kalibriertes Grundwassermodell Muttenz unteres Birstal, Berechnung geschichtlicher Szenarien zur Abschätzung der Schadstoffverteilung der Deponien in Muttenz. BGA Muttenz-197
2009	Matousek, Baumann & Niggli AG (mbn): Auswertung und Interpretation von neuen Grundwasserdaten im Raum Muttenz / Hardwald, Grundwasseranalysen März 2004-März 2009. W1703B
2008	Matousek, Baumann & Niggli AG (mbn): Hydrogeologische Verhältnisse im Gebiet der Trinkwassergewinnung Hardwald (Muttenz, Kt. BL), Synoptische Darstellung des aktuellen Wissensstands sowie Empfehlungen für die langfristige Nutzung. W1482B
2008	Leibundgut & Külls: Endbericht zur Gefährdungsabschätzung in der Hard.
2007	Sieber Cassina + Partner AG: Gefährdungsabschätzung – Schlussbericht Deponien Feldreben und Rothausstrasse.
1980	Otz: Markierungsversuch 79/80. Bericht 80-5

Zusätzlich zu diesen Unterlagen stellte die Hardwasser AG wesentliche Datensätze zur Verfügung. Diese beinhalteten neben Daten zur Hydraulik (i. e. Infiltrationsgesamtmengen, Förderraten der Brunnen, Grundwasserstände) auch Daten und Unterlagen zur Hydrochemie im Untersuchungsgebiet. In Bezug auf die hydrochemischen Daten lag der Fokus der in vorliegendem Bericht dargestellten Auswertung vor allem auf der Analyse der zeitlichen und räumlichen Entwicklung ausgewählter Wasserinhaltsstoffe (Abschnitt 3.2.6).

3.2 EIGENE FELDKAMPAGNEN

In Ergänzung zu den oben gelisteten Unterlagen wurden eigene Datensätze generiert. Hierbei wurden neben Untersuchungen zur Hydraulik auch neue Grundwassermessstellen (nachfolgend kurz GWM) im Auftrag des AUE gesetzt, zahlreiche (Grund-) Wasserproben sowie Bodenproben im Untersuchungsgebiet genommen und nach ausgesuchten Parametern analysiert. Tabelle 3.2 zeigt in einer Übersicht die durchgeführten Feldkampagnen sowie den Fokus der jeweiligen Kampagne.

Tab. 3.2: Übersicht der durchgeführten Feldkampagnen innerhalb des TP3; Erläuterungen siehe Text (Abkürzungen: p = Pegel, Q = Abfluss, VOC=Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Kohlenwasserstoffe), PER = Tetrachlorethen, TRI = Trichlorethen, CBD = Chlorbutadiene).

Kampagne	Untersuchungsziel/-kompartiment	Zeit	Lokation	Analyse nach / Messung von
Infiltration	Infiltrationsmengen	wiederholend zw. 03/2014 bis 03/2015	Infiltrationskanäle	p-Q-Beziehung
Direct Push Sondierungen	Boden	01/2014	Weier 5	C _{org}
Schürfprobe	Boden	05/2014	Weier 5 und Infiltrationskanal ESC	C _{org} , Spurenstoffe
Zeitreihe	Grundwasser	11/2014 bis 11/2015	ausgewählte Brunnen	Spurenelemente, stabile Isotopen
Stichtagsbeprobung 1	Grundwasser	11/2014	ausgewählte GWM und Brunnen	Hauptionen, stabile Isotopen, Spurenstoffe, VOC
Stichtagsbeprobung 2	Grundwasser	03/2015	ausgewählte GWM und Brunnen	Hauptionen, stabile Isotopen, Spurenstoffe, VOC
Säulenelutionsversuch mit Bodenmaterial aus Infiltrationskanal (AUE BL)	Boden und Grundwasser	06/2015		PER, TRI, CBD
Bohrkampagne inkl. Setzen von 8 GWM (AUE)	Boden und Grundwasser	10/2015	zwischen Weier 5 und Brunnen 21.A.17	VOC _{Feststoff} , Spurenstoffe
Dauer-Pumpversuch	Grundwasser	01/2016 bis 03/2016	ausgewählte GWM und Brunnen	Hauptionen, stabile Isotopen, Spurenstoffe, VOC
Markierversuch	Grundwasser		ausgewählte GWM und Brunnen	Uranin, Naphtionat

3.2.1 INFILTRATION VERSICKERUNGSGRÄBEN UND WEIHER

Die Hydraulik im Bereich des Hardwald ist wesentlich durch die künstliche Grundwasseranreicherung gesteuert. Neben dem Volumenstrom, der durch die Hardwasser AG in das Infiltrationssystem aus Weihern und Kanälen geleitet und summarisch erfasst wird, ist für das Verständnis des hydraulischen Systems auch eine genauere Kenntnis zur quantitativen Verteilung der Infiltrationsmengen in

einzelnen Abschnitten von Bedeutung. Hierfür wurden an ausgewählten Punkten des Kanalsystems Messungen der Pegelstände und des Abflusses durchgeführt, um eine so genannte p-Q-Beziehung zu erstellen (p = Pegelstand, Q = Abflusshöhe). Für die Messung des Pegels in den Kanälen wurden die vorhandenen Pegellatten genutzt (Lage der Pegellatten s. Abbildung 3.1). Die Messung des Abflusses erfolgte mittels einem magnetisch-induktivem Strömungsmessgerät der Firma Ott (Typ: MF pro). Die Aufnahme der Pegel und die Messung des Abflusses wurde wiederkehrend über einen längeren Zeitraum umgesetzt, so dass verschiedene Systemzustände in die erstellten p-Q-Beziehungen einfließen. Die aus den p-Q-Beziehungen abzuleitenden abschnittswisen Infiltrationsraten wurden abschliessend in das numerische Modell implementiert.

3.2.2 BODEN / FESTSTOFFUNTERSUCHUNGEN

Für die Gewinnung von Bodenproben zur Ermittlung der Feststoffgehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) sowie der Feststoffgehalte an PER, TRI und CBD wurden neben einfachen Schürfproben in Weiher 5 und im Infiltrationskanal C (Abbildung 3.1) auch eine Sondierung mittels Direct Push (DP) Technologie in Weiher 5 abgeteuft. Für die Sondierung kam ein DP-Bohrgerät der Firma Geoprobe® vom Typ 6620DT zum Einsatz, welche drückend und kombiniert drückend/drehend arbeitet. Als Boden-Probennahmesystem wurde der so genannte Macro-Core® Soil Sampler verwendet. Der Sampler besteht aus einem inneren Probennahmerohr (Liner aus Polyethylen) mit einem Durchmesser von 38 mm und einer Länge von 120 cm und einer äusseren Edelstahlschutzverrohrung. Für die Bodenprobenahme wird der Sampler am Sondierpunkt aufgesetzt und in voller Länge nieder gebracht. Anschliessend wird mit einem Hilfsgestänge der innere Liner gezogen, wobei die Schutzverrohrung im Untergrund verbleibt. Hierdurch wird das Zusammenfallen des Bohrlochs verhindert. Für den nächsten Sondierabschnitt wird der nächste Liner vorbereitet und in die Schutzverrohrung eingeführt. Das System kann nun bis zur Unterkante des nachfolgenden Sondierabschnitts niedergebracht werden.

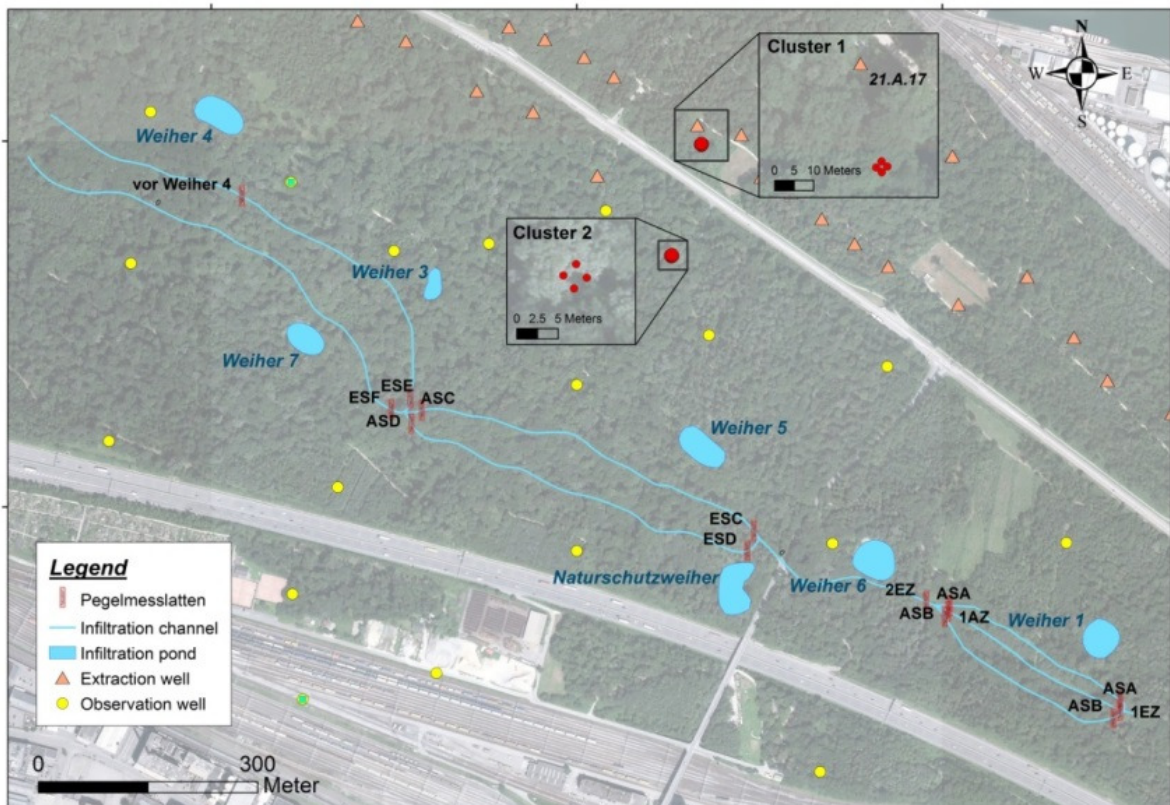


Abb. 3.1: Infiltrationskanäle, Lage der Pegellatten sowie Weiher und Lage der neu gesetzten Messstellengruppen (Cluster 1 und Cluster 2) im Hardwald.

Die Sondierung in Weiher 5 wurde bis in eine Tiefe von 10 m abgeteuft. Nach Abschluss der Sondierungen wurden die Liner aufgeschnitten und abschnittsweise Bodenproben entnommen. Mit dem entnommenen Probenmaterial wurde der organische Kohlenstoffgehalt (C_{org}) im Feinmaterial ($< 200 \mu m$) bestimmt. Der Feinanteil der Schürfproben aus Weiher 5 und dem Infiltrationskanal C wurde zudem auf ca. 300 verschiedene organische Spurenstoffe untersucht (siehe Abschnitt 3.2.2).

Im Zusammenhang mit der Durchführung des Dauerpumpversuchs (nachfolgend kurz DPV, Abschnitt 3.2.5) im Januar 2016 wurden im Auftrag des AUE BL im Vorhinein insgesamt 8 GWM installiert (zwei Messstellengruppen á 4 GWM; nachfolgend Cluster 1 und Cluster 2 genannt, s. Abbildung 3.1). Die Bohrungen wurden durch das Geotechnische Institut (Sitz Basel Stadt) betreut und als Zerstörungsbohrungen nieder gebracht. Neben der Aufnahme der Geologie wurden im Zuge der Bohrungen auch tiefenorientierte Bodenproben gewonnen und eine Feststoffanalytik auf PER, TRI sowie auf CBD durchgeführt. Ebenfalls wurden an jeder GWM der Cluster 1 und 2 Grundwasserproben genommen und auf die gleichen Zielsubstanzen sowie Acesulfam hin analysiert.

3.2.3 BODENPROBEN FÜR SÄULENELUATE

Zusätzlich zu den einfachen Schürfproben in Weiher 5 und im Infiltrationskanal C sowie der Sondierung mittels Direct Push (DP) Technologie wurden weitere Bodenproben aus dem Graben C entnommen. Die Lokalisierung der Entnahmestellen ist in Abbildung 3.2 angegeben. Der Bodenaufbau in den Sickergräben besteht aus einer ca. 50 cm mächtigen künstlichen Kiesschicht (Kiesgrösse rund 0,5 bis 1,0 cm). Darunter ist der gewachsene Schotter vorhanden. Mit Hilfe eines Baggers wurde die Kiesschicht an drei Standorten im Graben C entfernt (Abbildung 3.3) und anschliessend Bodenproben (fein- bis grobkörniges Schottermaterial) aus den Bodentiefen 0-20 cm, 50-70 cm und 100-120 cm entnommen. Rund 50-80 Gramm des feinkörnigen Materials (Sand und feiner Kies) wurde in Fläschchen mit Methanol zur Desorption der CKW-Verbindungen gegeben. Rund 20-30 kg des Materials pro Standort und Entnahmetiefe wurde in Säcke möglichst luftdicht abgefüllt und anschliessend eingefroren. Die Methanollösungen wurden im Labor auf die Konzentration an PER, TRI, Tetrachlorbutadiene (TeCBD), sowie Penta- und Hexachlorbutadien untersucht.

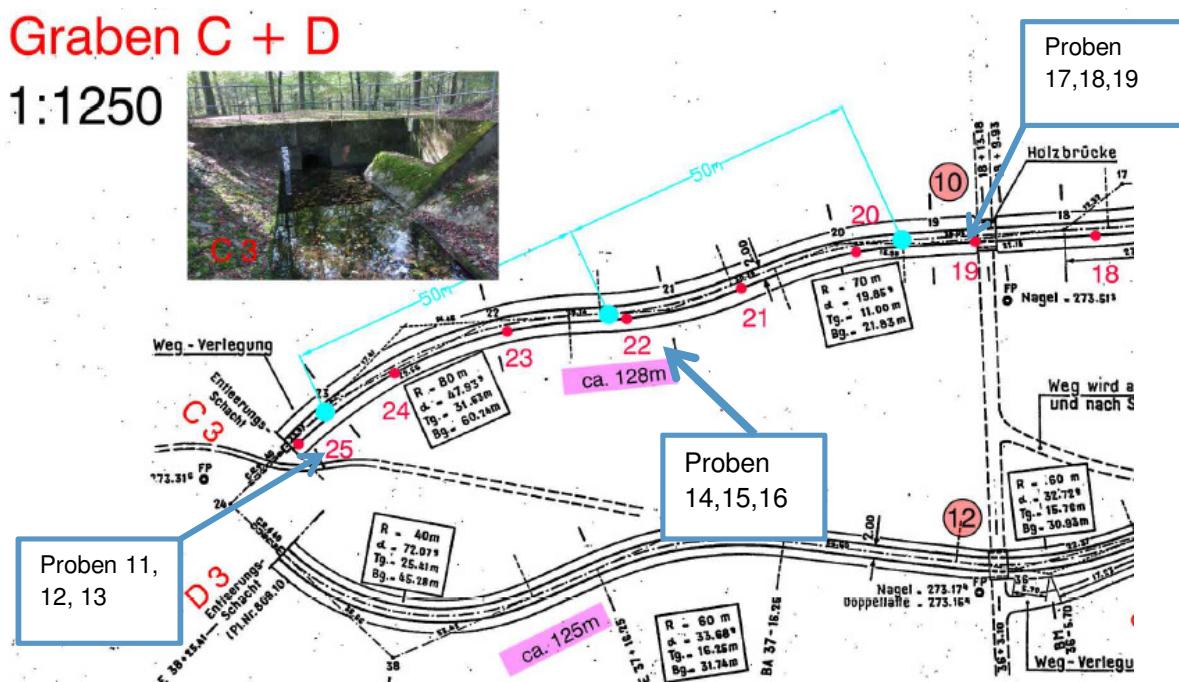


Abb. 3.2: Entnahmestellen der Bodenproben für den Säuleneluatversuch.



Abb. 3.3: Entnahme der Bodenproben im Graben C (links) und Profilsicht (Mitte und rechts). Im oberen Teil der Profile ist die künstliche Kiesschicht zu sehen, darunter ist der gewachsene Boden.

Zur Durchführung der Eluatversuche nach Altlastenverordnung wurden die Bodenproben mit den höchsten Konzentrationen der gesuchten CKW-Verbindungen aufgetaut, gesiebt und 9.3 kg der Fraktion <math><22.5\text{ mm}</math> in Säulen eingefüllt. Die Säulen wurden unten mit einem ca. 5 cm tiefen Quarzsandbett befüllt, darauf wurde das Probematerial gepackt. Am Säulenende lag eine Glasritze auf dem Probenmaterial, die mit Glasperlen überschichtet war. Der Wasserdurchfluss (Abbildung 3.4) durch die Säule war von unten nach oben. Die Pumpgeschwindigkeit beim Eluieren betrug 3.5 mL/min. Nach dem ersten Befüllen und nach der dritten Probenahme, wurde der Durchfluss unterbrochen, um eine stärkere Desorption zu bewirken. Für die Versuche wurde vorgereinigtes Rheinwasser aus den Infiltrationsgräben im Hardwald entnommen. Nach Ende des Eluatversuches wurde das Bodenmaterial aus der Säule ausgebaut und nochmals die Konzentration der gesuchten CKW-Verbindungen an der Bodenmatrix bestimmt, um eine Massenbilanz zu machen.

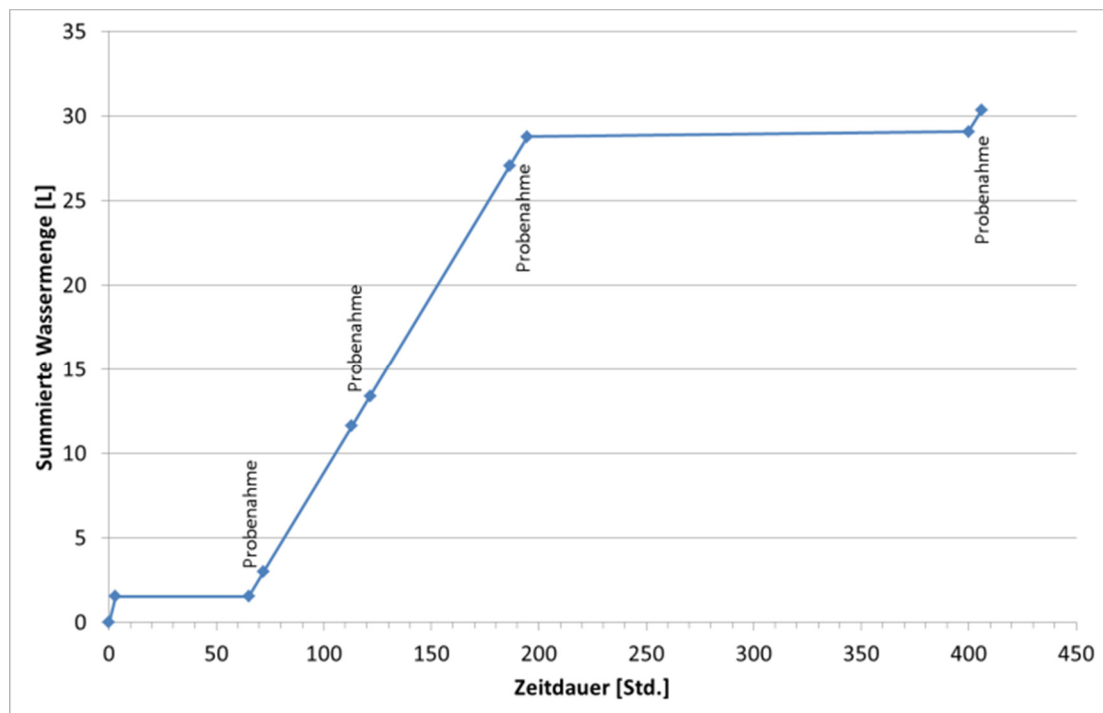


Abb. 3.4: Durchflussmenge durch die Bodensäule und Probenahmezeitpunkte.

3.2.4 GRUNDWASSERPROBENNAHMEN (STICHTAGSBEPROBUNGEN)

Im November 2014 und März 2015 erfolgten im Hardwald Stichtagsbeprobungen zur Bestimmung der räumlichen Verteilung ausgewählter Wasserinhaltsstoffe (s. unten). Insgesamt wurden bei beiden Kampagnen 80 Proben gewonnen (37 während der Kampagne im November 2014, 43 während der Kampagne im März 2015; Abbildung 3.5 zeigt die Probennahmelokationen). Grundsätzlich unterscheiden sich beide Kampagnen bezüglich der hydraulischen Randbedingungen: Die Kampagne im November 2014 erfolgte aufgrund kurzfristig anberaumter Wartungsarbeiten bei abgeschalteter Infiltration, die Kampagne vom März 2015 dagegen bei Normalbetrieb.

Die Brunnen konnten unter Nutzung der vorhandenen Infrastruktur, d.h. unter Nutzung der fest installierten Bohrlochpumpen, beprobt werden. Die Beprobung erfolgte nach einem Vorlauf und der Messung der physiko-chemischen Parameter Temperatur, spezifische elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert mit Geräten und Sonden der Firma Hach (Gerätetyp: HQ40 mit entsprechenden Sonden). Nach Erreichen der Parameterkonstanz wurden die jeweiligen Probennahmebehälter befüllt und anschliessend kühl und dunkel bis zur Übergabe an das analysierende Labor gelagert.

Die Beprobung der GWM erfolgte unter Nutzung einer Unterwassermotorpumpe der Fa. Grundfos (Typ: MP1). Für eine Beprobung wurde die Pumpe auf Höhe der Oberkante der Filterstrecke positioniert und so lange Grundwasser ohne Luftkontakt und in laminarer Strömung in eine Durchflussmesszelle geleitet, bis die dort befindlichen Sonden zur Messung der oben genannten physiko-chemischen Parameter (Messung mit gleichen Geräten- und Sondentypen wie oben beschrieben) konstant waren. Das Kriterium der Parameterkonstanz war in der Regel nach einer Förderdauer von etwa 20 Minuten erreicht und es wurden die jeweiligen Probenbehälter befüllt und kühl und dunkel bis zur Übergabe an das Labor gelagert.

Die Beprobung von GWM mit Ausbautiefen >40m (6 Lokationen, Abb. 3.5) wurde durch SJ GEOTEC AG durchgeführt.

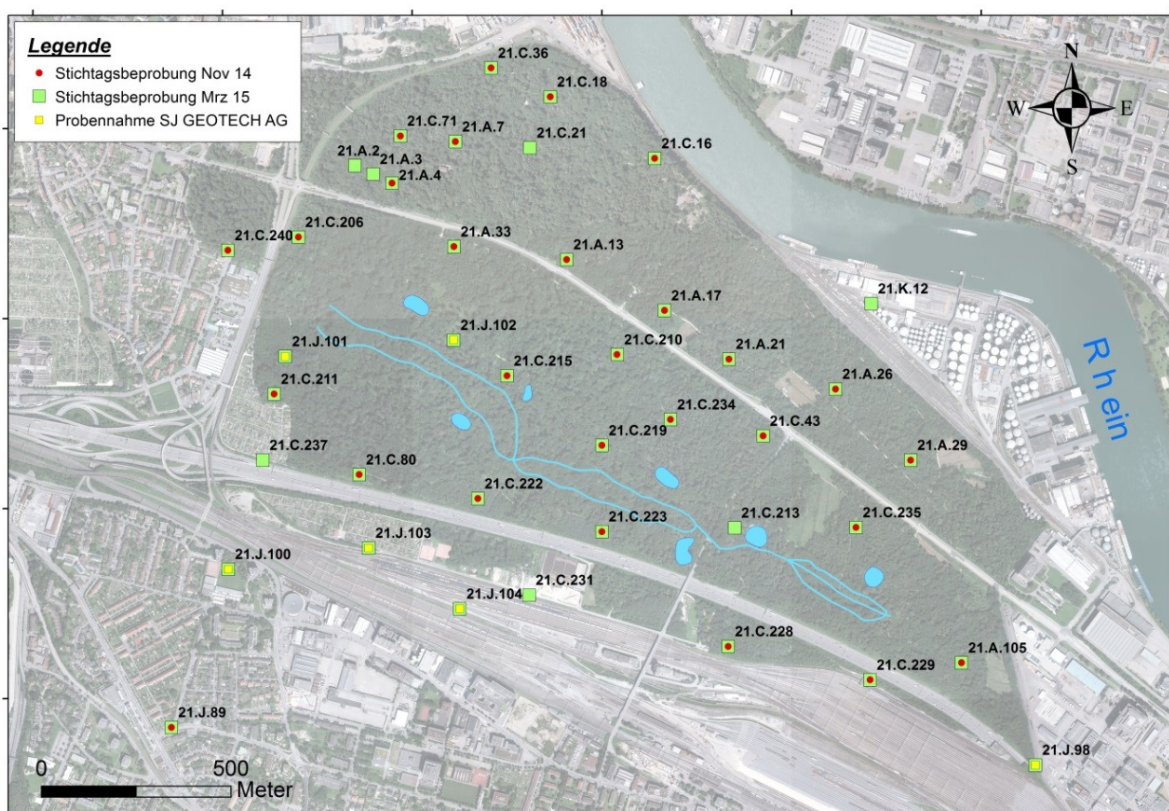


Abb. 3.5: Probennahmelokationen der Stichtagsbeprobungen vom November 2014 und vom März 2015; gelb markiert: Mehrfachmessstellen, welche durch SJ GEOTEC AG beprobt wurden.

Während beider Kampagnen wurden die Proben nach folgenden Gehalten hin analysiert: Hauptkat- und -anionen, Spurenelemente, flüchtige organische Verbindungen (VOC), ausgewählte Spurenstoffe, stabile Isotopen ^{18}O und ^2H sowie Tritium zur Altersbestimmung des Grundwassers (nur einige GWM und Brunnen). In vorliegendem Bericht werden nachfolgend nur ausgewählte Ergebnisse dargestellt und diskutiert. Die übrigen Ergebnisse sind im Anhang aufgeführt.

3.2.5 DAUER-PUMPVERSUCH UND MARKIERVERSUCH

Im Januar 2016 startete ein Dauer-Pumpversuch (DPV), welcher mit einem Markierversuch gekoppelt war. Ziel des DPV in Verbindung mit dem Markierversuch war es (1) Aufenthaltszeitverteilungen und Fließrichtungen zwischen Infiltration und Trinkwasserbrunnen zu ermitteln, (2) zu überprüfen, ob und gegebenenfalls wie viele Anteile dem Trinkwasserbrunnen aus dem unterhalb des Niederterassenschotters befindlichen Oberen Muschelkalk zuströmen und (3) ob weitere laterale Zuströme zum Brunnen existieren.

Der Pumpbetrieb während des DPV kann in drei Phasen unterteilt werden:

- Phase 1 (Vorlaufphase): Drei Tage vor Beginn des Markierversuchs Einschalten des Versuchsbrunnens auf Vollast und Abschalten der in direkter Nähe befindlichen Brunnen mit dem Ziel der Einstellung eines stabilen, quasi-stationären Fließfeldes
- Phase 2: Eigentlicher DPV und Start des Markierversuchs
- Phase 3 (Nachphase): Umschalten auf Normalbetrieb, alle Brunnen werden entsprechend des üblichen Betriebsplans der HARDWASSER AG angefahren.

3.2.5.1 RANDBEDINGUNGEN BRUNNEN 21.A.17

Als Versuchsbrunnen wurde Brunnen 21.A.17 genutzt, da dieser bezüglich der Hydrochemie in Voruntersuchungen bereits Auffälligkeiten im Vergleich zu den meisten anderen Brunnen innerhalb der Brunnengalerie aufwies (siehe z.B. Leibundgut & Külls, 2008).

Brunnen 21.A.17 wurde während des DPV auf Vollast mit einer Förderrate von 175 m³/h gefahren (Abb. 3.6); die Brunnen in direkter Umgebung (21.A.16, 21.A.18, 21.A.19 sowie 21.A.32; Abbildung 3.7) wurden abgeschaltet. Brunnen 21.A.17 sowie die abgeschalteten Brunnen tragen im Normalbetrieb (Periode 2012-2014) zwischen 2.2 - 4.4 % zur Trinkwasserproduktion bei (21.A.17: 3.2%, 21.A.16: 2.9%, 21.A.18: 3.7%, 21.A.19: 4.4% sowie 21.A.32: 2.2%, höchster prozentualer Wert liegt bei Brunnen 21.A.34 mit 5.8%).

Dieses Förderregime wurde vom 09.01. bis zum 02.02.2016 gefahren (entspricht 26 Tage). Die Infiltrationsrate lag während des genannten Versuchszeitraums bei etwas unter 4'000 m³/h, musste aber aufgrund des Nachweises von Methyltertiärbutylether (MTBE) im Rheinwasser durch die Rheinüberwachungsstation (RÜS) zwischen 26.01.16, 19:30 Uhr (bzw. 363.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) und 28.01.16, 13:30 Uhr (bzw. 405.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) unterbrochen werden (s. a. Abschnitt 4.4.3.1). Der Wasserstand in Brunnen 21.A.17 reagierte auf die Abschaltung der Infiltration mit einer Zeitverzögerung und fiel von einem Wert von etwa 254.7 m ü. M auf etwa 254.1 m ü. M. Mit Wiederanfahren der Infiltration erfolgte ein Wideranstieg des Wasserspiegels, etwa auf einem Niveau wie vor Abschaltung der Infiltration. Ab 03.02.2016 (bzw. ab etwa 540 h und bei regulärem Brunnenbetrieb stellten sich die üblichen, pumpbetriebinduzierten Wasserspiegelschwankungen in Brunnen 21.A.17 wieder ein (Abbildung 3.6). Die spezifische elektrische Leitfähigkeit weist im Versuchslauf Werte um 410 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf, wobei eine geringe, aber kontinuierliche Erhöhung der Leitfähigkeit auf etwa 420 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit fortlaufender Versuchszeit festgestellt werden kann. Nach Start des regulären Brunnenbetriebs sind Sprünge in der Leitfähigkeit zu erkennen. Diese sind auf entsprechende Turbulenzen im Brunnen zurückzuführen, wie sie typischerweise beim Anfahren von Brunnen zu beobachten sind.

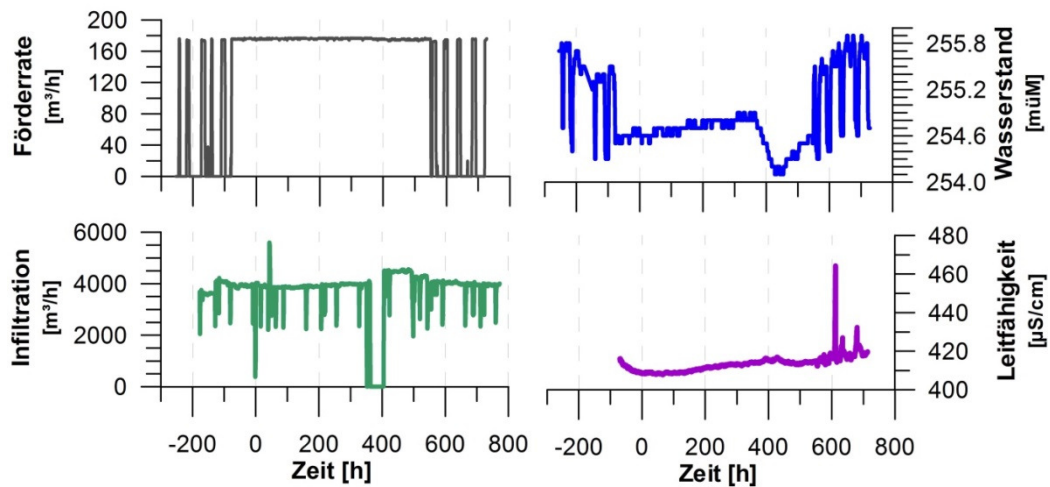


Abb. 3.6: Förderrate und Wasserstand in Brunnen 21.A.17 sowie Rate der künstlichen Infiltration während des DPV; die angegebene Zeit bezieht sich auf den Start des Markierversuchs mit t_0 = Zeitpunkt der Eingabe der Markierstoffe am 11.01.2016 um 16 Uhr.

3.2.5.2 MONITORING WÄHREND DES DPV

Neben dem Förderbrunnen 21.A.17 wurden des Weiteren beprobt (s. a. Abbildung 3.7):

- Brunnen: 21.A.12 bis 21.A.23 sowie 21.A.32
- GWM: 21.C.219, 21.C.234, 21.C.210 sowie die GWM der für den DPV installierten Cluster 1 (ID: 21.J.105 bis 21.J.108) und Cluster 2 (ID: 21.J.109 bis 21.J.111)
- Infiltrat: Beprobung des Sickergrabens ESC-ASC

Die ebenfalls für den DPV installierte GWM 21.J.112 (Cluster 2) konnte nicht beprobt werden, da die Lage der Filterstrecke über dem, während des DPV vorherrschenden Grundwasserruhepegel lag. In Tabelle 3.3 sind die Lage der Filterstrecken der GWM von Cluster 1 und 2 sowie der anderen beprobten GWM dargestellt. Für weitere Informationen zu den beprobten Lokationen wird auf die Datenbank des Kanton Basel-Landschaft verwiesen (www.geoview.bl.ch).

Tab. 3.3: Geographische Lage und Tiefenlage der Filterstrecken der im Zuge des DPV/Markierversuchs beprobten GWM; die GWM 21.J.112 konnte aufgrund einer zu hoch liegenden Filterstrecke nicht beprobt werden. Ungefähre Lage des Grundwasserruhewasserspiegels während des Versuchs: 255 m ü. M.

Stationsname	x	y	Filterstrecke [m ü. M]	
			Oberkante	Unterkante
	CH 1903+ (LV95)			
21.C.210	2'615'540.0	1'265'905.0	255.74	250.04
21.C.219	2'615'500.0	1'265'667.0	259.56	253.66
21.C.234	2'615'681.0	1'265'735.0	259.56	253.66
21.J.105	2'615'670.5	1'265'994.1	233.50	230.50
21.J.106	2'615'669.1	1'265'995.3	241.64	239.64
21.J.107	2'615'671.9	1'265'995.6	246.39	244.39
21.J.108	2'615'670.4	1'265'996.9	252.48	250.48
21.J.109	2'615'629.5	1'265'841.9	243.26	242.26
21.J.110	2'615'628.3	1'265'843.5	248.53	247.53
21.J.111	2'615'631.1	1'265'843.2	254.21	253.21
21.J.112	2'615'629.8	1'265'844.9	256.05	255.06

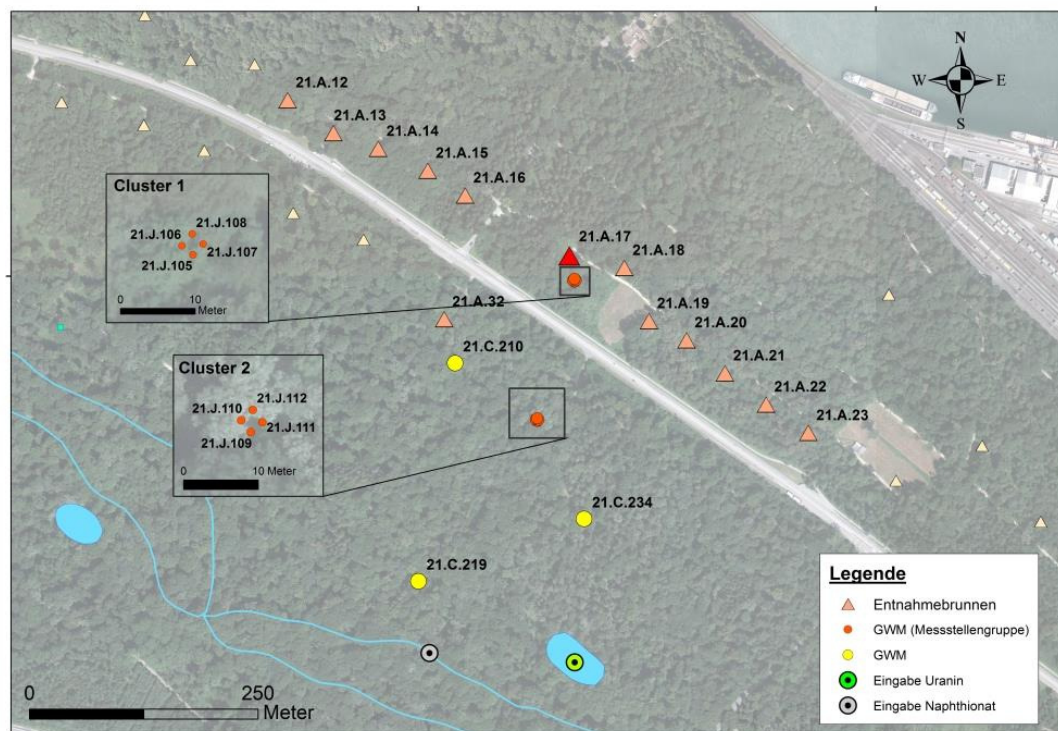


Abb. 3.7: Lage der beprobten Brunnen und GWM sowie Lage der Eingabestellen der Markierstoffe.

Die Beprobung der Brunnen konnte mit der in den Pumpenhäusern vorhandenen Infrastruktur direkt erfolgen. Die Beprobung der GWM erfolgte mit Unterwassermotorpumpen der Fa. Comet (Typ: Comet-Combi 24-4T) mit Förderraten von etwa 8 l/min. Um Querkontaminationen zu verhindern, wurde für jede GWM eine eigene Pumpe verwendet und der Vorlauf vor jeder Probennahme in entsprechenden Behältern aufgefangen (bei Cluster 1 und 2) bzw. in einem Abstand von mindestens 20 m zu der jeweiligen beprobten GWM versickert.

3.2.5.3 EINGABE MARKIERSTOFFE

Die Eingabe der im Zuge des Markierversuchs eingesetzten zwei Markierstoffe erfolgte am 11.01.2016 um 16 Uhr (entspricht dem Versuchsstart bzw. $t_0 = 0$). Die Beprobung ausgewählter Brunnen und GWM erfolgte vom 11.01. bis zum 29.02.2016.

Für den Markierversuch wurden Uranin (Eingabemenge: 300 g) und Naphtionat (Eingabemenge: 5000 g) eingesetzt und in Weiher 5 (Uranin) und punktuell im Infiltrationskanal C (Naphtionat) ins System eingespeist. Für die Eingabe wurde die Infiltration zuvor gestoppt und nach der Eingabe wieder gestartet. Die Eingabe von Uranin erfolgte bei gering gefülltem Weiher direkt unterhalb der Zulaufkaskade, im Infiltrationskanal unterhalb der obersten Kiesschicht. Die Lage der Eingabestellen ist Abbildung 3.7 zu entnehmen, Impressionen der Eingabe der Markierstoffe Abbildung 3.8.



Abb. 3.8: Eingabe der Markierstoffe am 11.01.2016; links: Eingabe Uranin in Weiher 5, Mitte: Ausbreitung Uranin in Weiher 5, rechts: Eingabe Naphtionat in Kanal C.

3.2.5.4 ANALYTIK DPV

Im Zuge des Versuchs wurden insgesamt 438 (Markierversuch) und 175 (DPV) Einzelproben gewonnen. Das Analysenprogramm beinhaltet neben der Bestimmung der Uranin- und Naphtionatkonzentrationen auch die Bestimmung von:

- Hauptkationen und -anionen, u. a. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , SO_4^{2-} , NO_3^-
- Flüchtige organische Stoffe (VOC, *Volatile Organic Compounds*), u. a. TRI, PER, CBD
- Spurenelemente, u. a. Sr (II), As (III), U (VI)
- Stabile Isotopen ^{18}O und ^2H
- Spurenstoff Acesulfam

Die Analytik für die Anorganik (Hauptkationen und -anionen, Spurenelemente) sowie die flüchtigen organischen Stoffe erfolgte im Ressort Umweltanalytik des Amtes für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen Kanton Basel-Landschaft. Die Analytik für Acesulfam wurde am Standort Gräubernstrasse des Amtes für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen Basel Landschaft durchgeführt. Die Analytik nach den stabilen Isotopen erfolgte an der Eawag (Dübendorf) unter Einsatz eines L1102-i „Isotopic Water Analyzer“ der Firma Picarro. Die Gehalte an Uranin und Naphtionat wurden an der ETH Zürich (Abt. Ingenieurgeologie) mit einem Spektrofluorometer der Firma Perkin Elmer (Typ LS 50B) gemessen. Für die weitere Auswertung der Durchbruchkurven der Markierstoffe (insbesondere in Bezug auf die Transportgeschwindigkeiten) wurde die frei verfügbare Software TRAC (Version 1.7) verwendet.

Zusätzlich zu den oben genannten Messungen an den verschiedenen GWM wurden kontinuierliche, hochauflösende Messungen der Konzentration von gelösten Gasen im Fördergut von Brunnen 21.A.17 aufgenommen. Es wurden die Gaskonzentrationen von Helium He, Argon Ar, Krypton Kr, Stickstoff N_2 und Sauerstoff O_2 gemessen. Die Messungen erfolgten mit einem mobilen Membran-Zulauf Massenspektrometer (Membrane Inlet Mass Spectrometer; kurz: MIMS) (Machler et al. 2013; Machler et al. 2014). Für die Gasmessung wurde das MIMS im Brunnenhaus von 21.A.17 installiert und mit einem kontinuierlichen Volumenteilstrom von etwa 1 l/min beschickt. Alle 6 Minuten erfolgte ein Analysenlauf. Details über die Theorie und die Methodik kann in Macher et al. (2012) gefunden werden. Aufgrund der hohen zeitlichen Auflösung der gemessenen gelösten Gaskonzentrationen wurde nachfolgend eine sogenannte „change point analysis“ angewendet (R software environment *“Changepoint: Methods for Changepoint Detection”* (Killick and Eckley 2014)). Mit diesem statistischem Werkzeug ist es möglich, den Zeitpunkt, an dem eine signifikante Veränderung in der Zeitreihe auftritt, zu identifizieren. Basierend auf den „Pruned Exact Linear Time Algorithm (PELT)“ (Killick et al. 2012), mit welchem Veränderungen in der Durchschnittskonzentration und Varianz identifiziert wurden, die Wechsellpunkte (change points) erkannt. Diese wurden dann mit Veränderungen im Fließregime bzw. in den Versuchsrandbedingungen (z. B. Stopp der Infiltration) in Zusammenhang gesetzt.

3.2.6 AUSWERTEVERFAHREN

3.2.6.1 STATISTISCHE AUSWERTEVERFAHREN

Das Wassergewinnungsgebiet Hardwald war bereits Gegenstand zahlreicher (Grundwasser) Untersuchungen. In Ergänzung zu den Daten der standardmässig durch die Hardwasser AG durchgeführten Wasserqualitätsanalysen der Trinkwasserbrunnen stehen somit erhebliche Datenmengen mit unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Auflösung für die Identifikation von Prozessen zur Verfügung. Um eine systematische Auswertung dieser Daten durchzuführen, wurde eine multivariate statistische Auswertung mit Hilfe der freien Programmiersprache für statistische Auswertungen 'R' (<http://www.r-project.org/>) durchgeführt. Diese multivariate statistische Auswertung beinhaltete eine Faktoranalyse (kurz: FA) und eine hierarchische Clusteranalyse (Hierarchical Cluster Analysis, kurz: HCA) und wurde mit den zur Verfügung gestellten Daten durchgeführt und mit aktuellen Analyseergebnissen von stabilen Isotopen und ausgewählten organischen Spurenstoffen

kombiniert. Diese Ergebnisse wurden anschließend mit dem räumlichen Trend der rezent zu beobachtenden Stoffkonzentration im Grundwasser in Beziehung gesetzt.

Die statistische Auswertung beruht auf einer Kombination von zwei unterschiedlichen hydrochemischen Datensätzen. Der erste Datensatz beinhaltet hydrochemische Daten, die von 2005 bis 2013 an 85 GWM und Brunnen im Untersuchungsgebiet gemessen worden sind (Daten aus kantonaler Datenbank). Zusätzlich zu diesen Daten wurden die hydrochemischen Daten der beiden durchgeführten Stichtagsbeprobungen vom November 2014 und März 2015 (s. Beschreibung oben) mit einbezogen. Während dieser Kampagnen wurden auch zusätzlich stabile Isotopen (Deuterium ^2H und Sauerstoff ^{18}O), ausgewählte Spurenstoffe und Proben an ausgewählten Lokationen zur Analyse nach Tritiumgehalten (Altersbestimmung) genommen, die für eine weiterführende Auswertung und Interpretation der statistischen Verfahren verwendet wurden. Nur Analysendatensätze mit einem Ionenbilanzfehler unter 5% wurden für das Auswerteverfahren verwendet. Ein Ionenbilanzfehler unter 5% kann nach Güler et al. (2002) und van den Brink et al. (2007) noch als akzeptabel betrachtet werden. Im Falle von mehreren Analysen an der gleichen GWM wurde der Durchschnittswert der jeweiligen Kationen und Anionen berechnet. Eine Mittelung von Messergebnissen auf Grundlage von Probennahmen, welche zu verschiedenen Zeitpunkten gewonnen wurden, ist hierbei akzeptabel, da die räumliche Variabilität im Hardwald deutlich grösser ist als die zeitliche, wie sich aus bisherigen Untersuchungen ergab. Damit der Gesamtdatensatz so robust wie möglich für das hier verwendete statistische Auswerteverfahren war, wurde ein reduzierter Datensatz mit insgesamt 12 Parametern generiert. Die Parameter im reduzierten Datensatz waren: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} sowie die Spurenelemente Sr (II), As (III), U (VI) und Li^+ . Die deskriptive Statistik für diese Datenmatrix zeigt Tabelle 3.4. Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die meisten Parameter positiv schief sind. In einem solchen Fall soll nach Güler et al. (2002) und Montcoudiol et al. (2015) eine log-Transformation der Daten erfolgen. Anschließend werden alle Parameter skaliert (Davis 1986). Dieses Vorgehen garantiert, dass alle hydrochemischen Parameter die gleiche Gewichtung für das Auswerteverfahren haben und kein Parameter aufgrund z.B. höherer Konzentrationen die Analyse dominiert bzw. beeinflusst. Der derart bearbeitete standardisierte Datensatz wurde nachfolgend in einem ersten Schritt genutzt, um Gruppen bzw. Cluster mit Gemeinsamkeiten zu finden (HCA). Es wurde der übliche Ansatz für die Bestimmung der Cluster nach dem Ward-Verfahren verwendet (Panda et al. 2006; Daughney et al. 2012; Singh et al. 2008; Montcoudiol et al. 2015). Das resultierende Dendrogramm aus dieser Analyse zeigt die Verknüpfung zwischen den einzelnen Gruppen sowie die Gemeinsamkeiten einzelner GWM als Cluster (Davis 1986). Die genaue Anzahl an Clustern wurde basierend auf einer graphischen Analyse nach Hothorn and Everitt (2009) bestimmt. Zusätzlich wurde

Tab. 3.4: Deskriptive Statistik der Datenmatrix, welche für die statistische Auswertung verwendet wurde; Konzentrationen in [mg/L].

Parameter	Min	Median	Mean	Max	Std	Schiefe
Na^+	3.3	8.7	12.3	105.2	13.18	5.1
K^+	0.6	1.7	1.8	4.5	0.58	2.7
Mg^{2+}	5.0	8.7	10.4	33.6	4.74	2.9
Ca^{2+}	26.5	62.4	75.0	165.9	29.18	1.7
HCO_3^-	169.7	191.1	227.8	502.3	80.85	2.0
Cl^-	5.0	13.6	18.7	152.2	18.69	4.9
NO_3^-	0.8	7.9	11.2	71.1	10.61	3.5
SO_4^{2-}	3.1	28.3	39.4	180.9	28.26	2.9
Li^+	0.0022	0.0031	0.0075	0.1636	0.02	7.5
Sr (II)	0.1320	0.3618	0.3679	1.0557	0.13	2.6
As (III)	0.0002	0.0008	0.0008	0.0037	0.00	2.6
U (VI)	0.0001	0.2942	0.3407	0.9210	0.30	0.4

noch ein mehrskaliges Bootstrapping durchgeführt, um die Robustheit der graphischen Analyse zu überprüfen. Nur Cluster, die eine hohe Robustheit aufweisen, wurden für die weitere Interpretation verwendet. In einem zweiten Schritt wurde der bearbeitete und standardisierte Datensatz für eine Faktoranalyse (FA) verwendet, um die gegenseitige Beziehung zwischen verschiedenen Kationen und Anionen zu berechnen. Die berechneten Eigenwerte und Vektoren zeigen auf, welche Parameter den gleichen Trend haben. Typischerweise werden nur Eigenwerte grösser als 1 betrachtet. Diese beschreiben den Großteil der Varianz und können daher als die dominanten Parameter für Variationen in der Hydrochemie betrachtet werden. Die weniger relevanten Parameter wurden vernachlässigt. Im vorliegenden Fall der Hardwald-Daten sind die ersten drei Faktoren am bedeutendsten, da sie mehr als 2/3 der Varianz in den Daten erklären.

3.2.6.2 GRUNDWASSERAUFENTHALTSZEITEN AUS TEMPERATURDATEN

Aufenthaltszeiten von infiltriertem Rheinwasser bis zur Entnahme an den Pumpbrunnen können aufgrund der Phasenverschiebung zwischen dem Temperatursignal im infiltrierten Rheinwasser und dem Signal in den Pumpbrunnen berechnet werden. Temperaturdaten vom Infiltrat (Rheinwasser) und von Brunnen wurden von der Hardwasser AG gestellt. Die Auswertung der Verweilzeiten des infiltrierten Wassers kann von diesen abgeleitet werden, basierend auf Phasenverschiebungen und unter Einbezug der Retardierung von Temperaturen im Grundwassersediment. Durch Verschieben der Signale bis zur bestmöglichen Übereinstimmung miteinander, basierend auf der größten Korrelation zwischen den beiden Zeitreihen, kann der Zeitversatz zwischen Eingangssignal (Rheinwasser) und Ausgangssignal (Pumpbrunnen) berechnet werden (auch bekannt als Kreuzkorrelation). Hierfür wurde die Methode nach Hoehn and Cirpka (2006) angewandt. Die Annahme hierbei ist, dass die aufgenommenen Temperaturen an zwei verschiedenen Beobachtungspunkten innerhalb derselben Strömungsbahn fallen und dass alle Temperaturtransferparameter uniform verteilt sind. Für die hier angewendete Kreuzkorrelation wurden die Roh-Temperaturdaten mit einer Sinuskurve beschrieben, um vollständige Zeitreihen zu erhalten (Gleichung 1).

$$Temp_{calc} = (A + Temp_{min}) + A \sin\left(\frac{2\pi}{\omega} * (day + \varphi)\right) \quad (1)$$

wobei A die Amplitude ist, $Temp_{min}$ [°C] die niedrigste beobachtete Temperatur, ω [Tage] ist die Periode und φ [Tage] ist die Phase. Der Parameter ω ist aufgrund der vorliegenden Rohdaten und Saisonalität des Rheins auf 365 Tage gesetzt worden. Alle anderen Parameter wurden mit dem „Solver“, welcher in MS Excel implementiert ist, kalibriert. Die Rohdaten und Sinuskurven sind für einige Brunnen in Abbildung 3.9 dargestellt.

Die Aufenthaltszeiten vom Infiltrat bis zur Entnahme an den Pumpbrunnen wurden basierend auf der beschriebenen Phasenverschiebung zwischen den Sinuskurven des Rheins und des jeweiligen Pumpbrunnen berechnet. Anschließend wurde der so generierte Datensatz zu einer Aufenthaltszeit R_T konvertiert, bei der die Retardierung von Temperaturen im Grundwassersediment herausgerechnet ist. Dies ist notwendig, um die hier berechneten Verweilzeiten aus den Temperaturdaten vergleichbar zu ermittelten Verweilzeiten aus Markierversuchen zu machen, da der Transport von nicht reaktiven, idealen Markierstoffen ohne Retardierung stattfindet. Der Faktor R_T stellt die lineare Fließgeschwindigkeit von gelösten Stoffen in Beziehung zu den Temperaturdaten (Hoehn and Cirpka 2006) und wird nach Gleichung (2) berechnet.

$$R_T = \frac{\bar{v}_w}{\bar{v}_T} \quad (2)$$

Die Fließgeschwindigkeit für Temperaturen ist aufgrund der Phasenverschiebung geteilt durch die lineare Distanz zwischen Pumpbrunnen und Infiltrationkanälen gegeben. Die Fließgeschwindigkeit \bar{v}_w ist das Produkt aus R_T und \bar{v}_T . Der Faktor R_T kann auch aus der effektiven Porosität (n_e), der Wärmekapazität des granularen Mediums, ausgedrückt als das Produkt aus spezifischer Wärmekapazität (C_b) und gravimetrische Dichte (ρ_b) des granularen Mediums, und der spezifischen Wärmekapazität (C_w) und gravimetrische Dichte (ρ_w) von Wasser abgeleitet werden. Da $C_b\rho_b$ in

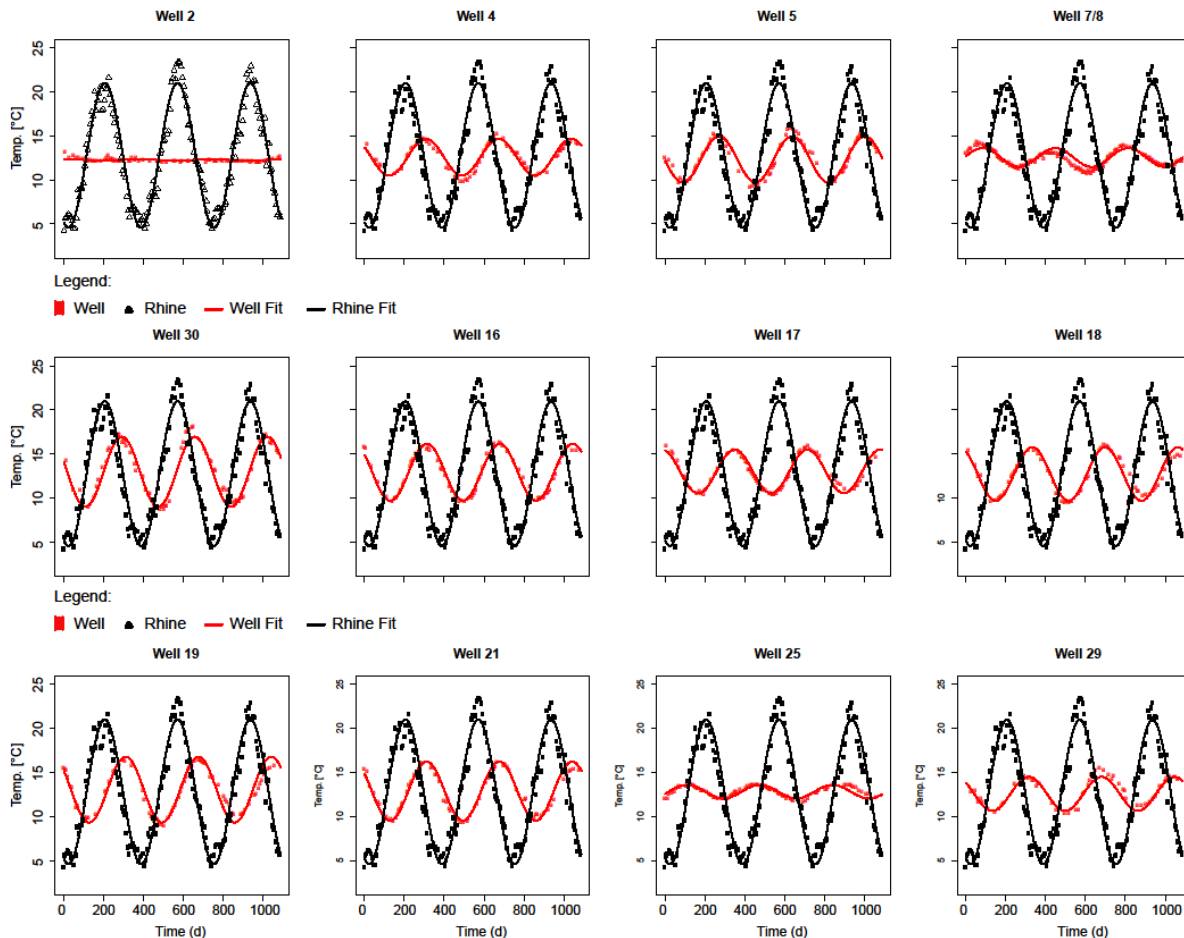


Abb. 3.9: Rohdaten der Temperatur vom Infiltrat (schwarze Punkte) und Pumpbrunnen (rote Punkte) sowie die gefitteten Sinuskurven vom Infiltrat (schwarze Linie) und Pumpbrunnen (rote Linie); Daten wurden von der Hardwasser AG von 08.01.1993 (Zeit=0) bis zum 29.12.1995 (Zeit=1086) aufgenommen.

Beziehung stehen zu der spezifischer Wärmekapazität (C_s) und der gravimetrischen Dichte (ρ_s) des Grundwasserleiters kann R_T auch ausgedrückt werden als (Gleichung 3).

$$R_T = \frac{n_e \rho_w C_w + (1 - n_e) \rho_s C_s}{n_e \rho_w C_w} \quad (3)$$

In der vorliegenden Arbeit wurde ein n_e von 0.12 verwendet sowie $\rho_w = 1000 \text{ kg m}^{-3}$ und, $C_w = 4.189 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ (alle Daten nach AUG 2010). Für den Sand-Kies-Grundwasserleiter wurde eine Quarz-Mineralogie mit einer spezifischen Wärmekapazität und gravimetrische Dichte von $C_s = 740 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ und $\rho_s = 2.646 \text{ kg m}^{-3}$ angenommen, was zu einem R_T von 4.4 führt.

Zusätzlich wurde zudem eine lineare Regressionsanalyse zwischen der Zeitreihe des Pumpbrunnens (nach der Phasenverschiebung) und dem Rheintemperatursignal durchgeführt. Nach Vogt et al. (2009) zeigt der Steigungskoeffizient „a“ aus der linearen Regression an, wie stark das Signal (Amplitude) gegenüber dem Ausgangssignal gedämpft ist. Werte für „a“ von 1 zeigen, dass keine Dämpfung des Signals stattfand, wohingegen Werte kleiner 1 darauf hindeuten, dass das Wasser entweder lange Zeit im Untergrund verweilt hat, oder dass anderes Wasser mit einer sehr kleinen Amplitude oder mit einer Phasenverschiebung der Amplitude beigemischt wurde. Der Achsenabschnitt „b“ beschreibt hingegen den Versatz zwischen beiden Signalen und kann als Indikator für Reaktionen zwischen dem Wasser und dem durchströmten Sediment interpretiert werden was vor allem bei elektrischen Leitfähigkeitszeitreihen entscheidender ist.

3.2.7 NUMERISCHE MODELLIERUNG

Die Strömungs- und Transportmodellierung des Trinkwassergewinnungsgebiets Hardwald erfolgte mit dem Programm FEFLOW (Version 6.2) der Fa. WASY GmbH. Das Programm verwendet zur Lösung der zu berechnenden Gleichungen die Finite-Elemente-Methode (FEM). Die physikalischen und mathematischen Grundlagen zur numerischen Lösung der partiellen Differentialgleichungen sind in zahlreichen Lehrbüchern dargestellt (u. a. Diersch 2002, Freeze & Cherry 1972, Kinzelbach & Rausch 1995, Schwartz & Zhang 2003).

Jedes numerische Modell und damit jede Prognose auf Grundlage eines numerischen Modells kann nur Züge der Wirklichkeit widerspiegeln und nicht den Anspruch stellen, die Natur exakt abzubilden. Eine Möglichkeit, auf Grundlage eines numerischen Modells eine Entscheidungsfindung umzusetzen, ist die Anwendung der Szenarietechnik. Hierbei werden mehrere Bilder der Wirklichkeit entworfen, in denen die Eingangsparameter innerhalb eines in sich konsistenten Bereiches variiert werden, um obere und untere Schranken sowie mittlere Fälle des tatsächlichen Geschehens abzudecken.

Tabelle 3.5 zeigt in einer Übersicht die wesentlichen Schritte bei der Erstellung eines numerischen Modells. In den nachfolgenden Abschnitten werden dann konkret die für die Modellierung des Trinkwassergewinnungsgebiets Hardwald relevanten Informationen dargestellt (Modellaufbau, Randbedingungen, Kalibrierung etc.).

Tab. 3.5: Wesentliche Schritte bei der Erstellung eines numerischen Modells

Arbeitsschritt	Ziel	Aktivität
3D Modellierung des Geologischen Untergrundes	Hydrogeologisches Strukturmodell	Interpretation von Grundlagedaten (z.B. Bohrungen, Kartenwerke und geotechnische Berichte) und 3D-Modellierung
Stationäre Modellkalibrierung	Modellaufbau, bestmögliche Übereinstimmung der simulierten GW-Stände mit gemessenen GW-Ständen für einen definierten Zeitpunkt	Definition von Anfangs- und Randbedingungen, hydrogeologisch begründbare Variation der Eingangsparameter
Instationäre Modellkalibrierung	Bestmögliche Übereinstimmung simulierter GW-Stände mit gemessenen GW-Ständen für einen definierten Zeitraum	Definition von Anfangs- und Randbedingungen, hydrogeologisch begründbare Variation der Modellparameter
Simulationen für verschiedene Szenarien	Prognose	Variation ausgewählter Modellparameter

3.2.7.1 ENTWICKLUNG GRUNDWASSERMODELLIERUNG - BISHERIGE ARBEITEN

Im Jahr 1997 wurde im Auftrag des Amt für Umwelt und Energie Basel-Landschaft (kurz: AUE) ein erstes Grundwassermodell für den Bereich der künstlichen Anreicherung und der Grundwasserentnahme der Hardwasser AG aufgesetzt (TK Consult AG). Damit sollte ein Werkzeug aufgebaut werden um die Strömungszustände bei veränderten Bewirtschaftungsbedingungen vorherzusagen und um Strategien zu entwickeln, wie bei Schadensfällen der Industrie im Bereich Schweizerhalle reagiert werden muss.

1998 wurde das Modell an einer Datenreihe, welche eine längerfristige Ausserbetriebnahme der Anreicherungsanlage erfasste, neu kalibriert. Die wichtigsten Schlussfolgerungen der damaligen Modellierung waren, dass schon bei einer geringen Reduktion der Infiltration die westlichsten Brunnen der HARDWASSER AG (Br. 21.A.2 bis 21.A.6) vom Gebiet der Autobahn und des Rangierbahnhofs angeströmt werden. Die Schutzwirkung des Grundwasserbergs im westlichen Bereich wurde daher in Frage gestellt. Weiter wurde festgestellt, dass im westlichen Bereich der HARDWASSER AG das tiefere Grundwasserstockwerk eine wichtige Rolle spielt. Um diese Prozesse besser zu verstehen,

wurde vorgeschlagen, im westlichen Bereich neue Messstellen zu erstellen, welche in den verschiedenen Grundwasserleitern verfiltert werden. So entwickelte sich ein iterativer Prozess bei dem aufgrund neuer Erkenntnisse neue Untersuchungen durchgeführt wurden.

Im Zusammenhang mit den Voruntersuchungen zur Sanierung der Deponie Feldreben wurde 2006 ein 3D Grundwassermodell für das Gebiet Muttenz-Pratteln aufgesetzt (BGA Muttenz 173). Mit diesem Modell war es möglich, den Felsgrundwasserleiter in die Berechnungen miteinzubeziehen. Die wichtigsten Erkenntnisse, die aus diesem Modell gezogen werden konnten, waren, dass es bei bestimmten Betriebsverhältnissen einen westlichen Abstrom der Deponie Feldreben Richtung Flexurzone und unteres Birstal gibt. Dies führte dazu, dass bei der nächsten Weiterentwicklung des Grundwassermodells das Modellgebiet Richtung Westen erweitert wurde. So konnte die Flexurzone in die Berechnungen miteinbezogen werden. Die Flexurzone bildet eine Verbindung zum unteren Birstal, was einen Austausch zwischen dem Felsgrundwasser und dem Schottergrundwasser im Birstal ermöglicht (BGA BL-155).

Bei den verschiedenen Szenarienberechnungen mit dem 3D-Grundwassermodell Unteres Birstal – Rhein- Muttenz stand die Beeinflussung des von der Hardwasser AG geförderten Grundwassers von den umliegenden Nutzungen im Vordergrund. So wurde man sich der wichtigen Rolle der Florinbrunnen bewusst bezüglich der Kontrolle des Abstroms aus der Deponie Feldreben. Zudem zeigte sich, dass eine Erhöhung des Grundwasserbergs nicht grundsätzlich eine Erhöhung der Sicherheit bedeutet. Die in diesem Projekt vorgesehene Weiterentwicklung des Grundwassermodells soll zusammen mit neuen Experimenten die Rolle des tiefen Grundwasserstockwerks aufzeigen und eine Optimierung des Betriebs der Anreicherung sowie der Entnahmebrunnen ermöglichen.

3.2.7.2 HYDROGEOLOGISCHES STRUKTURMODELL UND GEOLOGISCHE SITUATION

Grundlage für den Aufbau eines 3D Grundwassermodells bildet ein geologische 3D Modell unter Berücksichtigung der hydraulischen Eigenschaften der geologischen Formationen. Neben dem geologischen Rahmen wird in der Folge die Datengrundlage, die Modellentwicklung und die Methodik der geologischen 3D Modellierung erläutert. Das geologische 3D Modell wird präsentiert und die Überführung in ein hydrogeologisches 3D Modell wird beschrieben.

Lage des Modellgebietes und geologischer Rahmen

Das Untersuchungsgebiet, mit dem Hardwald im Zentrum, liegt auf der östlichen Schulter des Oberrheingrabens bzw. im Bereich des Grabenrandes (Flexurzone) und teilweise im Oberrheingraben (Abb. 3.10). Im Nordwesten (Unteres Birstal) reicht es in den Oberrheingraben. Die Übergangszone zwischen eigentlichem Graben und der Grabenschulter ist die „Flexurzone“, sie stellt einen kleinräumig tektonisch gestörten Bereich dar, in welchem die geologischen Einheiten des Felsuntergrundes flexurartig zum Graben hin verstellt sind (Birstal und westlicher Hardwald). Die Mesozoischen Gesteine des Felsuntergrundes sind im Grabenbereich um mehr als 1000 m gegenüber der Grabenschulter abgesunken. Zum geologischen Aufbau der Flexurzone existieren nur wenige Informationen. Die lokal engbegrenzt vorliegenden Daten in dieser Zone können aufgrund der sich kleinräumig ändernden geologischen Verhältnisse nicht auf andere Gebiete der Flexurzone übertragen werden. Östlich der Flexurzone befindet sich der sogenannte Tafeljura (Hardwald und Muttenz) dessen geologischen Formationen des Felsuntergrundes meist nur wenig nach O bis SSO geneigt sind und durch dominante Horst- und Grabenstrukturen, welche nach NNO streichen, gegliedert sind (Abb. 3.10).

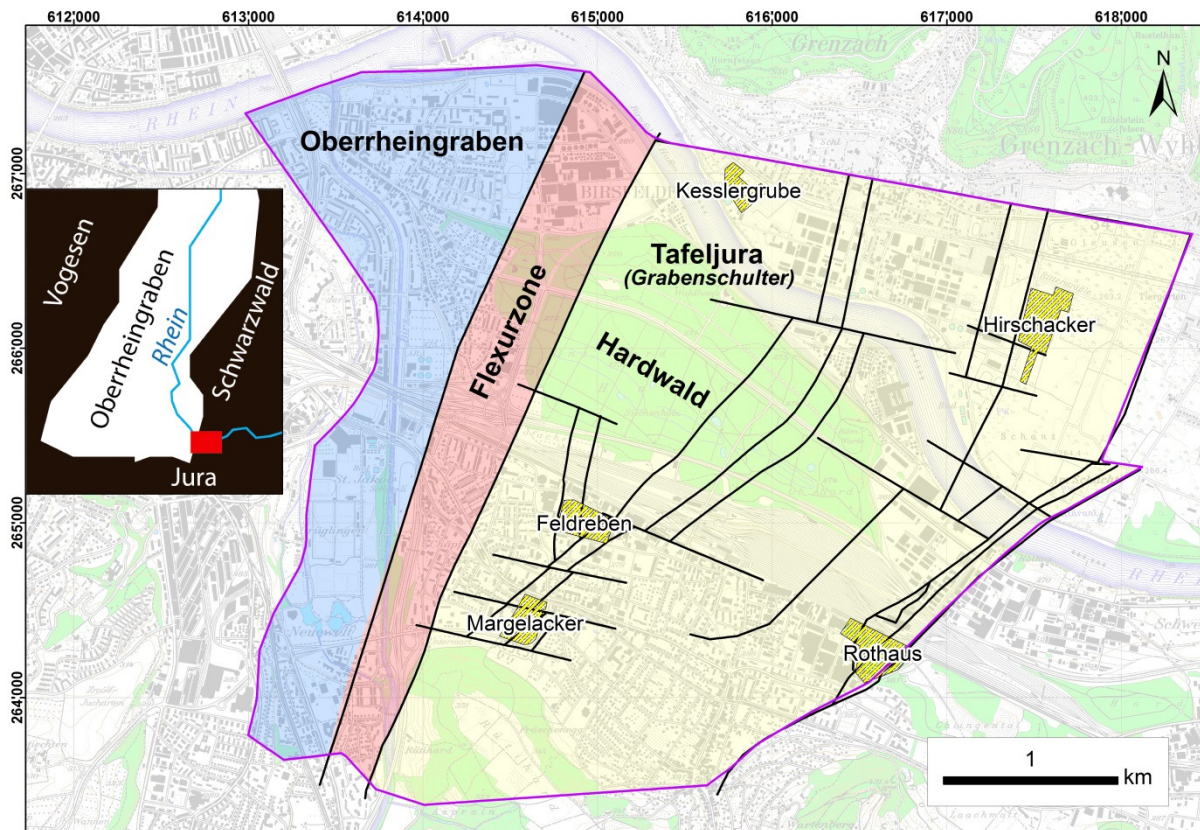


Abb. 3.10: Lage des hydrogeologischen Strukturmodells, Modellperimeter (pink), Bruchstrukturen (schwarz); die Bruchstrukturen beruhen auf dem geologischen 3D Modell (siehe auch unten).

Stratigraphie, Lithologie und Modellhorizonte

Die im Modellgebiet relevanten geologischen Schichten beinhalten die Mesozoischen Formationen vom Muschelkalk bis zum Oberen Dogger, Teile der Tertiären Sedimente des Oberrheingrabens und Quartäre Lockergesteine, die der Felsoberfläche aufliegen (Abb. 3.11).

Die lithologische Beschreibung der geologischen Einheiten basiert auf Bohraufnahmen und Oberflächenaufschlüssen im Bereich Dinkelberg, Rheintal (Muttentz, Pratteln, Birsfelden) und den Hochlagen südlich des Rheintals bis Gempfen. Die stratigraphische Nomenklatur entspricht der Verwendung in den Erläuterungen zur geologischen Karte Blatt Arlesheim (Bitterli-Brunner und Fischer, 1988).

Muschelkalk

Der Muschelkalk gliedert sich in Oberen, Mittleren und Unteren Muschelkalk. Der Untere Muschelkalk besteht aus einer Folge von Dolomiten, Kalken und Mergeln. Der Mittlere Muschelkalk entspricht der Anhydritgruppe, welche sich in Dolomitzone und Sulfatzone untergliedert. Sie beginnt im Hangenden mit Dolomitbänken (Dolomitzone) die zum Liegenden hin zunehmend durch Anhydritlagen, Mergel und Tone der Sulfatzone abgelöst werden. Das Steinsalz des Salzlagers trennt die Sulfatzone in eine Obere und eine Untere. Der Obere Muschelkalk umfasst den Trigonodus-Dolomit und den Hauptmuschelkalk. Der Trigonodus-Dolomit ist durch beige bis graue zuckerkörnige Dolomitbänke gekennzeichnet. Der Hauptmuschelkalk besteht aus gut gebankten meist grauen Kalken und zeigt zusammen mit dem Trigonodus-Dolomit oft starke Auslaugungserscheinungen. Gemeinsam mit der Dolomitzone (Anhydritgruppe) stellt der Obere Muschelkalk den wichtigsten Felsaquifer im Untersuchungsgebiet dar und ist von regionaler Bedeutung.

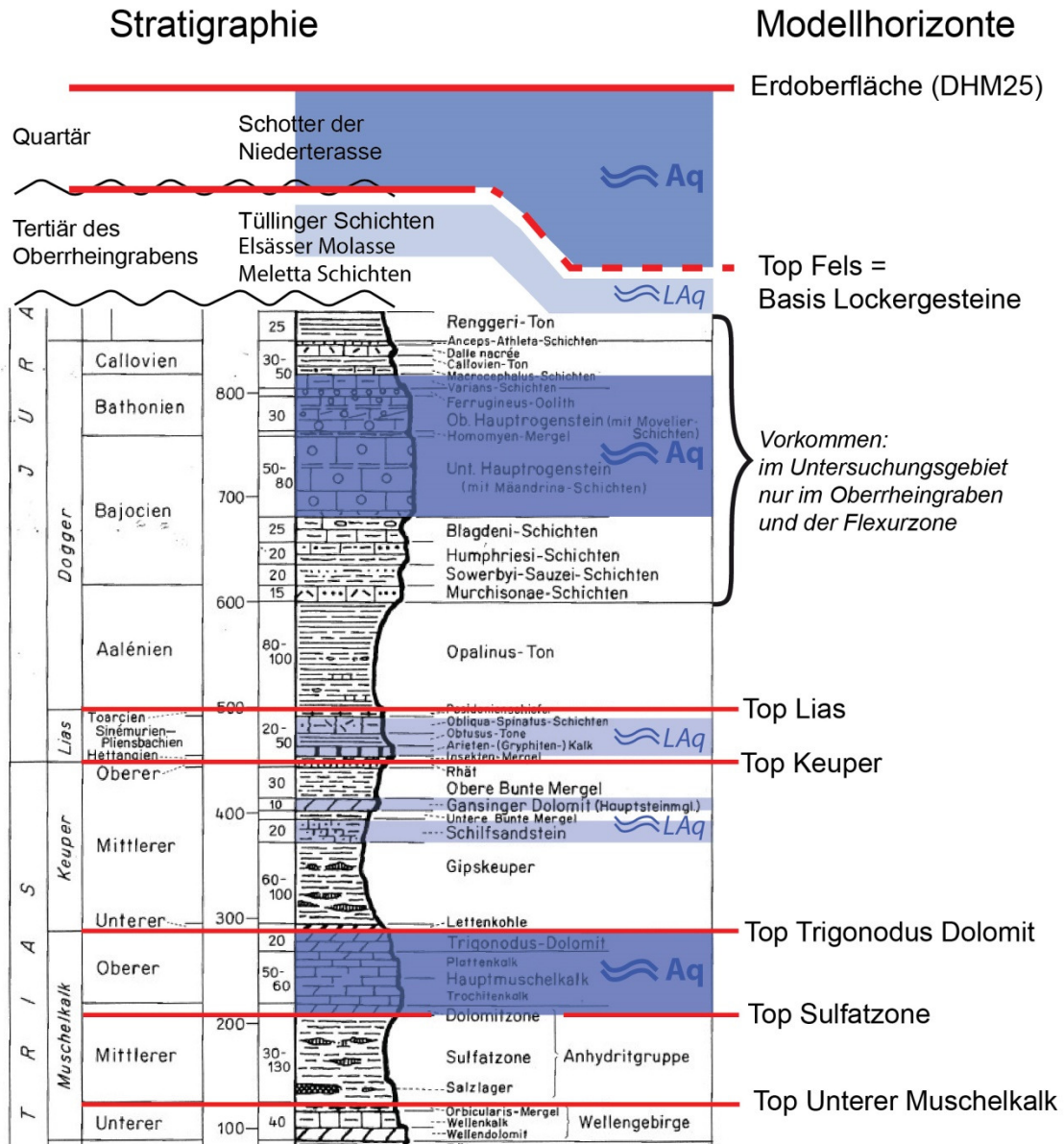


Abb. 3.11: Stratigraphie (nach Bitterli-Brunner und Fischer, 1988), Position der Aquifere (Aq=Aquifer mit regionaler Bedeutung, LAq= Aquifer kann lokal auftreten) und Modellhorizonte (rote Linie).

Keuper

Der Obere Keuper umfasst das Rhät, die Oberen Bunten Mergel, den Gansinger Dolomit, die Unteren Bunten Mergel und den Schilfsandstein der dem Gipskeuper, dem Mittleren Keuper, aufliegt. Abgeschlossen wird der Keuper mit der Lettenkohle. Sie baut sich aus dunklen grauen Mergeln und Tonlagen sowie Dolomitbänken auf. Die komplexe Abfolge des Gipskeupers ist gekennzeichnet durch Mergel, Tonstein, Anhydritlagen, Fasergips, Sulfate und einzelnen Dolomitbänken. Der Schilfsandstein wird aus gefleckten, grauen, grauschwarzen, grünlichen und rötlichen feinen Sandsteinen gebildet, welche teilweise siltig bis tonig ausgebildet sein können. Die Unteren Bunten Mergel sind geringmächtige buntgefärbte tonige Mergel. Der Gansinger-Dolomit besteht aus rötlichgrauen bis beigen gebankten teils zelligen harten Dolomitbänken. Die Oberen Bunten Mergel fallen insbesondere durch ihre Rot-, Grau- und Grünfärbung auf. Es handelt sich um dolomitische Mergel mit einzelnen mergeligen Dolomitlagen. Das Rhät ist als geringmächtiger Quarzsandstein ausgebildet. Im Allgemeinen stellt der Keuper einen Aquitard dar. Lokal können Gansinger-Dolomit und Schilfsandstein, in Abhängigkeit von ihrer faziellen Ausbildung, wasserführend sein.

Lias (Unterer Jura)

Es handelt sich um eine heterogen aufgebaute Schichtenfolge aus spätigen, sandigen oder mergeligen Kalken und untergeordneten Mergelsteinlagen. Teilweise auch mit dunklen bituminösen Mergeln oder Tonsteinen. Insbesondere im Faltenjura kann der Lias lokal als Kluftaquifer von Bedeutung sein.

Dogger (Mittlerer Jura)

Der Dogger umfasst im Arbeitsgebiet den Opalinuston bis Varians-Schichten. Geologische Einheiten des Doggers, welche jünger als der Opalinuston sind kommen nur im Bereich des Oberrheingrabens und oberflächennah nur in der Flexurzone vor. Der Opalinuston wird durch eine grösstenteils monotone Abfolge von Tonmergeln gebildet, die teils tonig, teils siltig ausgebildet sind. Der „Untere Dogger“, die Murchinsonae- bis Blagdeni-Schichten, besteht aus einer Wechsellagerung von Mergeln, Tonsteinen, Mergelkalken und Sandlagen. Darüber folgt der Hauptrogenstein, er wird durch hellgelbe bis graue oolithische Kalke aufgebaut. Daneben finden sich Mergel und biotritische Kalke. Die Varians-Schichten werden in den Bohrungen in der Flexurzone als graue Mergeltone beschrieben. Während der Opalinuston und der „Untere Dogger“ als Aquitarde fungieren, können der Hauptrogenstein und die Varians-Schichten einen wichtigen regionalen Grundwasserleiter bilden. Im Untersuchungsgebiet kommen sie allerdings nur innerhalb der Flexurzone vor.

Tertiäre Sedimente des Oberrheingrabens

Im Untersuchungsgebiet treten hauptsächlich Gesteine der Tüllinger Schichten, der Elsässer Molasse und der Meletta Schichten auf. Sie finden sich im Bereich des Oberrheingrabens und der Flexurzone. Die Tüllinger Schichten bestehen aus hellen beigen, grauen und bunten Mergeln mit Gips-Einlagerungen. Sie gehen nach oben in helle dünnbankige Süßwasserkalke über. Die Elsässer Molasse bestehen aus einer Abfolge von gelbbraunen bis gelbgrauen Sandsteinen und Mergeln. Die Meletta-Schichten sind bläulich-graue, glimmerführende tonige Mergel, welche insbesondere in den oberen Partien eine zunehmende Sandführung zeigen. Aufgrund ihrer geringen hydraulischen Durchlässigkeit haben sie im Untersuchungsgebiet keine Bedeutung als Grundwasserleiter.

Quartäre Lockergesteine

Die Lockergesteine bestehen im Untersuchungsgebiet in erster Linie aus Schottern der Niederterrasse. Hierbei handelt es sich im Bereich des Tafeljuras um meist frische gut gerundete Rheinschotter, die als Gerölle, vorwiegend alpiner Herkunft, charakterisiert sind. Im Allgemeinen besitzen sie einen hohen Sandanteil von mehr als 25%. Partienweise kommt Nagelfluhbildung und teilweise Wechsellagerung mit Sandbänken und -linsen vor. Im Bereich des Oberrheingrabens kommen zusätzlich auch Birsschotter vor, welche sich hauptsächlich aus Kalkgeröllen und Sande (helle braune Farbtöne) des Jura zusammensetzen. Die Mächtigkeit der Niederterrassenschotter schwankt im Untersuchungsgebiet stark zwischen 0m und 50m (Abb. 3.12). Aufgrund guter hydraulischer Durchlässigkeiten stellen sie einen wichtigen regionalen Aquifer dar.

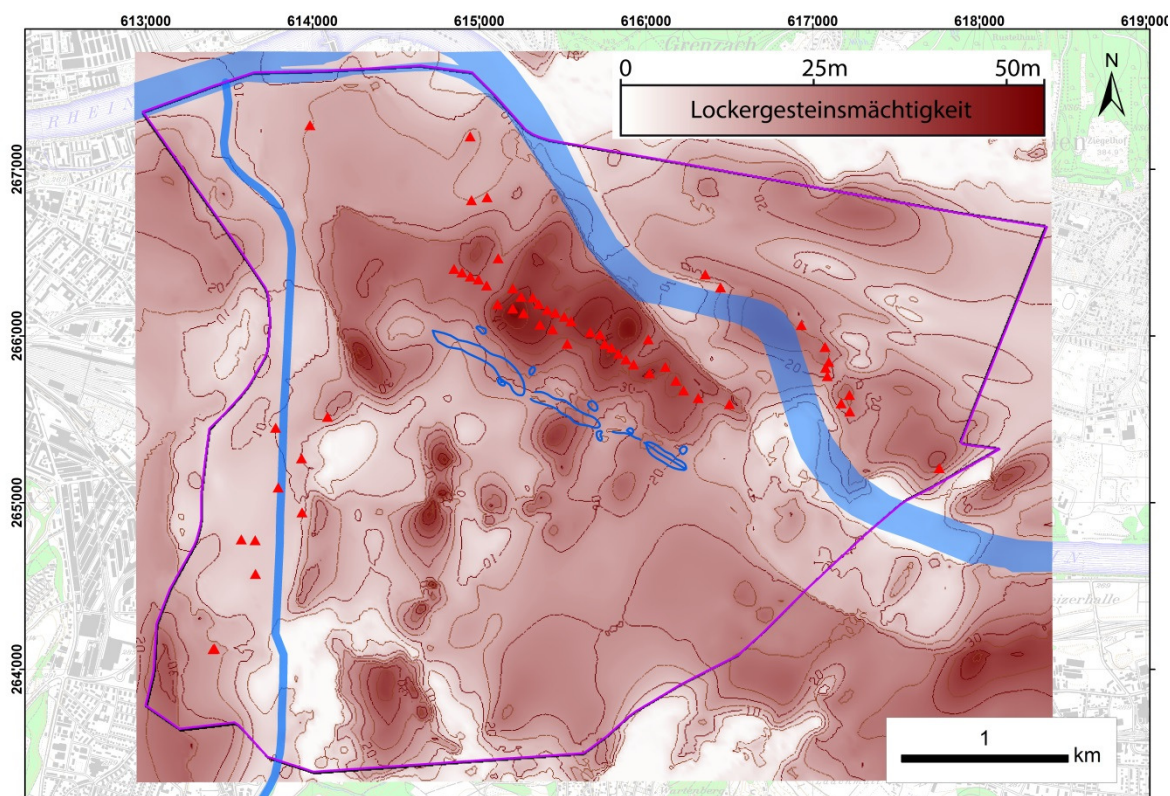


Abb. 3.12: Mächtigkeit der Lockergesteine; die Lockergesteine besitzen im Untersuchungsgebiet eine variable Mächtigkeit zwischen 0 m und knapp über 50 m.

3.2.7.3 GEOLOGISCHE DATENGRUNDLAGE UND VORGÄNGERMODELLE

Das geologische 3D Modell basiert auf Daten von Bohrungen der kantonalen Datenbank (GeoData), der Literatur (Karten und Profile), einem Höhenmodell der Erdoberfläche (DHM25) und geophysikalischen Untersuchungen (z.B. Rheinseismik). Da es im Modellgebiet und der weiteren Umgebung nur sehr wenige Aufschlüsse der Felsgeologie gibt und die geologischen Karten somit meist nur die quartäre Bedeckung zeigen, sind insbesondere Informationen aus Bohrungen eine essentielle Grundlage. Sie beinhalten, je nach Qualität der Bohraufnahme und Tiefe der Bohrung, die Tiefenlage der Felsoberfläche und geologische Horizonte, sowie wichtige Informationen zur Lagerung und Beschaffenheit der Gesteine. Für die Modellerstellung bzw. die Überarbeitung des bestehenden Modells wurden Informationen aus ca. 1200 Bohrungen ausgewertet.

Diese Datentypen waren auch Grundlage für die Erstellung der vorgängigen geologischen 3D Modelle, welche das Gebiet des Hardwaldes beinhalteten, insbesondere sind hier die Modelle von Spottke et al. (2005), dem Modell „MuttENZ-Pratteln“ (Zechner und Huggenberger, 2007), das hydrogeologische Modell „Unteres Birstal“ (Butscher und Huggenberger, 2007) und das „GeORG“ Modell (GeORG-Projektteam, 2013) von Bedeutung. Diese Modelle bauen teilweise aufeinander auf und wurden projektspezifisch bei der jeweiligen Bearbeitung aktualisiert, ausgeweitet oder durch neue Horizonte ergänzt. In dieser Form bilden die Modellinhalte ein regionales Werkzeug zur Charakterisierung des geologischen Untergrundes. Für die projektbezogene Nutzung der 3D Geologie in der vorliegenden Untersuchung konnte das Bearbeitungsgebiet aus den bestehenden Modellen extrahiert und überarbeitet werden. Hierfür wurden die neusten Bohrinformationen ausgewertet und die Modellgeometrie daraufhin angepasst und ergänzt. Durch den Werkzeug-Charakter war es anschliessend möglich, die geometrischen Information zur 3D Geologie in ein hydrogeologisches 3D Modell zu überführen, welches zur Bearbeitung von hydraulischen Fragestellungen genutzt werden kann.

Modellerstellung und Überarbeitung

Die 3D geologische Modellierung wurde mittels der Software GOCAD® (Geological Objects Computer Aided Design) durchgeführt. GOCAD bietet vielfältige Möglichkeiten zur Verarbeitung und Darstellung von geometrischen Daten (Punkte, Linien, Flächen, Volumen). Neben geologischen Formen können auch jegliche abstrakte Flächen und Körper wie Gebäude, Tunnel, Grundwasserhorizonte, etc. modelliert werden.

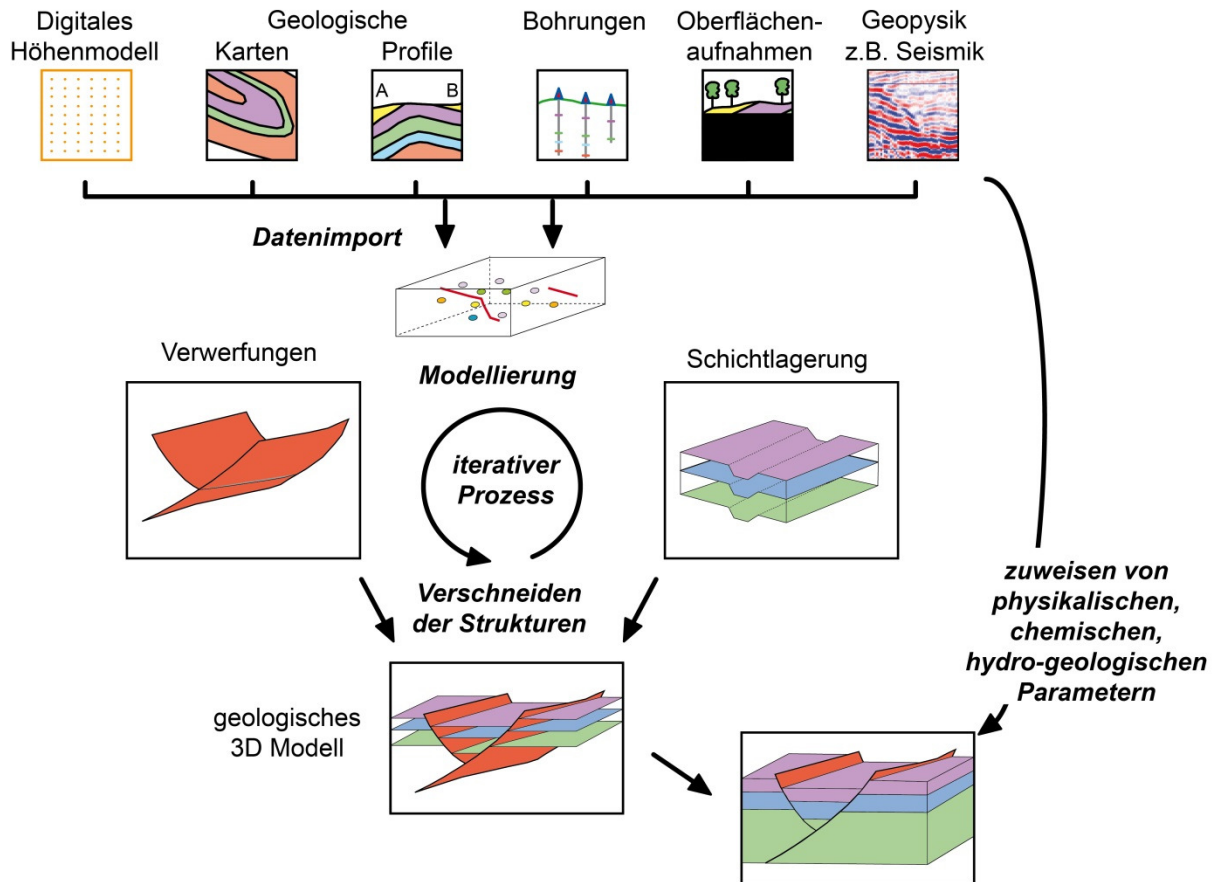


Abb. 3.13: Schema des iterativen Prozess zur 3D Modellerstellung.

Der Modellierungsvorgang ist ein iterativer Prozess, in dem die Eingangsdaten zusammengeführt und miteinander abgeglichen werden. Schritt für Schritt werden die Daten räumlich zueinander in Bezug gesetzt (Abb. 3.13). Auf diese Weise können widersprüchliche Eingangsdaten identifiziert werden. Um solche Widersprüche aufzulösen, muss der Bearbeiter die geologische Situation im Einklang mit den Einzeldaten beurteilen. Hierfür ist eine Gewichtung der Datenqualität wichtig. Generell wird in „harte“ (z.B. Bohraufnahmen) und „weiche“ Daten (z.B. Profilinterpretationen) unterschieden. Zusätzlich besteht insbesondere für die Bohrdaten in der kantonalen Datenbank eine Qualitätsklassifikation, welche ebenfalls für die Gewichtung herangezogen werden kann.

Da im Arbeitsgebiet nur wenige direkte Befunde zu Bruchstrukturen und deren Verlauf vorliegen, werden Bruchstrukturen aufgrund der räumlichen Konstellation der Basisdaten interpretiert. Hierfür sind Kenntnisse zum strukturellen Aufbau und der kinematischen und sedimentologischen Entwicklung der Region notwendig. Die interpretierten Strukturen müssen sich sinnvoll in das regionale geologische Umfeld einfügen.

Während der geologischen Modellierung oder der Überarbeitung bestehender Modelle werden die Störungsstrukturen und Modellhorizonte aufeinander abgestimmt. Das Ergebnis ist die konsistente Darstellung des dreidimensionalen Aufbaus der Geologie im Arbeitsgebiet.

Modellbeschreibung

Das Modell umfasst eine Fläche von ca. 15.5 km² und reicht bis in eine Tiefe von bis zu 500 m unter der Geländeoberfläche. Die Modellhorizonte wurden so gewählt, dass die geologische Struktur und die allgemeinen Lagerungsverhältnisse des gesamten Modellgebiets wiedergegeben werden können, zusätzlich sollte es möglich sein, die Aquifere, Lockergesteinsaquifer und den Felsaquifer im Oberen Muschelkalk, zu charakterisieren.

Das finale Modell besteht aus 6 stratigraphischen Horizonten (Abb. 3.14, Top Unterer Muschelkalk, Top Sulfatzone, Top Trigonodus Dolomit, Top Keuper, Top Lias und Basis Quartär) und die Topographie der Erdoberfläche. Es beinhaltet alle wichtigen Bruchstrukturen, an denen ein signifikanter Versatz zu erkennen ist. Da in der Flexurzone die exakte Geometrie sowohl der geologischen Horizonte als auch etwaiger Bruchstrukturen nur lückenhaft bekannt sind, wurde sie nicht im Detail modelliert. Der Felsuntergrund wird im Arbeitsgebiet von Quartären Schottern überlagert. Geologisch ist der Fels aufgrund der strukturellen Situation heterogen aufgebaut. Während er im Oberrheingraben und Teilen der Flexurzone aus Tertiären Einheiten (Meletta Schichten, Elsässer Molasse und Tüllinger Schichten) besteht, ist er im übrigen Gebiet durch Mesozoische Einheiten (Muschelkalk bis Mitteljura) aufgebaut.

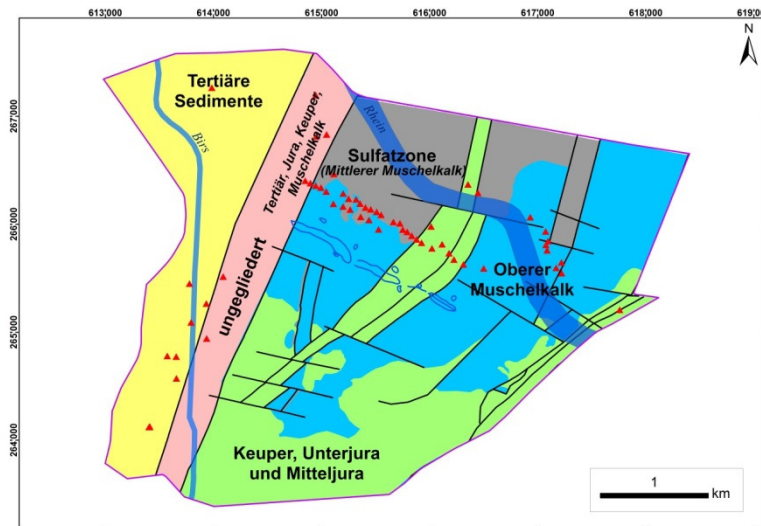


Abb. 3.14: Geologische Karte der Felsoberfläche im Untersuchungsgebiet, gelb=Tertiäre Sedimente des Oberrheingraben, rosa=Felsoberfläche der Flexurzone (Tertiäre und Mesozoische Einheiten), grau=Sulfatzone der Anhydritgruppe des Mittleren Muschelkalkes, blau= Oberer Muschelkalk (Hauptmuschelkalk und Trigonodus Dolomit) und Dolomitzone der Anhydritgruppe, grün=Keuper, Lias und Dogger, schwarz=Bruchstrukturen, rot=Modellperimeter.

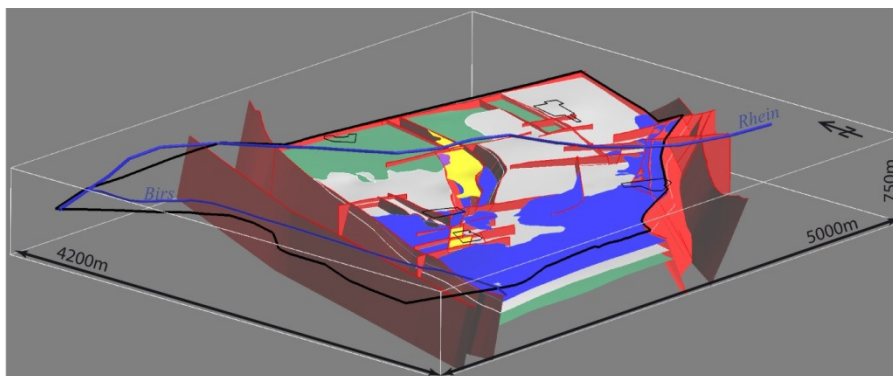


Abb. 3.15: Ansicht des geologischen 3D Modells; schwarz=Modellperimeter, violett=Top Lias, gelb=Top Keuper blau=Top Trigonodus Dolomit), grau=Top Sulfatzone, grün=Top Unterer Muschelkalk, rot=Bruchstrukturen, OK-Fels und Erdoberfläche sind nicht dargestellt, Blick von SW, nicht überhöht.

Der geologische Aufbau des Untersuchungsgebiets mit der Gliederung in Oberrheingraben, Flexurzone und Tafeljura, sowie den Horst- und Grabenstrukturen des Tafeljuras wird durch das geologische 3D Modell wiedergegeben. Einen Modellüberblick gibt Abbildung 3.15 und die Profilsichten in Abbildung 3.16.

Modellweit modelliert wurde die Untergrenze des Lockergesteinsaquifer, die Felsoberfläche („slice“ 2 in Abb. 3.18). Im Bereich des Oberrheingrabens wird der Fels durch Tertiäre Sedimente aufgebaut, welche als undurchlässig angesehen werden. Aus diesem Grund sind deren interne Lagerungsverhältnisse hydraulisch nicht von Bedeutung und wurden somit nicht in das Modell integriert. Die markanteste geologische Struktur innerhalb des Modells ist der Hardgraben. Er liegt im Bereich des Tafeljuras und zieht sich von Südwesten bis an den nördlichen Modellrand. Er ist tektonisch stark untergliedert. Die geologischen Schichten sind in ihm um bis zu 250m versetzt, wodurch der Felsaquifer des Oberen Muschelkalkes abschnittsweise durchtrennt wird. Die östliche Modellbegrenzung bildet die westliche Randstörung des Wartenberggrabens, der somit nicht mehr im Modellgebiet liegt. In ihm werden die geologischen Schichten ebenfalls signifikant gegeneinander versetzt, so dass der Obere Muschelkalk (Felsaquifer) im Modell neben den hydraulisch undurchlässigen Einheiten des Keupers im Wartenberggraben zu liegen kommt.

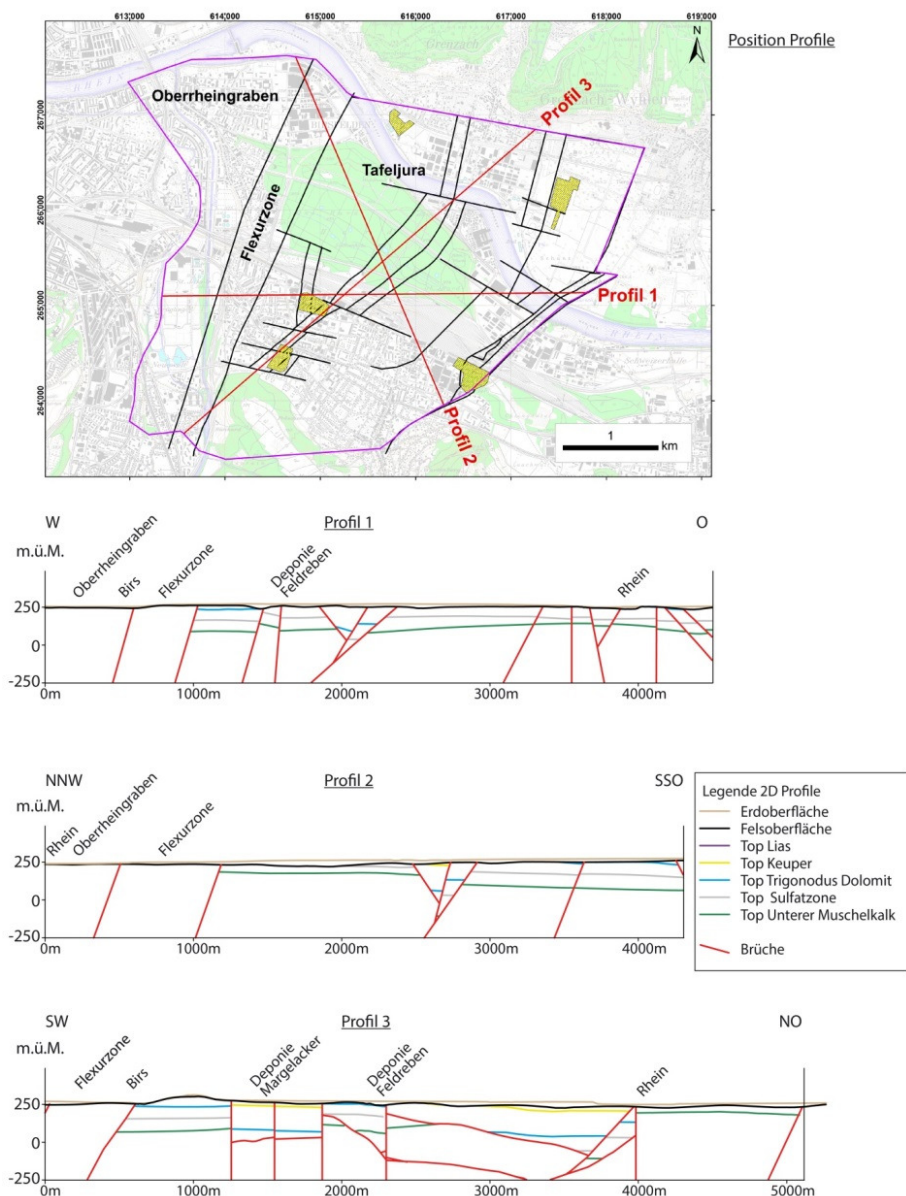


Abb. 3.16: Profilsichten durch das Untersuchungsgebiet.

Überführung in ein hydrogeologisches 3D Modell

Zur Berechnung von Grundwasserströmung muss das geologische 3D Modell in eine entsprechende Software (Feflow-6.2) überführt werden. Hierfür wurde ein Konzept entwickelt, welches ermöglicht, mittels 6 Schichten („Layers“), die geometrischen Vorgaben aus dem geologischen 3D Modell zu überführen. In einem Zwischenschritt werden die jeweiligen Schichtober- und Schichtuntergrenzen („slices“ in Feflow) im geologischen 3D Modell erstellt (Abb. 3.17).

Dabei müssen Überlappungen (Verschnitt) der einzelnen Schichtgrenzen vermieden werden. Innerhalb der einzelnen Schichten lassen sich in Feflow die spezifischen Eigenschaften (kf-Wert) entsprechend der räumlichen Verteilung im geologischen 3D Modell direkt zuordnen (siehe auch Abschnitt 3.2.7.5). Bruchstrukturen werden nicht als eigenständige Objekte übernommen. Zur Definition aller Schichten im hydrogeologischen Modell sind 7 Schichtgrenzen notwendig (Abb. 3.18).

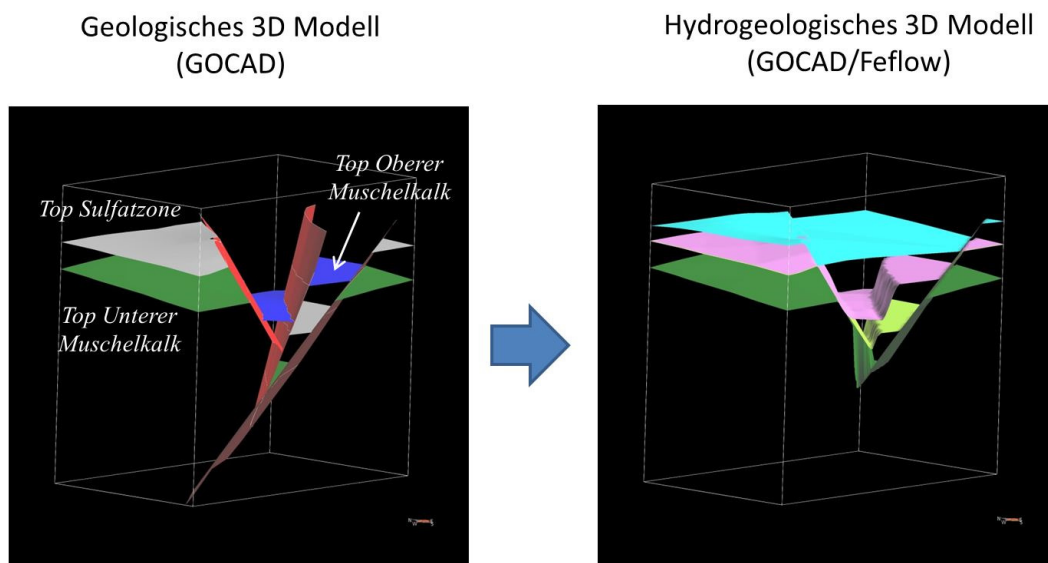


Abb. 3.17: Transformation des geologischen Modells in ein hydrogeologisches Modell; Erstellung der Schichtober- und Schichtuntergrenzen („slices“) in einem Ausschnitt für den Bereich des nördlichen Hardgrabens. Die Erstellung der Schichtgrenzen wird innerhalb der geologischen Modelliersoftware GOCAD durchgeführt. Die eigentliche Überführung zu Feflow findet durch die Anpassung der Tiefenlage des „supermeshs“ (Triangulationsnetz in Feflow) der jeweiligen „slices“ statt.

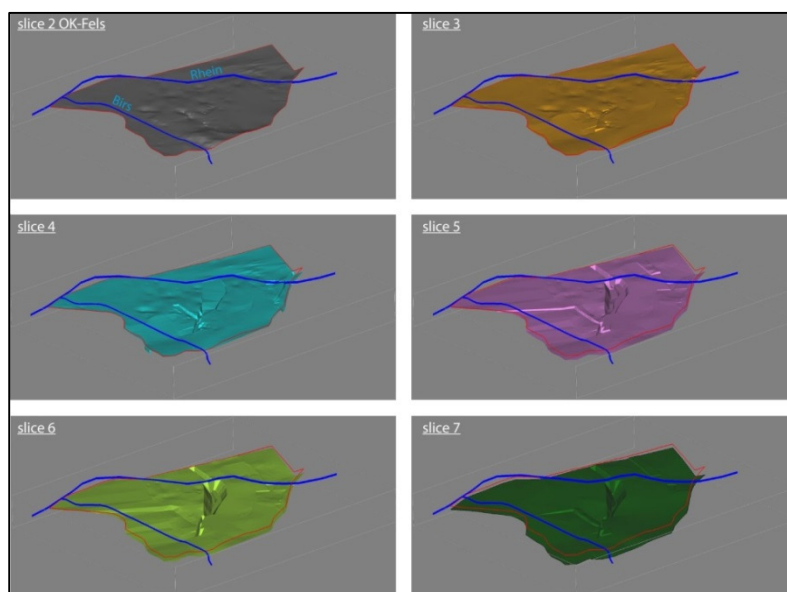


Abb. 3.18: Darstellung der finalen Schichtober- und Schichtuntergrenzen („slices“) gesamtes Modell. Nicht dargestellt ist slice 1, der der Geländeoberfläche entspricht.

3.2.7.4 RANDBEDINGUNGEN

Randbedingungen sind vordefinierte Eingangsgrößen. Bei der numerischen Modellierung des Trinkwassergewinnungsgebietes Hardwald wurden folgende Randbedingungen verwendet:

Randbedingung 1. Art (Dirichlet-Randbedingung): Definiert feste Werte (z. B. vorgegebene Piezometerhöhen).

Randbedingung 2. Art (Neumann-Randbedingung): Definiert einen Zu- und/oder Abfluss zum Modellgebiet.

Randbedingung 3. Art (Cauchy-Randbedingung): Stellt eine Kombination der Randbedingungen der 1. und 2. Art dar. Mit Hilfe der Randbedingung 3. Art können halbdurchlässige Ränder beschrieben werden (z. B. die Kommunikation zwischen einem Grundwasserleiter und einem Vorfluter bzw. Oberflächengewässer).

Der Südrand des Schottergrundwasserleiters im Birstal innerhalb des numerischen Modells verbindet die Piezometer 20.J.115 und 20.J.116. Hier wurde eine Randbedingung 1. Art (Dirichlet RB) definiert (Abbildung 3.19).

Basierend auf Vorarbeiten der AUG (AUG 2009 und 2010) gehen die Modellränder im Westen und Osten des Birstals als Randbedingung 2. Art (Neumann RB) in das 3D Modell ein. Diese entsprechen ungefähr der Begrenzung des Hauptgrundwasserstroms (ständig grundwasserführende Talfüllung). Auch wurde der Modellrand in Grenzach sowie der östliche Teil im Bereich Schweizerhalle als Randbedingung 2. Art definiert. Im Felsaquifer wurden der südliche, sowie Teile des östlichen Randes als Randbedingung 2. Art definiert (Abbildung 3.19). Im Norden des Modellgebiets wird der Rhein als Randbedingung 3. Art (Cauchy RB) berücksichtigt (Abbildung 3.19). Ebenfalls wurde die Birs als Randbedingung 3. Art (Cauchy RB) in das Modell mit eingearbeitet. Beim Rhein wurde ein In- bzw. Exfiltrationsrate von 10 d^{-1} angenommen, bei der Birs liegt die Rate bei 35 d^{-1} . Alle anderen Ränder sind als undurchlässig angenommen. Alle anderen Ränder sind als undurchlässig angenommen.

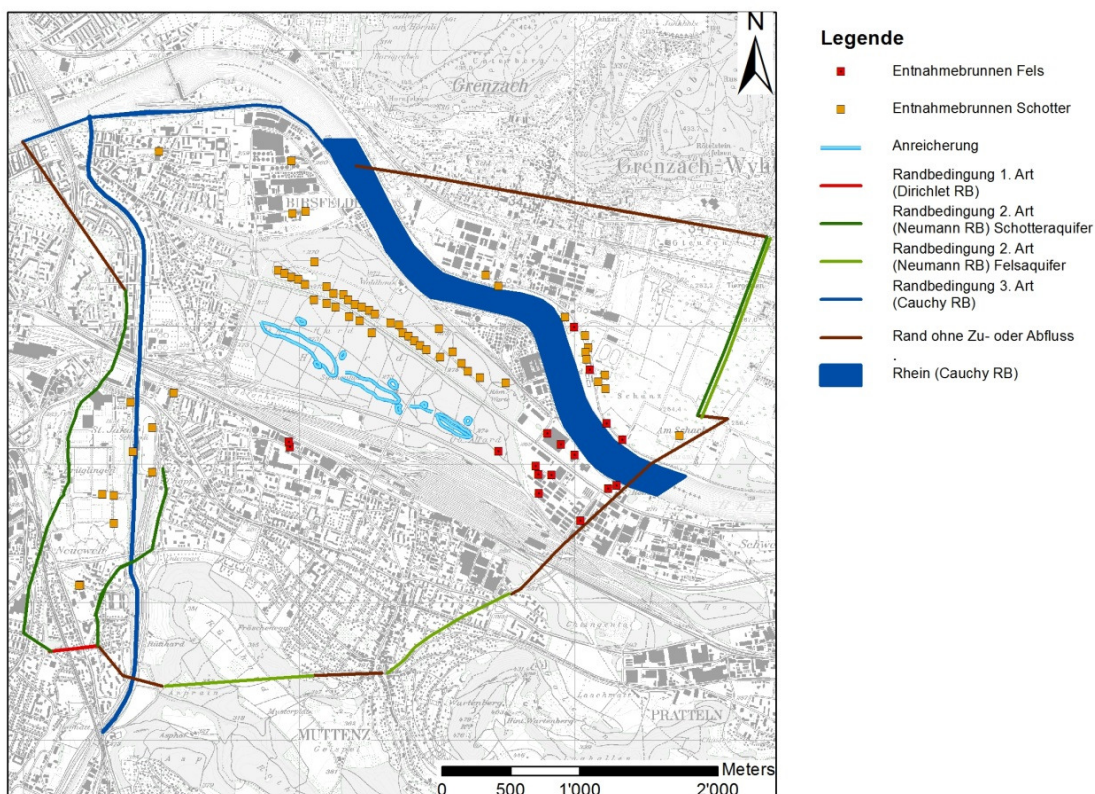


Abb. 3.19: Modellgebiet und implementierte Randbedingungen.

Um die Entnahmemengen aller Grundwassernutzer im Modellgebiet bestmöglich wiederzugeben, wurden insgesamt 76 Entnahmebrunnen im Modell berücksichtigt. Von diesen 76 Entnahmebrunnen werden 33 von der Hardwasser AG betrieben. Die Grundwasserentnahmen aus allen Brunnen sind als Tagesmittelwerte im Modell integriert. Die prozentuale Verteilung der Förderraten der durch die Hardwasser AG betriebenen Brunnen ist in Tabelle 3.6 angegeben.

Tab. 3.6: Prozentuale Verteilung der Pumpmengen für die Entnahmebrunnen der Hardwasser AG.

Brunnen	Anteil	Brunnen	Anteil	Brunnen	Anteil
WEST	%	MITTE	%	OST	%
BL21A2	0.00	BL21A9	0.85	BL21A17	0.80
BL21A3	0.00	BL21A10	0.79	BL21A18	0.97
BL21A4	5.42	BL21A11	1.16	BL21A19	6.17
BL21A5	5.78	BL21A12	3.17	BL21A20	4.28
BL21A6	5.51	BL21A13	0.79	BL21A21	5.11
BL21A7	0.81	BL21A14	6.52	BL21A22	4.02
		BL21A15	0.89	BL21A23	6.03
		BL21A16	3.74	BL21A24	0.73
		BL21A1	7.85	BL21A25	0.00
		BL21A30	4.24	BL21A26	0.75
		BL21A31	4.46	BL21A27	0.96
		BL21A32	4.34	BL21A28	3.91
		BL21A33	5.64	BL21A29	2.90
		BL21A34	1.41		
Summe	17.5		45.8	S	36.6

Die Grundwasserneubildung von 423 mm/a und - für versiegelte Flächen - eine reduzierte Grundwasserneubildung von 171 mm/a wurde den Arbeiten der AUG entnommen (AUG 2009 und 2010; Abbildung 3.20). Aufgrund der hohen Grundwasserentnahmen und Anreicherungsmengen sind die Fehler, welche durch die vereinfachten Annahmen der Grundwasserneubildung einfließen, gering.

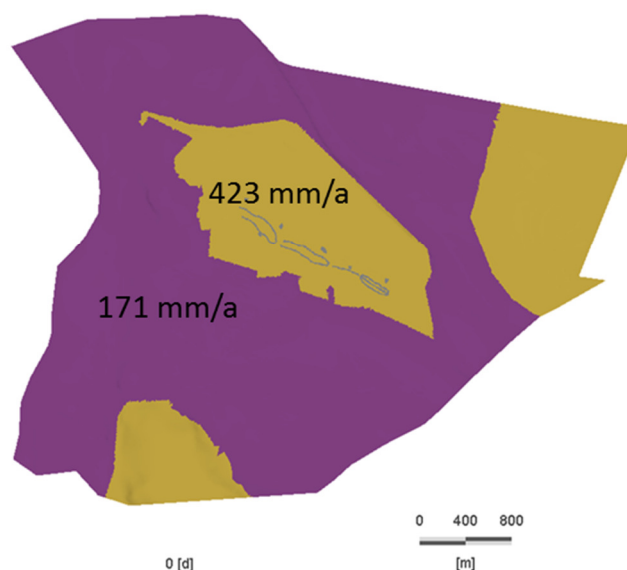


Abb. 3.20: Verteilung der implementierten Grundwasserneubildung im numerischen Modell.

Künstliche Grundwasseranreicherung

Mit Hilfe der Ergebnisse aus den in Abschnitt 3.2.1 beschriebenen Infiltrationsmessungen konnten entsprechende p-Q-Beziehungen für die Infiltrationskanäle ermittelt werden. Diese p-Q-Beziehungen wurden genutzt, um realistische Infiltrationswerte pro Kanalabschnitt und Weiher in das numerische Modell zu implementieren (Abschnitt 4.2.2). Die implementierten Infiltrationsraten sind in Tabelle 3.7 angegeben.

Tab. 3.7: Implementierte prozentuale und absolute Infiltrationsraten pro Infiltrationskanalabschnitt und Weiher für eine exemplarische Infiltration von 90'000 m³/d

Name/Abschnitt	Infiltration [%]	Infiltration [m ³ /d]
Weiher 1	17.5	15'730.9
ESA-ASA	1.5	1'306.6
1EZ-1AZ	3.8	3'388.8
ESB-ASB	9.2	8'284.5
2EZ	2.1	1'890.0
Weiher 6	11.2	10'117.1
ESD-ASD	3.7	3'318.1
Weiher 5	18.3	16'484.8
ESC-ASC	9.6	8'596.3
Weiher 3	5.1	4'590.0
ESE-Vor Weiher 4	1.0	898.9
Weiher 4	10.2	9'210.7
Nach Weiher 4	0.8	680.8
Weiher 7	5.5	4'943.6
ESF- Nach Weiher 7	0.6	581.3
Summe	100.0	90'000

Fluss-Grundwasser-Interaktion

Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser können in Bezug auf die Gesamtwasserbilanz eines definierten Gebietes eine bedeutende Rolle spielen. Obgleich diese Prozesse instationär und schwierig zu quantifizieren sind und die Hydraulik im Hardwald selbst vor allem durch die künstliche Grundwasseranreicherung gesteuert wird (s. Abschnitt „Ergebnisse“), sind mögliche Fluss-Grundwasser-Interaktionen bei der numerischen Modellierung des Trinkwassergewinnungsgebietes Hardwald zu berücksichtigen, da der Rhein im nördlichen Bereich sowie die Birs im westlichen Bereich wesentliche Teile des Modellgebiets darstellen. Wichtigste Steuerungsgrößen bei der Quantifizierung der Fluss-Grundwasser-Interaktion sind die Potentiale (i. e. Wasserstände) in den Oberflächengewässern im Vergleich zum Grundwasser.

Birs (aus AUG 2009 und 2010)

Der Flusswasserstand wurde zwischen vier verschiedenen Messstellen linear interpoliert. Der Wasserstand am Pegel Hofmatt und direkt ober- und unterhalb der Staustufe des Kleinkraftwerks am Birswehr nahe Rütihard wurden genutzt. Als letzter Punkt für die Birs Interpolation wurde der gemessene Rheinpegel bei der Mündung in den Rhein verwendet. Die In- bzw. Exfiltrationsrate der Birs wurde bei 35 d⁻¹ angenommen.

Rhein (aus AUG 2009 und 2010)

Die Berechnung der Wasserspiegellage des Rheins entspricht der linearen Interpolation zwischen den Wasserstandsmessungen Oberwasser des Kraftwerkes Birsfelden, bzw. Unterwasser von Augst-Whylen sowie des Rheinpegel Höhe der Birmündung bei einer vom BAFU betriebenen Messstelle (Rheinhalde; Stations-ID: 2289). Die In- bzw. Exfiltrationsrate des Rheins wurde bei 10 d⁻¹ angenommen.

Basierend auf dem geologischen Modell der AUG (s.a. Abschnitt 3.2.7.3) wurden die gegebenen Zonierungen, die stellvertretend als geologische Einheiten anzusehen sind, in der Kalibration genutzt. Hydraulische Leitfähigkeitswerte für jede Zone wurden innerhalb plausibler Ober- und Untergrenzen (Tabelle 3.8) unter Nutzung des automatisierten Parameter-Schätz-Verfahrens PEST (Doherty 2011) kalibriert. In diesem Verfahren wird die Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Parameterwerten mit Hilfe einer eindimensionalen Zielfunktion nach der Methode der gewichteten quadratischen Residuen minimiert (Moeck et al. 2015). In den folgenden Abbildungen 3.22 bis 3.27 sind die mittels PEST bestimmten kf-Werte für alle sechs Modellschichten dargestellt. Zusätzlich ist die räumliche Verteilung der 116 GWM in den Schichten 2 und 4 angegeben.

Tab. 3.8: Ober- und Untergrenzen der hydraulischen Leitfähigkeitswerte k_f für die kalibrierten geologischen Einheiten/Zonen. Die angegebenen Wertebereiche stammen aus Huggenberger et al. 2009; Gürlér et al. 1987; Spottke et al. 2005; Nagra 2014.

Geologie	kf-Wert [m/s] obere Grenze	kf-Wert [m/s] untere Grenze
Lockergestein	1.00E-02	5.00E-04
Keuper, Lias, Opalinuston	5.00E-06	1.00E-09
Oberer Muschelkalk (Aquifer)	5.00E-03	1.00E-05
Sulfatzone	1.00E-08	1.00E-12
Flexur	5.00E-03	1.00E-06

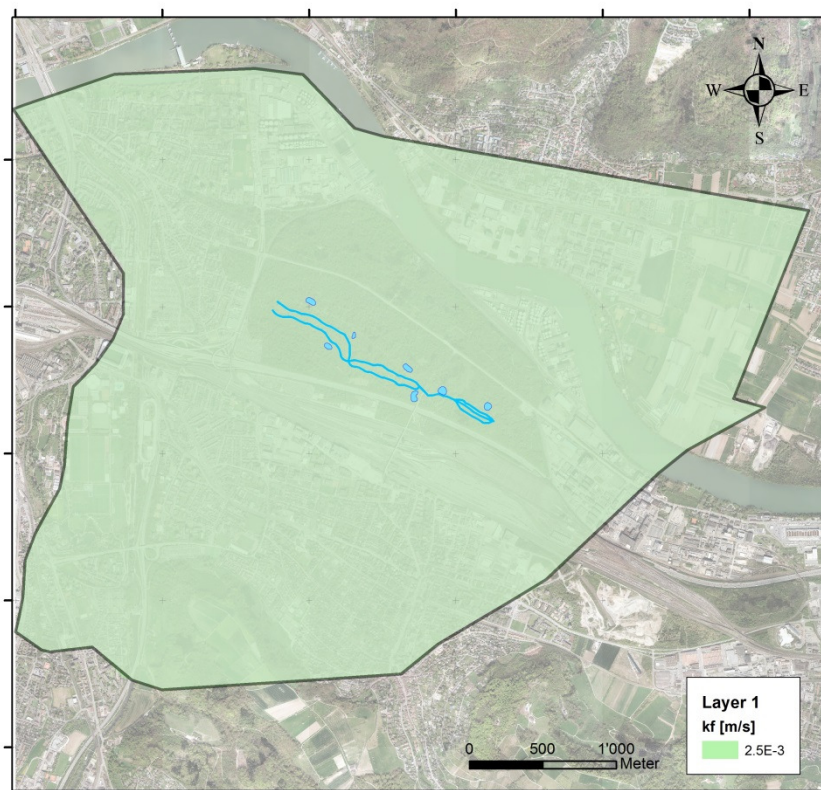


Abb. 3.22: Hydraulische Leitfähigkeitswerte für die Schicht 1 im Modell. Die künstlichen Infiltrationskanäle und Weiher sind zur Orientierung abgebildet.

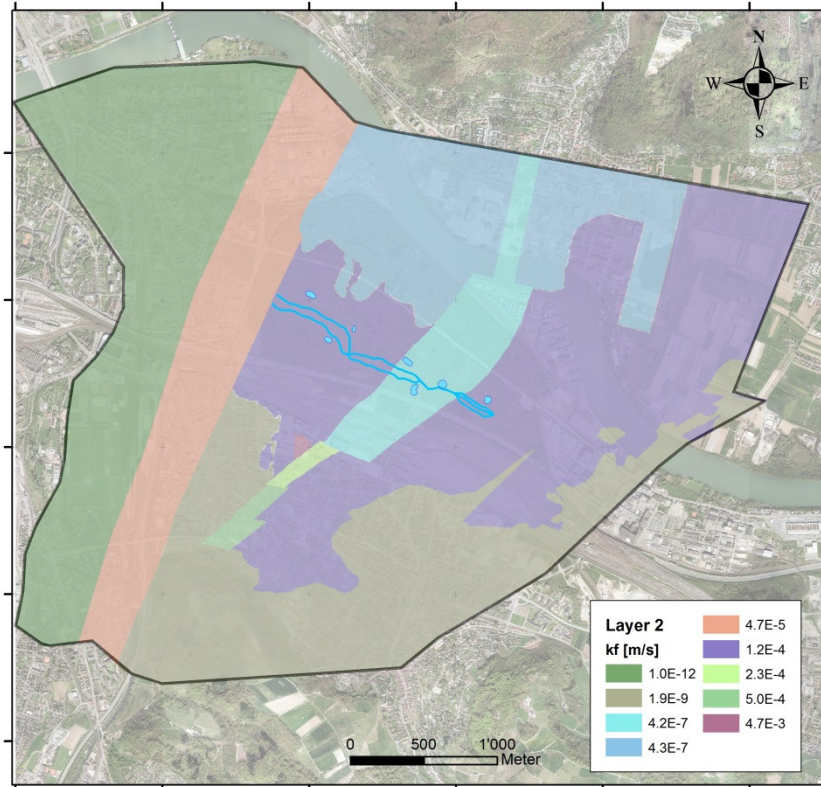


Abb. 3.23: Hydraulische Leitfähigkeitswerte für die Schicht 2 im Modell. Die künstlichen Infiltrationskanäle und Weiher sind zur Orientierung abgebildet.

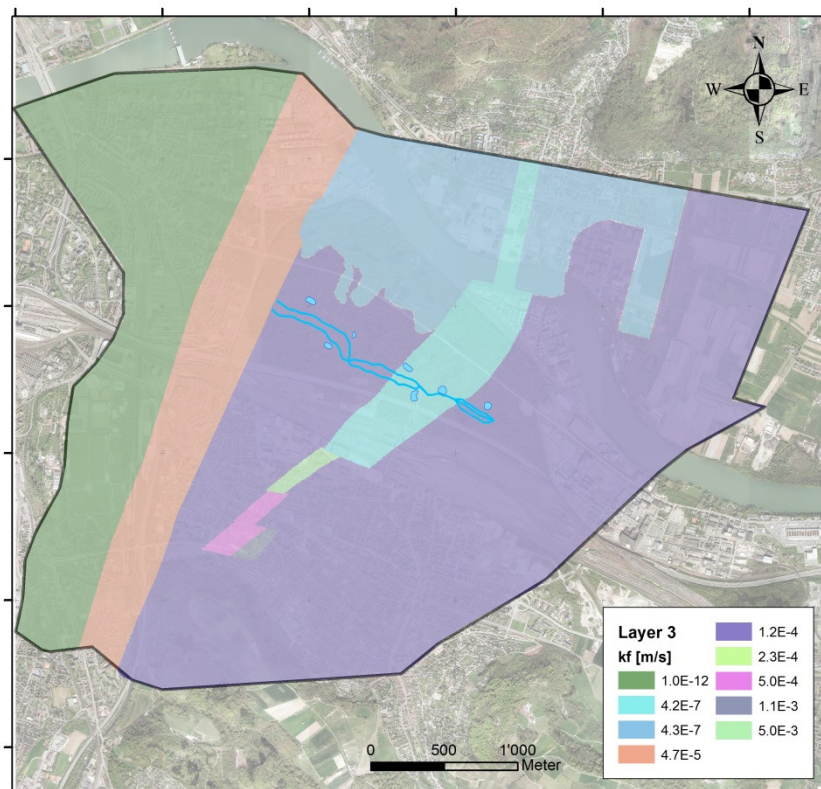


Abb. 3.24: Hydraulische Leitfähigkeitswerte für die Schicht 3. Die künstlichen Infiltrationskanäle und Weiher sind zur Orientierung abgebildet.

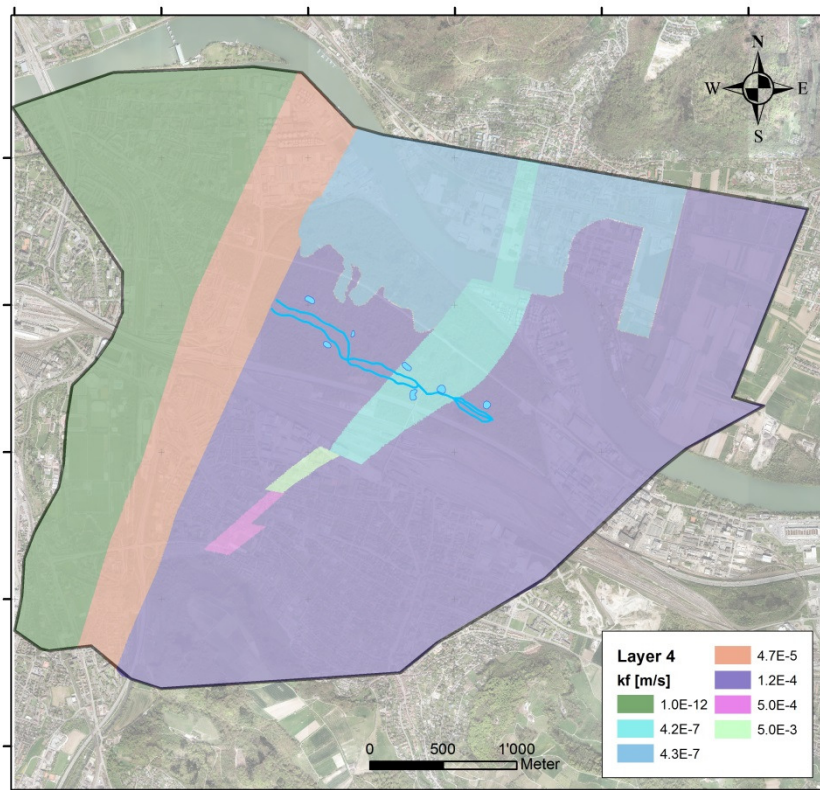


Abb. 3.25: Hydraulische Leitfähigkeitswerte für die Schicht 4 im Modell. Die künstlichen Infiltrationskanäle und Weiher sind zur Orientierung abgebildet.

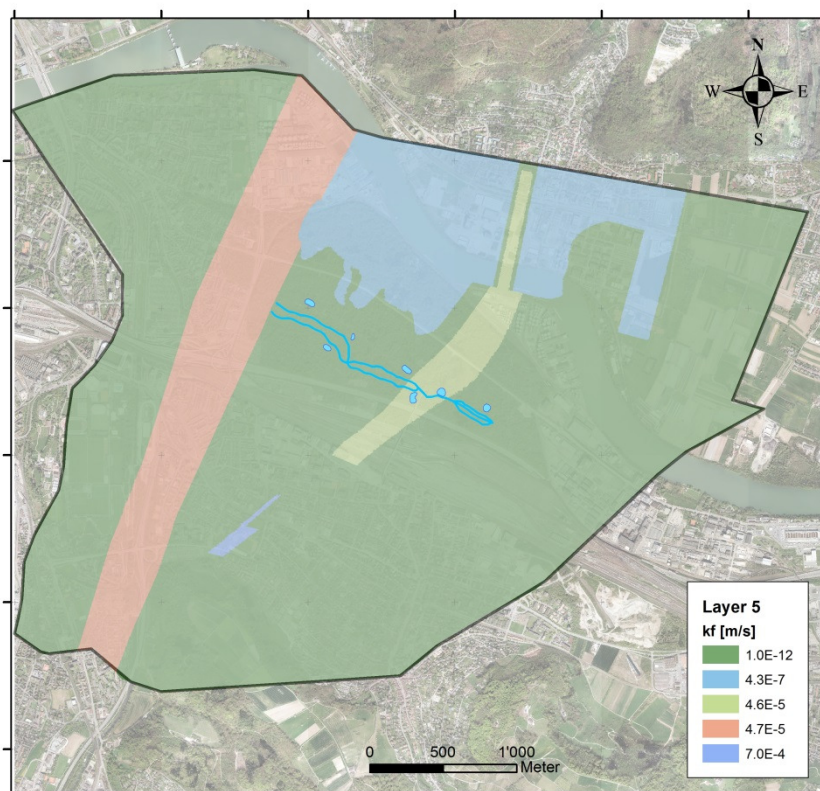


Abb. 3.26: Hydraulische Leitfähigkeitswerte für die Schicht 5 im Modell. Die künstlichen Infiltrationskanäle und Weiher sind zur Orientierung abgebildet.

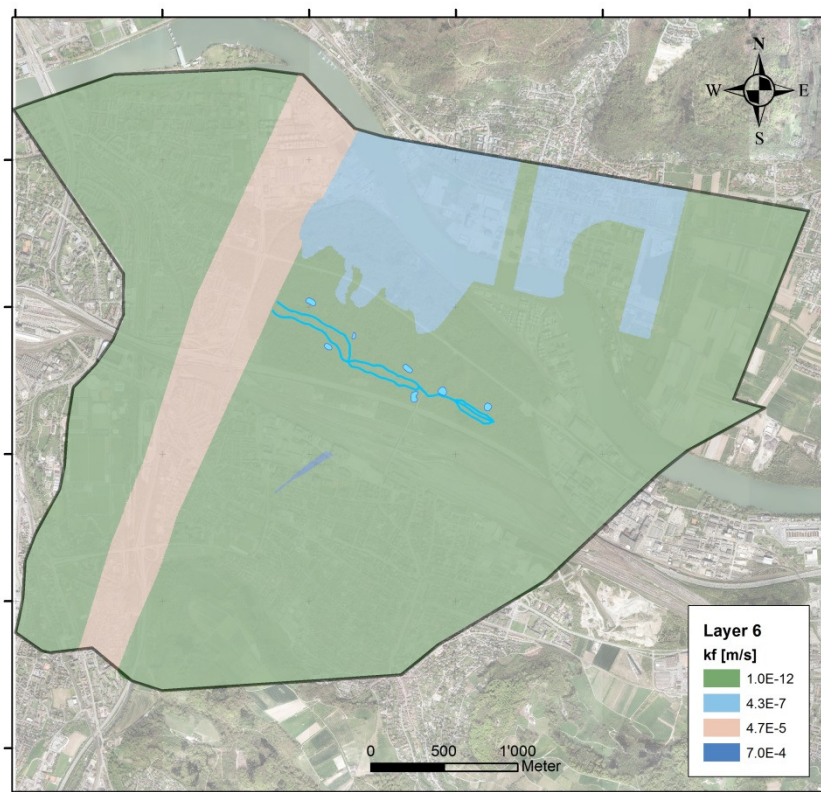


Abb. 3.27: Hydraulische Leitfähigkeitswerte für die Schicht 6 im Modell. Die künstlichen Infiltrationskanäle und Weiher sind zur Orientierung abgebildet.

3.2.7.6 SZENARIEN

Bisherige Szenarienmodellierungen

Für den Hardwald bestehen bereits mehrere Szenarienberechnungen, die am AUG (Universität Basel) mit einem seit mehreren Jahren bestehenden numerischen Modell (Software: GMS) durchgeführt wurden. Der Fokus dieser bisherigen Simulationen lag auf der Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher Infiltrations- und Entnahmemengen auf das Gesamtsystem Hardwald. Dabei wurden auch Stillstandzeiten der Infiltration oder der Entnahme, insbesondere der Industriebrunnen, berücksichtigt. Die dort simulierten Szenarien dienten als Startpunkt für die im vorliegenden Bericht dokumentierten numerischen Simulationen.

Neue Szenarienmodellierungen

Ziel der neuen Szenarienmodellierungen war die Identifizierung möglichst optimaler Betriebszustände bei unterschiedlichen Randbedingungen. Dabei wurden drei Ausgangszustände definiert, die normale, reduzierte und erhöhte Entnahmemengen im Hardwald repräsentieren. Diese Ausgangszustände wurden sukzessive mit unterschiedlichen Randbedingungs- und Betriebszuständen kombiniert. Tabelle 3.9 zeigt in einer Übersicht die drei genannten Ausgangszustände, welche mit verschiedenen Randbedingungen und Betriebszuständen innerhalb der Szenarienmodellierung kombiniert wurden, wobei nicht alle Kombinationen aus Zeit- und Kapazitätsgründen abgedeckt werden konnten.

Tab. 3.9: Definierte Ausgangszustände und Randbedingungs- und Betriebszustände für die Szenarienmodellierung des Trinkwassergewinnungsgebietes Hardwald

Ausgangszustand		Randbedingung		Betrieb	
Normalbetrieb	A1	Ist-Zustand	R1	Betrieb Brunnen Mitte + Ost	B1
Reduzierte Normalbetrieb	A2	Sanierung Feldreben (inkl Florinbrunnen)	R2	Brauchwasser Brunnen West	B2
Erhöhter Normalbetrieb	A3	Reduktion Entnahme Schweizerhalle	R3	Unterbruch Anreicherung wenige Tage	B3
		Höhere Entnahme Muttenz	R4	Ausfall Anreicherung	B4
		Kombination R3 + R4	R5	Höhere Anreicherung Ost	B5
		Hoher Rheinpegel	R6	Veränderte Fördermengen Pumpen	B6
		Tiefer Rheinpegel	R7	Veränderte Pumpenhöhe	B7
		Nutzungsänderung D	R8		
		Hoher Birspegel	R9		
		Tiefer Birspegel	R10		

Nachfolgend sind beispielhaft Kombinationen beschrieben, die schwerpunktmässig analysiert wurden. Die zugehörigen Entnahmemengen der hier genannten Szenarien sind in Tabelle 3.10 zu finden.

Ist-Zustand

Diese Szenarien beschreiben Auswirkungen von reduzierten (A2-R1) und erhöhten Entnahmemengen (A3-R1) unter durchschnittlichen Randbedingungsbedingungen im Vergleich zum Normalbetrieb (A1-R1). Ausgehend von diesen Szenarien wurden verschiedene Betriebszustände berechnet, um ein optimales Management abzuleiten (z.B. A1-R1-B7 oder A1-R1-B1). Daneben wurden auch Betriebszustände simuliert, die eine mögliche Gefährdung der Trinkwasserqualität darstellen könnten, z.B. ein Ausfall der künstlichen Grundwasseranreicherung (A1-R1-B4).

Änderung der industriellen Entnahmen im Umfeld des Hardwald

Aufgrund der hohen Chloridgehalte in Schweizerhalle möchten die dort ansässigen Firmen möglichst wenig tiefer gelegenes Grundwasser direkt vor Ort beziehen. Stattdessen ist geplant, dass die Gemeinde Muttenz möglichst viel Grundwasser nach Schweizerhalle liefert. Diese Änderung der Randbedingungen könnte potentiell auch einen Einfluss auf die Grundwasserverhältnisse im Hardwald haben (z.B. A1-R5). Neben der Analyse der Auswirkungen wurden auch mögliche Optimierungsszenarien unter diesen Randbedingungen berechnet (z.B. A1-R5-B7).

Sanierung Feldreben

Auch die anstehende geplante Sanierung der Deponie Feldreben kann potentiell Auswirkungen auf die Grundwasserverhältnisse im Hardwald haben. Neben der Quantifizierung dieser Auswirkungen (z.B. A1-R2) wurden auch vorher optimierte Betriebszustände analysiert, um mögliche negative Konsequenzen der Sanierung ausschliessen zu können (z.B. A1-R2-B1). So können im Weiteren auch Entnahmemengen potentiell installierter Sanierungsbrunnen hinsichtlich der Trinkwassersicherheit optimiert werden.

Tab. 3.10: Übersicht ausgewählter Szenarien mit Ausgangszuständen sowie Infiltrations- und Entnahmemengen

Infiltration / Entnahme		Szenarien nach Tabelle 3.9								
Bezeichnung	Einheit	A1-R1	A2-R1	A3-R1	A1-R2-R5-B1	A1-R2-R4-B1	A1-R2-R5-	A1-R2-R5-	A1-R2-R5-	A1-R2-R5-
Anreicherung Hardwald%	m ³ /d	95'000	60'000	140'000	95'000	95'000	95'000	95'000	95'000	95'000
		60'000 bis 140'000 in 5000er Schritten								
Unterbruch Anreicherung	d	1,3,5,7,10, 20								
	m ³ /d	Infiltration 90'000, 95'000 und 100'000 Pumpmengen 30'000, 35'000 und 40'000			Entspricht dem langjährigen Mittelwert sowie der 25% und 75% Perzentile					
<i>Ost</i>	%	<i>Langfristige Betriebswerte Hardwasser AG verwenden</i>			46	46	46	46	46	46
<i>Mitte</i>	%				32	32	32	32	32	32
<i>West</i>	%				23	23	23	23	23	23
Brunnen Hardwald%	m ³ /d	40'000	30'000	80'000	42'500	42'500	42'500	42'500	42'500	42'500
		30'000 bis 80'000 in 5'000er Schritten								
<i>Ost</i>	%	<i>Langfristige Betriebswerte Hardwasser AG verwenden</i>			37	37	37	37	37	37
<i>Mitte</i>	%				46	46	46	46	46	46
<i>West</i>	%				18	18	18	18	18	18
PW Auweg	m ³ /d	4'500	4'500	4'500	10'000	10'000	10'000	10'000	10'000	10'000
PW obere Hard	m ³ /d	2'700	2'700	2'700	4'100	4'100	4'100	4'100	4'100	4'100
Sanierung Feldreben	m ³ /d	3'500	3'500	3'500	7'748	13'041	11'600	11'600	11'600	11'600
<i>PW Florin</i>	m ³ /d	3500	3500	3500	5'750	5'750	5'750	5'750	5'750	5'750
<i>Br. Nordost Hoch (6 Brunnen)</i>	m ³ /d	0	0	0	864	866	866	866	866	866
<i>Br. Südwest Hoch (7 Brunnen)</i>	m ³ /d	0	0	0	1008	1011	1011	1011	1011	1011
<i>Br. Mitte Tief (11 Brunnen)</i>	m ³ /d	0	0	0	2376	3973	3973	3973	3973	3973
<i>Abstrom- sicherung (4 Brunnen)</i>	m ³ /d	0	0	0	0	1438	0	0	0	0
Clariant	m ³ /d	20'000	20'000	20'000	19'000	19'000	19'000	19'000	19'000	19'000
Novartis [*]	m ³ /d	26'000	26'000	26'000	23'000	23'000	23'000	23'000	23'000	23'000
Rheinpegel [*]	m ü. M	254.25	254.25	254.25	254.25	254.25	254.25	254.25	254.25	254.25

3.2.7.7 AUSWERTUNG DER SZENARIENMODELLIERUNG

Um eine effektive Auswertung der grossen Anzahl an Szenarien zu gewährleisten, wurde ein automatisches Ausleseprogramm in „R“ entwickelt, welches für Bereiche zwischen drei Beobachtungspunkten die horizontale Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit bestimmt. Dies geschieht unter der Annahme, dass die hydraulischen Parameter innerhalb der Fläche zwischen den drei Beobachtungspunkten homogen sind. Exemplarisch ist die Methode in Abbildung 3.28 dargestellt.

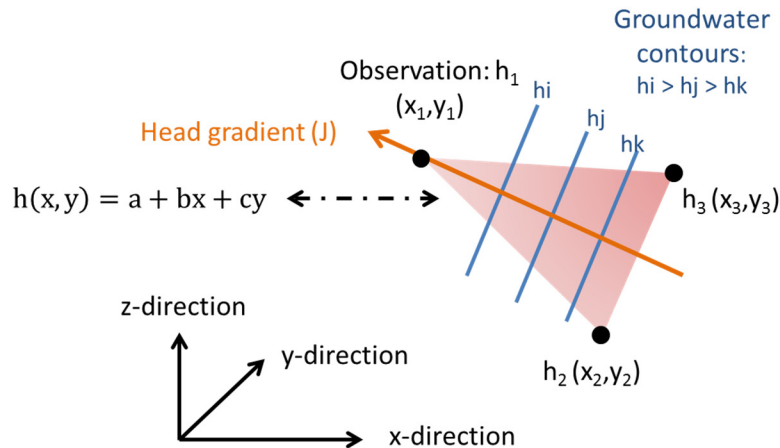


Abb. 3.28: Schematisches Konzept des automatischen Ausleseprogramms basierend auf drei Beobachtungspunkten mit x und y Koordinaten und Grundwasserspiegelmessung

Da die Position, ausgedrückt in x und y Koordinaten, bekannt ist sowie der gemessene Druckspiegel (Grundwasserspiegel, h), kann eine 2D Fläche aus drei Punkten aufgespannt werden.

$$h(x, y) = a + bx + cy \quad (4)$$

Die daraus resultierenden linearen Gleichungen können nach den Faktoren a, b und c für die x und y Koordinaten von Beobachtungspunkt $i=1, 2, 3$ aufgelöst werden.

$$\begin{aligned} h_1 &= a + bx_1 + cy_1 \\ h_2 &= a + bx_2 + cy_2 \\ h_3 &= a + bx_3 + cy_3 \end{aligned} \quad (5)$$

Da der Druckgradient (Grundwassergradient) in x bzw. y Richtung ausgedrückt werden kann als:

$$J_x = -\frac{\partial h}{\partial x} = -b \quad (6)$$

und

$$J_y = -\frac{\partial h}{\partial y} = -c \quad (7)$$

kann der Winkel des Druckgradienten (θ) als Arctangensfunktion beschrieben werden:

$$\theta = \tan^{-1}\left(\frac{c}{b}\right) = \tan^{-1}\left(\frac{J_y}{J_x}\right) = \tan^{-1}\left(\frac{\partial h / \partial y}{\partial h / \partial x}\right) \quad (8)$$

Weiterhin kann die Magnitude des Druckgradientens mit der folgenden Gleichung berechnet werden:

$$\text{abs}(J) = \sqrt{b^2 + c^2} \quad (9)$$

Das beschriebene Auswerteverfahren wurde im Hardwald an den vorhandenen GWM im und um den Hardwald angewendet. Der Zustrom zu den Trinkwasserbrunnen aus belasteten Bereichen ausserhalb des Hardwald soll vermieden werden. Nur künstlich infiltriertes Rheinwasser soll zu den Trinkwasserbrunnen strömen. Durch die Berechnung der Fliessrichtung (Winkel) kann dies unter verschiedenen Szenarien simuliert und validiert werden. Insgesamt wurden 32 Dreiecke (Fläche zwischen drei Beobachtungspunkten) aufgestellt, die in der folgenden Tabelle 3.11 und in Abbildung 3.29 dargestellt sind. Für jedes Dreieck wurde die Fliessrichtung (der Fliesswinkel) in zwei Untergruppen eingeteilt, um eine Gefährdungsbeurteilung durchzuführen. Bei einer Fliessrichtung (Winkel) Richtung Hardwald ist eine Gefährdung wahrscheinlich (roter Bereich des Kreises in Abbildung 3.29). Bei einer umgekehrten Fliessrichtung ist eine Gefährdung eher unwahrscheinlich und nur Rheininfiltrat gelangt zu den Trinkwasserbrunnen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass das automatische Auswerteverfahren von den gegebenen GWM abhängig ist und ein möglicher vertikaler Transport durch Klüfte nicht erfasst wird.

Tab. 3.11: Aufgespannte 32 Dreiecke (Fläche zwischen drei Beobachtungspunkten) im Hardwald mit optimalem Winkel (grüner Bereich). Eine Abweichung von $\pm 90^\circ$ gilt ebenso als akzeptabel (grüner Bereich des Kreises). Bei Abweichungen grösser $\pm 90^\circ$ ist eine Gefährdung wahrscheinlich (roter Bereich des Kreises).

Nr.	GWM1	GWM2	GWM3	Optimaler Winkel (Grad)
1	21.C.9	21.C.227	21.C.225	125
2	21.C.225	21.C.227	21.C.242	135
3	21.C.225	21.C.242	21.C.244	150
4	21.C.225	21.C.228	21.C.244	170
5	21.C.228	21.C.223	21.C.231	180
6	21.C.228	21.C.244	21.C.231	200
7	21.C.231	21.C.244	21.P.51	195
8	21.C.244	21.P.51	21.P.38	220
9	21.P.51	21.P.38	21.P.3	300
10	21.P.51	21.C.231	21.C.81	190
11	21.C.231	21.C.223	21.C.222	190
12	21.C.222	21.C.81	21.C.231	190
13	21.C.222	21.C.81	21.C.237	195
14	21.C.81	21.P.51	21.P.36	190
15	21.C.81	21.C.237	21.P.36	205
16	21.C.237	21.P.36	21.J.89	215
17	21.P.36	21.P.35	21.J.89	70
18	21.P.35	21.P.3	21.J.89	20
19	21.J.89	21.C.237	21.R.73	225
20	21.C.237	21.C.241	21.R.73	235
21	21.C.241	21.C.237	21.C.73	255
22	21.C.73	21.C.15	21.C.241	270
23	21.C.73	21.C.71	21.C.15	295
24	21.C.15	21.C.71	17.J.8	325
25	21.C.71	21.C.22	17.J.8	0
26	21.C.71	21.C.76	21.C.22	5
27	21.C.76	21.C.217	21.C.22	15
28	21.C.217	21.C.46	21.C.218	30
29	21.C.46	21.C.83	21.C.218	30
30	21.C.46	21.C.83	21.C.27	40
31	21.C.27	21.C.9	21.C.83	50
32	21.C.9	21.C.10	21.C.83	45

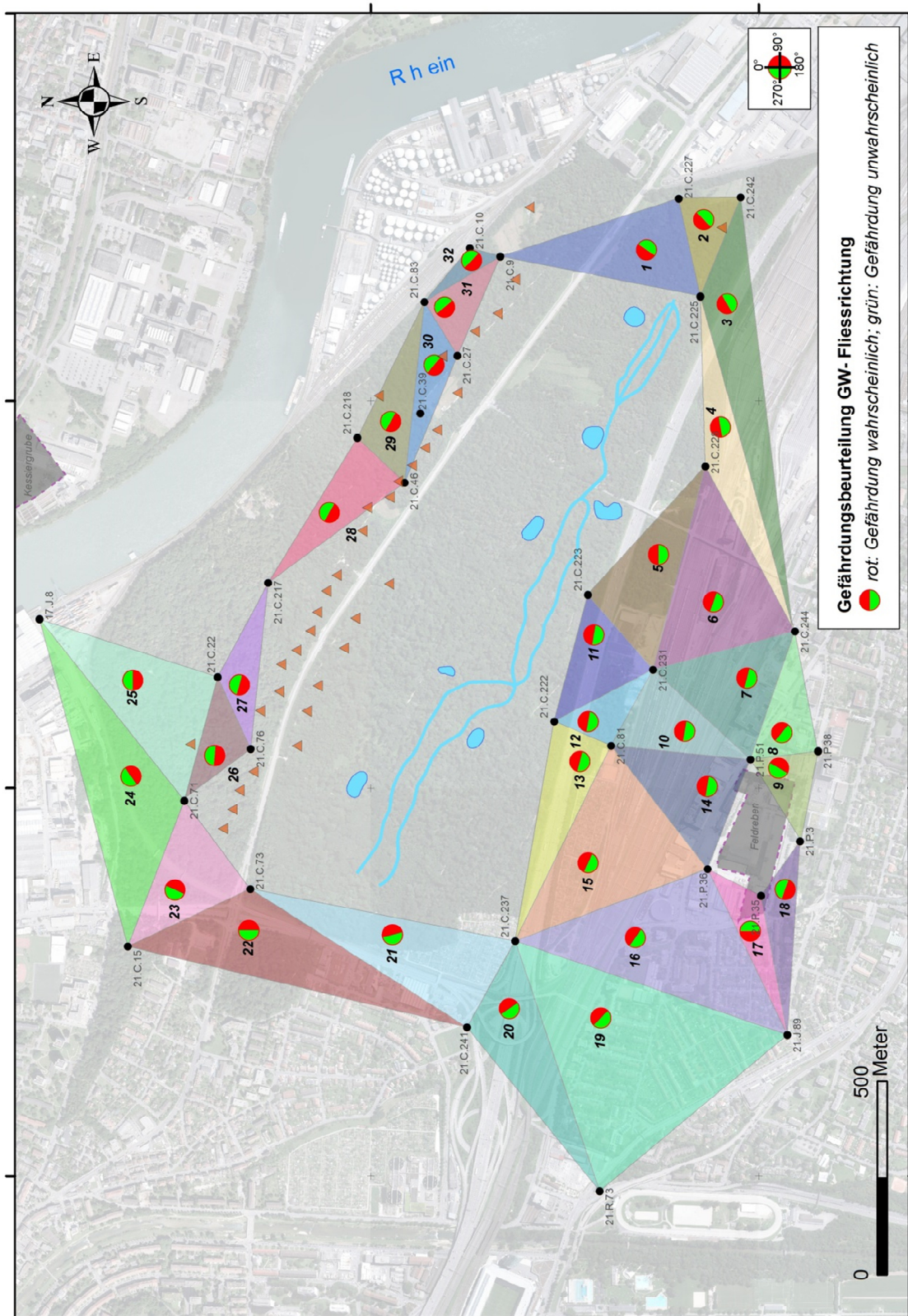


Abb. 3.29: Aufgespannte 32 Dreiecke (Fläche zwischen drei Beobachtungspunkten) im Hardwald. Für jedes Dreieck wurde die Fliessrichtung (der Fliesswinkel) in zwei Untergruppen eingeteilt, um eine Gefährdungsbeurteilung durchzuführen. Bei einer Fliessrichtung (Winkel) Richtung Hardwald ist eine Gefährdung wahrscheinlich (roter Bereich des Kreises). Bei einer umgekehrten Fliessrichtung (grüner Bereich des Kreises) ist eine Gefährdung eher unwahrscheinlich.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 ERKENNTNISSE AUS BISHERIGEN UNTERSUCHUNGEN

4.1.1 STOFFVERTEILUNG HARDWALD

Im folgenden Abschnitt werden die räumlichen Verteilungen für PER, TRI, TeCBD und HeCBD dargestellt. Die Datengrundlage sind die Ergebnisse der Stichtagsbeprobungen im November 2014 und März 2015 sowie weitere Daten aus der Kantonalen Datenbank für die Jahre 2005- 2013 (s. Abschnitt 3.2.6).

Der beobachtete Konzentrationsbereich für PER und TRI im Grundwasser liegt zwischen 0.05 bis - lokal im Bereich der ehemaligen Deponie Feldreben - 54 $\mu\text{g/L}$ sowie 0.05 bis 20 $\mu\text{g/L}$ (Abbildung 4.1). Die höchsten Konzentrationen im Untersuchungsgebiet liegen im Süden und Westen vor. Die niedrigsten Konzentrationen sind direkt im Hardwald zu finden, zwischen den Infiltrationskanälen/Weihern und der Brunnengalerie. Alle gemittelten Konzentrationen liegen hier unter 0.30 $\mu\text{g/L}$. Eine sehr ähnliche Verteilung tritt für HeCBD auf, wobei die Konzentrationen deutlich geringer sind als bei PER und TRI. Für HeCBD treten ebenfalls die höchsten Konzentrationen im Süden auf mit einem Wert um 3 $\mu\text{g/L}$, die niedrigsten Konzentrationen zwischen den Infiltrationskanälen/Weihern und der Brunnengalerie. Alle hier gemittelten Konzentrationen liegen nahe 0.01 $\mu\text{g/L}$. Leicht höhere Konzentrationen an HeCBD sind im Nordwesten gemessen worden, nördlich der Brunnengalerie. Die räumliche Verteilung der TeCBD Konzentration ist identisch zur HeCBD. Die gute räumliche Übereinstimmung zwischen den oben genannten vier Stoffen spiegelt sich auch in den berechneten Korrelationskoeffizienten wieder (Abbildung 4.2). Eine sehr hohe Korrelation von 0.84 tritt für PER und TRI auf, für PER und HeCBD wurde ein Wert von 0.67 berechnet. Die höchste Korrelation von 0.88 tritt zwischen HeCBD und TeCBD auf.

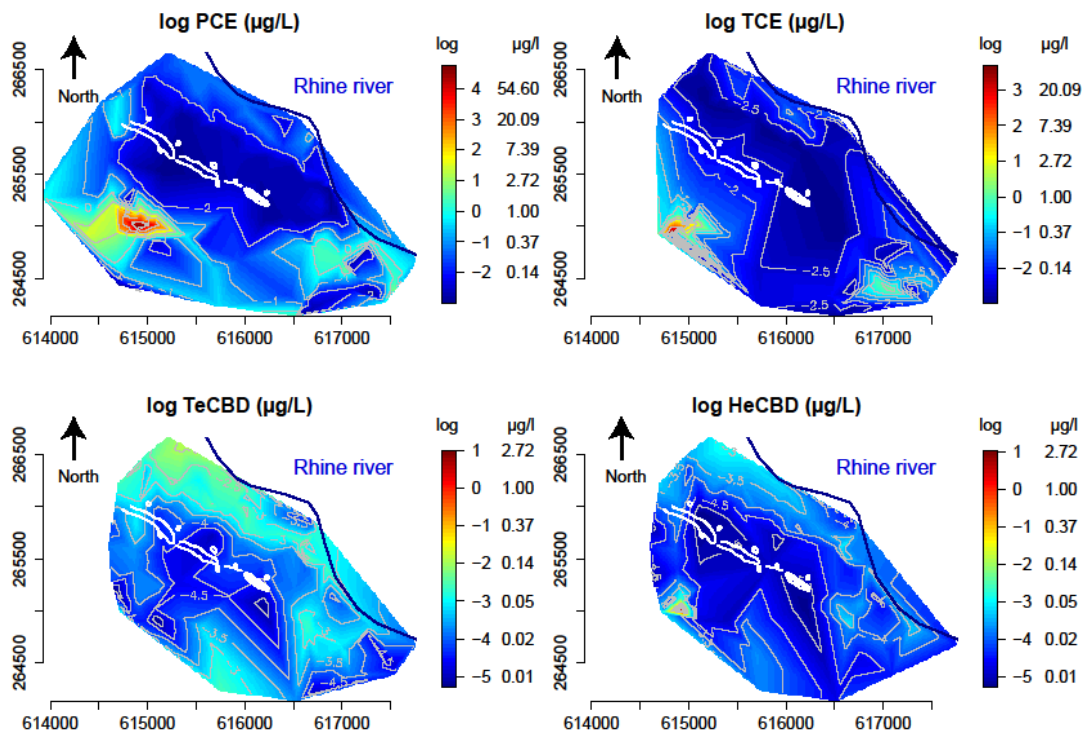


Abb. 4.1: Lineare Interpolation der log Mittelwert-Konzentrationen für PER (=PCE), TRI (=TCE), HeCBD und TeCBD von Daten des Zeitraums 2008-2015. Weisse gestrichelte Linien zeigen die Konzentrationskonturen, wohingegen die durchgezogenen weissen Linien die Infiltrationskanäle und Weiher zeigen. Die blaue Linie zeigt die Position des Rheins.

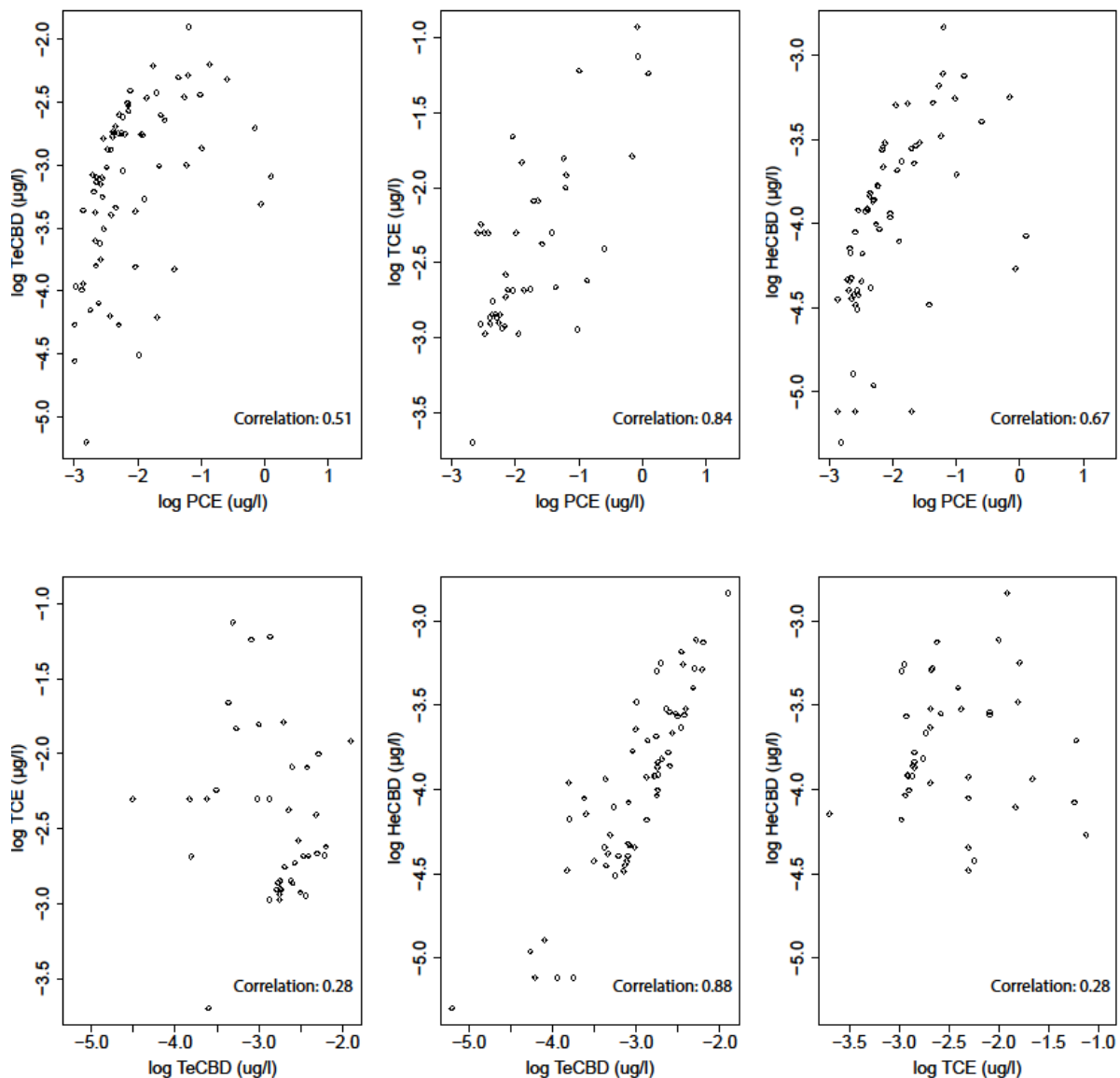


Abb. 4.2: Scatterplot mit Korrelationswerten zwischen den Konzentrationen für PER (PER), TRI (TRI), HeCBD und TeCBD.

4.1.2 BODENPROBENNAHMEN

Zusätzlich zu den eigenen Bodenprobenahmen (siehe Abschnitt Feststoffanalytik) existieren noch kantonale Daten von Bohrungen, bei denen auch eine Feststoffanalyse durchgeführt wurde (ID: SB1 bis SB9, Lage der Bohrungen siehe Abbildung 4.3). Der Fokus dieser Untersuchungen lag auf der Analyse nach PER und - in einem geringeren Probenahmenumfang - nach TRI und TeCBD. Die Bohrungen wurden bis zu einer Tiefe von 60 bis 100 m u. GOK abgeteuft (Auckenthaler et al. 2010).

Die Konzentrationen von PER variieren zwischen 0.5 bis 4.2 µg/kg (Abbildung 4.4). Die höchste Konzentration tritt an der Bohrung SB2 (21.J.102, Bohransprache „Unterer Dolomit“) in 38 m Tiefe auf, wobei in allen Tiefen PER nachgewiesen werden konnte. Die Konzentrationen für TRI sind im Mittel etwas höher und variieren zwischen 0.5 bis 4 µg/kg. Die höchste Konzentration tritt dabei an der Bohrung SB3 (21.J.103; Bohransprache „Hauptmuschelkalk“) in 50 m Tiefe auf. Höhere TRI Konzentrationen lassen sich insgesamt vor allem ab einer Tiefe von 30 m finden. In dieser Tiefe ist laut Bohransprache nicht mehr der fluviale Sand-Kies Grundwasserleiter anstehend, sondern die geologischen Einheiten Trigonodusdolomit (SB1), unterer Dolomit (SB2) sowie Hauptmuschelkalk

(SB3 und SB4). Nach Auckenthaler et al. (2010) ist die Hypothese zur Quelle der Stoffe, dass PER und TRI aus den ehemaligen Deponien stammen, wo beide Stoffe ehemals als Flüssigkeiten abgelagert worden sind. Diese DNAPLs (Dense Non-Aqueous Phase Liquids mit einer Dichte grösser als 1 g/cm³) sickerten nachfolgend gravitativ bis zu der Grundwasserbasis, wo sie bis in eine Tiefe von 100 m nachgewiesen werden konnten.



Abb. 4.3: Lokation der Bohrungen SB1 bis SB9 in Hardwald und Umgebung. Die weissen Kreise zeigen die Lokationen der verschiedenen Deponien (verändert nach Auckenthaler et al. (2010)).

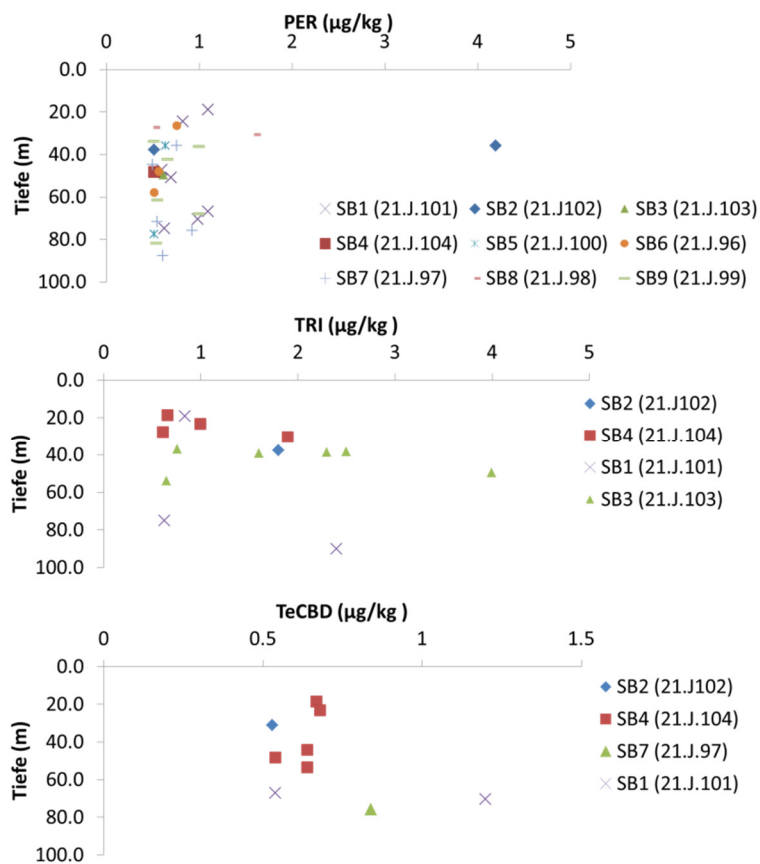


Abb. 4.4: Festkonzentrationen für PER, TRI und TeCBD in verschiedenen Tiefen aus den Bohrungen SB1 bis SB9 im Hardwald.

4.1.3 VERTEILUNG POLARE SUBSTANZEN

Abbildungen 4.5 bis 4.7 zeigen die Isolinien der Konzentrationen von von Carbamazepin, Sucralose und Acesulfam im Hardwald von Messungen aus ACW (2011). Diese Stoffe sind konstant im Rheinwasserinfiltrat vorhanden. Man erkennt die Einmischung dieser polaren, in der Literatur als nahezu persistent angesehenen Substanzen ausgehend von den Infiltrationsstellen über den gesamten Hardwald. Im Bereich der höchsten Infiltration sind auch die Konzentrationen der Stoffe am höchsten und entsprechen jener des Rheinwassers (Tabelle 4.1). Die Daten zeigen an, dass sich das infiltrierte Rheinwasser in nördlicher, südwestlicher und südöstlicher Richtung ausbreitet, in geringerem Ausmass in Richtung Westen und Nordosten. Die Konzentrationen nehmen gegen die Ränder, insbesondere gegen den westlichen und nördlichen Rand des Hardwaldes, ab. Die Konzentrationsabnahme dieser Stoffe im Westen und Norden ist höchstwahrscheinlich auf eine Mischung mit für diese Stoffe abgereicherterem Wasser zu erklären. Eine Beimischung von Muschelkalkwasser in diesen Bereichen wird auch durch andere Analysenergebnisse bestätigt.

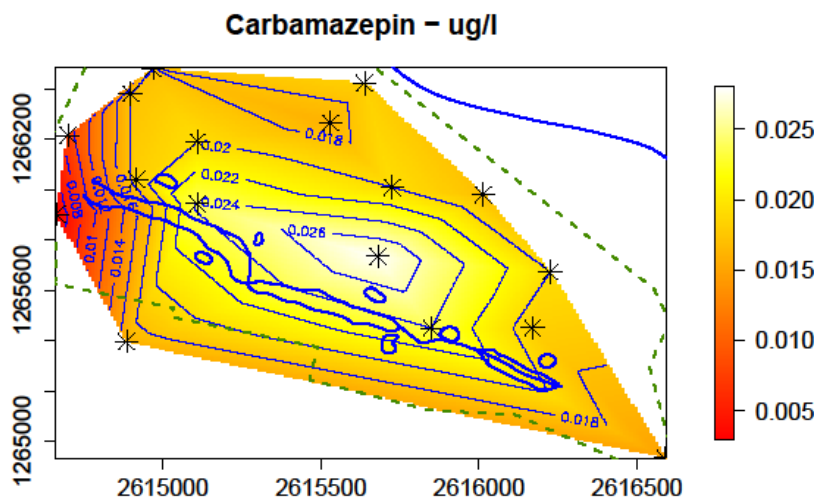


Abb. 4.5: Lineare Interpolation der Konzentrationen für Carbamazepin. Schwarze Linien zeigen die Konzentrationskonturen, wohingegen die durchgezogenen blauen Linien die Infiltrationkanäle und Weiher zeigen. Die blaue Linie im Norden zeigt die Position des Rheins.

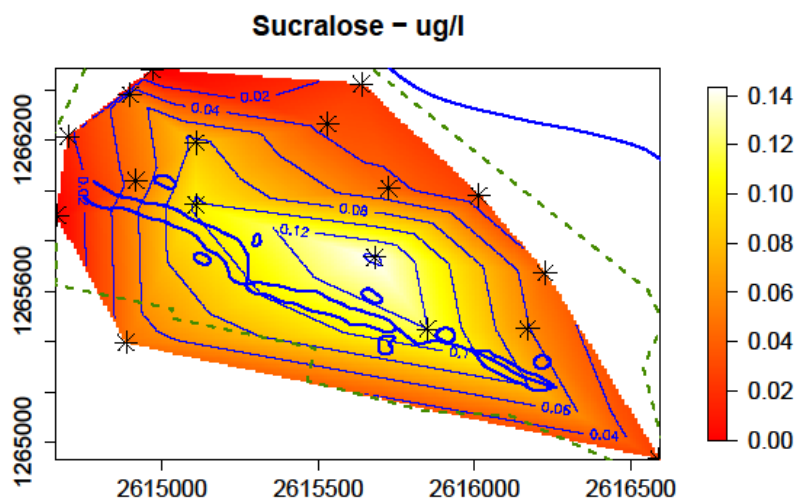


Abb. 4.6: Lineare Interpolation der Konzentrationen für Sucralose. Schwarze Linien zeigen die Konzentrationskonturen, wohingegen die durchgezogenen blauen Linien die Infiltrationkanäle und Weiher zeigen. Die blaue Linie im Norden zeigt die Position des Rheins.

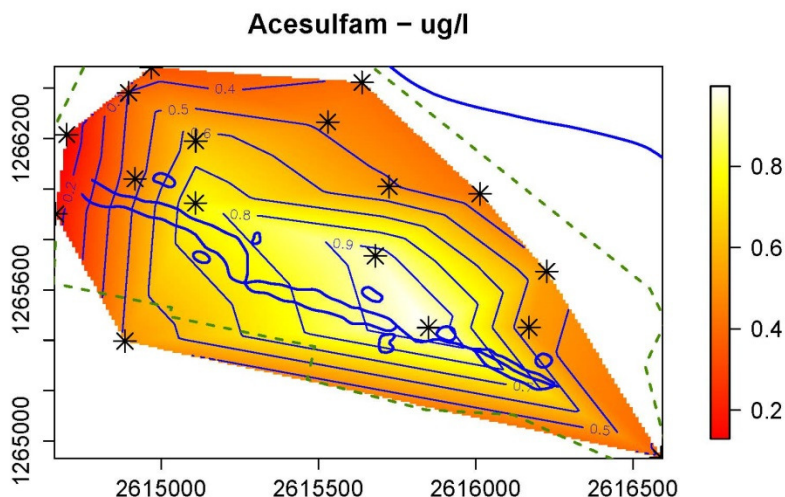


Abb. 4.7: Lineare Interpolation der Konzentrationen für Acesulfam. Schwarze Linien zeigen die Konzentrationskonturen, wohingegen die durchgezogenen blauen Linien die Infiltrationkanäle und Weiher zeigen. Die blaue Linie im Norden zeigt die Position des Rheins.

Tab. 4.1: Acesulfam, Sucralose und Carbamazepin-Konzentrationen im Hardwald (aus ACW 2011).

Labor-Code, Grundwasserstandort	Datum	Acesulfam [ng/L]	Sucralose [ng/L]	Carbamazepin [ng/L]
61347, 21 C 226	07.11.2011	389	28	16
61348, 21 C 235	07.11.2011	528	61	19
61349, 21 C 213	07.11.2011	997	120	24
61351, 21 C 234	07.11.2011	948	143	28
61354, 21 C 220	08.11.2011	468	47	19
61357, 21 C 206	08.11.2011	129	17	9
61380, 21 J 101 oben	09.11.2011	152	<20	3
61382, 21 J 101 unten	09.11.2011	180	<20	6
61383, 21 J 102 oben	09.11.2011	694	87	23
61384, 21 J 102 Mitte	09.11.2011	815	101	25
61385, 21 J 102 unten	09.11.2011	820	120	25
61388, 21 J 103 oben	10.11.2011	515	48	17
61391, 21 J 104 oben	10.11.2011	496	41	9
61394, 21 C 71	11.11.2011	343	<20	18
61395, 21 C 217	11.11.2011	475	34	17
61396, 21 C 16	11.11.2011	409	25	19
61454, 21 A 3	14.11.2011	404	51	18
61455, 21 A 18	14.11.2011	511	44	20
61456, 21 A 25	14.11.2011	422	29	18
61457, 21 A 28	14.11.2011	527	44	20
61458, 21 A 33	14.11.2011	646	85	20
61461, Rheinwasser	14.11.2011	1071	153	27

4.1.4 SCHLUSSFOLGERUNGEN BISHERIGE UNTERSUCHUNGEN

Aufgrund der grossen Anzahl an Gutachten und Berichten zum Thema Hardwald wird nachfolgend nur die für die Fragestellungen des TP 3 relevanten bisherigen Untersuchungen herangezogen. Die beschriebenen und zitierten Kernaussagen sind ausgewählten, auch in Tabelle 3.1 dargestellten Gutachten entnommen und decken thematisch drei wesentliche Bereiche ab: (1) Ursprung der im Trinkwassergewinnungsgebiet vorhandenen Spurenstoffe; (2) Situation Feldreben und (3) Modellierung des Systems Hardwald.

Leibundgut & Külls (2008) legten einen Fokus auf den hydrochemisch auffälligen Brunnen 21.A.17. Sie stellten fest, dass „die durchgeführten hydrochemischen Analysen einen Einfluss aus einer lokalen Grundwasserkomponente aufzeigen“, somit dem Brunnen auch Wasser zuströmt, welches nicht über die künstliche Rheinwasserinfiltration in das System gebracht wird. Insbesondere zeigten „[...] die Brunnen 3, 7, 17 in dieser Auswertung die größte Beeinflussung durch Mischwasser auf“.

Bezüglich der Quelle der Spurenstoffe kam mbn (2008) zu dem Schluss, dass „[d]ie Deponie Feldreben im SW des Hardwaldes [...] mit grosser Wahrscheinlichkeit die Hauptquelle für die am West- und Nordwestrand des Hardwaldes sowie in den westlichen Brunnen der Hardwasser AG nachgewiesenen chlorierten Butadiene und anderen (chlorierten) Kohlenwasserstoffe“ darstellt. Auch der Auhafen wird als vermeintliche Quelle identifiziert: „Der Auhafen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit die Quelle für die in den östlichen sowie in nördlich der Kantonsstrasse gelegenen Brunnen der Hardwasser AG und weiteren in diesem Gebiet gelegenen Messstellen nachgewiesenen Butadiene, Methansulfonanilid, N-Butyl-Benzolsulfonamid und zwei nicht identifizierten Schadstoffen“. Insgesamt wird jedoch festgehalten, dass „[d]as Risiko, dass die generellen gesetzlichen Anforderungen an Trinkwasser überschritten werden, [...] für den Normalzustand mit Rheinwasser-Infiltration und Pumpbetrieb in Schweizerhalle und des Florin-Brunnens als gering eingestuft“ wird.

In mbn (2011) wird die Bewertung auf Grundlage von neuen Erkenntnissen aus Boden- und Grundwasseranalysen erweitert und man kommt zu dem Schluss, dass „[d]emnach [...] diese Grundwasserbelastungen vorwiegend auf eine Kontamination durch den Grundwasserabstrom aus den Deponien Feldreben, Rothausstrasse und Margelacker vor Beginn der Rheinwasserinfiltration durch die Hardwasser AG ab Ende der 1950er Jahre zurückzuführen“ und „[d]ie heute im Grundwasser nachzuweisenden langlebigen, schwer abbaubaren Schadstoffe [...] zum wesentlichen Teil auf die relativ langsam ablaufende Remobilisierung der im Locker- und Festgestein vorhandenen Schadstoffreste zurückzuführen“ sind. Bezüglich der Deponie Feldreben wird festgehalten, dass „[d]ie Grundwasseranalysen im Bereich Feldreben [...] Hinweise auf die im Untergrund vorhandene CKW in Phase (DNAPL) [geben]. Aufgrund der Komplexität des Untergrundes im Bereich der Deponie Feldreben und des Alters der Belastungen ist es gut möglich, dass sich Pools mit CKW in Phase nur sehr lokal und/oder in geringem Umfang oder auch in grösserer Tiefe im geklüfteten Muschelkalk befinden“. Hierdurch wäre zwar eine lange Emissionsdauer zu erwarten, jedoch aufgrund nicht nachgewiesener hydraulischer Verbindung zwischen der Deponie und dem Trinkwassergewinnungsgebiet ohne Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung.

Bezüglich der Deponie Feldreben kommt Sieber Cassina (2007) in ihrer Gefährdungsabschätzung zu dem Schluss, dass „[g]emäss den Modellrechnungen [...] erwartet werden [kann], dass z.B. von dem heute in der Deponie Feldreben vorhandenen Trichlorethylengehalt (total ca. 488 kg) über die nächsten 100 Jahre, bei gleich bleibenden Bedingungen wie sie heute vorhanden sind, ca. 75% ausgewaschen werden und noch eine Restmasse von ca. 128 kg im Deponiekörper verbleibt“. Dennoch wird das Gefährdungspotential für das Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald als gering bewertet, denn obwohl „[i]n rund 6.3% [...] der Zeit [...] Trinkwasserfassungen mit Anteilen von Sickerwasser befrachtet sein“ könnten, „[...] liegt die Verdünnung [...] bei den TW-Fassungen Hard und Muttenz Obere Hard (Muttenz OH) mindestens bei einem Faktor von 8'800“.

Die numerischen Simulationen, in denen das Trinkwassergewinnungsgebiet modelliert wurde, erfolgten vornehmlich durch die AUG (Universität Basel), siehe auch Abschnitt 3.2.7.1. Es wurden

zahlreiche Modelle aufgesetzt und entsprechend dem fortlaufenden Erkenntnisstand angepasst, rekaliert und erneute Simulationsläufe umgesetzt. In der zuletzt durchgeführten numerischen Studie (AUG 2010) konnten mit einem instationär kalibrierten 3D Grundwassermodell „[...] konkrete Fragestellungen zur potentiellen hydraulischen Gefährdung der Trinkwasserbrunnen von Muttenz und der Hardwasser AG durch die Deponien Feldreben, Margelacker und Rothausstrasse beantwortet werden. Dabei wurde festgestellt, dass in allen vier simulierten Betriebszuständen, welche aktuell realistische hydraulische Randbedingungen darstellen, weder eine Gefährdung der Trinkwasserbrunnen der Hardwasser AG, noch derjenigen der Gemeinde Muttenz erfolgt“. Auch ein „[...] westlich-nordwestlicher Abstrom der Deponie Feldreben in das Birstal ist bei normalen Betriebszuständen und beim aktuellen Kenntnisstand des Untergrundes nicht nachzuweisen“. Insgesamt wird aus den simulierten Szenarienmodellierungen geschlussfolgert, dass „[...] ein regelmässiger Betrieb der Florinbrunnen, sowie eine kontinuierliche und gleichmässige Anreicherung im Hardwassersystem von zentraler Bedeutung sind, um einen Stofftransport zu den westlichen Brunnen der Hardwasser AG auszuschliessen“.

Zusammenfassend lassen sich aus den zitierten bisherigen Untersuchungen folgende wesentliche Erkenntnisse ziehen:

- Es konnte in keiner Studie eine aktive hydraulische Verbindung zwischen der Deponie Feldreben oder von anderen belasteten Standorten und dem Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald eindeutig nachgewiesen werden.
- Die Quelle für die Spurenstoffe PER und TRI im Trinkwassergewinnungsgebiet sind die ehemaligen Deponien. Es handelt sich um einen historischen Eintrag, welcher aus Zeiten stammt, bevor die künstliche Rheinwasser-Infiltration gestartet wurde. Heutige Befunde sind ein Resultat von Desorptions- und/oder Rückdiffusionsprozessen.
- Relativ hohe Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser führten innerhalb weniger Jahre zu einer Anreicherung im Locker und Festgestein des Hardwaldes.
- Der Eintrag von TeCBD erfolgte über die künstliche Infiltration mit Rheinwasser, als der Rhein in den 1970er Jahren hohe Konzentrationen dieses Stoffes mitführte. Die heutigen Befunde im Grundwasser sind die Folge von Desorptions- und/oder Rückdiffusionsprozessen.
- Die im Südwesten des Hardwaldes teils leicht höheren Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser sind wahrscheinlich auf die geringere Durchströmung mit Rheinwasserinfiltrat zurückzuführen.
- Sollten entsprechende Stoffe aus dem Deponiekörper über Sickerwasser eluiert werden und das Grundwasser erreichen, wäre bei einem eventuellen Transport in Richtung Trinkwasserbrunnen der Hardwasser AG eine derart hohe Verdünnung zu erwarten, dass von keiner relevanten Beeinträchtigung auszugehen wäre.
- Einige Brunnen im Westen des Hardwaldes weisen eine lokale Grundwasserkomponente auf und fördern somit nicht nur Rheinwasserinfiltrat.
- Im Normalzustand – also laufende künstliche Rheinwasser-Infiltration und Pumpbetrieb in Schweizerhalle und Florinbrunnen im Abstrom der Deponie Feldreben – ist mit keinem Zustrom zu den Trinkwasserbrunnen aus belasteten Bereichen ausserhalb des Hardwald zu rechnen.

Aus den genannten Erkenntnissen lassen sich jedoch auch Folgefragen ableiten. So bleibt offen, woher die nachgewiesene lokale Grundwasserkomponente stammt. Obwohl in mbn (2011) geschlussfolgert wurde, dass die vorhandenen Spurenstoffe vor Start der künstlichen Grundwasseranreicherung ins System eingetragen wurden, kann nach aktuellem Stand dennoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden, dass auch ein Eintrag von Spurenstoffen aus eben jenem lokalen Zustrom existiert. Auch bleibt offen, inwiefern sich eine Nutzungsänderung, resp. eine Abweichung vom „Normalzustand“ auf die Trinkwassergewinnung auswirken würde.

4.2 HYDRAULIK UND INFILTRATION

4.2.1 ALLGEMEINE BESCHREIBUNG

Wie im vorherigen Abschnitt ausgeführt, werden die aktuellen Befunde von Spurenstoffen in der Muttenzer Hard auf Desorptions- und/oder Rückdiffusionsprozesse zurückgeführt (mbn 2011). Hintergrund dieser Aussage ist, dass sich die Hydraulik im Gebiet aufgrund verschiedener anthropogener Eingriffe im Laufe der Jahre massiv änderte. Vor Beginn der Trinkwassergewinnung war der natürliche Grundwasserstrom von Süd nach Nord in Richtung des Rheins (Abbildung 4.8). Mit diesem Grundwasserstrom erfolgte auch der Eintrag der diskutierten Stoffe aus den Bereichen der südlich gelegenen Deponiekörper in den Niederterrassenschotter und die Stoffe konnten über mehrere Jahre am Grundwasserleitermaterial sorbieren.

Nach dem Bau des Kraftwerks Birsfelden, wurde der Rhein aufgestaut, was Auswirkungen auf die Strömungsrichtung des Grundwassers hatte. Die vornehmliche Strömungsrichtung war nun nicht mehr von Süd nach Nord, sondern von Südost nach Nordwest. Hierdurch entstand nun auch ein Zustrom von Grundwasser aus dem Bereich Industriegebiet Schweizerhalle.

Die ersten Trinkwasserbrunnen im Hardwald gingen 1956 in Betrieb. Durch massive Trinkwasserverunreinigungen mit chemischen Schadstoffen wurde rasch klar, dass die Trinkwasserproduktion in diesem Gebiet ohne künstliche Rheinwasserinfiltration, also dem Aufbau eines „Grundwasserbergs“, der die industriellen Verunreinigungen des Grundwassers zurückdrängt, nicht möglich ist. Mit Beginn der künstlichen Grundwasseranreicherung im Jahr 1958 und der Versickerung von etwa der doppelten Menge an Infiltrat im Vergleich zur Entnahmemenge, bildete sich die noch heute bestehende hydraulische Situation aus, bei der sich im zentralen Bereich des Hardwald ein „Grundwasserberg“ ausbildete, welcher als hydraulische Barriere gegenüber den Randeinflüssen wirkt (Abbildung 4.9).

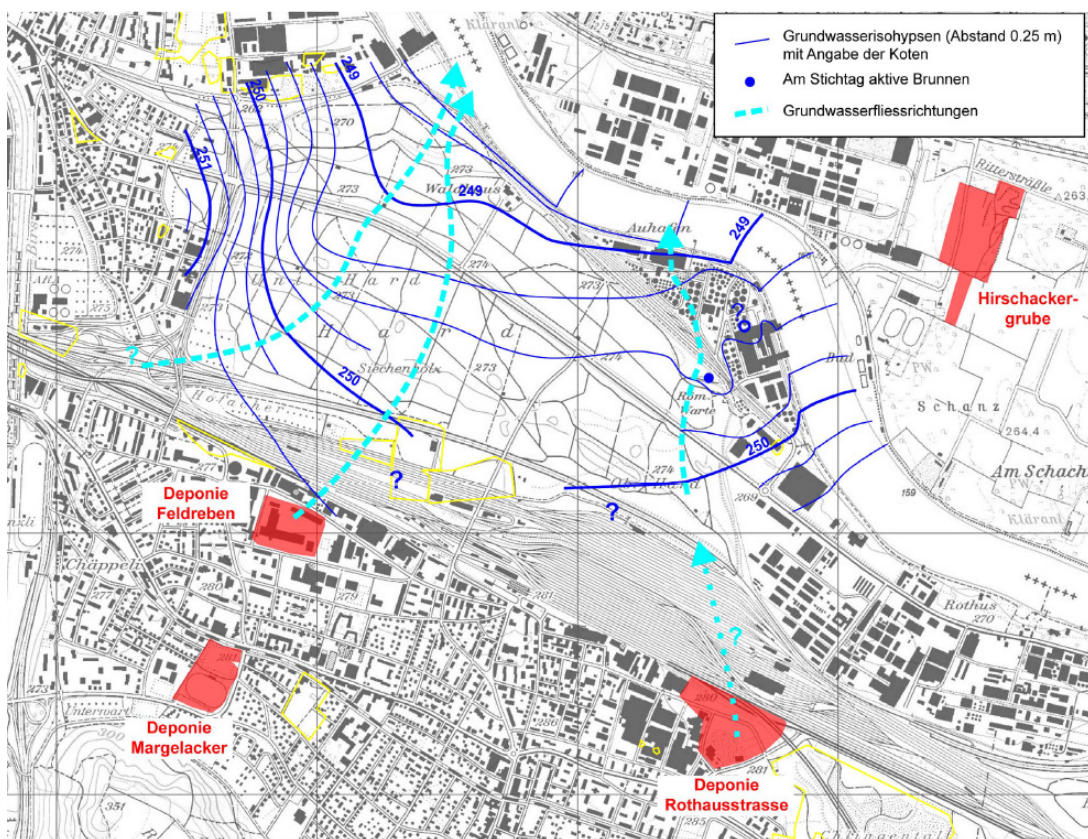


Abb. 4.8: Grundwasserisolinien und vermutete Grundwasserfließrichtungen am 30.03.1953 (mbn 2009).

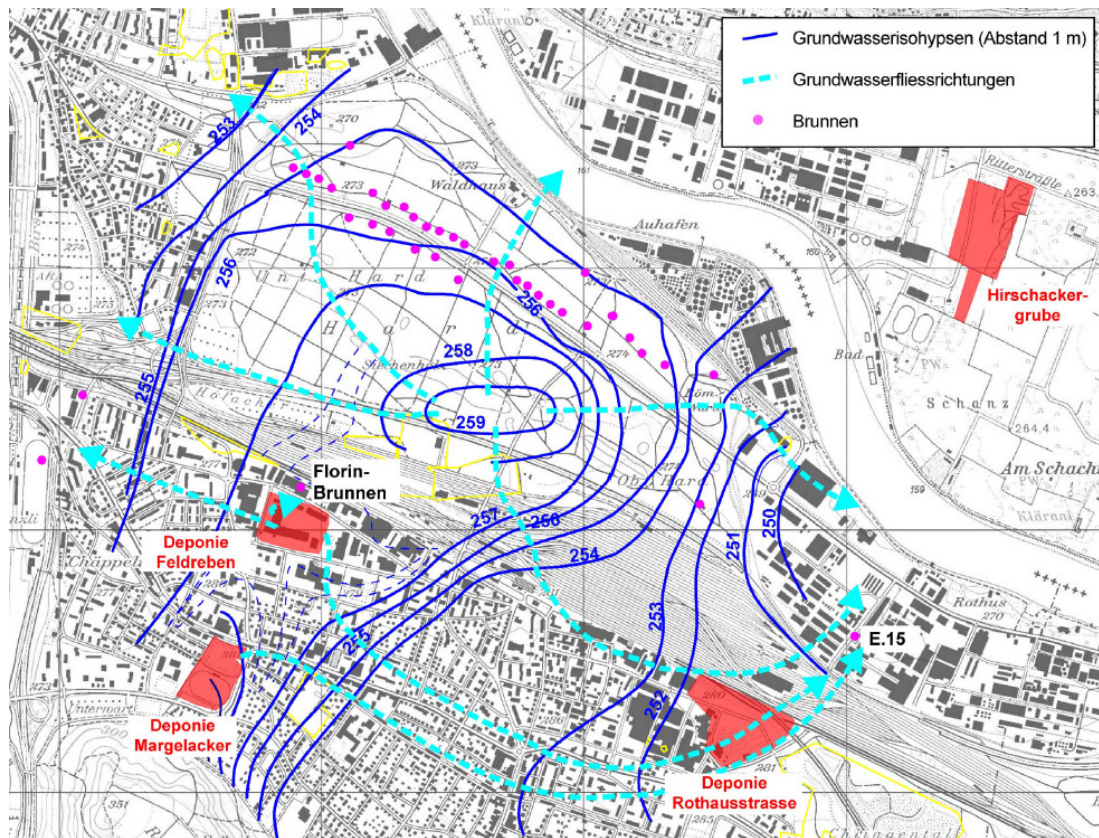


Abb. 4.9: Heutige Grundwasserisolinien und vermutete Grundwasserflussrichtungen (mbn 2009).

4.2.2 INFILTRATIONSMESSUNGEN / P-Q-BEZIEHUNGEN

An ausgewählten Punkten des Kanalsystems (s.a. Abbildung 3.1) wurden Messungen der Pegelstände und des Abflusses durchgeführt, um eine p-Q-Beziehung zu erstellen. Exemplarisch wird nachfolgend die p-Q Beziehung für die Pegelmesslatte ASA (Abbildung 4.10) beschrieben. Die lineare Regression zwischen Pegelständen und Einzelabflussmessungen ergab einen hohen Korrelationskoeffizienten von 0.94, was einer sehr guten Regression entspricht. Die berechnete Zeitreihe des Abflusses Q, basierend auf der p-Q Beziehung, zeigt einen Mittelwert von $0.29 \text{ m}^3/\text{s}$ und variiert dabei zwischen 0.22 und $0.37 \text{ m}^3/\text{Sekunde}$.

Aufgrund der derart berechneten Zeitreihen der einzelnen Pegel konnte eine einfache Massenbilanz für die Abschnitte zwischen den Pegeln berechnet werden, um die Infiltration zwischen den Pegellatten und Weihern zu quantifizieren. Das Ergebnis der Massenbilanzrechnung ist grafisch in Abbildung 4.11 dargestellt. Die höchsten Infiltrationsraten finden sich im Bereich von Weiher 6 (Streckenabschnitt: Kanal EZ2 und Weiher 6), gefolgt vom Weiher 5 (Streckenabschnitt: Kanal ESC und Weiher 5). Diese beiden östlich gelegenen Weihern dominieren klar das Infiltrationsregime. Im westlichen Teil der künstlichen Infiltrationskanäle und Weihern ist die Infiltrationsrate deutlich geringer. Diese Ergebnisse decken sich sehr gut mit Ergebnissen aus früheren Studien. Die Infiltrationsraten sind relativ stabil und die Beschreibung durch den langjährigen Mittelwert scheint zulässig zu sein, obwohl kleinere zeitliche Variationen in den einzelnen Kanälen und Weihern auftreten.

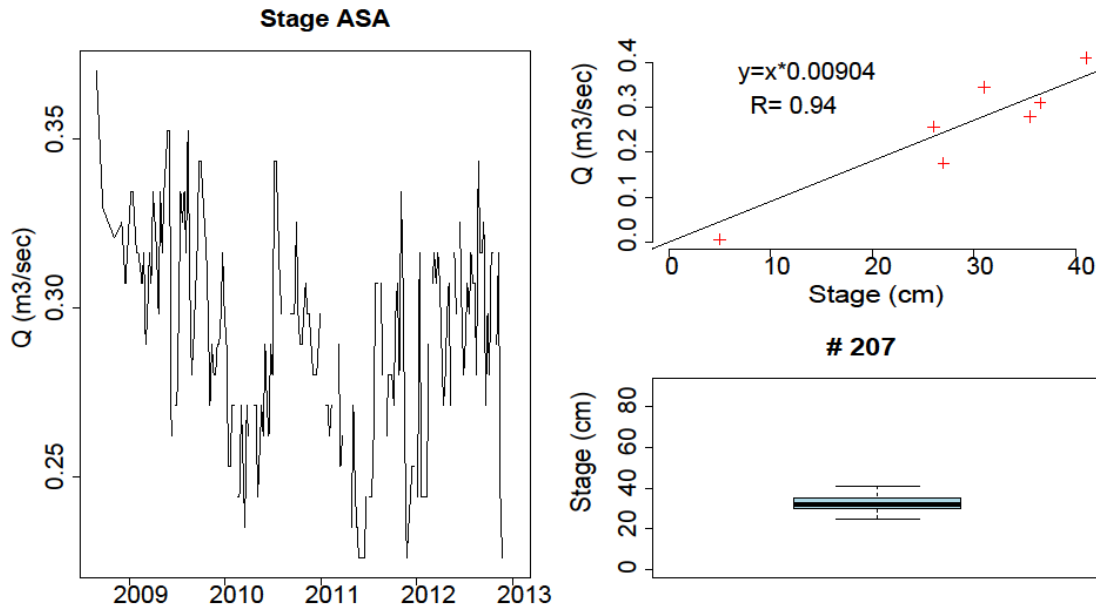


Abb. 4.10: p - Q Beziehung mit linearer Regressionsgleichung sowie Korrelationskoeffizienten R (oben rechts); Boxplot der wöchentlich gemessenen Pegelstände ($n=207$) der Hardwasser AG zwischen August 2008 und Juli 2013 (unten rechts). Die berechnete Zeitreihe des Abfluss Q ist links abgebildet.

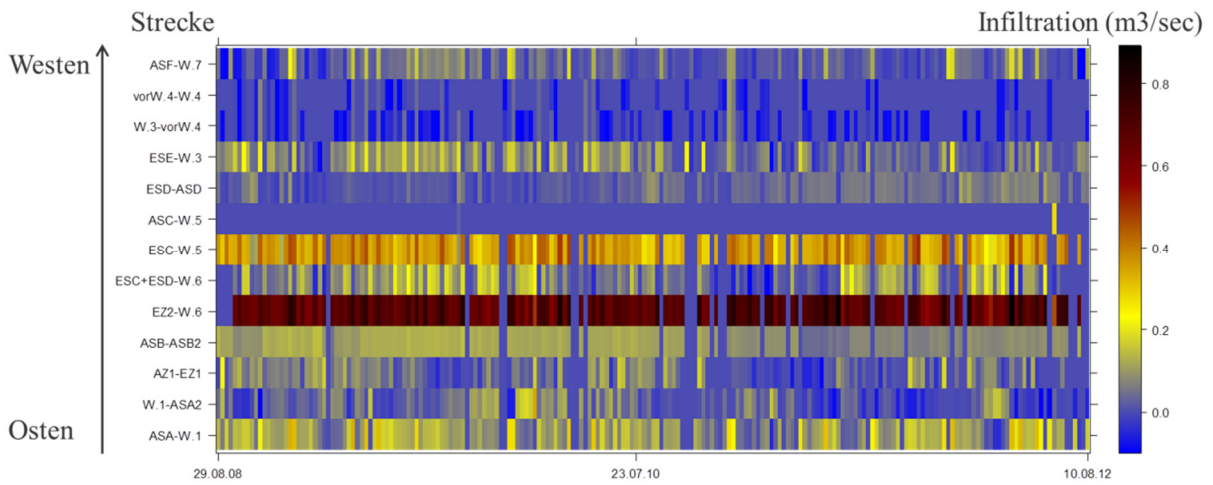


Abb. 4.11: Infiltrationsraten für die einzelnen Streckabschnitte zwischen Oberflächenpegeln und Weihern im Hardwald sowie räumliche (Ost-West) Einteilung. Blaue Farben zeigen eine geringe Infiltration wohingegen dunkelrote Farben eine hohe Infiltrationsrate aufzeigen. Die genaue Position der Weiher und Kanäle ist in Abb. 3.1 dargestellt.

4.2.3 MARKIERVERSUCH

Zur Bestimmung von Fließrichtungen- und Aufenthaltszeiten erfolgte im Zuge des DPV die Injektion zweier Markierstoffe (Uranin und Naphtionat, s. Abschnitt 3.2.5). Die Eingabe der Markierstoffe geschah am 11.01.2016 um 16 Uhr (entspricht dem Versuchsstart bzw. $t_0 = 0$).

Nachfolgend werden zunächst die Durchbruchkurven der in verschiedenen Tiefen verfilterten Messstellengruppen Cluster 1 (nahe Brunnen 21.A.17) und Cluster 2 (nahe Infiltration) gezeigt und diskutiert. Neben der Frage nach Aufenthaltszeiten und Fließrichtungen steht hier insbesondere die Frage nach der Durchmischungstiefe im Vordergrund. Es stellt sich die Frage, bis zu welcher Tiefe das infiltrierte Wasser mit den Markierstoffen nachgewiesen werden kann.

4.2.3.1 TIEFENORIENTIERTE BEPROBUNGEN

In den Durchbruchkurven für Cluster 2 nahe der Infiltration ist eine Tiefengradierung zu beobachten (Abbildung 4.12). Die höchsten Konzentrationen wurden in der obersten Messstelle 21.J.111 gemessen (Erstaufreten von Uranin nach etwa 3 Tagen und maximale Konzentration nach etwa 4 Tagen). Die geringsten Konzentrationen in Cluster 2 wurden in der tiefsten Messstelle 21.J.109 nachgewiesen. Hier liegt ein Erstaufreten von Uranin nach etwa 3 Tagen und eine maximale Konzentration nach etwa 8 Tagen vor.

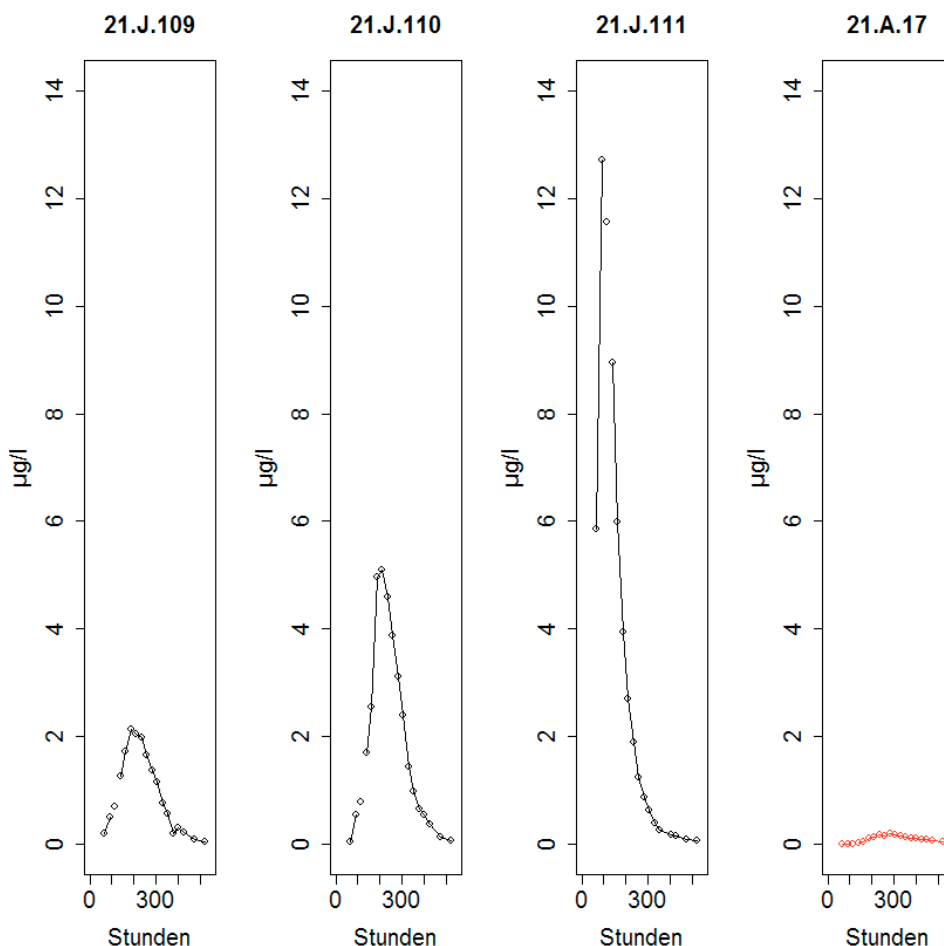


Abb. 4.12: Durchbruchkurven von Uranin im Cluster 2 und Brunnen 21.A.17. Gemittelte Tiefe der Filterstrecken der GWM: 21.J.109 – 242.76 m ü. M, 21.J.110 – 248.03 m ü. M, 21.J.111 – 253.71 m ü. M.

Die Uraninkonzentrationen in Cluster 1 nahe Brunnen 21.A.17 sind mehr als eine Größenordnung niedriger als in Cluster 2. Dennoch lässt sich in den Durchbruchkurven für Cluster 1 ebenfalls eine Tiefengradierung erkennen (Abbildung 4.13). Die höchsten Konzentrationen sind dabei - wie bei Cluster 2 - in der obersten Messstelle (21.J.108) gemessen worden (Erstaufreten von Uranin von ca. 4 Tagen und maximale Konzentration nach etwa 11 Tagen). Die geringsten Konzentrationen in Cluster 1 wurden in der tiefsten Messstelle 21.J.105 festgestellt. Hier liegt ein Erstaufreten von Uranin nach etwa 5 Tagen und eine maximale Konzentration nach ca. 12 Tagen vor. Die Konzentrationen im Brunnen 21.A.17 sowie das Erstaufreten von Uranin nach etwa 5 Tagen und eine maximale Konzentration nach etwa 12 Tagen entsprechen eher dem Verhalten von den tieferen GWM (21.J.105 und 21.J.106). Vergleichbare Ergebnisse wurden auch bei der Betrachtung der Naphthionat-Durchbruchkurven erzielt.

Die Ergebnisse belegen, dass sich der Einfluss des Infiltrats bis in die tiefsten beprobten Bereiche nachweisen lässt. Ein Eintrag einer Kontamination über das Infiltrat würde somit den gesamten Niederterrassenschotter beeinträchtigen. Gleichwohl zeigen die Konzentrationshöhen in den einzelnen GWM deutliche Unterschiede. Maximale Konzentrationen der Markierstoffe wurden in den obersten verfilterten GWM nachgewiesen, niedrigste Konzentrationen in den tiefsten verfilterten GWM. Diese Verteilung des Tracers ist typisch für die Eingabe in einem Dirac Impuls (Tracereingabe über sehr kurzen Zeitraum). Die vertikale Durchmischung innerhalb des Aquifers ist deutlich schlechter als die laterale. Somit schichten sich die jüngsten Wässer bei den kurzen Fließzeiten bis zu den Trinkwasserbrunnen hauptsächlich oben ein.

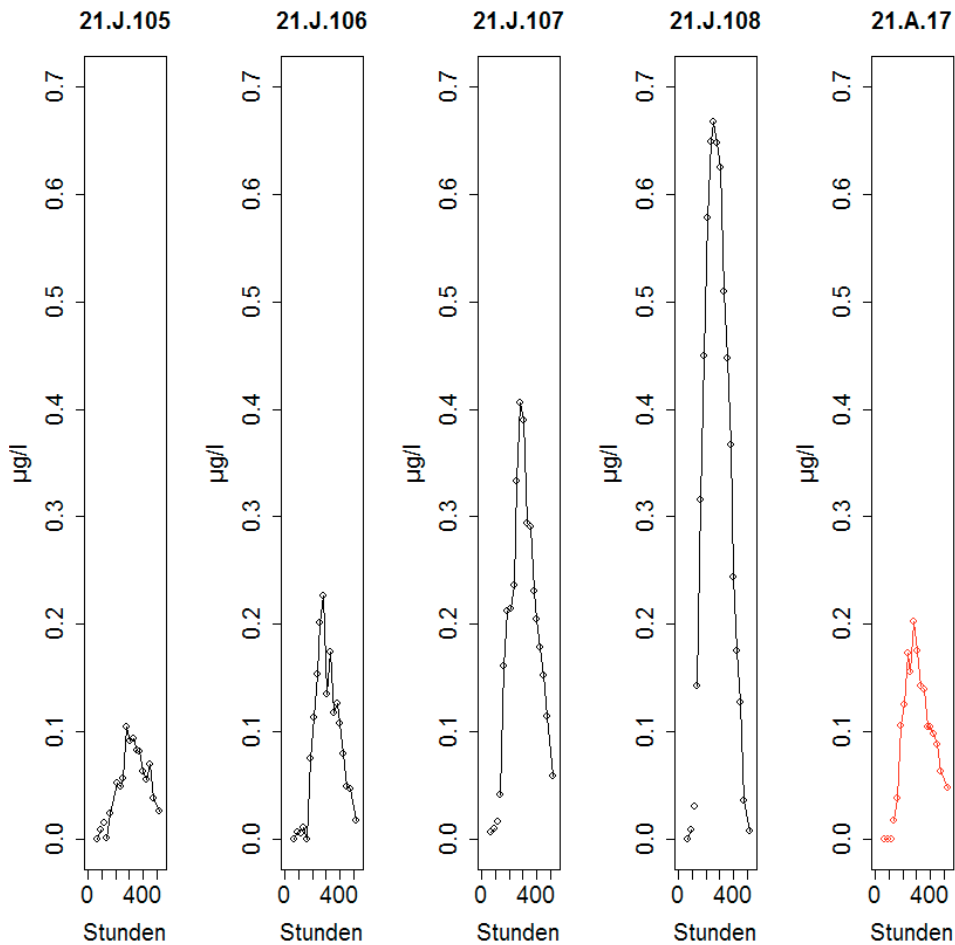


Abb. 4.13: Durchbruchkurven von Uranin im Cluster 1 und Brunnen 17. Gemittelte Tiefe der Filterstrecken der GWM: 21.J.105 – 232 m ü. M, 21.J.106 – 240.14 m ü. M, 21.J.107 – 245.39 m ü. M, 21.J.108 – 251.48 m ü. M.

4.2.3.2 GRUNDWASSERAUFENTHALTSZEITEN AUS MARKIERVERSUCH

Um eine systematische Auswertung des Erstauftretens und des Durchbruchs der maximalen Konzentration in den verschiedenen GWM und Brunnen mit einer vollständigen Zeitreihe zu gewährleisten, wurden die Durchbruchkurven mit dem Modell TRAC gefittet. Exemplarisch ist die Durchbruchkurve von Uranin (oben) und Naphtionat (unten) für Brunnen 21.A.17 in Abbildung 4.14 dargestellt. Generell konnte eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell und gemessenen Konzentrationen erzielt werden.

Aus den Zeitreihen konnte das Erstauftreten für mehrere Brunnen und auch für die beiden Cluster bestimmt werden. Diese sind in Tabelle 4.2 angegeben. Für alle Brunnen liegt die Zeit, an der die maximale Konzentration auftritt, ausserhalb der 10 Tages-Linie. Die entsprechenden Anforderungen an die Schutzzone S2 werden somit erfüllt (BAFU 2012).

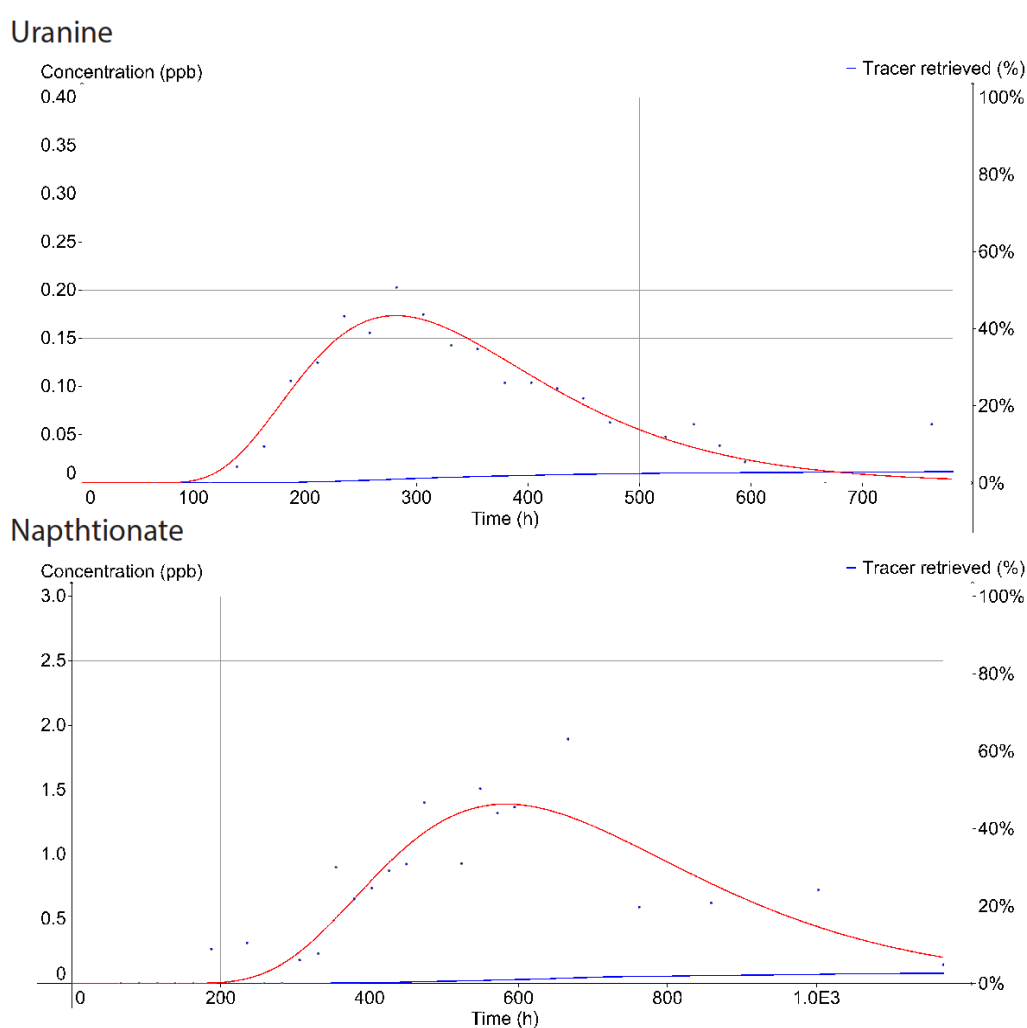


Abb. 4.14: Durchbruchkurve von Uranin (oben) und Naphtionat (unten) für Brunnen 21.A.17. In Rot ist die gefittete Durchbruchkurve angegeben. Blaue Punkte zeigen die einzelnen Messungen von Uranin und Naphtionat und die blaue Linie zeigt auf der rechten Y-Achse die Wiederfindungsrate des Markierstoffs im Brunnen 21.A.17.

Tab. 4.2: *Erstaufreten, Zeitpunkt der maximalen Konzentration von Uranin und Naphtionat sowie Maximalkonzentration für ausgewählte Brunnen (kursive Schrift) und den Clustern 1 und 2.*

Markierstoff	ID	Erstaufreten	Peakmaximum	Konzentration zum Peakmaximum
		[d]	[d]	[µg/L]
Naphtionat	<i>21.A.12</i>	<i>7.8</i>	<i>24</i>	<i>0.90</i>
	<i>21.A.15</i>	<i>7.8</i>	<i>24</i>	<i>2.38</i>
	<i>21.A.31</i>	<i>6</i>	<i>14</i>	<i>5.00</i>
	<i>21.A.17</i>	<i>7</i>	<i>28</i>	<i>1.90</i>
	21.J.109	3.8	10.8	4.40
	21.J.110	3.8	10.8	3.37
	21.J.111	2.8	8.8	5.14
	21.J.105	11.8	18.7	1.16
	21.J.106	11.8	16.8	1.38
	21.J.107	6.8	18.8	1.55
21.J.108	8.8	17.8	1.75	
Uranin	<i>21.A.17</i>	<i>5</i>	<i>12</i>	<i>0.20</i>
	<i>21.A.20</i>	<i>0.55</i>	<i>13</i>	<i>1.77</i>
	<i>21.A.21</i>	<i>0.32</i>	<i>10</i>	<i>2.48</i>
	<i>21.A.22</i>	<i>1.6</i>	<i>10</i>	<i>3.42</i>
	<i>21.A.23</i>	<i>0.75</i>	<i>14</i>	<i>1.64</i>
	21.J.109	2.8	7.8	2.13
	21.J.110	2.8	7.8	5.09
	21.J.111	2.8	3.8	12.7
	21.J.105	4.8	11.8	0.10
	21.J.106	3.8	11.8	0.23
21.J.107	2.7	11.8	0.41	
21.J.108	3.8	10.8	0.67	

4.2.3.3 GRUNDWASSERFLIESSRICHTUNG

Abgesehen von den bestimmten Verweilzeiten wurde die Fließrichtung vom Kanal C (Naphtionat) und Weiher 5 (Uranin) bestimmt. Hierbei zeigen sich zwei wesentliche Fließrichtungen, die zu unterscheiden sind. Uranin (Eingabe in Weiher 5) wurde im Wesentlichen in östlich von Brunnen 21.A.17 gelegenen Brunnen nachgewiesen (Abbildung 4.15). Der umgekehrte Fall zeigt sich bei Naphtionat (Abbildung 4.16), welches hauptsächlich in westlicher Richtung und entsprechend in allen Brunnen westlich von Brunnen 21.A.17 nachgewiesen werden konnte.

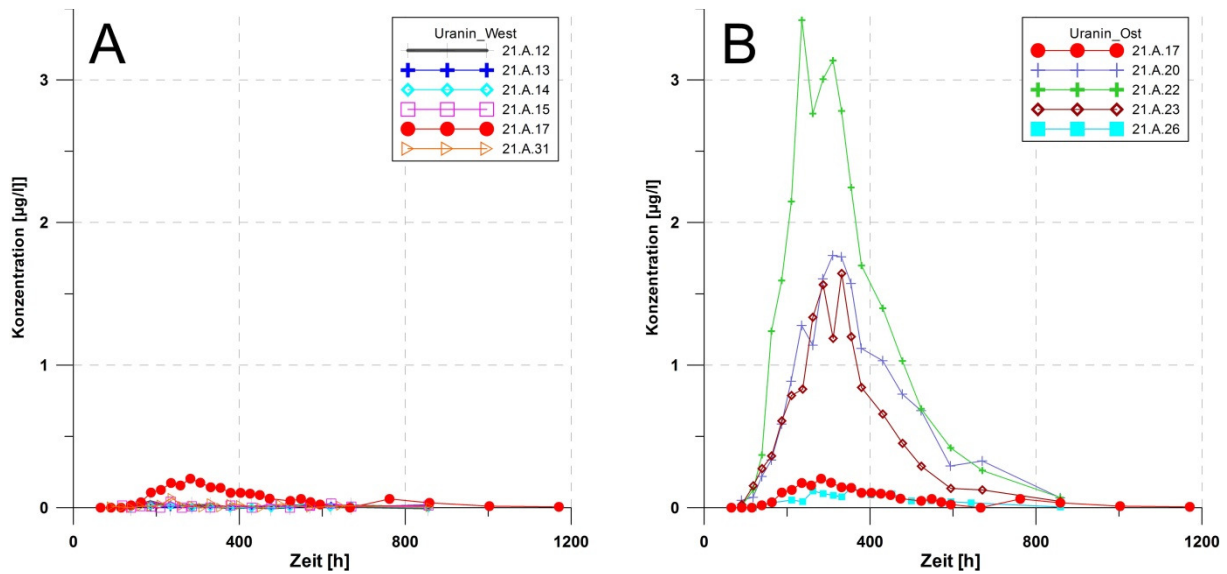


Abb. 4.15: Durchbruchkurve von Uranin für mehrere Brunnen der Brunnengalerie, aufgeteilt in westlich (A) und östlich (B) gelegene Brunnen von Brunnen 21.A.17.

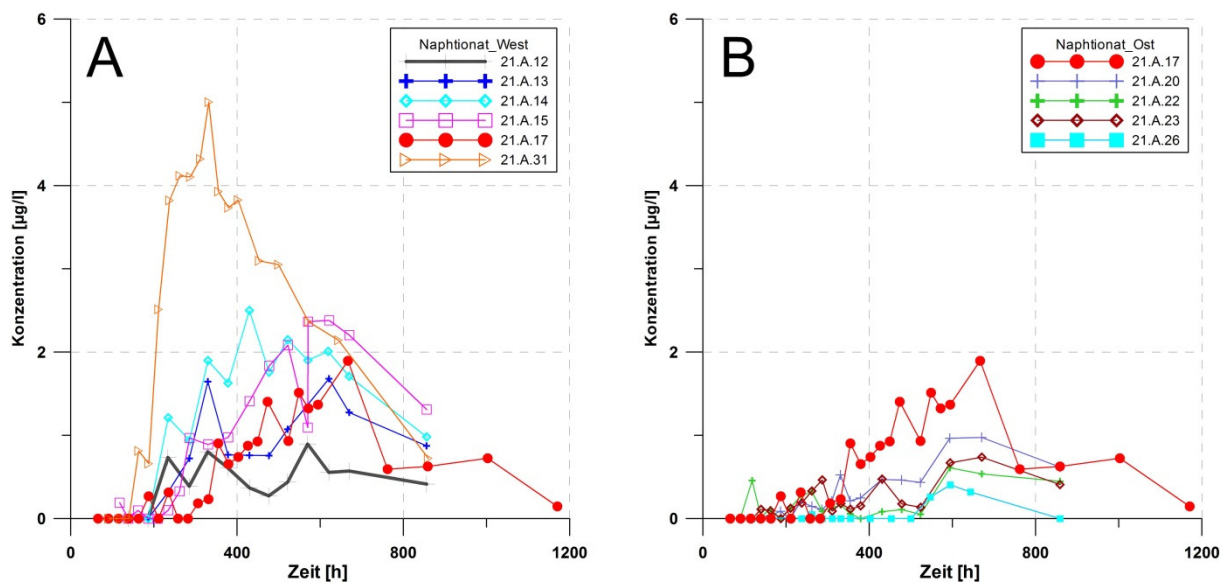


Abb. 4.16: Durchbruchkurve von Naphtionat für mehrere Brunnen der Brunnengalerie, aufgeteilt in westlich (A) und östlich (B) gelegene Brunnen von Brunnen 21.A.17.

Die beschriebenen Fließrichtungen sind zusammen mit dem Grundwasserspiegel (Stichtag: 11.01.2016; Tag der Eingabe der Markierstoffe) schematisch in Abbildung 4.17 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Fließrichtungen des Infiltrats dem hydraulischen Gradienten folgen und somit der hydraulische Gradient als sehr guter Proxy für den Transport von Stoffen angesehen werden kann, welche über die Infiltration in das System eingetragen werden.

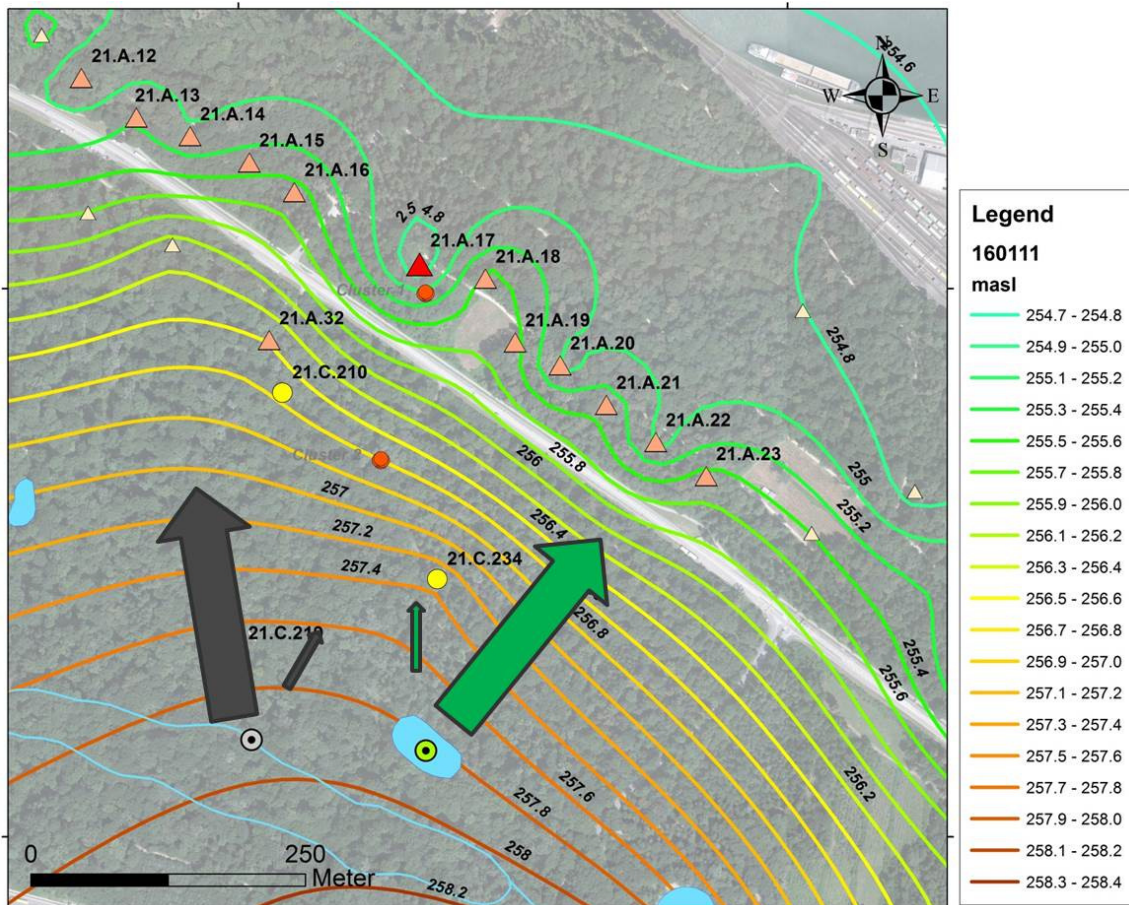


Abb. 4.17: Schematische Darstellung der Hauptflussrichtungen von Uranin nach Nordost (größerer grüner Pfeil) und zu einem deutlich kleineren Teil in nördlicher Richtung (kleiner grüner Pfeil), sowie Darstellung der Hauptflussrichtungen von Naphtionat nach Nord-Nordwest und zu einem deutlich kleineren Teil Richtung Nordost. Isolinien des Grundwasserstands für den Stichtag 11.01.2016 (Tag der Eingabe der Markierstoffe).

4.2.4 GRUNDWASSERAUFENTHALTSZEITEN AUS TEMPERATURDATEN

Wie im Abschnitt 3.2.6.2 ausgeführt, wurden Temperaturdaten vom Rheininfiltrat und von Brunnen von der Hardwasser AG gemessen. Die Abschätzung von Verweilzeiten des Wassers zwischen der Infiltration und den Brunnen kann mittels der Phasenverschiebungen zwischen den jeweiligen Temperatursignalen und unter Einbezug der Retardierung von Temperaturen im Grundwassersediment abgeleitet werden.

Die ermittelten Verweilzeiten liegen insgesamt zwischen 15 bis 60 Tagen (65 bis maximal 267 Tage ohne Berücksichtigung der Retardierung des Temperatursignals), mit einem Mittelwert von 30 Tagen (131 Tage ohne Retardierung, Tabelle 4.3). Diese Werte zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den bestimmten Verweilzeiten aus dem Markierversuch. Exemplarisch kann Brunnen 21.A.17 hier genannt werden. Die mittlere Verweilzeit basierend auf den Temperaturdaten wurde hier mit 32 Tagen bestimmt. Mit Hilfe des Markierungsstoffs Naphtionat wurde eine mittlere Zeit von 28 Tagen bestimmt und mit Uranin 18 Tagen. Im Vergleich zwischen den genannten Verweilzeiten muss grundsätzlich beachtet werden, dass der Markierstoff eine Momentaufnahme der Verweilzeit zeigt, wohingegen die Verweilzeit, welche aus den Temperaturdaten ermittelt wird, eine über verschiedene hydraulische Zustände gemittelte Zeit widerspiegelt. Weiterhin erfolgte die Eingabe der Markierstoffe als Punkteingabe an definierten Stellen der Infiltrationsanlage. Demgegenüber wird das Temperatursignal mit dem Infiltrat über die gesamte Anreicherungsanlage (Kanäle und Weiher) in das System eingespeist. Weiterhin wird der Transport eines Markierstoffs im Untergrund zudem viel stärker von präferentiellen Fließwegen, d.h. Bereiche mit höherer hydraulischer Leitfähigkeit, beeinflusst (Seibert et al. 2014; Vandenbohede and Van Houtte 2012; Engeler et al. 2011; Nutzmann et al. 2014).

Tab. 4.3: Phasenverschiebungen für ausgewählte Brunnen der Brunnengalerie sowie berechnete Verweilzeiten (V_w) bei Berücksichtigung der Retardierung von Temperaturen im Grundwassersediment (R_i). Reihenfolge der Brunnen von West nach Ost.

Brunnen 21.A.													
	2	4	5	7	30	16	17	18	19	25	24	29	21
Phasenverschiebung (Tage)	167	101	65	241	85	106	142	126	104	267	92	108	105
Verweilzeiten bei Berücksichtigung der Retardierung von Temperaturen	38	23	15	54	19	24	32	28	23	60	21	24	24

Wie bereits im Abschnitt 3.2.6.2 erwähnt, kann der Steigungskoeffizient „a“ aus der linearen Regression als Dämpfung der Amplitude verstanden werden. Werte von 1 für „a“ zeigen, dass keine Dämpfung stattfand, wohingegen Werte kleiner 1 eine Dämpfung des Signals zeigen. Die kleinsten Werte für „a“ (0.01) wurden für Brunnen 21.A.2 im Westen der Brunnengalerie berechnet (Tabelle 4.4). Wie auch schon in den Rohdaten zu sehen, ist der Temperaturverlauf im Grundwasser bei 21.A.2 sehr stabil und zeigt keine Reaktion auf das Infiltrat bei unterschiedlicher Temperatur (Abbildung 3.9). Hier scheint es, auch aufgrund anderer Analysenresultate, als ob die regionale Wasserkomponente deutlich dominiert. Niedrige Werte wurden auch für Brunnen 21.A.25 ($a = 0.09$) und Brunnen 21.A.7 ($a = 0.13$) bestimmt. Beide Brunnen liegen am nördlichsten Rand innerhalb der Brunnengalerie. Die höchsten Werte wurden für Brunnen 21.A.30 ($a = 0.49$) und Brunnen 21.A.19 ($a = 0.45$) berechnet. Diese letzten Brunnen zeigen in den geochemischen Analysen und Spurenstoffanalysen keine Mischungsprozesse an.

Tab. 4.4: Regressionskoeffizienten „a“ (Steigung) für die lineare Regression zwischen Temperaturzeitreihen der Brunnen und der Temperaturdaten des Infiltrats.

Brunnen 21.A.													
Regression-Koeffizient	2	4	5	7	30	16	17	18	19	25	24	29	21
Steigung a	0.01	0.25	0.32	0.13	0.49	0.39	0.30	0.37	0.45	0.09	0.39	0.23	0.41

4.2.5 AMPS - DATEN

AMPS (2-Acrylamido-2-methylpropansulfonsäure) ist eine synthetische Verbindung, die gut wasserlöslich ist. AMPS wird in den verschiedensten Bereichen verwendet; als Betonverflüssiger, im Pflanzenschutz bis zu Anwendung in Farben und Lacke. AMPS wurde im Rhein und auch in beprobten Brunnen sowie im Grundwasser nach der Aktivkohleinfiltation nachgewiesen. AMPS kann als Markierstoff angesehen werden, um Verteilungen und Grundwasseraufenthaltszeiten zu bestimmen. Im Vergleich zu den lokal eingespeisten Markierstoffen Uranin (Weiher 5) und Naphtionat (Kanal) wurde AMPS über das gesamte Infiltrationssystem ins Grundwasser eingetragen. In Abbildung 4.18 ist der Konzentrationsverlauf im Rhein und in den Trinkwasserbrunnen dargestellt. Deutlich ist ein Durchbruch bei allen Brunnen zu verzeichnen. Der Brunnen 21.A.2, im Westen vom Hardwald gelegen, zeigt einen deutlich verzögerten Anstieg und tiefere Konzentrationen im Vergleich zu allen anderen Brunnen. Deutlich zeigt sich auch, dass AMPS in vergleichbarer Konzentration nach der Aktivkohlefiltration auftritt. Aufgrund des schnellen Erstauftretens (<10 Tage) von Stoffen, die über die Rheininfiltation eingetragen werden können, ist eine ständige Überwachung des Rheinfiltrats daher dringend angeraten, um ggf. zeitnah Brunnen abzustellen.

Die Berechnung von Grundwasseraufenthaltszeiten anhand des AMPS-Durchgangs (Durchbruch der maximalen Konzentration in den verschiedenen Brunnen) kann nur mit einer sehr hohen Unsicherheit durchgeführt werden. Die Unsicherheit beruht zum einen auf der Reaktivität von AMPS, aber hauptsächlich auf z.T. widersprüchliche AMPS-Daten aus dem Rheinwasser (Tabelle 4.5).

Exemplarisch sind die bereitgestellten AMPS-Daten für den 22.01.2015 bis 25.01.2015 angegeben. Für den 24.01: 23.59 /25.01: 00:00 liegt ein Datenbereich von 280 bis 12'305 ng/L vor was unrealistisch erscheint.

Das zweite Konzentrationsmaximum (ab 07.02.2015) wurde zur Berechnung von Grundwasseraufenthaltszeiten genutzt. Es ergeben sich Aufenthaltszeiten von mindestens 67 Tagen (Brunnen 21.A.2), 0.5 Tage (Brunnen 21.A.5), 11 Tage (Brunnen 21.A.7), 11 Tage (Brunnen 21.A.13), 11 Tage (Brunnen 21.A.22), 11 Tage (Brunnen 21.A.29), 0.5 Tage (Brunnen 21.A.34), 11 Tage (nach Aktivkohlefiltration). Diese Aufenthaltszeiten stimmen von der Grössenordnung mit dem Markierstoff und Temperaturdaten gut überein.

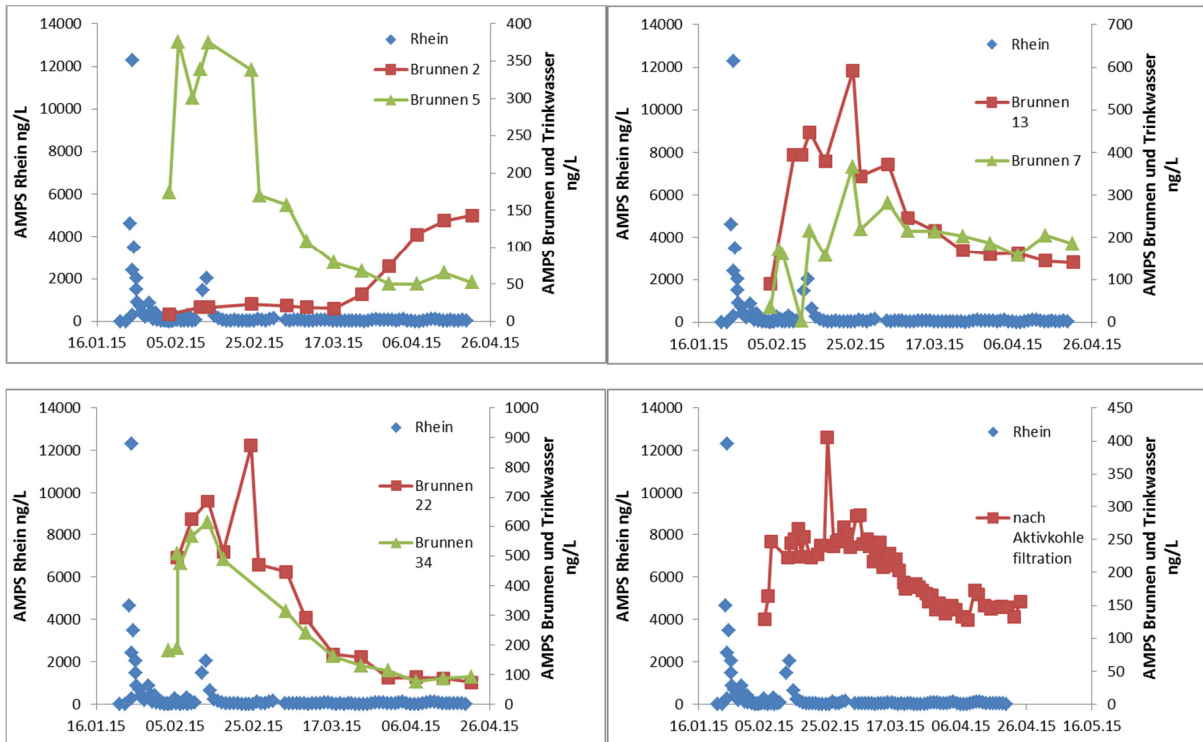


Abb. 4.18: AMPS Konzentration vom 22.01.2015 bis 20.04.2015 für Rhein, Brunnen 21.A.2, 5, 7, 13, 22, 34 und nach Aktivkohlefiltration

Tab. 4.5: Auszug AMPS-Analysen für Rheinwasser (Rhein km 163.9); Daten der IWB

Rhein, km 163.9 (IWB Rohwasserentnahme)	
Datum und Uhrzeit	Messwert [ng/L]
22.01.2015 00:00	12
23.01.2015 08:00	10
24.01.2015 08:00	4'634
24.01.2015 23:59	280
25.01.2015 00:00	12'305

4.3 FESTSTOFFANALYTIK

4.3.1 FESTSTOFFANALYTIK WEIHER 5

In der folgenden Abbildung 4.19 werden die Analysen der Bodenproben aus Weiher 5 dargestellt. Neben dem organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) im Feinmaterial ($< 200 \mu m$) in den verschiedenen Tiefen werden für die gleichen Beprobungstiefen die Feststoffanalysen nach TRI, PER, TeCBD und HeCBD abgebildet.

Die Konzentrationen variieren für TeCBD zwischen 0.5 bis 3.2 $\mu g/kg$. Hohe Konzentrationen liegen in einer Tiefe von 2 und 9 m vor. Eine vergleichbare Tiefenverteilung tritt auch bei PER auf, wobei hier Konzentrationen zwischen 0.5 und 2.1 $\mu g/kg$ gemessen wurden. Die deutlich niedrigeren Konzentrationen von TRI und HeCBD liegen zwischen 0.5 bis 0.76 $\mu g/kg$ sowie 0.5 bis 0.9 $\mu g/kg$. Hier zeigen sich keine ausgeprägten Konzentrationsmuster mit der Tiefe. Die C_{org} -Gehalte liegen im Durchschnitt bei 0.7 % und zeigen keine starke Variation mit der Tiefe. Eine Korrelation mit den oben beschriebenen Konzentrationsmustern der chlorierten Kohlenwasserstoffe ist nicht erkennbar.

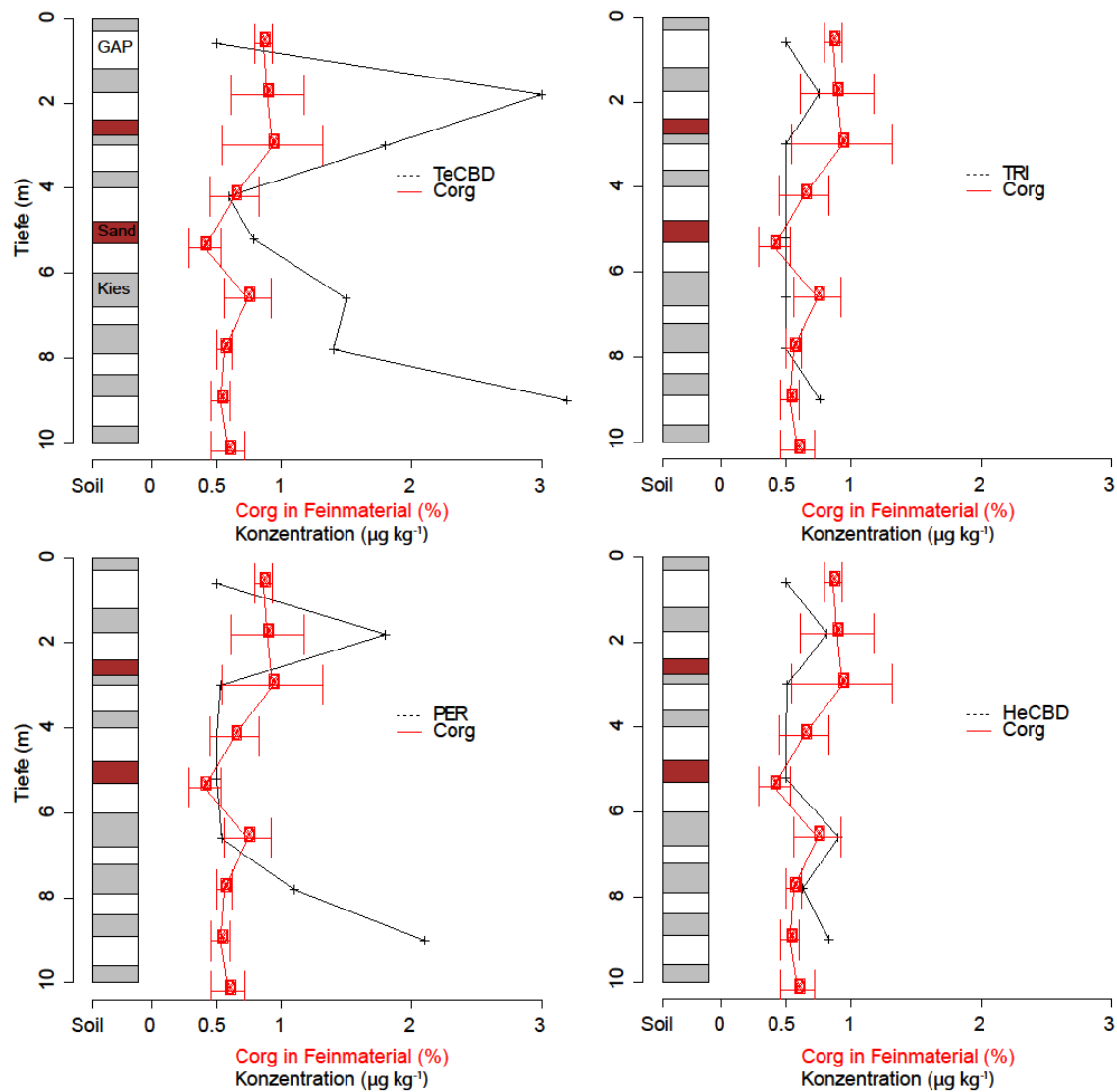


Abb. 4.19: Bodenprobe Weiher 5 mit Bodenansprache und tiefenorientierter Feststoffanalyse nach Trichlorethen (TRI), Tetrachlorethen (PER), 1,1,4,4-Tetrochlorbutadien (TeCBD) und Hexachlorbutadien (HeCBD) sowie Corg-Gehalt (%) mit Unsicherheitsbalken. Rote Rechtecke bei der Bodenansprache zeigen Sand auf und graue Kies. Weisse Rechtecke zeigen, dass keine Informationen zum Bodentyp vorliegen (GAP).

4.3.2 SÄULENELUATE GRABEN C

Die Resultate der Feststoffuntersuchung aus Graben C sind in Abbildung 4.20 dargestellt. Die analysierten Stoffe PER, TRI TeCBD, PeCBD und HeCBD finden sich bereits unmittelbar unterhalb der künstlichen Kiesschicht, die alle 10 bis 20 Jahre ausgewechselt wird. In der künstlichen Kiesschicht, konnten die Stoffe nicht nachgewiesen werden. TRI zeigt die tiefsten Feststoffkonzentrationen. Der Mittelwert der Isomere von TeCBD liegt im Mittelfeld um 1 µg/kg, wobei die Konzentration von 1,1,4,4-TeCBD von allen analysierten Stoffen eindeutig die höchsten Konzentrationen zeigt. 1,1,4,4-TeCBD ist auch das Isomer mit den höchsten Grundwasserkonzentrationen. Die Konzentrationen von PER liegen durchwegs über 1 µg/L. Bei allen Stoffen ist eine Zunahme der Konzentration von oben (10-20 cm) nach unten (100-120 cm) festzustellen.

In den aus dem Bodenmaterial gefüllten Säulen konnten im Eluat für TRI, PER, 1,1,4,4-TeCBD, 1,2,3,4-TeCBD und HeCBD sehr geringe Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze von 2,5 ng/L festgestellt werden. Die anschliessende Nachmessung des Bodenmaterials aus der Säule zeigte jedoch, dass ein grosser Teil der Masse wohl bei der Präparation der Bodensäule (Sieben des Materials und Einbauen) verloren gegangen ist. Die im Eluat festgestellte Menge an Spurenstoffen entsprach somit lediglich 3% bis 30% der Reduktion der Masse am Feststoff.

Um die Eluierbarkeit der Spurenstoffe aus der Bodenmatrix effektiv aufzeigen zu können, müssten vor Ort ungestörte Bodenproben entnommen werden, die dann im Labor mit einer konstanten Durchflussrate und einer Rezirkulation des Wassers durchgeführt würden. So liesse sich auch sicher verhindern, dass die an der Matrix angelagerten Stoffe, durch das Aufbrechen des Probenmaterials "freigelegt" und so besser eluierbar werden.

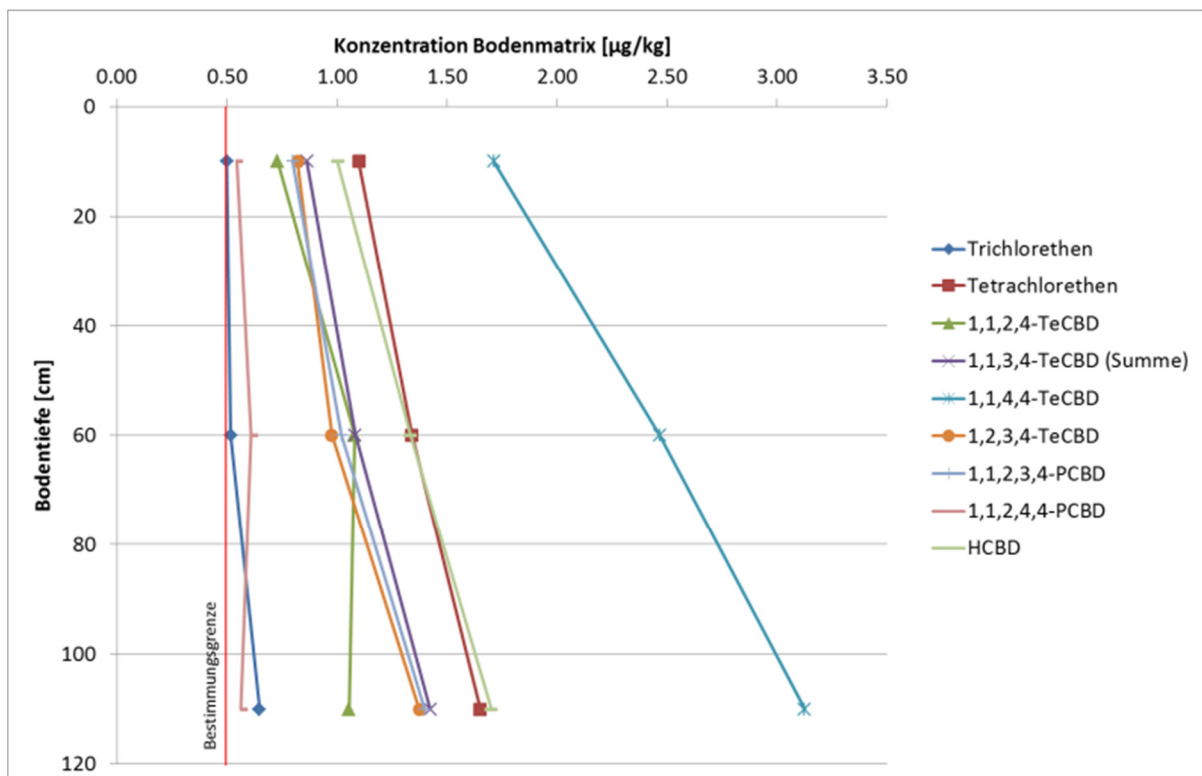


Abb. 4.20: Mittelwerte der Konzentration von PER, TRI TeCBD, PeCBD und HeCBD aus den drei Profilen in Graben C.

4.3.3 FESTSTOFFANALYTIK CLUSTER-BOHRUNGEN FÜR DPV

Im Zuge der Bohrungen für die Neuinstallation von GWM für den DPV wurden auch tiefenorientierte Bodenproben gewonnen und eine Feststoffanalytik auf PER, TRI sowie auf Chlorbutadiene (TeCBD und HeCBD) durchgeführt sowie bei jeder GWM der Cluster 1 und 2 eine Grundwasserprobe genommen und auf die gleichen Zielsubstanzen hin analysiert. Die Ergebnisse sind grafisch in Abbildung 4.21 und 4.22 dargestellt. Die Konzentrationen für alle untersuchten Stoffe sind im Feststoff höher als in den Grundwasserproben. Ein Trend in den Feststoffkonzentrationen zwischen Cluster 1 und 2 lässt sich nicht feststellen (s.a. Tabelle 4.6). Höhere Konzentrationen an HeCBD sind im Bereich von Cluster 2 zu finden, wohingegen Cluster 1 die höchsten TeCBD Konzentrationen aufzeigt. Tendenziell scheint in den Feststoffproben eine höhere Konzentration zwischen 23 bis 35 m Tiefe vorzuliegen (entspricht Absoluthöhen von etwa 240 bis 252 m ü. M). Die Konzentrationen der Grundwasserproben zeigen hingegen keinen vertikalen Trend.

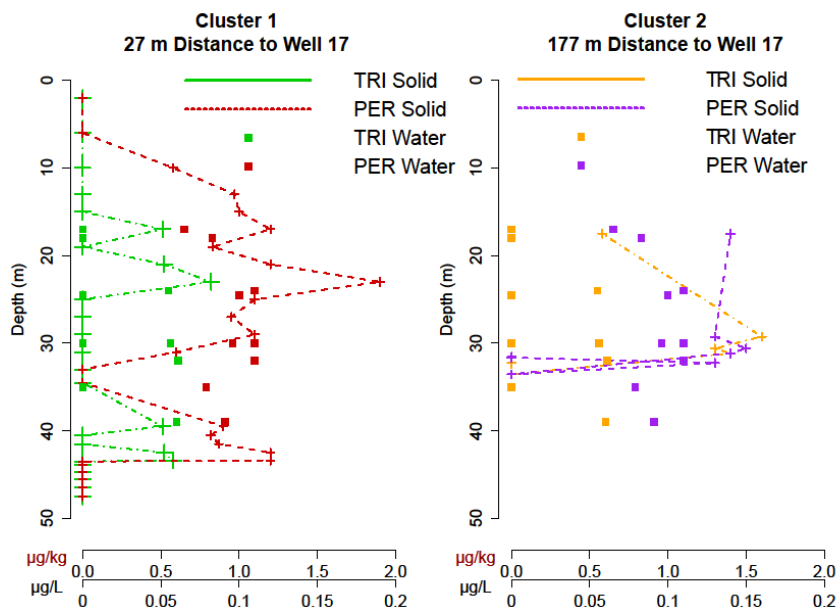


Abb. 4.21: Tiefenorientierte Feststoff- und Grundwasseranalysen von PER und TRI aus dem Bereich von Cluster 1 (nahe Brunnen 21.A.17) und Cluster 2 (nahe der Infiltration).

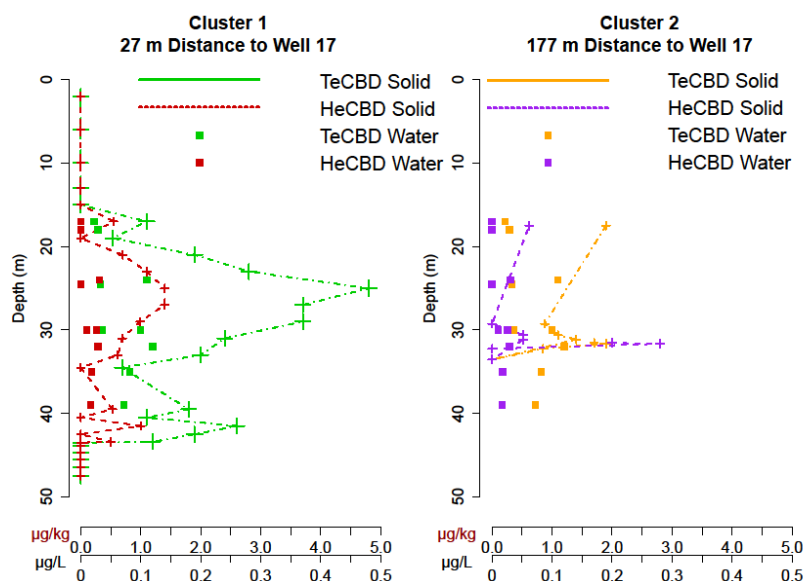


Abb. 4.22: Tiefenorientierte Feststoff- und Grundwasseranalysen von TeCBD und HeCBD aus dem Bereich von Cluster 1 (nahe Brunnen 21.A.17) und Cluster 2 (nahe der Infiltration).

Die höchsten Konzentrationen in den Feststoff- und Grundwasserproben sind 1.9 µg/kg und 0.11 µg/L (PER), 1.6 µg/kg und 0.06 µg/L (TRI), 4.8 µg/kg und 0.11 µg/L (TeCBD) und 2.8 µg/kg und 0.03 µg/L (HeCBD, Tab. 4.6). Die Konzentrationen bei Brunnen 21.A.17 liegen in einem sehr ähnlichen Bereich (Vergleich mit Ergebnissen einer Probennahme beim Brunnen, welche zeitlich später kurz vor Start des DPV durchgeführt wurde).

Tab. 4.6: Feststoff- und Grundwasserkonzentrationen für die beiden Cluster 1 und 2 sowie Brunnen 21.A.17.

		Cluster2 (Abstand zu Brunnen 17: 177 m)		Cluster1 (Abstand zu Brunnen 17: 27 m)		Brunnen 17
		Feststoff µg/kg	Grundwasser µg/L	Feststoff µg/kg	Grundwasser µg/L	Grundwasser µg/L
PER	Min	1.30	0.07	0.58	0.08	
	Mittelwert	1.38	0.09	1.03	0.09	0.11
	Max	1.50	0.11	1.90	0.11	
TRI	Min	0.58	-	0.51	0.06	
	Mittelwert	1.22	-	0.58	0.06	0.06
	Max	1.60	-	0.82	0.06	
TeCBD	Min	0.85	0.02	0.54	0.07	
	Mittelwert	1.39	0.03	2.15	0.09	0.12
	Max	1.90	0.04	4.80	0.11	
HeCBD	Min	0.52	0.01	0.50	0.02	
	Mittelwert	1.29	0.01	0.86	0.02	0.03
	Max	2.80	0.01	1.40	0.03	

4.4 HYDROCHEMIE

4.4.1 STATISTISCHE AUSWERTUNG

Im folgenden Abschnitt werden Ergebnisse der statistischen Multikomponentenanalyse beschrieben. Die Ergebnisse werden zudem mit Daten von stabilen Wasserisotopen sowie mit einigen Spurenstoffen korreliert. Die nachfolgend dargestellte Auswertung der Hydrochemiedaten wurde bereits innerhalb einer Fachpublikation in Teilen veröffentlicht (s. Moeck et al. 2016). Alle verwendeten Daten stammen aus den Grundwasserprobennahmen (Stichtagsbeprobungen) im November 2014 und März 2015 sowie aus der Kantonalen Datenbank für die Jahre 2005 - 2013 (s. Abschnitt 3.2.6.1).

In Tabelle 4.7 sind die ersten drei Faktoren der Faktoranalyse dargestellt, die etwa 2/3 der Varianz in den Daten beschreiben. Unter dem ersten Faktor, Faktor 1, finden sich vor allem hohe Zahlenwerte für Na^+ , Cl^- und Li^+ , wohingegen Faktor 2 hohe Werte für Ca^{2+} , HCO_3^- und NO_3^- aufweist. Faktor 3 zeigt hingegen hohe Werte für $\text{Sr}(\text{II})$ und SO_4^{2-} . Aufgrund der wichtigen Kat- und Anionen (basierend auf den Faktorenwerten) sind die Konzentrationsverteilungen im Untersuchungsgebiet dargestellt (Abbildung 4.23). Die Verteilungen können mit Unterschieden der Geologie sowie mit der Verteilung der künstlichen Anreicherung korreliert werden. So zeigt zum Beispiel die Verteilung von Ca^{2+} und HCO_3^- die Grenzen zwischen den fluviatilen Sand-Kies Grundwasserleiter zum Muschelkalk bzw. Keuper auf. Die Verteilung von NO_3^- zeigt sehr wahrscheinlich den Einfluss der Infiltration und des regionalen Grundwassers auf. Deutlich ist zu erkennen, dass die höheren Werte von Nitrat im Süden und Westen auftreten. Hier ist der Einfluss der Infiltration deutlich geringer als z.B. zwischen den Infiltrationskanälen und der Brunnengalerie. Mit dem NO_3^- korreliert ist das Ca^{2+} . Auch in anderen Gebieten im Kanton kann beobachtet werden, dass Schwankungen des NO_3^- mit Ca^{2+} korrelieren. Die Abbildungen von Na^+ und Cl^- zeigen ein sehr ähnliches Bild, vermutlich des Einflusses von salinarem Wasser.

Tab. 4.7: Die ersten drei Faktoren der Faktorenanalyse mit den jeweiligen Ladungen der Kat- und Anionen. Diese drei Faktoren beschreiben bereits 69.2% der Varianz des Datensatzes.

Element	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
Na^+	0.96	0.17	0.20
K^+	0.56	0.00	0.46
Mg^{2+}	0.36	0.68	0.33
Ca^{2+}	0.21	0.94	0.22
HCO_3^-	0.32	0.86	0.06
Cl^-	0.85	0.35	0.27
NO_3^-	0.00	0.78	-0.12
SO_4^{2-}	0.43	0.49	0.67
Li^+	0.81	0.20	0.32
$\text{Sr}(\text{II})$	0.34	0.02	0.94
$\text{As}(\text{III})$	-0.17	-0.08	0.02
$\text{U}(\text{VI})$	-0.11	-0.16	0.02
Explained variance	3.2	2.7	2.4
Explained variance (%)	26.9	22.4	19.9
Cumulative variance (%)	26.9	49.3	69.2

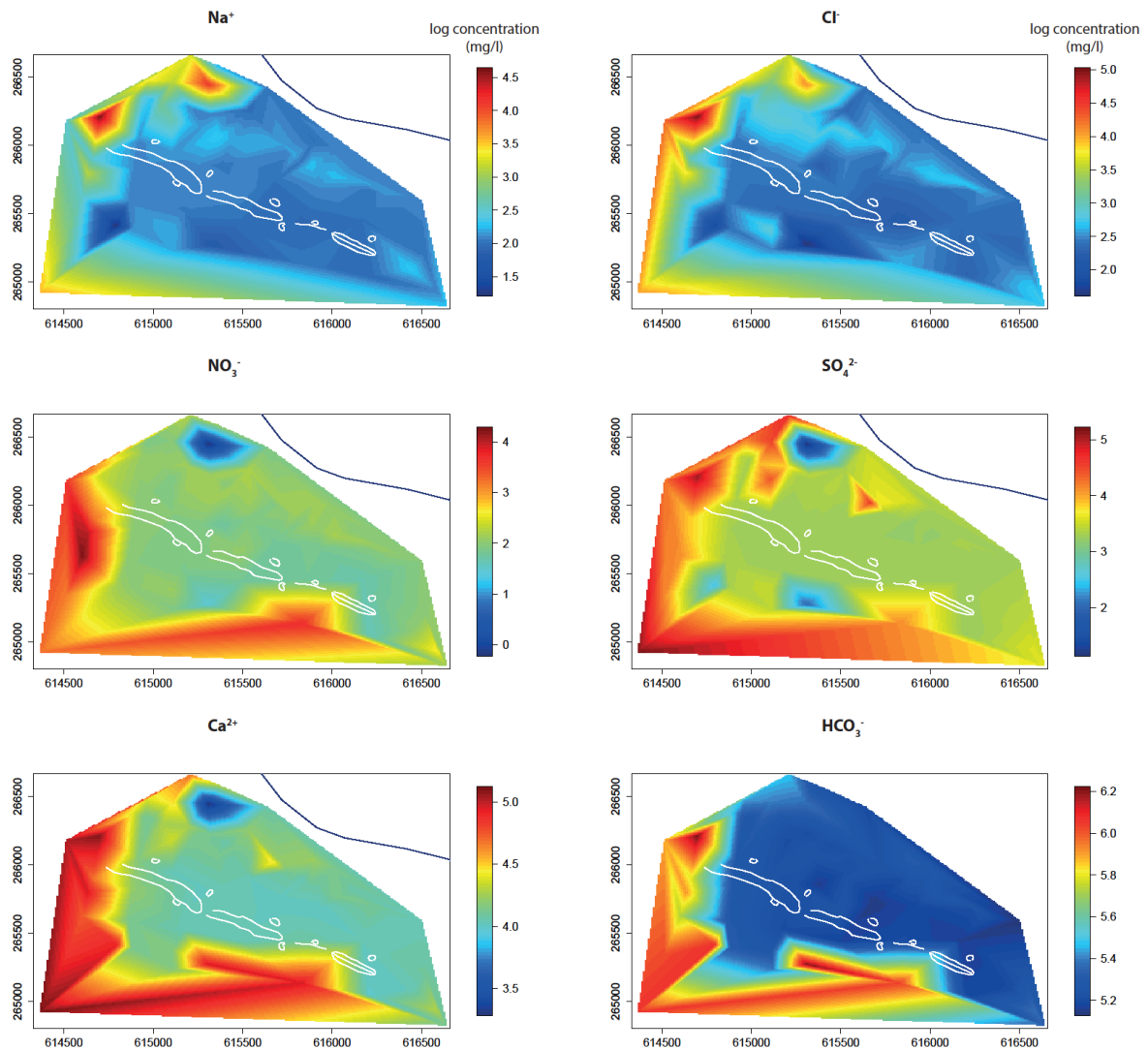


Abb. 4.23: Lineare Interpolation der log Konzentrationen für verschiedenen Kat- und Anionen. Weiße Linien zeigen die Infiltrationkanäle und Weiher und die blaue Linie im Norden zeigt die Position des Rheins.

Die Resultate der HCA sind nachfolgend als Dendrogramm dargestellt und zeigen die hydrochemischen Unterschiede zwischen den GWM und Brunnen auf (Abbildung 4.24). Basierend auf der „phenon line“ wurden sechs Cluster eingeteilt. Hierbei zeigt sich, dass Cluster 1-3 und Cluster 4-6 aufgrund der Verknüpfungsdistanz (linkage distance) hydrochemisch sehr unterschiedlich sind. Eine relativ kleine Verknüpfungsdistanz existiert dagegen für Cluster 2 und 3 sowie zwischen Cluster 4 und 6. Hierbei sollte jedoch erwähnt sein, dass Cluster 4 nur aus einer einzigen Messstelle besteht. Basierend auf den sechs Clustergruppen kann die durchschnittliche Hydrochemie für jedes Cluster als Stiff-Diagramm beschrieben werden (Abbildung 4.24). Das Stiff-Diagramm zeigt die Hauptkat- und Anionen Konzentration als Milliäquivalent pro Liter (meq/L). Die Hydrochemie von Cluster 1 und 2 ist relativ ähnlich der des Rheins. Daher kann davon ausgegangen werden, dass an diesen GWM Wasser vom quartären Grundwasserleiter (einschließlich Wasser der künstlichen Infiltration) gemessen worden ist. Im Gegensatz dazu zeigt sich in den Clustern 4 bis 6 eine deutlich höhere Konzentration in den Hauptanionen im Vergleich mit Cluster 1 und 2. Vor allem Ca^{2+} und HCO_3^- stehen heraus. Es ist anzunehmen, dass Cluster 6 Muschelkalkwasser aufzeigt, wohingegen Cluster 4 bis 5 zwar ähnlich Muschelkalkwasser sind, jedoch ein Mischwasser mit einem kleinen Anteil an künstlichem Rheinfiltrat. Cluster 3 zeigt mit höheren Konzentrationen von vor allem Ca^{2+} , HCO_3^- und SO_4^{2-} im Vergleich zu Cluster 1 und 2 potentiell auch ein Mischwasser auf. Die Hydrochemie des Birswasser scheint dagegen nicht mit den verschiedenen Clustern korreliert zu sein.

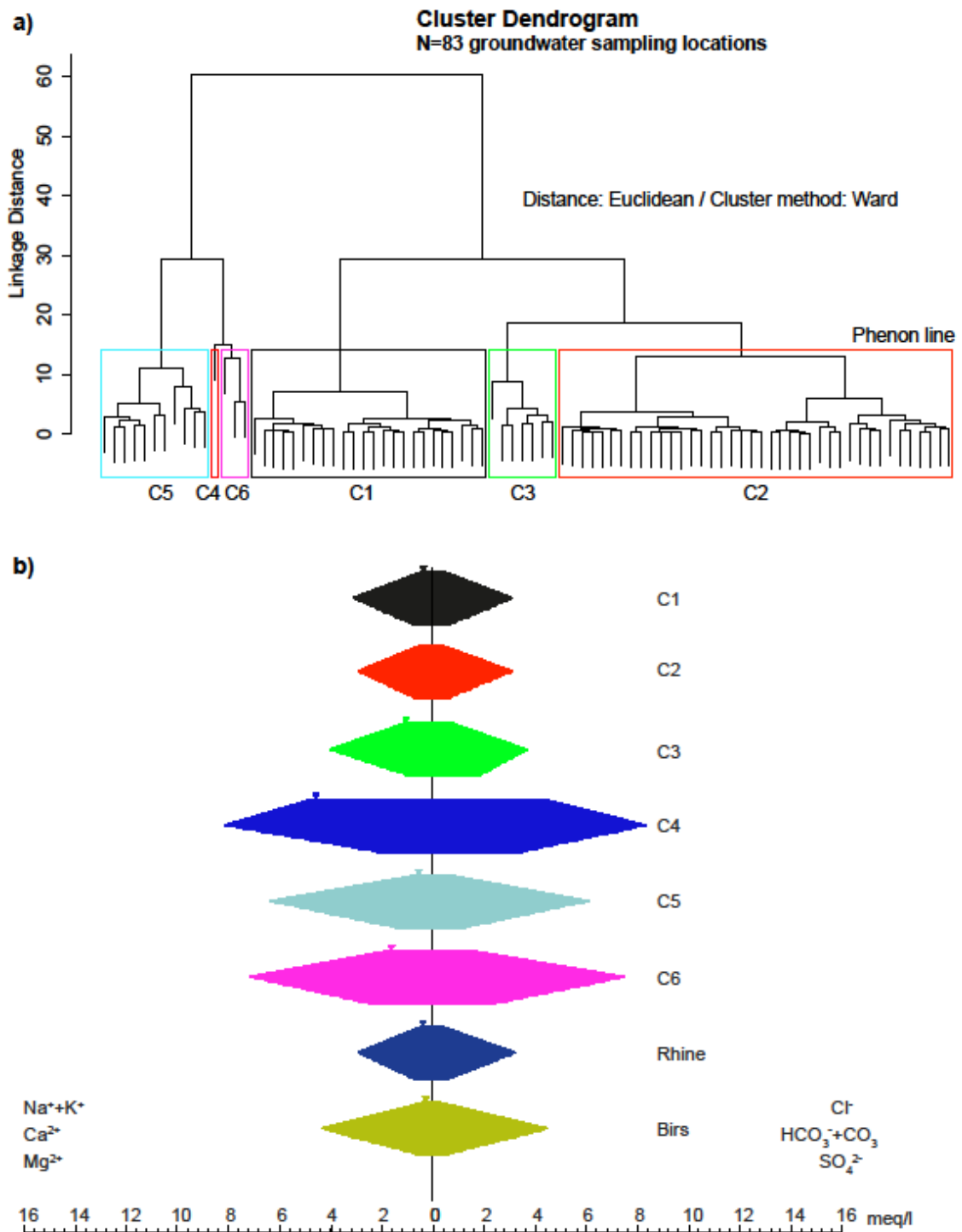


Abb. 4.24: Clusterdendrogramm (a) und Stiffdiagramme für die jeweiligen Cluster (b).

Die räumliche Verteilung der sechs Clustergruppen zeigt einen ausgeprägten Trend (Abb. 4.25). So sind Cluster 1 und 2 in räumlicher Nähe zur künstlichen Infiltration zu finden. Cluster C3 tritt hauptsächlich im Nordwesten auf. Hier ist der Einfluss der künstlichen Infiltration bereits deutlich reduziert. Auch tritt Cluster 3 innerhalb der Brunnengalerie an einigen einzelnen Brunnen auf. Cluster 6 liegt südlich, nahe der Deponie Feldreben, wohingegen Cluster 4 und 5 nur am westlichen Rand des Einzugsgebiets zu finden ist.

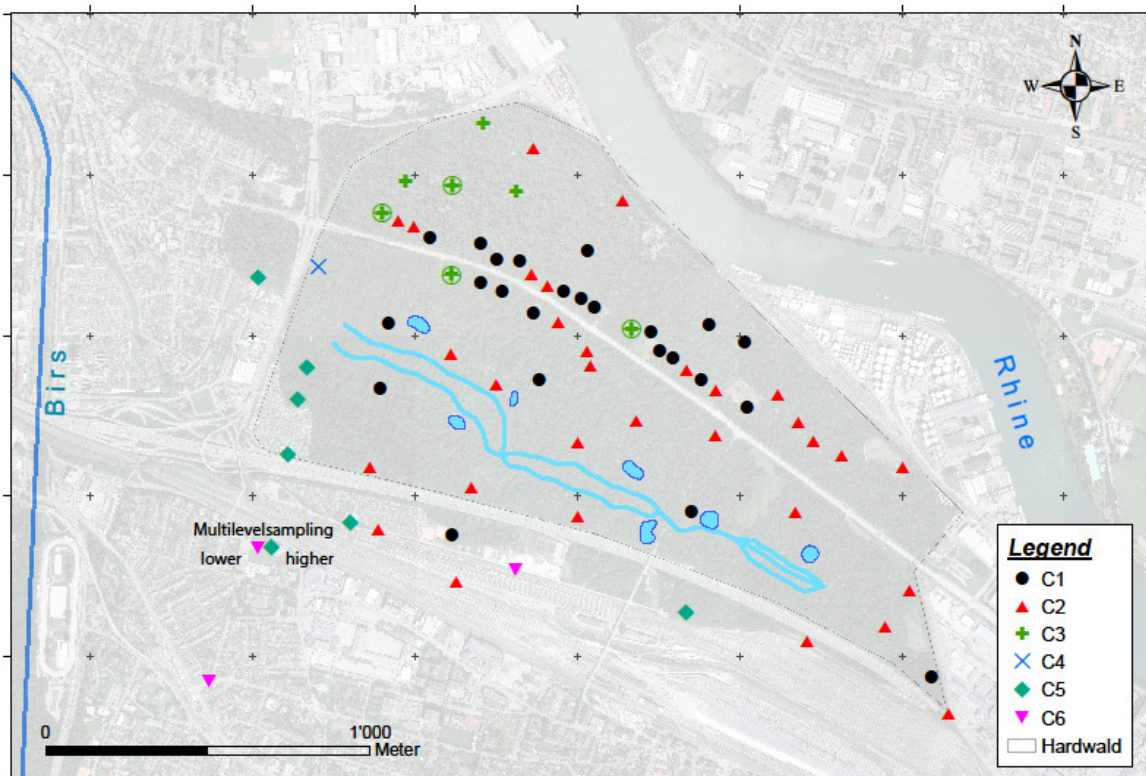


Abb. 4.25: Räumliche Verteilung der Clustergruppen im Hardwald basierend auf der HCA Analyse. Die grünen Kreise zeigen die vier Pumpbrunnen innerhalb der Pumpgalerie, die zu Clustergruppe 3 gehören.

Bei der Einzelbetrachtung der Pumpbrunnen innerhalb der Brunnengalerie fällt auf, dass die meisten Brunnen zu Cluster 1 oder 2 gehören, jedoch vier Brunnen eine leicht veränderte Hydrochemie haben (Abbildung 4.26). Diese vier Brunnen (ID: 21.A.3, 21.A.33, 21.A.17 und 21.A.7), die zu Cluster 3 gehören, zeigen höhere Konzentrationen in Ca^{2+} , HCO_3^- und SO_4^{2-} im Vergleich zu Cluster 1 und 2. Hier tragen vermutlich Mischungsprozesse mit einem regionalen Wasser zu den abweichenden Konzentrationen bei. Die Cluster 1 und 2 entsprechen jedoch dem Rheinwasserinfiltrat.

Als weitere Methode der Auswertung wurden die Cluster im Zusammenhang mit den stabilen Wasserisotopen ($\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$) gebracht (Abbildung 4.27). Der Wertebereich der Isotopen liegt von -11.33 bis -8.68‰ ($\delta^{18}\text{O}$) und -81.52 bis -63.97‰ ($\delta^2\text{H}$). Generell folgt die Isotopenzusammensetzung der lokalen meteorischen Wasser-Linie (LMWL). Die Wasserisotopenverteilung reproduziert ebenfalls die zuvor definierten und beschriebenen Clustergruppen aus der HCA. Cluster 2 und 5 der 6 gemessenen GWM aus Cluster 3 zeigen eine starke Ähnlichkeit mit dem künstlichen Rheinfiltrat. Im Gegensatz dazu zeigen Cluster 5 und 6 deutliche Unterschiede auf. Cluster 5 und 6 sind stärker angereichert, was einen anderen Ursprung als Rheinwasser nahelegt.

Weiterführend in der Auswertung wurden nun die Clustergruppen und die (mehrheitlich) persistenten Spurenstoffe miteinander im Zusammenhang gesetzt. Die meisten verwendeten Spurenstoffe in dieser Studie haben sich als ideale chemische Marker erwiesen, um die Infiltration von mit häuslichen Abwässern belasteten Fließgewässern ins Grundwasser qualitativ und quantitativ zu erfassen (Schirmer et al. 2011; Van Stempvoort et al. 2011).. Viele hier verwendete Verbindungen werden in Abwasserreinigungsanlagen kaum eliminiert und scheinen auch in der aquatischen Umwelt stabil zu sein.

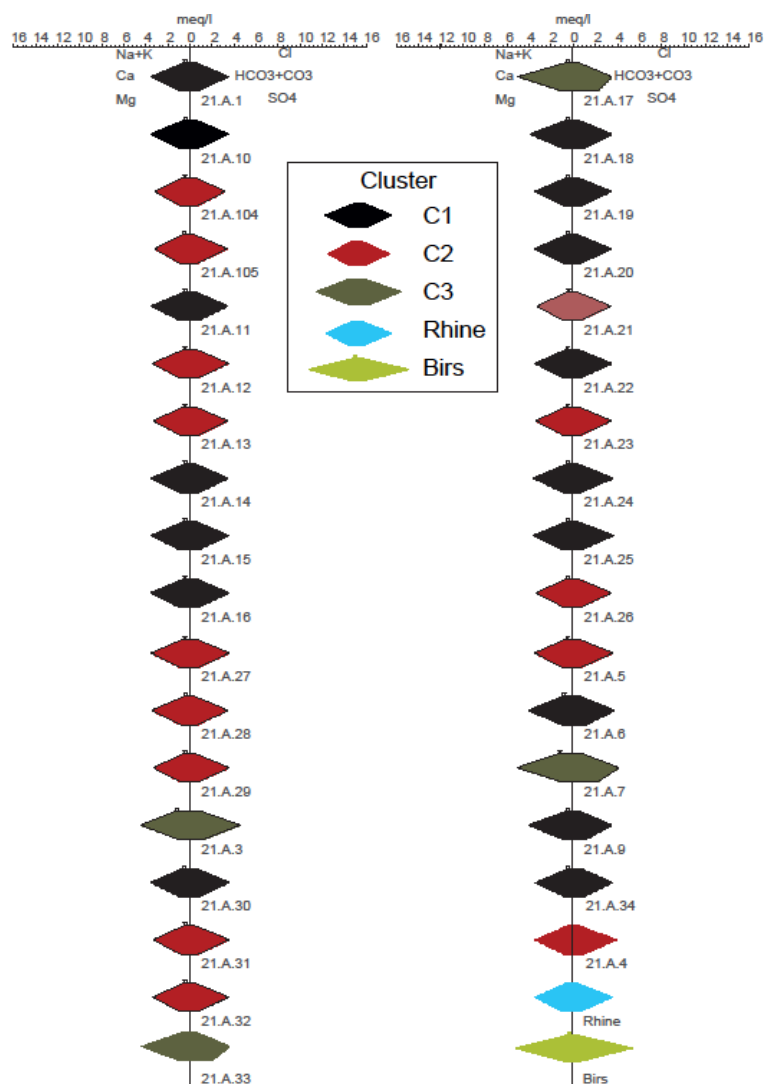


Abb. 4.26: Stiff Diagramme der Hauptkationen und -Anionen (meq/l) für die verschiedenen Clustergruppen der Pumpgalerie.

Um die Verteilung der künstlichen Infiltration besser zu bestimmen, wird nachfolgend exemplarisch die Konzentrationen von Benzotriazol dargestellt. Die Daten stammen aus den Stichtagsbeprobungen in November 2014 und März 2015. Der im Folgenden beschriebene Trend für diesen Marker ist identisch für alle analysierten Spurenstoffe in dieser Studie.

Für Benzotriazol zeigt sich (wie zu erwarten) eine hohe Konzentration im Rheinfiltrat (Abbildung 4.28). GWM des Clusters 2 zeigen einen abnehmenden Trend in den Konzentrationen, wobei GWM nahe den Infiltrationskanälen resp. Weihern eine etwas höhere Konzentration aufweisen als weiter entfernte. Die Variation in Cluster 2 hängt daher stark von der Distanz zu den Kanälen ab. Zusätzlich zeigt sich auch eine Gradierung von Osten nach Westen in den Konzentrationen ähnlich wie bereits im Abschnitt 4.1.1 dargestellt. Generell wird im Osten des Infiltrationssystems mehr infiltriert als im Westen, was sich auch in den Konzentrationsverteilungen widerspiegelt. Generell zeigt sich, dass die Konzentrationen mit zunehmender Clustergruppennummer abnehmen. So liegen die Konzentrationen bei Cluster 6 im Bereich der Bestimmungsgrenze. Cluster 6 entspricht Muschelkalkwasser mit höchstens einem sehr geringen Anteil an Rheinwasserfiltrat.

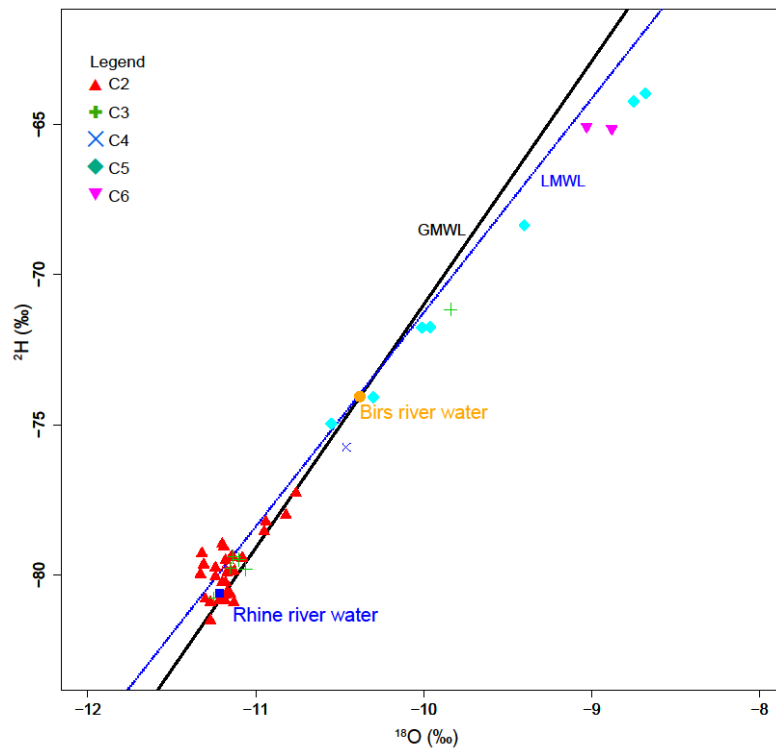


Abb. 4.27: Scatterplot zwischen $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ mit den jeweiligen Clustergruppen aus der HCA. Clustergruppe 1 wurde bei den Stichtagsbeprobungen nicht gemessen und fehlt daher in der Abbildung. GMWL = Global Meteoric Water Line; LMWL = Local Meteoric Water Line.

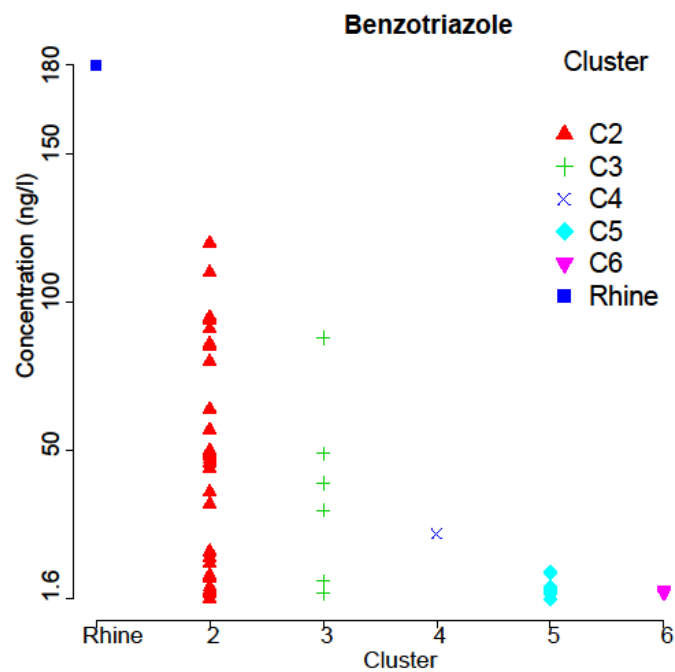


Abb. 4.28: Benzotriazol-Konzentrationen [ng/l] für künstlich infiltriertes Rheinwasser und den Clustergruppen. Clustergruppe 1 wurden bei den Stichtagsbeprobungen nicht beprobt und fehlt daher in der Abbildung.

4.4.2 STICHTAGSBEPROBUNGEN

4.4.2.1 WASSERSTAND UND SPEZIFISCHE ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT

Die beiden Stichtagsbeprobungen im November 2014 und März 2015 erfolgten bei unterschiedlichen Infiltrationszuständen (bei unterdurchschnittlicher Infiltration im November 2014, bei durchschnittlicher Infiltration im März 2015). Ein Vergleich zwischen den Wasserständen und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit der beiden Kampagnen (Abbildung 4.29) zeigt nur sehr geringe, lokale Unterschiede auf und der „Grundwasserberg“ mit seiner Schutzfunktion ist trotz unterdurchschnittlicher Infiltration vorhanden. Für die Leitfähigkeit sind im Vergleich beider Kampagnen nur veränderte Werte am Westrand (GWM 21.C.206 und 21.C.240) zu beobachten. Auch die weiteren Parameter unterscheiden sich nur geringfügig zwischen beiden Kampagnen und zeigen weitestgehend eine vergleichbare Verteilung.

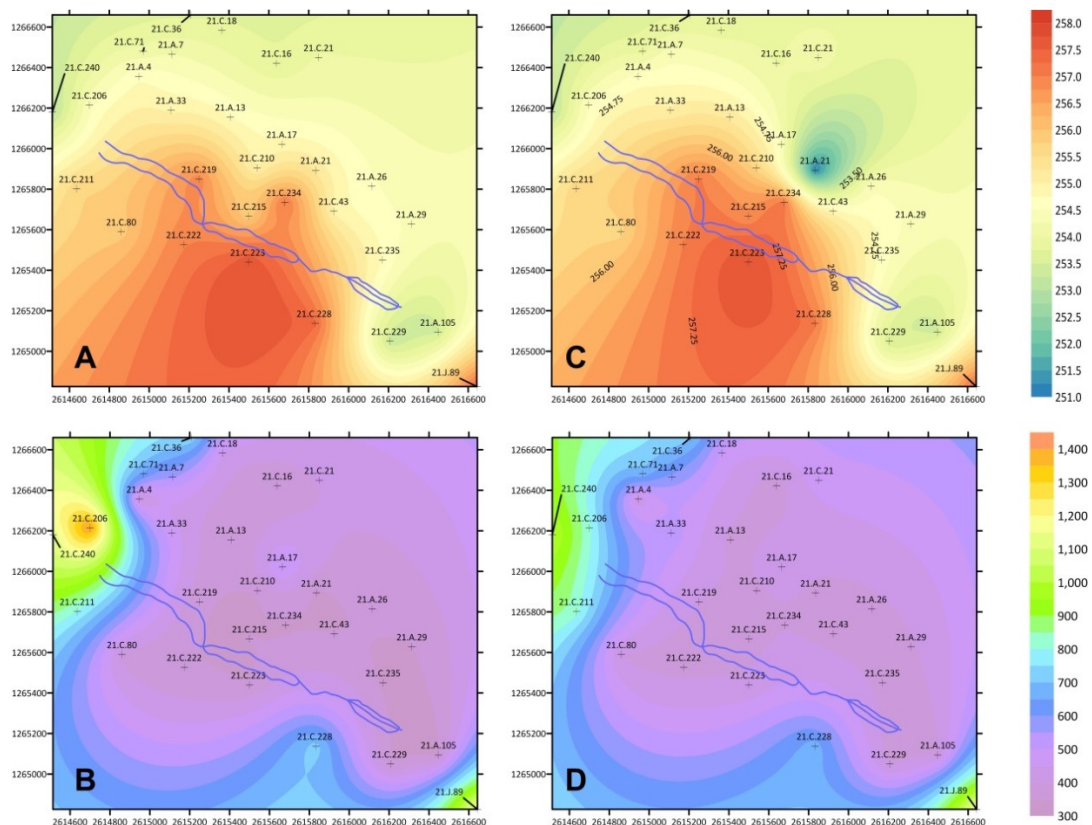


Abb. 4.29: Interpolationen der Grundwasserstands- und Leitfähigkeitsdaten der Stichtagsbeprobungen November 2014 (A: Grundwasserstand [m ü. M]; B: Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]) und März 2015 (C: Grundwasserstand [m ü. M]; D: Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]). Deutlich ist der Absenkungstrichter in Brunnen 21.A.21 zu erkennen (Abbildung C), welcher während der Aufnahme des Grundwasserstandes in Betrieb war.

4.4.2.2 ANORGANIK

In den Abbildungen 4.30 und 4.31 sind die Analysen der Hauptionen beider Kampagnen in Piperdiagrammen dargestellt. Auch hier wird ersichtlich, dass es trotz unterschiedlicher Randbedingungen während beider Kampagnen nur geringe Unterschiede gibt. Der Grossteil aller Proben entspricht insgesamt einem durch Calcium und Hydrogencarbonat dominiertem Grundwasser (Ca-HCO₃-Typ). Bei ausgewählten GWM und Brunnen, welche sich alle am westlichen Rand befinden (Abbildung 4.32), finden sich neben Calcium und Hydrogencarbonat insbesondere Sulfat, Chlorid und Natrium. So weisen zum Beispiel die Brunnen 21.A.7 und 21.A.33 neben Calcium und Hydrogencarbonat vor allem erhöhte Sulfatkonzentrationen auf. Die im Vergleich zu allen anderen beprobten Brunnen und GWM erhöhten Konzentrationen an Sulfat, Chlorid und Natrium im westlichen Bereich des Hardwald sind auf die Nähe zur Rheintalflexur zurück zu führen. Es ist davon auszugehen, dass über diese Flexurzone ein Kontakt zwischen Evaporiten des Mittleren Muschelkalks sowie dem Keuper und den darüber befindlichen Gesteinen besteht.

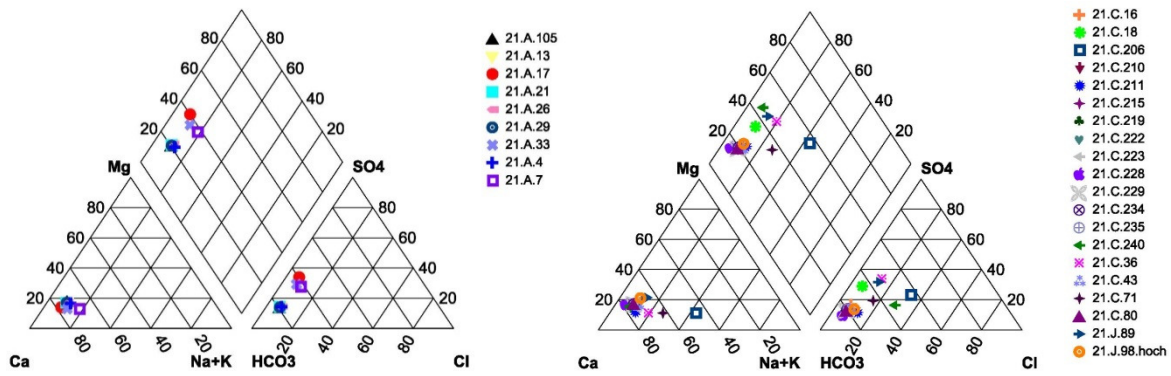


Abb. 4.30: Piperdiagramme der Stichtagsbeprobung im November 2014 (links: Brunnen, rechts: GWM).

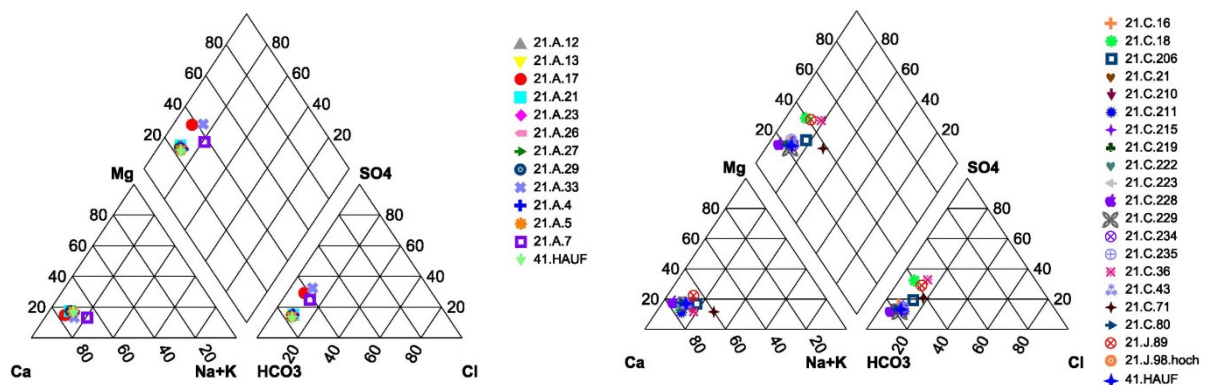


Abb. 4.31: Piperdiagramme der Stichtagsbeprobung im März 2015 (links: Brunnen, rechts: GWM).

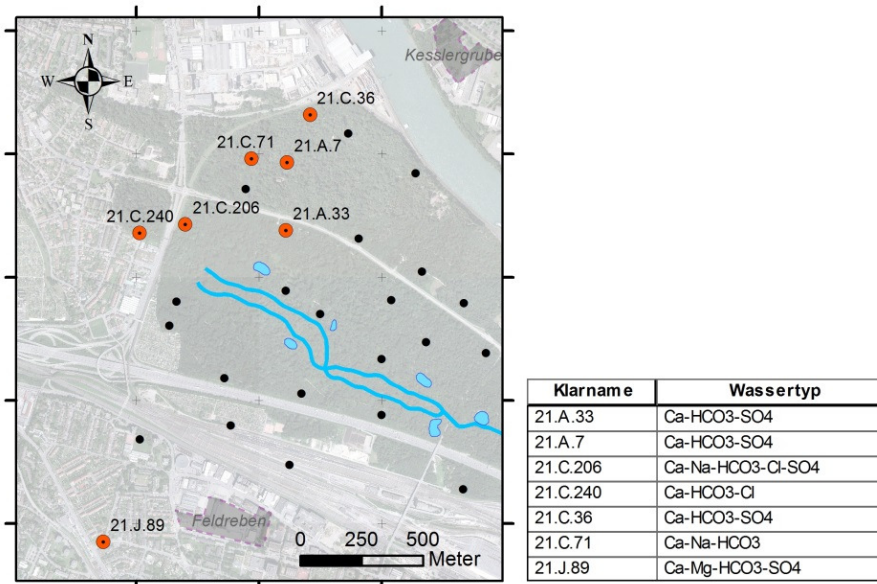


Abb. 4.32: GWM und Brunnen mit abweichendem Wassertyp im Vergleich zu allen anderen Proben, welche vom Ca-HCO₃-Typ sind.

4.4.2.3 CHLORIerte KOHLENWASSERSTOFFE

Erhöhte PER-Konzentrationen wurden während beider Stichtagsbeprobungen im November 2014 und März 2015 vorwiegend entlang des Westrands des Hardwald gefunden (Abbildung 4.33 zeigt die Ergebnisse der November 2014 Beprobung). Der höchste PER-Gehalt wurde mit 3.6 µg/L in der GWM 21.J.89 westlich der Deponie Feldreben bestimmt. Auch TRI findet sich vornehmlich in diesem Bereich, jedoch in deutlich niedrigeren Konzentrationen als PER. So liegt hier die Maximalkonzentration von TRI bei 0.38 µg/L und wurde in der obersten GWM der Messstellengruppe 21.J.101 gemessen.

Die beschriebene räumliche Verteilung von PER und TRI deckt sich mit Befunden, welche in mbn (2008, 2009, 2010) dokumentiert wurden. Die in mbn (2010) beschriebene Erklärung zur Schadstoffverteilung im westlichen Bereich erscheint in Anbetracht der aktuellen Ergebnisse als plausibel. So werden die erhöhten Konzentrationen von PER und TRI auf eine relativ langsame Mobilisierung ehemals aus Richtung der Deponie Feldreben eingetragener Belastungen zurückgeführt. Dass die Konzentrationen in diesem Bereich höher als in anderen Bereichen des Hardwald sind, wird auf die geringere Durchströmung mit Rheinwasserinfiltrat zurückgeführt (mbn 2010). Und weiter: „Nicht auszuschliessen ist ein temporärer Beitrag aus dem Abstrom von Feldreben, falls der Florinbrunnen in der Vergangenheit über längere Zeiträume (Wochen) abgestellt wurde“ (mbn 2010, S. IV/V).

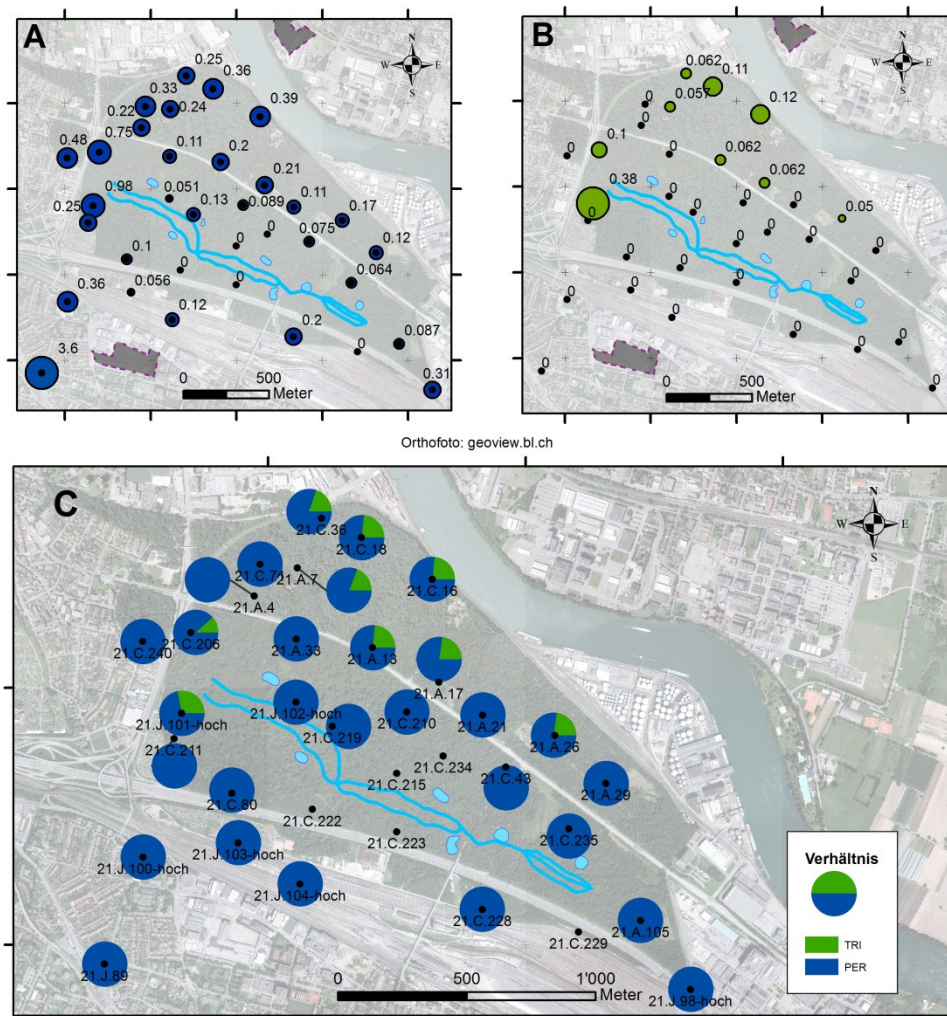


Abb. 4.33: Räumliche Verteilung von (A) PER und (B) TRI als Ergebnis der Stichtagsbeprobung November 2014. (C) Verhältnis von PER und TRI.

Die Chlorbutadiene konnten bei beiden Beprobungen vorwiegend im nördlichen Bereich des Hardwald festgestellt werden (Abbildung 4.34). Quantitativ überwiegt bei den Chlorbutadienen das Isomer 1,1,4,4-TeCBD mit Maximalkonzentrationen von 0.16 µg/L bei 21.C.36 (nördlichste beprobte GWM). Die Maximalkonzentration von HeCBD wurde in der GWM 21.C.18 gemessen, welche sich in direkter Nähe zu 21.C.36 befindet. Da auch bei den CBDs niedrige bis keine Befunde im Bereich der künstlichen Infiltration gemessen wurde, kann auch hier der oben bereits dargelegte Erklärungsansatz zur Verteilung von PER und TRI aus mbn (2010) herangezogen werden.

Während beider Stichtagsbeprobungen 2014 und 2015 erfolgte auch die Beprobung von Multilevel-Grundwassermessstellen (6 Lokationen, s.a. Abbildung 3.5). Exemplarisch werden die Ergebnisse anhand der PER Konzentrationsverteilungen beschrieben. Diese ist deckungsgleich für alle weiteren hier betrachteten Stoffe (TRI, TeCBD und HeCBD).

Bei der Beprobung der Multilevel-Grundwassermessstellen zeigte sich, dass alle Konzentrationen insgesamt relativ gering waren, jedoch ein leicht zunehmender Trend mit der Tiefe zu erkennen ist (Abbildung 4.35). Die höchsten Konzentration im November 2014 waren für PER 1.2 µg/L (Messstelle 21.J.101), TRI 0.38 µg/L (21.J.101), TeCBD 0.097 µg/L (21.J.98) und HeCBD 0.039 µg/L (21.J.98), die Beprobung im März 2015 ergab die gleichen Konzentrationsbereiche und auch Messstellenverteilung mit den höchsten Konzentrationen. Diese waren im März 2015 für PER 1.0 µg/L (Messstelle 21.J.101), TRI 0.41 µg/L (21.J.101), TeCBD 0.1 µg/L (21.J.98) und HeCBD 0.044 µg/L (21.J.98). Die Messstelle 21.J.101 liegt am weitesten westlich und Messstelle 21.J.98 am weitesten östlich.

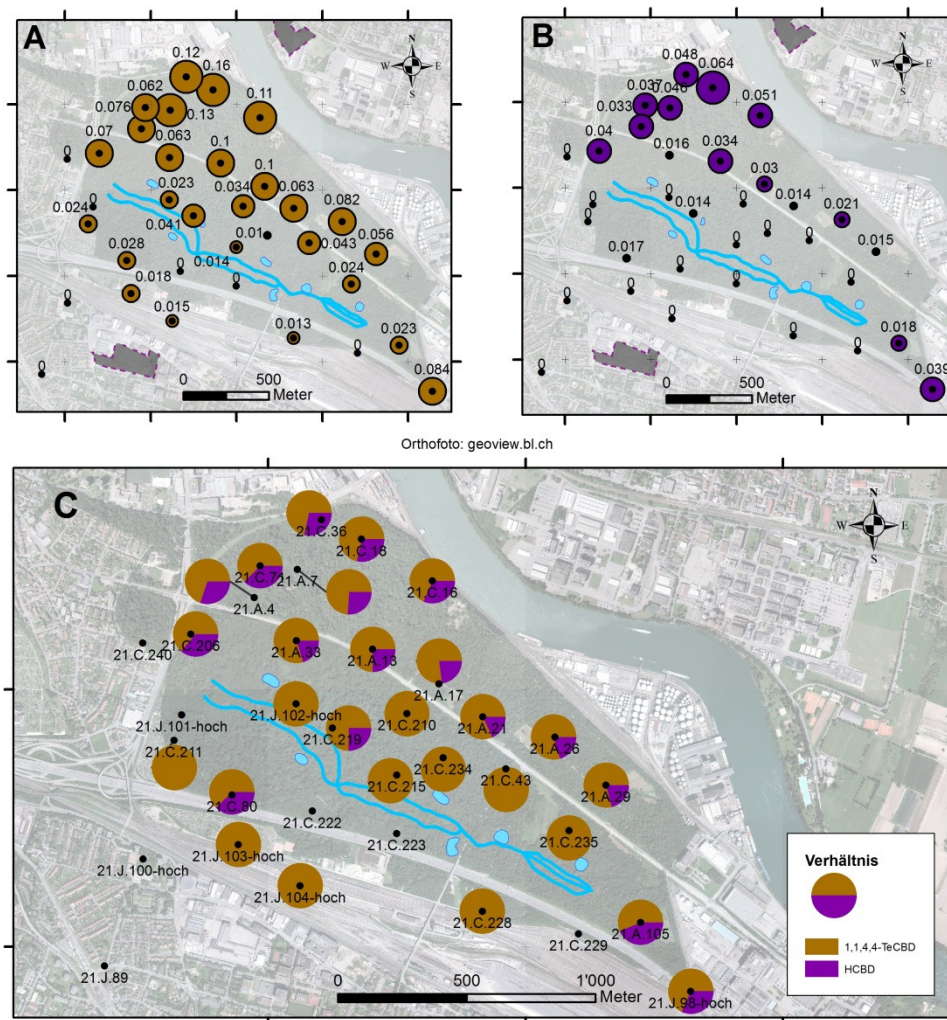


Abb. 4.34: Räumliche Verteilung von (A) 1,1,4,4-TeCBD und (B) HeCBD als Ergebnis der Stichtagsbeprobung November 2014. (C) Verhältnis von 1,1,4,4-TeCBD und HeCBD.

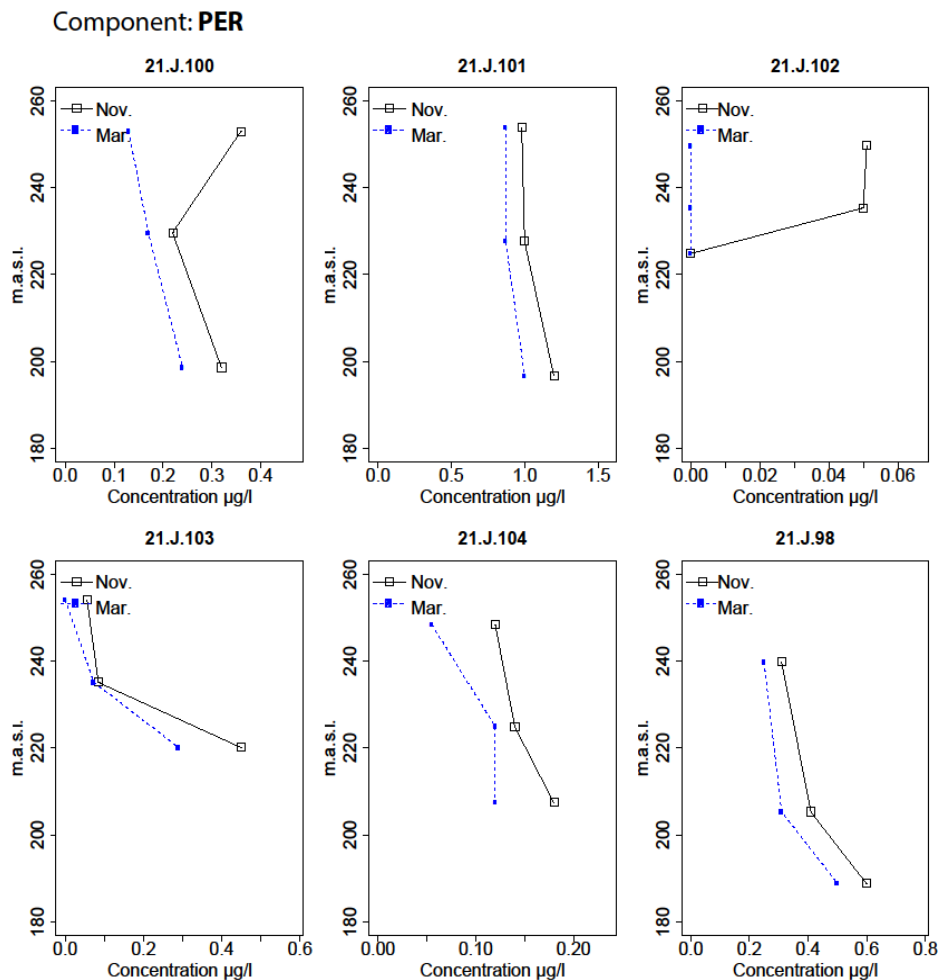


Abb. 4.35: Tiefenorientierte PER-Konzentrationen an sechs verschiedenen Messstellen als Ergebnis der Stichtagsbeprobungen im November 2014 und März 2015. Die angegebene Entnahmetiefe in m.a.s.l. (Meter above sea level) entspricht Meter über Meer. Konzentrationen von 0 bedeuten, dass diese unter der Bestimmungsgrenze liegen.

4.4.2.4 ALTERSBESTIMMUNG

Die Altersbestimmung von insgesamt 9 Grundwasserproben erfolgte mit der sogenannten Tritiummethode. Die relativ geringe Halbwertszeit von Tritium von 12.43 Jahren begrenzt die Anwendung der Tritiummethode auf relativ junge, eher oberflächennahe Grundwässer (BAFU 2009).

Die ermittelten Alter der Grundwässer liegen in einem Bereich von 0 bis maximal 47 Jahren. Die ältesten Wässer finden sich dabei mit 29 und 47 Jahren am Westrand (GWM 21.C.36 und 21.C.206, Abbildung 4.36). Relativ junges Grundwasser mit 2 bis 8 Jahren findet sich dagegen in den tiefer verfilterten Mehrfach-GWM im Südwesten des Hardwald (21.J.101, 21.J.103 und 21.J.104). Die bei den Brunnen 21.A.4, 21.A.17 und 21.A.21 ermittelten Alter können mit 12 (21.A.4), 3 (21.A.17) und 0 Jahren (21.A.21) als junges Grundwasser beschrieben werden. Auffällig ist, dass die beiden Brunnen, welche näher am „Grundwasserberg“ respektive näher am Bereich positioniert sind, wo maximale Infiltrationsraten vorliegen, auch deutlich jünger sind, als das Wasser im Bereich 21.A.4 (Westrand). Hiermit wird der in den vorhergehenden Abschnitten bereits beschriebene reduzierte Einfluss der künstlichen Infiltration bestätigt. Zu berücksichtigen ist dabei allgemein, dass die bei den Brunnen ermittelten Alter einen integrativen Wert und somit ein Mischalter darstellen. So wurde zum Beispiel das Alter des Grundwassers bei Brunnen 21.A.17 mit 3 Jahren bestimmt. Aus dem Markierversuch ist jedoch bekannt, dass dem Brunnen 21.A.17 junges Wasser (i. e. Infiltrat) zuströmt. Um mit der

Tritiummethode auf ein Gesamalter von 3 Jahren zu kommen, muss somit zwangsläufig auch ein Zustrom von deutlich älterem Grundwasser erfolgen.

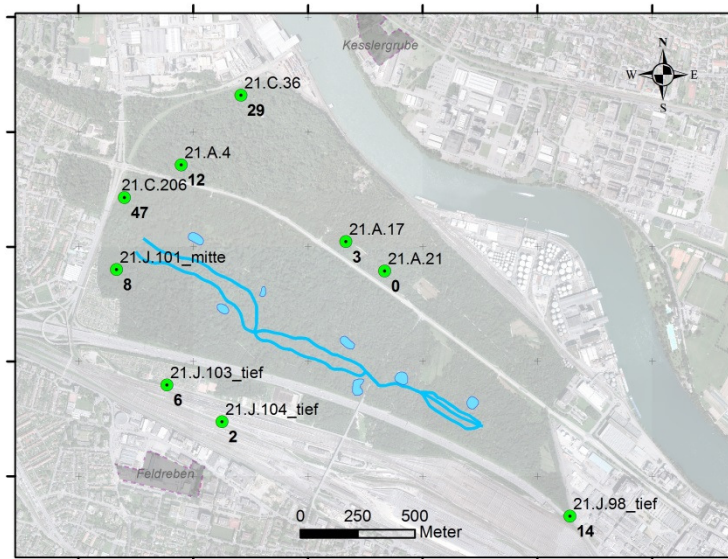


Abb. 4.36: Alter der beprobten Grundwässer in Jahren als Ergebnis der Tritiummethode.

4.4.3 DAUER-PUMPVERSUCH

Der Dauer-Pumpversuch (DPV) hatte das Ziel, (1) Aufenthaltszeitverteilungen und Fließrichtungen zwischen Infiltration und Trinkwasserbrunnen zu ermitteln, (2) zu überprüfen, ob und gegebenenfalls wie viele Anteile dem Trinkwasserbrunnen aus dem unterhalb des Niederterassenschotter befindlichen Oberen Muschelkalk zuströmen und (3) ob laterale Zuströme zum Brunnen existieren. Der DPV kann dabei in drei Phasen eingeteilt werden (Abschnitt XY): Phase 1 (Vorlaufphase), Phase 2: Eigentlicher DPV und Phase 3 (Nachphase). Als wesentliche Änderung der Randbedingungen während des DPV ist die Abschaltung der Infiltration zu nennen. Diese musste aufgrund des Nachweises von Methyltertiärbutylether (MTBE) im Rheinwasser zwischen 26.01.16, 19:30 Uhr (bzw. 363.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) und 28.01.16, 13:30 Uhr (bzw. 405.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) unterbrochen werden.

Nachfolgend werden zunächst die Analysen von MTBE dargestellt das während des DPV im Rheinwasser festgestellt worden ist und daher die Infiltration werden des Versuchs gestoppt werden musste. Anschließend werden die Hauptionen während des DPV dargestellt und erläutert. Es werden ausgewählte Ionenverhältnisse sowie Spurenelemente zwischen GWM zu infiltriertem Rheinwasser gezeigt und diskutiert. Hier steht die Frage im Vordergrund, ob Wasser, welches infiltriert wird, an allen GWM und vor allem Brunnen nachgewiesen werden konnte. Zusätzlich werden die Analyseergebnisse von Acesulfam und von den stabilen Wasserisotopen ^{18}O und ^2H bewertet. Anschliessend wird der hochaufgelöste zeitliche Verlauf von gelösten Gasen während der drei Phasen des DPV (plus Infiltrationsunterbrechung) beschrieben sowie der zeitliche und räumliche Verlauf der Konzentrationen der chlorierten Kohlenwasserstoffe PER, TRI und CBD.

4.4.3.1 METHYLTERTIÄRBUTYLETHER (MTBE)

Die Infiltrationsrate lag während des Versuchszeitraums bei etwas unter $4'000 \text{ m}^3/\text{h}$, musste aber aufgrund des Nachweises von Methyltertiärbutylether (MTBE) im Rheinwasser zwischen 26.01.16, 19:30 Uhr (bzw. 363.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) und 28.01.16, 13:30 Uhr (bzw. 405.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) unterbrochen werden (s. a. Abschnitt 3.2.5.1). Der zeitliche Verlauf der MTBE-Konzentrationen und Frachten (gemessen an der Rheinüberwachungsstation RÜS) sind in Abbildung 4.37 dargestellt. Deutlich ist der Anstieg von MTBE zwischen dem 06.01.2016 bis zum 26.01.2016 zu beobachten. Nach dem 26.01.2016 fällt die Konzentration von MTBE ab. Bei der

Betrachtung der Zeitreihe an Brunnen 21.A.17 sowie den Clustermessstellen 21.J.105 (tiefste Filterstrecke im Cluster) und 21.J.108 (höchste Filterstrecke) in der unmittelbaren Nähe von Brunnen 21.A.17 sowie Clustermessstellen 21.J.109 (tief) und 21.J.111 (hoch) in der Nähe von der Infiltration erkennt man einen um wenige Tage verzögerten Anstieg der Konzentrationen im Vergleich zum Rhein (Abbildung 4.38). Generell zeigen die beiden Messstellen nahe der Infiltration wie auch die Messstelle 21.J.105 einen parallelen Anstieg, der jedoch je nach Fließstrecke von der Infiltration gegenüber der Konzentration im Rhein verzögert ansteigt. Die höchsten Konzentrationen in 21.J.111 und 21.J.109 sind ähnlich dem Rheinwasser. Beim Brunnen 21.A.17 ist auch ein Anstieg der MTBE Konzentrationen zu erkennen. Aufgrund der kurzen Messdauer, kann nicht bestimmt werden, wie hoch der Anstieg der Konzentration im Brunnen 21.A.17 effektiv war. Ein Zeitversatz zwischen der höchsten Konzentration von MTBE im Rhein (26.01.2016) und den obersten Messstellen der Cluster, 21.J.108 und 21.J.111, deutet auf eine Grundwasseraufenthaltszeit zwischen Infiltration und Brunnen 21.A.17 von 7 bis 10 Tagen hin. Dies ist vergleichbar mit den festgestellten Zeiten basierend auf den Markierstoff- und Temperaturdaten (s. Abschnitte 4.2.3 und 4.2.4). Generell zeigt sich eine sehr ähnliche Verteilung und Fließzeit wie beim Markierversuch bereits festgestellt und beschrieben wurde. Auch wenn der Markierstoff nur lokal (Weiher und Kanal) eingegeben worden ist, sind die Ergebnisse vergleichbar mit einem „Tracer“ (hier MTBE), der über das gesamte Infiltrationssystem eingespeist worden ist.

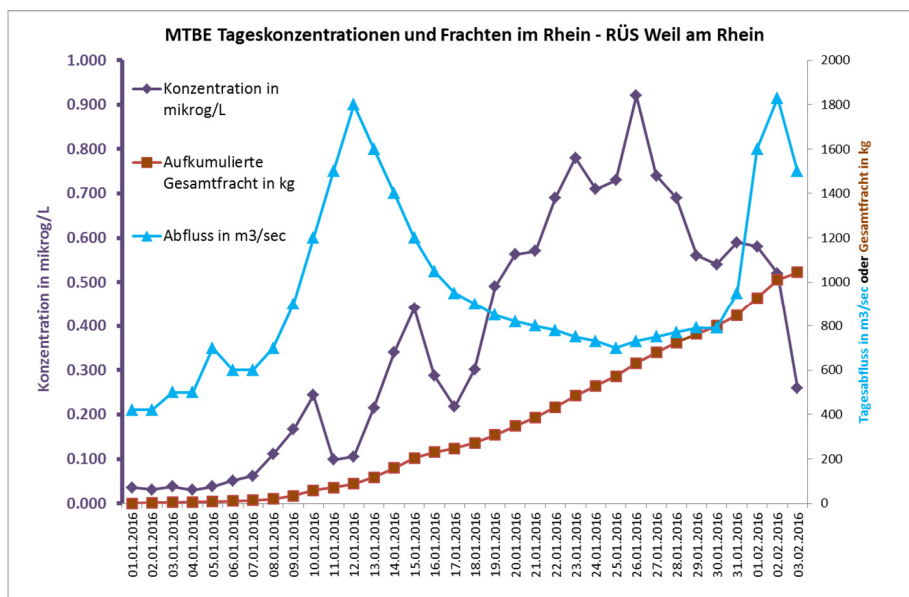


Abb. 4.37: MTBE Tageskonzentration und Fracht im Rhein (RÜS, Weil am Rhein) vom 01.01.2016 bis 03.02.2016.

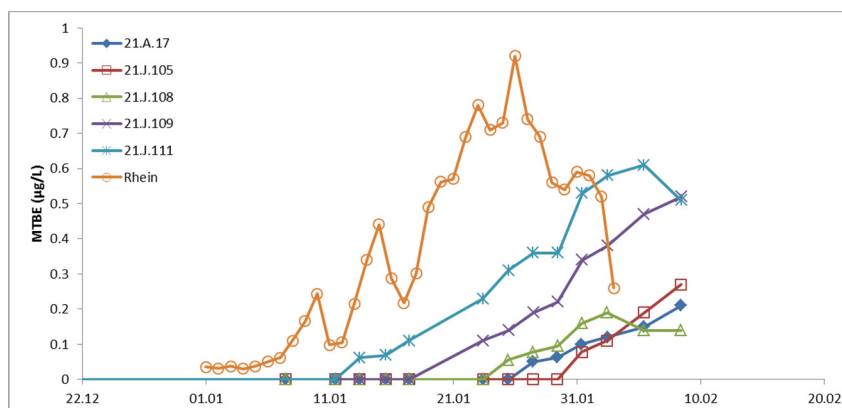


Abb. 4.38: MTBE Tageskonzentration vom 01.01.2016 bis 8.02.2016. Unterbrechung der Infiltration zwischen 26.01.16, 19:30 Uhr (bzw. 363.5 h nach Eingabe der Markierstoffe) und 28.01.16, 13:30 Uhr.

4.4.3.2 ANORGANIK

Insgesamt treten nur geringe Unterschiede in den Anorganikkonzentrationen von Rheinwasserinfiltrat und GWM auf. Einzig Brunnen 21.A.17 zeigt im Vergleich höhere Konzentrationen von Sulfat, Chlorid und Natrium auf (Abbildung 4.39). Wie bereits im Abschnitt 4.4.2 ausgeführt, lassen sich diese, im Vergleich zu allen anderen beprobten Brunnen und GWM erhöhten Konzentrationen, vermutlich auf die Nähe des Brunnens zu Kluftsystemen erklären. Es ist davon auszugehen, dass über diese Kluftsysteme ein Kontakt zwischen Evaporiten des Mittleren Muschelkalks sowie dem Keuper und dem darüber befindlichen Gesteinen besteht und ein Zustrom aus diesen Bereichen für Brunnen 21.A.17 möglich erscheint. Da die Isotopenzusammensetzung von Brunnen 21.A.17 jedoch ähnlich Rheinwasser entspricht, ist dieser Anteil an regional zuströmendem Wasser eher gering.

In Tabelle 4.8 sind die Verhältnisse zwischen GWM zu infiltriertem Rheinwasser für verschiedene Hauptionen sowie ausgewählte Spurenelemente angegeben. Deutlich ist der Unterschied zwischen Rheinwasser und den GWM ersichtlich. Alle GWM zeigen eine höhere Konzentration an z.B. Sulfat. Insbesondere für Brunnen 21.A.17 zeigen sich deutliche hydrochemische Unterschiede zum Rheinfiltrat. Am deutlichsten zeigt sich dies beim Sulfat, gefolgt von Magnesium, Strontium, Natrium, Fluorid und Calcium. Kaum oder keine Unterschiede zwischen den Clustern 1 und 2 und dem Brunnen 12.A.17 zeigen Nitrat, Chlorid und Kalium. Es scheint so, dass der Brunnen 21.A.17, obwohl er so nahe am Cluster 1 (Distanz < 10 m) positioniert ist, eine andere Wasserkomponente anzieht (Tabelle 4.8 und Abbildung 4.40). Die GWM beider Cluster zeigen keinen wesentlichen Unterschied zueinander, ausgenommen Messstelle 21.J.105 (tiefst gelegene Filterstrecke der GWM von Cluster 1), die dem Brunnen hydrochemisch am ähnlichsten ist.

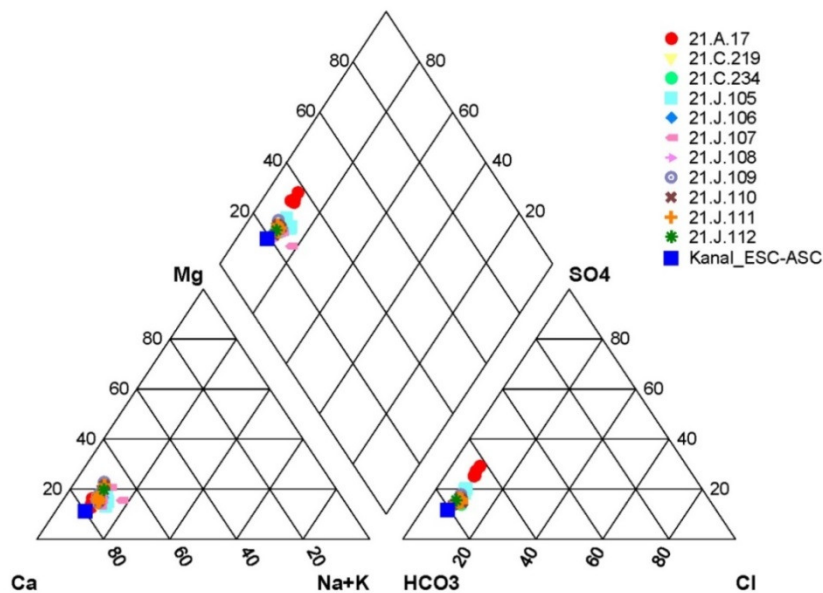


Abb. 4.39: Piperdiagramm der Hauptkat- und anionen während des DPV.

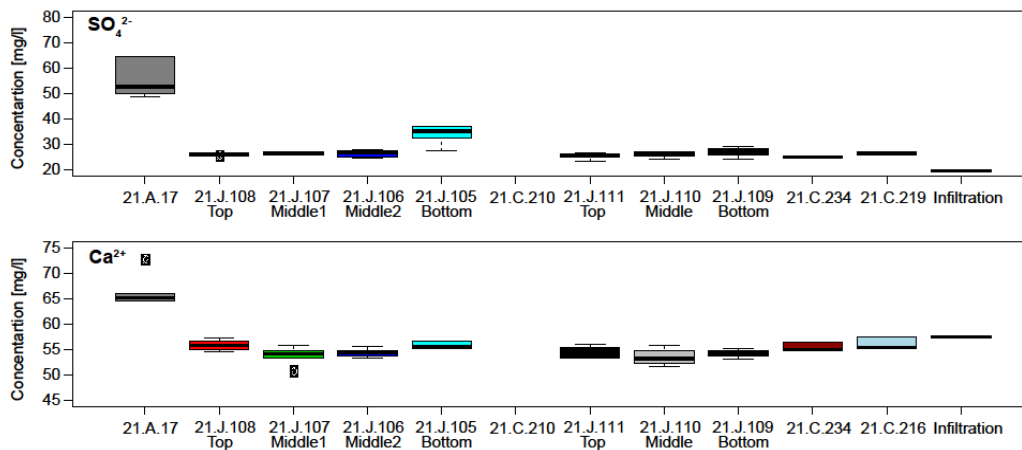


Abb. 4.40: Boxplot der Sulfat (oben) und Calcium (unten) Konzentrationen während des DPV für Brunnen 21.A.17 (in Grau), Cluster 1 und 2, Piezometer 21.J.210, 21.J.234 und 21.C.219 und Rheinfiltrat. Der Abstand zu Brunnen 21.A.17 nimmt von links nach rechts zu, so dass die am weitesten entfernte Messstelle die Infiltration bildet.

Tab. 4.8: Verhältnisse verschiedener Hauptkat- und anionen sowie Spurenelemente zwischen GWM resp. /Brunnen zu infiltriertem Rheinwasser.

Ion	Ratio	Infiltrat	21.A.17	21.J.108 Top	21.J.107 Middle1	21.J.106 Middle2	21.J.105 Bottom	21.J.111 Top	21.J.110 Middle	21.J.109 Bottom
	Mean	1.00	3.01	1.31	1.34	1.35	3.72	1.29	1.31	1.35
Sulfat	lower quartile	1.00	2.55	1.31	1.32	1.29	1.68	1.27	1.29	1.31
	upper quartile	1.00	3.14	1.34	1.36	1.39	1.86	1.33	1.35	1.37
	Mean	1.00	0.99	0.97	0.93	0.94	1.27	0.95	0.94	0.94
Calcium	lower quartile	1.00	1.12	0.96	0.93	0.93	0.96	0.93	0.92	0.93
	upper quartile	1.00	1.14	0.98	0.95	0.95	0.98	0.96	0.96	0.96
	Mean	1.00	0.66	0.68	0.66	0.66	0.64	0.74	0.70	0.70
Nitrat	lower quartile	1.00	0.62	0.64	0.64	0.62	0.61	0.72	0.67	0.67
	upper quartile	1.00	0.72	0.76	0.74	0.74	0.72	0.81	0.78	0.78
	Mean	1.00	1.49	1.16	1.17	1.19	1.67	1.23	1.21	1.21
Strontium	lower quartile	1.00	1.40	1.14	1.15	1.15	1.29	1.21	1.18	1.19
	upper quartile	1.00	1.54	1.17	1.18	1.21	1.34	1.28	1.24	1.21
	Mean	1.00	1.43	1.29	1.38	1.31	1.40	1.05	1.07	1.19
Fluorid	lower quartile	1.00	1.43	1.29	1.29	1.29	1.32	1.00	1.00	1.14
	upper quartile	1.00	1.43	1.29	1.43	1.29	1.43	1.11	1.11	1.14
	Mean	1.00	1.32	1.24	1.22	1.20	1.30	1.26	1.24	1.24
Chlorid	lower quartile	1.00	1.28	1.25	1.21	1.21	1.24	1.14	1.18	1.19
	upper quartile	1.00	1.35	1.31	1.28	1.24	1.28	1.36	1.28	1.27
	Mean	1.00	1.08	1.30	1.48	1.26	1.65	1.26	1.22	1.22
Natrium	lower quartile	1.00	1.20	1.23	1.26	1.20	1.41	1.23	1.20	1.20
	upper quartile	1.00	1.32	1.37	1.45	1.32	1.75	1.31	1.26	1.27
	Mean	1.00	1.50	0.93	0.96	0.95	0.96	0.86	0.87	0.87
Kalium	lower quartile	1.00	0.87	0.86	0.86	0.87	0.87	0.84	0.80	0.80
	upper quartile	1.00	0.99	1.00	1.05	1.04	1.05	0.84	0.89	0.93
	Mean	1.00	1.39	1.61	1.54	1.60	1.69	1.60	1.65	1.63
Magnesium	lower quartile	1.00	1.36	1.52	1.43	1.55	1.47	1.44	1.48	1.43
	upper quartile	1.00	1.68	1.71	1.58	1.62	1.85	1.69	1.84	1.70

4.4.3.3 ACESULFAM

Bei der Betrachtung der Acesulfam-Konzentrationen zeigt sich, dass erwartungsgemäss eine höhere Konzentration im Rheinwasserinfiltrat im Vergleich zu den GWM vorliegt (Abbildung 4.41). Die Konzentration nimmt bis Brunnen 21.A.17 deutlich ab. Bereits beim Cluster 2 (Entfernung zu den Weihern und Infiltrationskanälen ca. 250 m) liegt eine deutlich niedrigere Konzentration vor. Nur die oberste Messstelle 21.J.111 zeigt noch etwas höhere Konzentrationen. Im Cluster 1 sind die Unterschiede zwischen oberer und unterer Messstelle deutlich kleiner, jedoch zeigt die oberste Messstelle immer noch die höchste Konzentration. Die niedrigsten Konzentrationen von Acesulfam wurden in Brunnen 21.A.17 gemessen. Berücksichtigt man die in der Literatur beschriebene Persistenz von Acesulfam, müsste man von einer Verdünnung aufgrund einer Zumischung von Wasser mit einem wesentlich geringeren Gehalt an Acesulfam ausgehen. Das hieraus ableitbare Mischverhältnis erscheint jedoch deutlich zu hoch für die Messstellen 21.J.111 (Cluster 2) und 21.J.108 (Cluster 1). Aufgrund der Isotopendaten sollte hier nur ein sehr geringer Anteil an „Nicht-Rheinfiltrat“ auftreten. Die starke Konzentrationsabnahme von Acesulfam von der Infiltration über 21.J.111 zu 21.J.108 muss deshalb auf andere Prozesse als der Zumischung von Wasser zurückzuführen sein, kann jedoch innerhalb dieser Studie nicht abschliessend geklärt werden.

Im Vergleich zu den Ergebnissen aus dem Markerversuch zum Tiefeneinfluss der Infiltration (Abschnitt 3.1.3, Markerversuch – Tiefenorientierte Beprobungen) zeigen sich insgesamt vergleichbare Verteilungen mit höheren Konzentrationen in den oberen Bereichen des Grundwasserleiters, niedrigeren Konzentrationen im unteren Bereich und niedrigste Konzentrationen im Brunnen 21.A.17. Da Acesulfam im Gegensatz zur punktuellen Eingabe der Markierstoffe über das gesamte Infiltrationssystem eingetragen wurde, ist festzustellen, dass die Beschreibung der Verteilungen von persistenten Stoffen als Folge eines potentiellen Schadstoffeintrags über die gesamte Infiltrationsanlage ebenfalls sehr gut über den Proxy Grundwasserstand beschrieben werden kann.

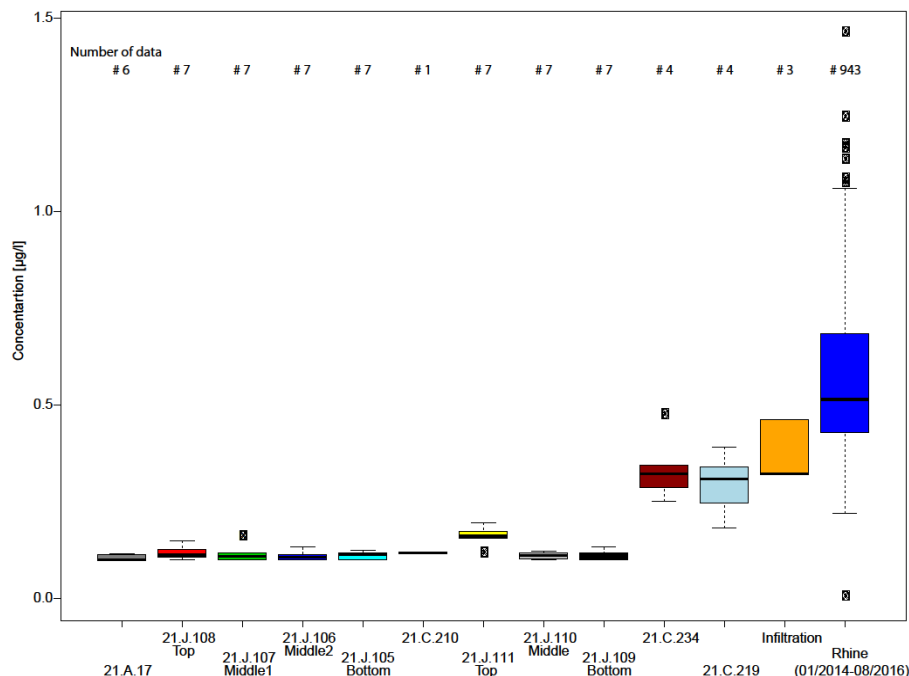


Abb. 4.41: Boxplot der gemessenen Acesulfam Konzentrationen während des Dauerpumpversuchs für Brunnen 17 (in Grau), Cluster 1 und 2, Piezometer 21.J.210, 21.J.234 und 21.C.219 und künstlicher Rheinfiltration. Der Abstand zu Brunnen 21.A.17 nimmt von links nach rechts zu, so dass die am weiteste entfernte Messstelle die Infiltration bildet. Top, Middle, Bottom: Qualitative Beschreibung der Lage der Filterstrecke im jeweiligen Cluster.

4.4.3.4 STABILE WASSERISOTOPE

Als weitere Methode der Auswertung wurden die stabilen Wasserisotope ($\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$) betrachtet (Abbildung 4.42). Der Wertebereich der Isotope für die GWM liegt von -12.13 bis -10.73 ‰ ($\delta^{18}\text{O}$) und -92.18 bis -80.05 ‰ ($\delta^2\text{H}$). Der Wertebereich der Isotope für das Rheinwasserinfiltrat liegen bei -11.48 bis -11.02 ‰ ($\delta^{18}\text{O}$) und -82.92 bis -78.98 ‰ ($\delta^2\text{H}$). Generell folgt die Isotopenzusammensetzung der „Local Meteoric Water Line“ (LMWL) (Abbildung 4.42, links). Tendenziell liegen die Signaturen der Isotope vom Rheinwasserinfiltrat im Vergleich zu den GWM aber leicht angereichert vor. Bei der Betrachtung der Brunnen zeigt sich, dass Brunnen 21.A.31 und 32 näher an den Isotopenwerten vom Rheinwasserinfiltrat liegen als 21.A.17., jedoch ist der Unterschied zwischen den Isotopensignaturen der Brunnen relativ klein. Cluster 1 und Cluster 2 zeigen tendenziell den gleichen Wertebereich, wobei Cluster 2 (nahe der Infiltration) im Vergleich zu Cluster 1 (nahe Brunnen 21.A.17) zum Teil leicht angereicherte Werte aufweist. Im zeitlichen Verlauf von ^{18}O zeigen sich keine Unterschiede zwischen den Clustern und 21.A.17 (Abbildung 4.42, rechts). Auch wenn kleinere zeitliche Variationen der ^{18}O -Werte in den Clustern und Brunnen zu erkennen sind (wahrscheinlich bedingt aufgrund der leicht variablen Werte von ^{18}O in der Infiltration), ist der Wertebereich sehr eng und kein Trend ersichtlich.

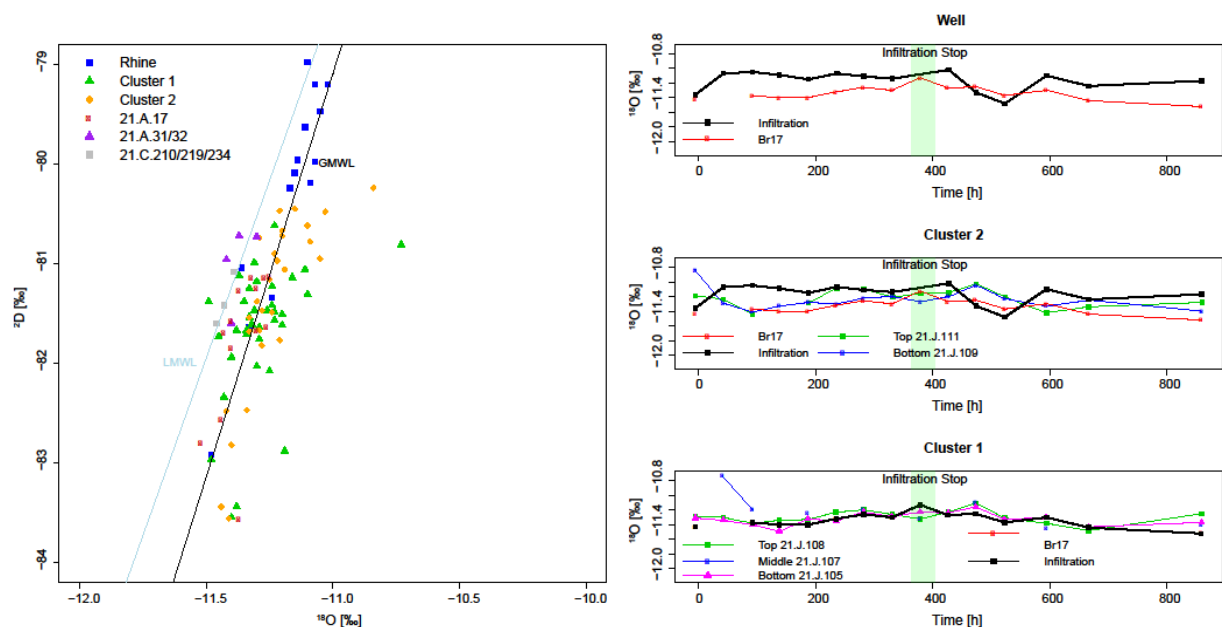


Abb. 4.42: Links: Scatterplot zwischen $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ für Rheinfiltrat, GWM und Brunnen. Die blaue Line zeigt die „Local Meteoric Water Line“ (LMWL), wohingegen die schwarze Line die „Global Meteoric Water Line“ (GMWL) darstellt.

4.4.3.5 EDELGASE

Alle Edelgasdaten zeigen drei Phasen, welche mit dem „change point test“ auch validiert werden konnten (Abbildung 4.43). Exemplarisch ist nachfolgend das Verhalten der gelösten Gase sowie die daraus abzuleitenden Phasen am Gang der Kryptonkonzentrationen beschrieben.

Die erste Phase beschreibt den Zustand vor dem DPV ($t < 0$). Ein konstantes Plateau der Kr-Konzentration von ca. $1.06 \cdot 10^{-7}$ [cm^3/g] ist festzustellen. Phase zwei zeigt den Zustand während des DPV. Die Kr-Konzentrationen fallen während des DPV relativ schnell auf einen konstanten Bereich von etwa $1.02 \cdot 10^{-7}$ [cm^3/g]. Aufgrund des Nachweises von Methyltertiärbutylether (MTBE) im Rheinwasser zwischen 363.5 h und 405.5 h wurde die Infiltration gestoppt. Aufgrund dieser Randbedingungsveränderung steigt die Kr-Konzentration schnell wieder bis zu einem erneuten Plateau von etwa $1.08 \cdot 10^{-7}$ [cm^3/g] an. Diese dritte Phase liegt bei allen betrachteten Edelgasen etwas oberhalb der Ausgangskonzentration.

Aufgrund dieser drei nachgewiesenen Phasen ist davon auszugehen, dass bei Veränderungen im Pumpregime und auch in der Infiltration der Anteil an Rheinwasser variiert. Weiterhin kann abgeleitet werden, dass bei Pumpbeginn vermehrt Rheinfiltrat gepumpt wird, jedoch bei einer Infiltrationsunterbrechung oder –reduzierung der Anteil an „Nicht-Rheinfiltrat“ steigt.

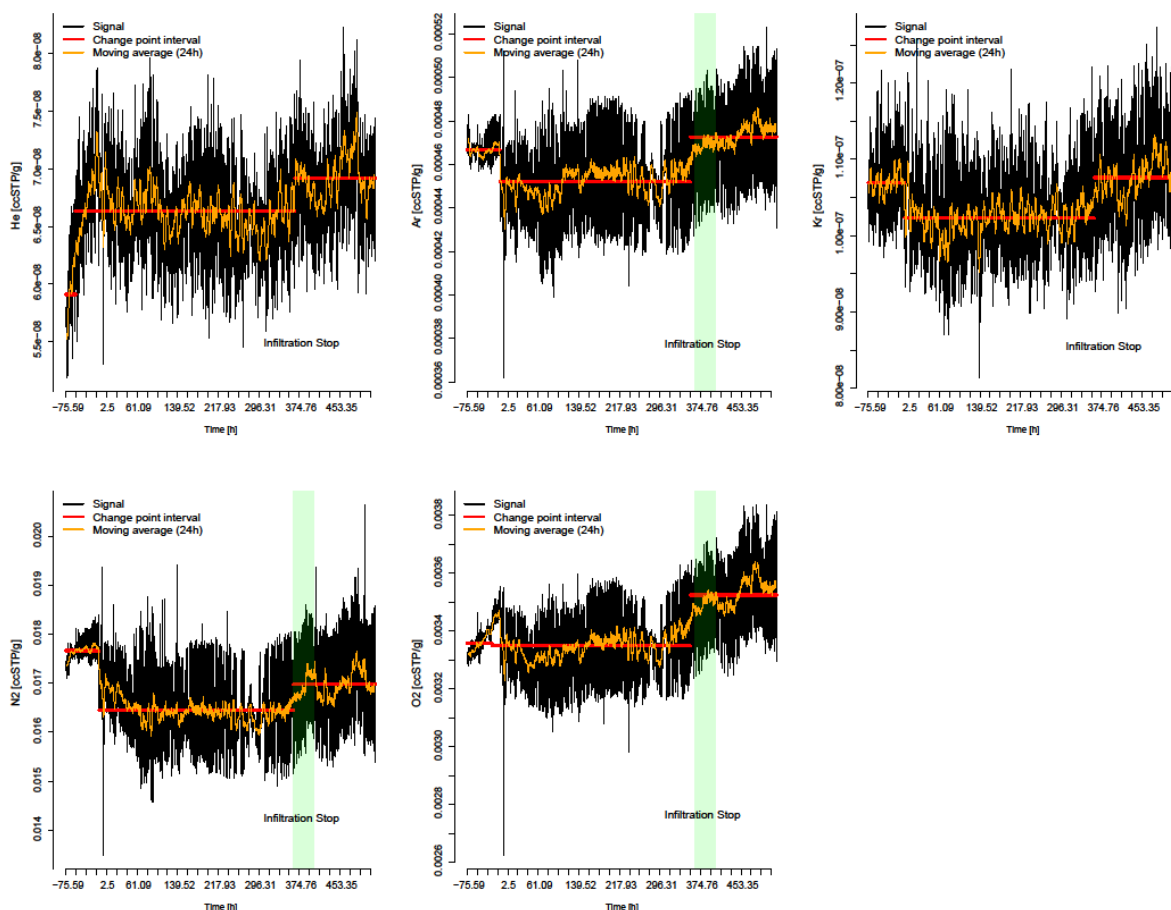


Abb. 4.43: Hochaufgelöste Edelgasmessungen (schwarz) mit gleitendem Mittelwert (24 Stunden, orange). Zusätzlich sind die Ergebnisse des statistischen „change-point tests“ in rot dargestellt.

4.4.3.6 CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE

Das oben beschriebene Verhalten sowie die drei Phasen sind auch in den Konzentrationsverläufen von PER, TRI und CBD zu finden. Der beschriebene Verlauf ist für die weiteren untersuchten Stoffe gleich (TRI, HeCBD und TeCBD; s. Analysendaten der Kampagne in der Kantonalen Datenbank). Abbildung 4.44 zeigt exemplarisch die normierte Konzentration von PER während des DPV. Die Normierung erfolgte, indem die Einzelkonzentration von der jeweiligen Messstelle zum Zeitpunkt t_i durch die maximale Konzentration der jeweiligen Messstelle dividiert wurde. Deutlich zeigen sich die bereits beschriebenen drei Phasen in den Konzentrationsverläufen. Phase 1 beschreibt den Zustand vor dem DPV ($t < 0$) mit einer normierten Konzentration von ca.1 für die betrachteten GWM und den Brunnen 21.A.17. Phase 2 zeigt den Zustand während des DPV. Die Werte fallen während des DPV relativ schnell auf einen konstanten Bereich um 0.7. Aufgrund der Infiltrationsunterbrechung steigen die normierten Konzentrationen wieder an, da der Anteil an Rheinfiltrat abnimmt. Dieser Konzentrationsverlauf zeigt deutlich die Relevanz der Schutzfunktion der künstlichen Infiltration im Hardwald, durch die die systemimmanenten PER-Konzentrationen verdünnt werden.

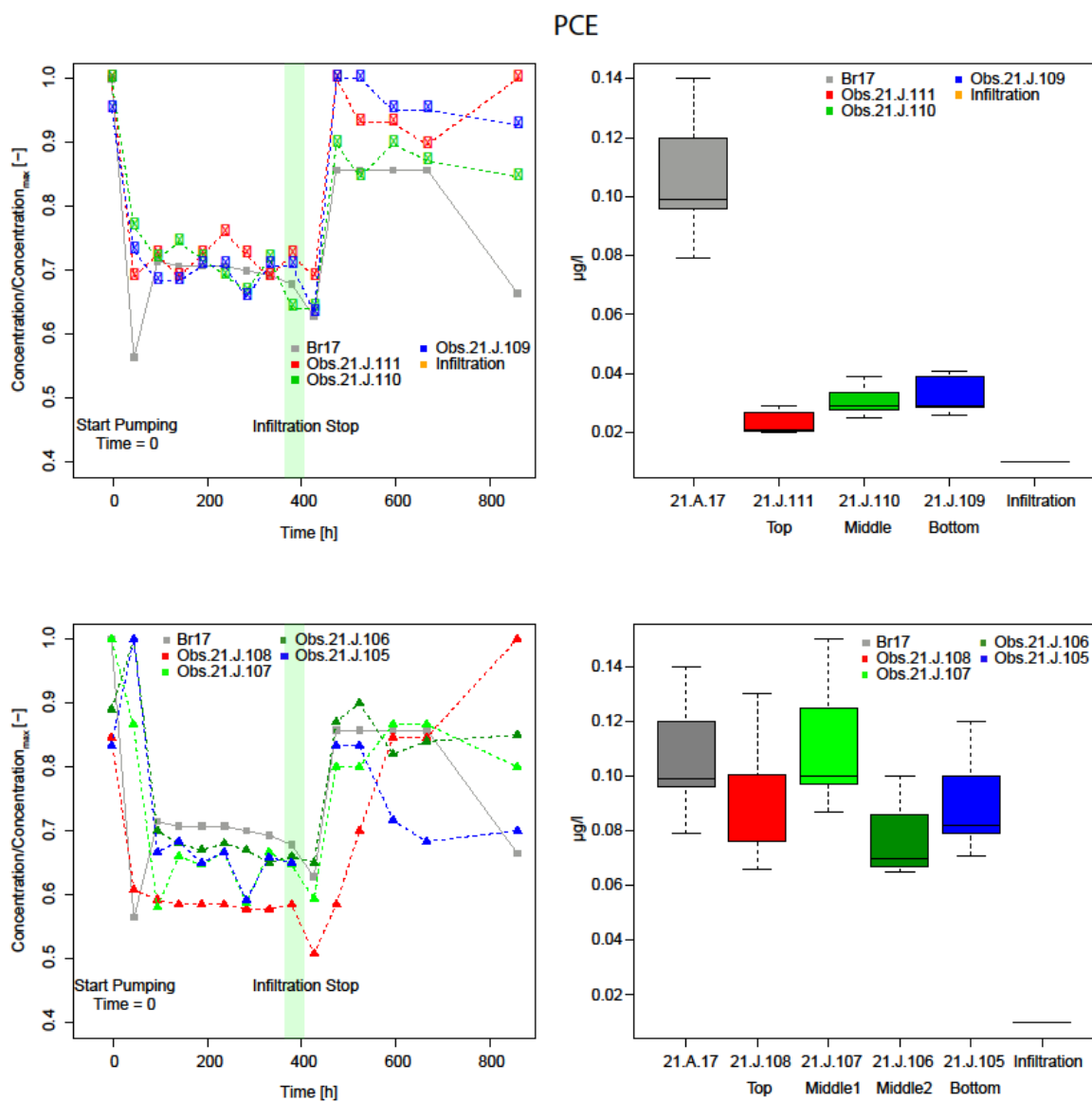


Abb. 4.44: Links: Normierter Konzentrationsverlauf von PER für 21.A.17 und Cluster 2 (Cluster nahe der Infiltration) und Cluster 1 (nahe Brunnen 21.A.17, links unten). Rechts: Boxplot der PER-Konzentration bei 21.A.17 und Cluster 2 (rechts oben) und Cluster 1 (rechts unten).

Die tiefenabhängige Entwicklung der Konzentrationen während des DPV von PER, TRI und TeCBD für das brunnennahe Cluster 1 zeigt Abbildung 4.45. Alle Konzentrationen liegen in einem niedrigen Bereich von $<0.14 \mu\text{g/L}$ (bei Cluster 2 $< 0.04 \mu\text{g/L}$). Auffällig ist dabei, dass die Konzentrationen von PER direkt nach Versuchsstart am 11.01.2016 abnehmen und sich für alle Tiefen angleichen. Erst nach der Unterbrechung der Infiltration kommt es zu einem Anstieg der PER-Konzentrationen, wobei die Maximalkonzentrationen bei einer Tiefe von etwa 245 m ü. M erreicht werden. In dieser Tiefe wurden auch die höchsten Feststoffgehalte der diskutierten Stoffe nachgewiesen (s. Abschnitt „Feststoffanalytik“). Der Verlauf der TRI-Konzentrationen zeigt dagegen keine deutliche Reaktion auf die Abschaltung, hier ist über das gesamte Profil eine geringe Konzentrationserhöhung im Nanogrammbereich zu erkennen. Eine davon abweichende Entwicklung zeigen die TeCBD-Konzentrationen. Während der oberste beprobte Punkt über die Versuchsdauer etwa konstant bleibt, erkennt man für alle anderen Tiefen eine geringfügige Konzentrationserhöhung von etwa 30 ng/l mit der Zeit. Wie bei PER werden dabei die höchsten Konzentrationen in einer Tiefe von etwa 245 m ü. M erreicht. Anders als jedoch bei PER, in geringerer Masse bei TRI, ist bei TeCBD somit kein Verdünnungseffekt zu erkennen. Es erscheint vielmehr so, als ob TeCBD im Versuchsverlauf mobilisiert wurde. Welcher Prozess dieser Mobilisierung zu Grunde liegt, kann jedoch nicht anhand der erhobenen Daten beurteilt werden.

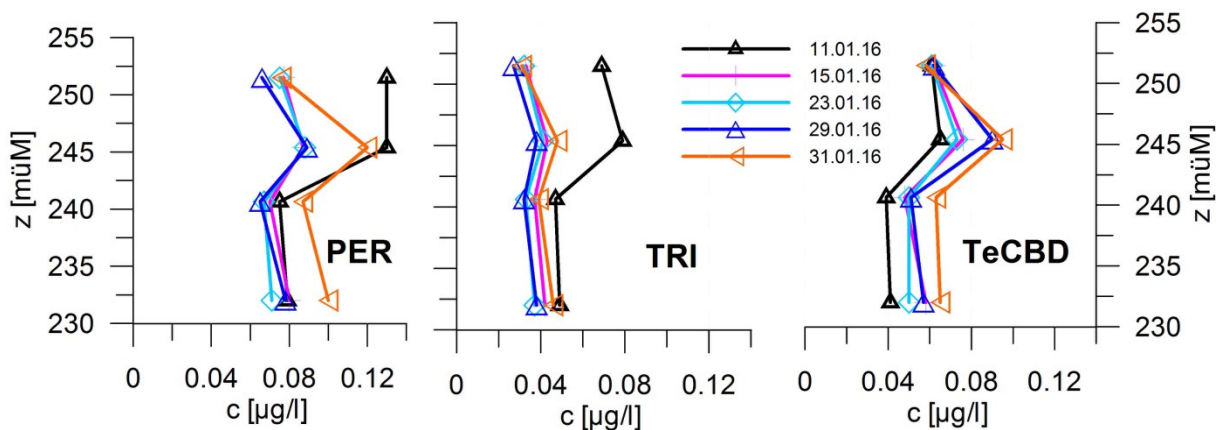


Abb. 4.45: Tiefenorientierte Ergebnisse für PER, TRI und 1,1,4,4-TeCBD für Cluster 1 für vier Stichtage während des DPV; schwarze Linie: Referenzbeprobung zu Versuchsstart am 11.01.2016.

4.5 ÄQUIVALENT SYSTEM LANGE ERLLEN

Neben der Trinkwassergewinnung der Hardwasser AG im Hardwald, können TeCBD und PER auch in anderen Wasserversorgungen in der Schweiz nachgewiesen werden. So zum Beispiel auch in der Brunnen des Grundwasserwerkes Lange Erlen der Industriellen Werke Basel (IWB). Es lohnt sich deshalb ein Vergleich der beiden Infiltrationssysteme des Hardwaldes und der Langen Erlen um ein besseres Prozessverständnis der Herkunft von PER und TeCBD zu erhalten.

Das Trinkwassergebiet der Langen Erlen befindet sich westlich der Gemeinde Riehen, wo ähnlich wie im Hardwald Grundwasser durch künstlich versickertes Rheinwasser angereichert wird (Abbildung 4.46). Dazu wird oberhalb des Kraftwerkes Birsfelden im Durchschnitt täglich rund 65'000 m³ Rheinwasser entnommen und zur Schnellfilteranlage transportiert, bevor es in den 11 bewaldeten Wasserstellen in den Langen Erlen ausgebracht wird.

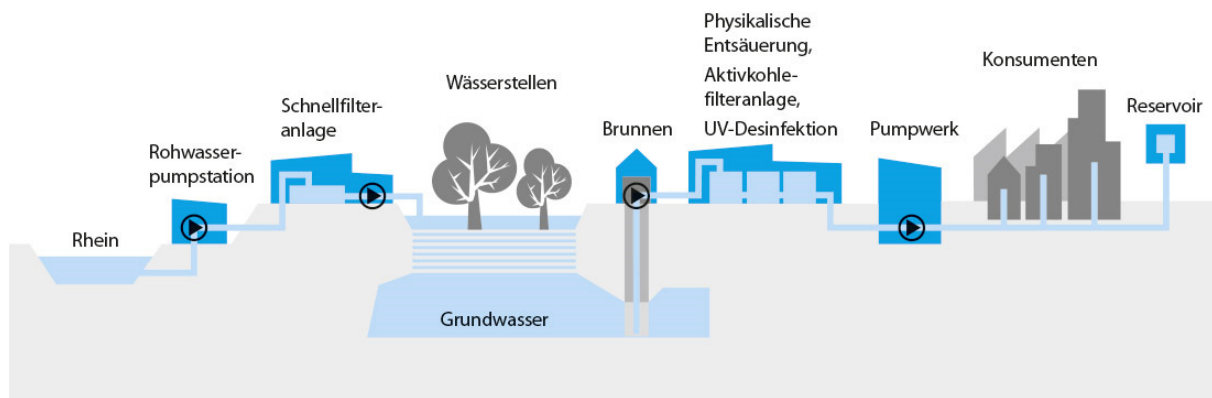


Abb. 4.46: Schema der Trinkwasserproduktion in den Langen Erlen (<http://www.iwb.ch/de/privatkunden/wasser/trinkwasser-versorgung/trinkwasser-produktion>).

Um ein Überfluten des Waldbodens zu verhindern, werden die Wasserstellen nicht dauerhaft mit Rheinwasser beschickt. Ähnlich einer Drei-Felder-Wirtschaft sind sie meist in Dreier-Einheiten zusammengefasst (siehe Abbildung 4.47), wobei in der Regel eines der Felder zehn Tage lang mit Wasser beschickt wird, während die anderen beiden jeweils 20 Tage regenerieren. Erst nach dieser Pause wird eine Fläche wieder bewässert. Während die meisten Wasserstellen schon Anfang des letzten Jahrhunderts in Betrieb genommen wurden, existieren die nördlichen Stellmatten erst seit 1980. An verschiedenen Stellen werden danach mit insgesamt 11 Haupt- und 16 Nebenbrunnen im Durchschnitt ca. 40'000 m³ Wasser pro Tag aus dem ungespannten Grundwasserleiter gefördert. Dieser besteht hauptsächlich aus quartären alluvialen Ablagerungen, die eine Mächtigkeit von 13 bis 18 Meter aufweisen. Zum Liegenden hin sind die Ablagerungen durch tertiäre Mergel begrenzt, welche als undurchlässig angesehen werden (Regli et al., 2003). Das gepumpte Rohwasser wird anschliessend entsäuert, läuft über eine Aktivkohleanlage und passiert abschliessend eine UV-Desinfektionsanlage.

4.5.1 WASSERKOMPONENTEN UND SCHADSTOFFE

Wie verschiedene Studien in der Vergangenheit gezeigt haben, setzt sich das Grundwasser in den Langen Erlen im Wesentlichen aus drei Komponenten zusammen: das künstlich infiltrierte Rheinwasser, infiltrierendes Wasser der Wiese, welche das Trinkwassergebiet durchströmt und einem lokalen Zufluss aus dem Dinkelberggebiet. Dabei kann der Anteil der jeweiligen Komponenten für unterschiedliche Brunnen variieren. Darauf aufbauend kommen für die gefundenen Schadstoffe (TeCBD, PER) auch diese drei Quellen in Frage (Rhein, Wiese, Dinkelberg). Wie bereits erwähnt, wurden während der 1970er Jahre hohe Konzentrationen von TeCBD im Rheinwasser gefunden. Eine Theorie geht davon aus, dass diese über das Infiltrat unbemerkt in den Untergrund eingetragen wurden, wo sie heute noch ausgewaschen werden. Alternativ stellen auch die Deponien Maienbühl und Mönchen im Westen der Lange Erlen potentielle Quellen dar. Dort wurde unter anderem das Vorkommen von pharmazeutischen Substanzen im Sickerwasser nachgewiesen als auch eine hydraulische

Verbindung zum Grundwasser der Lange Erlen aufgezeigt (GPI 2001). Um nun die Quelle der gemessenen Schadstoffe zu eruieren, soll im Folgenden versucht werden, die dominanten Anteile der Grundwasserkomponenten in den einzelnen Brunnen zu bestimmen und diese dann mit dem Vorkommen der Schadstoffe zu vergleichen. Dazu werden die im Abschnitt 3.2.6.1 erwähnten multivarianten statistischen Methoden verwendet.

Abb. 4.47: Übersicht des Wasserschutzgebietes Lange Erlen (Leibundgut & Külls 2008).

4.5.2 GEOCHEMISCHE DATEN UND SPURENSTOFFE

Durch eine hierarchische Clusteranalyse der hydrochemischen Daten der IWB des Zeitraums 2005-2015 lassen sich die einzelnen Brunnen drei verschiedenen Clustern zuweisen (siehe Abbildung 4.48), welche auch in den Osann-Diagrammen in Abbildung 4.49 zu erkennen sind. Die Cluster spiegeln auch die geographischen Koordinaten der einzelnen Brunnen wieder. Während Cluster 1 die drei nördlichen Brunnenfelder umfasst, befinden sich die drei Brunnenfelder des Cluster 2 ganz im Westen der Lange Erlen. Die sieben Brunnenfelder des dritten Clusters umfassen die Brunnen dazwischen. Geochemisch gesehen gehört auch das Rheinwasser zu diesem Cluster. Dies deutet darauf hin, dass diese Brunnen hauptsächlich durch das versickerte Rheinwasser geprägt sind. Bedingt durch die geografische Lage als auch auf Grundlage von Isotopen-Ergebnissen vorheriger Studien, kann davon ausgegangen werden, dass Cluster 1 einen starken Einfluss von Dinkelbergwasser und Cluster 2 den Einfluss von Wiesewasser aufzeigt.

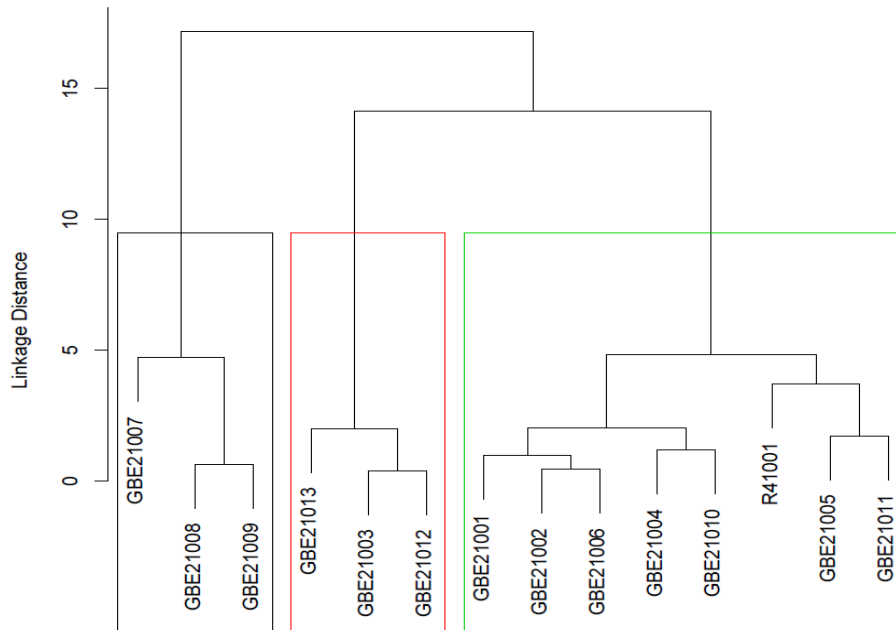


Abb. 4.48: Ergebnis der hierarchischen Clusteranalyse. (Schwarz = Cluster 1. Rot=Cluster 2, Grün=Cluster 3).

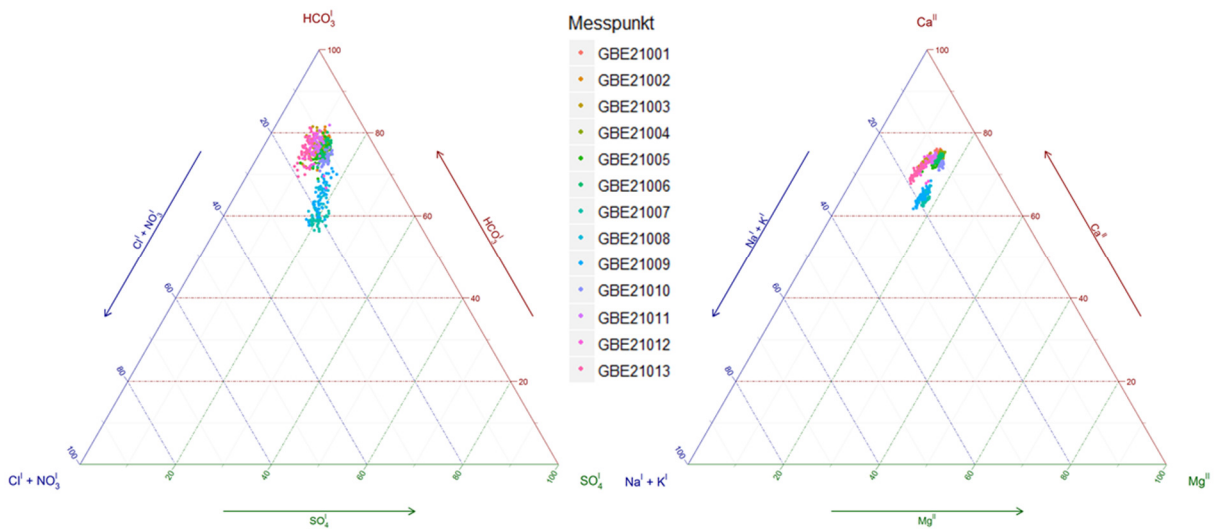


Abb. 4.49: Anionen und Kationen Osann-Diagramme.

Die Aufteilung der Brunnen in drei Cluster wird auch durch die räumliche Verteilung von zwei Spurenstoffen (Iopamidol und Acesulfam) bestätigt (Abbildungen 4.50 und 4.51). Die im Mittel höchsten Konzentrationen werden im Rhein gefunden, was sich auch in hohen Konzentrationen im Cluster 3 niederschlägt. Einzig Brunnen 11 zeigt deutlich niedrigere Werte auf und verhält sich ähnlich wie die nahegelegenen Brunnen aus Cluster 2. Die Konzentrationen in den Brunnen des Cluster 1 befinden sich auf ähnlichem Niveau wie die Brunnen des Cluster 3. Dies deutet daraufhin, dass obwohl hier ein geochemisches Signal des Dinkelbergwassers zu sehen ist, der Rheinwasseranteil am geförderten Wasser trotz allem sehr hoch sein muss.

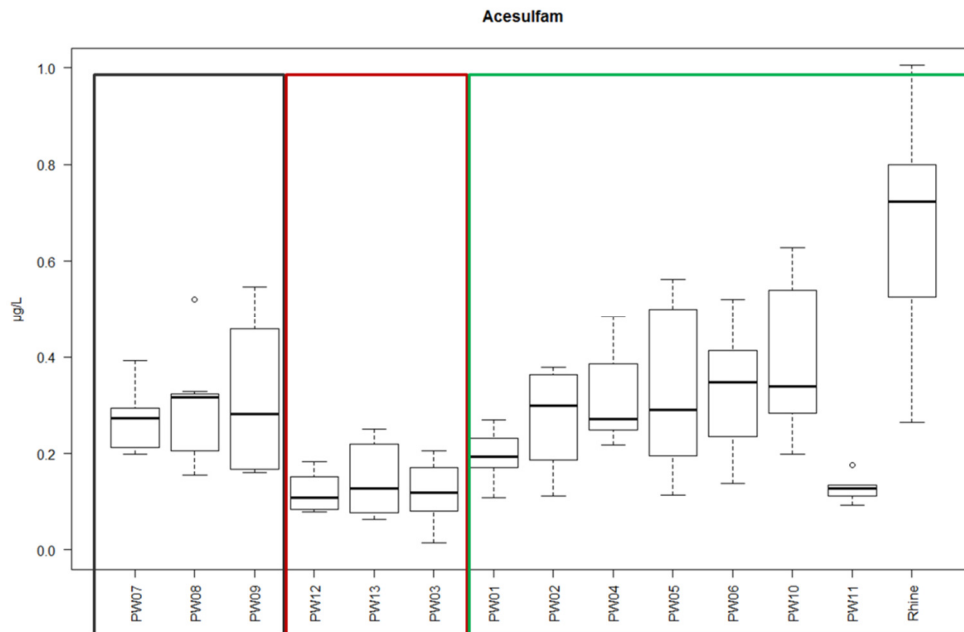


Abb. 4.50: Acesulfam Konzentrationen der verschiedenen Brunnen. Die farblichen Rechtecke zeigen die Zugehörigkeit zu den einzelnen Clustern auf (Schwarz = Cluster 1, Rot=Cluster 2, Grün=Cluster 3).

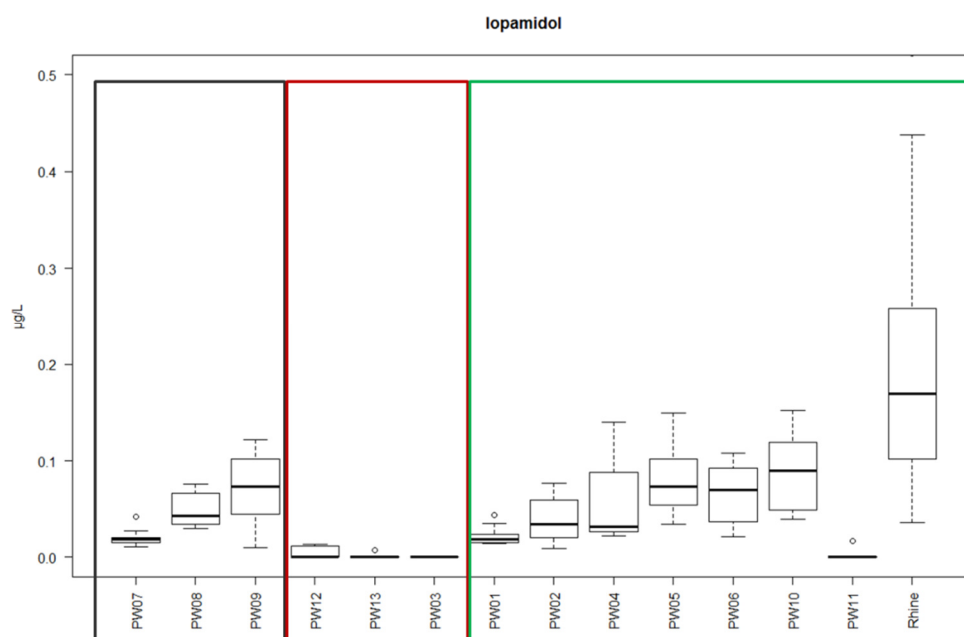


Abb. 4.51: Iopamidol Konzentrationen der verschiedenen Brunnen. Die farblichen Rechtecke zeigen die Zugehörigkeit zu den einzelnen Clustern auf (Schwarz = Cluster 1, Rot=Cluster 2, Grün=Cluster 3).

4.5.3 PER

Insgesamt sind die Konzentrationen an PER sehr gering und weit unter dem gesetzlichen Grenzwert von 40 µg/L (siehe Abbildung 4.14). Die höchsten PER Konzentrationen lassen sich für die Brunnen des Cluster 1 feststellen, welche einen bedeutenden Anteil an Dinkelbergwasser aufweisen. In Brunnen 7 konnten höhere Konzentrationen festgestellt werden. In den Brunnen des Cluster 2 und 3 wird deutlich weniger PER gefunden, wobei vor allem im Cluster 2 kaum PER detektiert werden kann. Dies deckt sich mit früheren Erkenntnissen, dass die Deponie Maienbühl, in dessen Sickerwasser auch PER nachgewiesen wurde (GTI 2006) über die Auquellen und den Aubach mit den Langen Erlen hydraulisch verbunden ist.

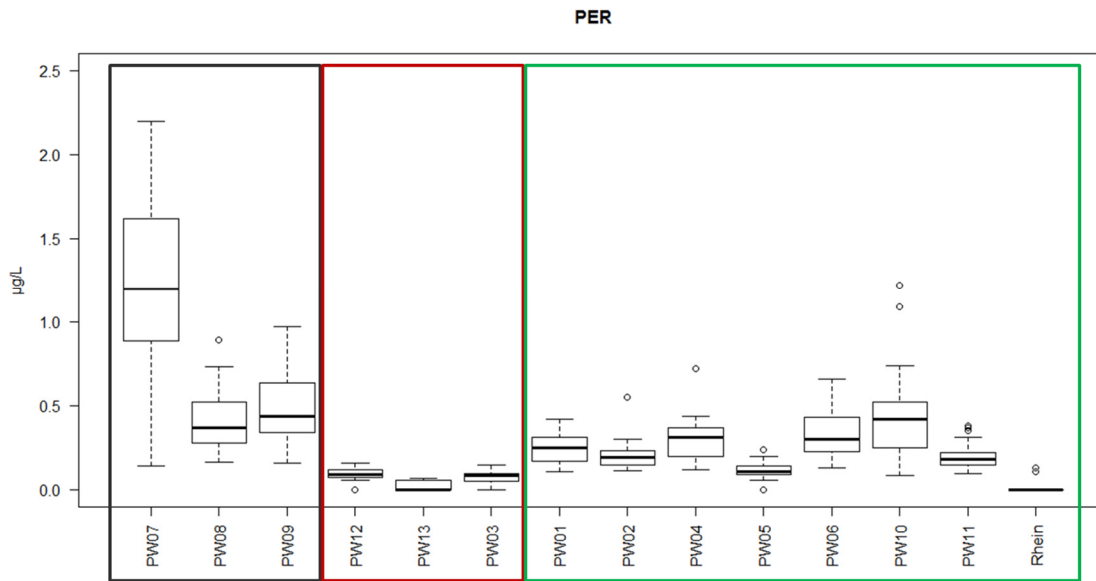


Abb. 4.52: PER Konzentrationen der verschiedenen Brunnen. Die farblichen Rechtecke zeigen die Zugehörigkeit zu den einzelnen Clustern auf (Schwarz = Cluster 1, Rot=Cluster 2, Grün=Cluster 3).

4.5.4 TeCBD

Insbesondere für die Brunnen des Cluster 3, welches einen hohen Anteil an Rheinwasser aufweist, können hohe Konzentrationen an TeCBD festgestellt werden, die vereinzelt auch den Toleranzwert von 0.1 µg/L überschreiten (siehe Abbildung 4.53). Obwohl auch heute noch von Mal zu Mal TeCBD im Rhein bis über 100 ng/L nachgewiesen wird, ist davon auszugehen, dass der grösste Teil der gemessenen Konzentrationen auf die Auswaschung des in den 1970er Jahren in den Untergrund eingetragenen TeCBD zurückzuführen ist. Wie die Verteilung der Spurenstoffe gezeigt hat, weisen die Brunnen des Cluster 1 neben dem Dinkelbergwasser auch einen beträchtlichen Anteil an Rheinwasser auf. In diesen Brunnen wurde jedoch kein TeCBD detektiert. Neben dem Verdünnungseffekt des Dinkelbergwassers, kann dieses Verhalten damit erklärt werden, dass die zugehörigen Wasserstellen erst 1980 Jahren erstellt worden sind, zu einem Zeitpunkt als die TeCBD Konzentrationen im Rhein wahrscheinlich schon deutlich tiefer lagen.

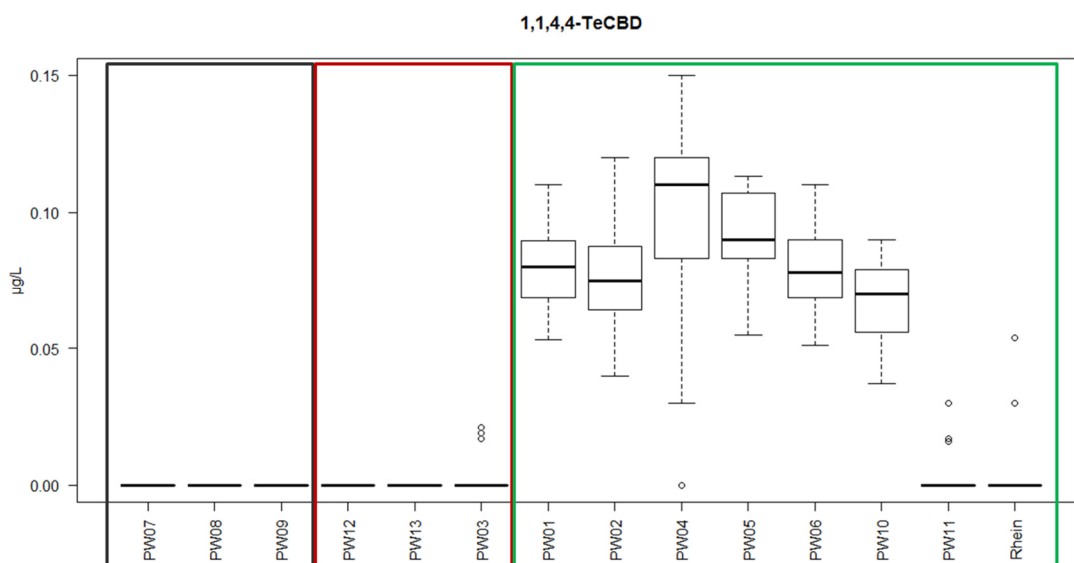


Abb. 4.53: TeCBD Konzentrationen der verschiedenen Brunnen. Die farblichen Rechtecke zeigen die Zugehörigkeit zu den einzelnen Clustern auf (Schwarz = Cluster 1, Rot=Cluster 2, Grün=Cluster 3).

4.6 NUMERISCHE MODELLIERUNG

4.6.1 KALIBRATION

In Abbildung 4.54 ist das Ergebnis der stationären Modelkalibration dargestellt. Die gemessenen 116 Grundwasserstände (x-Achse) sind gegen die modellierten Grundwasserstände (y-Achse) aufgetragen, wobei hier noch die Unterscheidung zwischen Felsgrundwasserleiter (gefüllte Rechtecke) und quartären Grundwasserleiter (offene Dreiecke) dargestellt wird. Bei einer perfekten Übereinstimmung der gemessenen und modellierten Grundwasserstände sollten alle Punkte auf der roten dargestellten Linie liegen, bei einer Überschätzung oberhalb sowie Unterschätzung unterhalb dieser. Generell zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserständen. Es ist kein systematisches über bzw. Unterschätzen zu beobachten was sich auch im PBIAS (Percentage of Bias) von nur 0.1 % widerspiegelt. Die Korrelation von 0.95 belegt zusätzlich die gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserständen. Bei der Betrachtung der Residuen (gemessene minus modellierte Grundwasserstände) zeigt sich, dass die Mehrzahl der Residuen zwischen 0 und 0.5 m liegen. Nur einige wenige Residuen zeigen grössere Abweichungen.

Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der Residuen zeigt sich eine leichte Überschätzung der Grundwasserspiegel (gelb bis rot) südlich der Pumpbrunnengalerie (Abbildung 4.55). Eine Unterschätzung tritt vor allem im Osten und etwas geringer, im Westen des Modellgebiets auf. Nördlich der Pumpbrunnengalerie liegt nur eine geringe Abweichung zwischen beobachtetem und modelliertem Grundwasserspiegel vor.

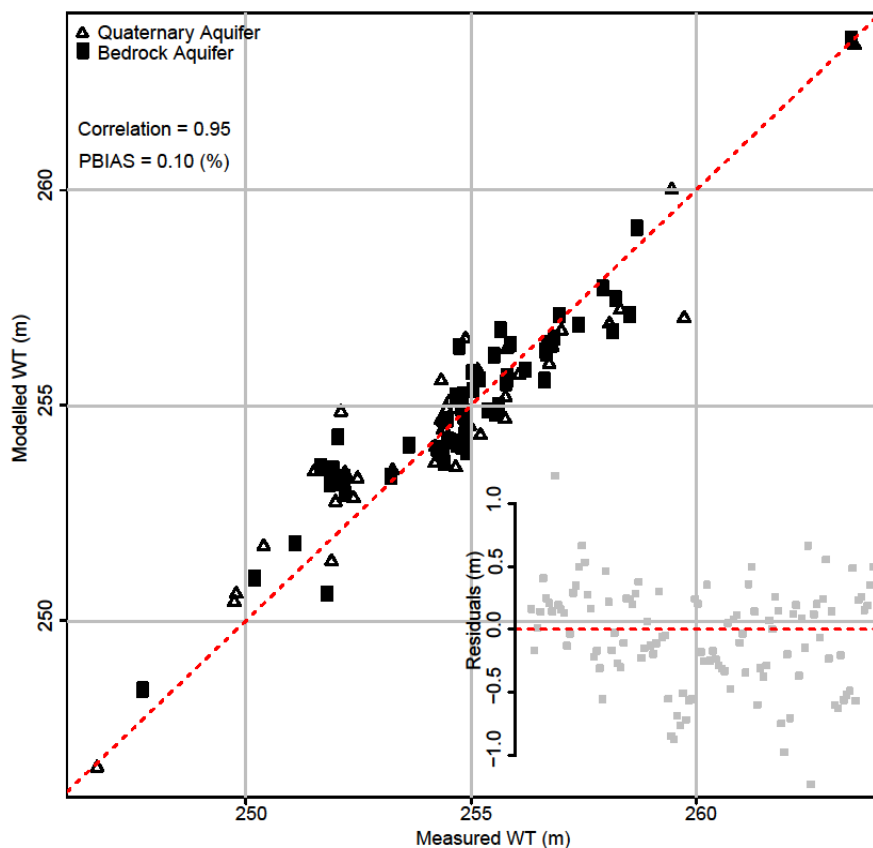


Abb. 4.54: Gemessener Wasserspiegel (x-Achse) vs. modellierten Wasserspiegel (y-Achse) mit Korrelation und Prozent der Abweichung (PBIAS, Percentage of Bias) für den quartären Grundwasserleiter (offene Dreiecke) und den Feldgrundwasserleiter (Rechtecke). Unten rechts: Abbildung der Residuen.

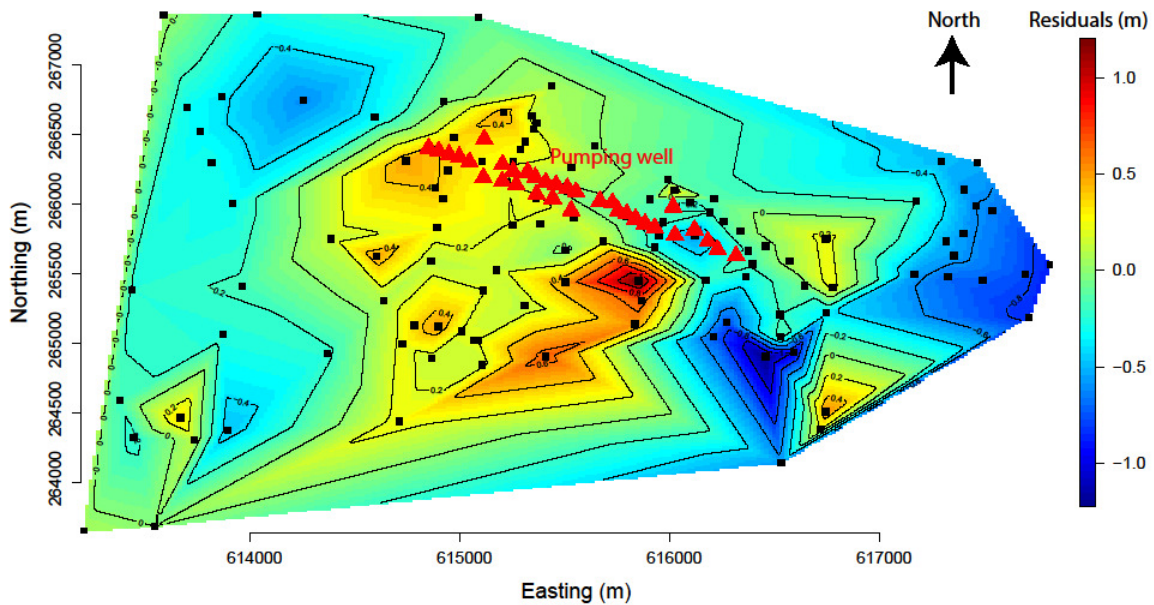


Abb. 4.55: Räumliche Verteilung der Residuen (gemessen minus modelliert). GWM in schwarz, Brunnen in rot.. Residuen um einen Wert von 0 sind als grünlich-gelblicher Bereich dargestellt. Eine Unterschätzung ist in rot angeben und eine Überschätzung mit dem Modell ist als blauer Farbbereich dargestellt.

4.6.2 SZENARIENMODELLIERUNGEN

Ziel der Szenarienmodellierungen war die Identifizierung möglichst optimaler Betriebszustände bei unterschiedlichen Randbedingungen. Optimal bedeutet in diesem Zusammenhang, dass im Idealfall keinerlei Grundwasser von Ausserhalb des Hardwaldes zu den Trinkwasserbrunnen strömt. Für die Identifizierung dieser möglichst optimalen Betriebszustände wurden zunächst drei Ausgangszustände definiert, die normale, reduzierte und erhöhte Entnahmemengen im Hardwald repräsentieren (s. Abschnitt 3.2.7.6). Es wurde eine Optimierung für den Ist-Zustand mit verschiedenen räumlichen Prioritäten angestrebt (z.B. Zustrom aus Süden soll verhindert werden und daher erhält der südliche Bereich eine höhere Gewichtung im Vergleich zu allen anderen Randbereichen). Zudem wurden mögliche zukünftige Zustände (z.B. veränderte Verteilung der Infiltration, die von dem Ist-Zustand abweichen kann, Sanierung Feldreben, Änderung der Förderraten von Florin und/oder Clariant Brunnen) und Unterbrechung der Infiltration von bis zu maximal 20 Tagen modelliert. Zusätzlich wurde noch ein Vergleich von den stationären Simulationen mit den Ergebnissen der instationären Simulation für ausgewählte Szenarien umgesetzt.

Insgesamt wurden 850 Szenarien modelliert und ausgewertet (340 stationäre Simulationen für den Ist-Zustand, 100 stationäre Simulationen für die Optimierung der Infiltrationsverteilung, 54 stationäre Simulationen für die Unterbrechung der Infiltration, 340 Simulation für den instationären Ist-Zustand und 16 weitere Szenarien).

Die Auswertung erfolgte mit dem selbst entwickelten automatischen Ausleseprogramm, welches für Bereiche zwischen drei Beobachtungspunkten (entsprechen den GWM) die horizontale Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit bestimmt (s. Abschnitt 3.2.7.7). Das beschriebene Auswerteverfahren wurde an den vorhandenen GWM im und um den Hardwald angewendet. Angestrebt wird, dass der Zustrom zu den Trinkwasserbrunnen aus potentiell belasteten Bereichen ausserhalb des Hardwaldes vermieden wird. Nur künstlich infiltriertes Rheinwasser soll zu den Trinkwasserbrunnen strömen.

4.6.2.1 IST-ZUSTAND

Diese Szenarien beschreiben Auswirkungen von reduzierten (A2-R1) und erhöhten Entnahmemengen (A3-R1) bei durchschnittlichen Randbedingungenzuständen im Vergleich zum Normalbetrieb (A1-R1) gemäss den Tabellen 3.9 und 3.10. Daneben wurden auch Betriebszustände simuliert, die eine mögliche Gefährdung der Trinkwasserqualität darstellen könnten, z.B. ein Ausfall der künstlichen Grundwasseranreicherung (A1-R1-B4). Im folgenden Abschnitt werden Ergebnisse dieser Szenarienmodellierung beschrieben. Tabelle 4.9 gibt einen Überblick über die ausgeführten 340 Simulationen für den reduzierten (A2-R1), erhöhten (A3-R1) und Normalbetrieb (A1-R1). Die Entnahmemengen variieren von 0 bis 85'000 m³/Tag. Die räumliche Verteilung der prozentualen Förderraten ist hierbei konstant und folgt dem Verteilungsschlüssel bezogen auf den Förderraten von 2008 - 2013 gemäss Tabelle 4.10. Die Infiltration variiert hingegen zwischen 0 bis 140'000 m³/Tag. Die Verteilung der Infiltration bezieht sich auf den schon vorgestellten Verteilungsschlüssel (prozentual) basierend auf den Infiltrationsmessungen bzw. den ermittelten p-Q-Beziehungen (s. Abschnitt 4.2.2 und Tabelle 4.11). Zu beachten ist weiterhin dass die Simulationen auf tägliche Zeitschritte beruhen. Das heisst z.B. hohen Entnahmen mit niedrigen Infiltrationsmengen entstehen weil an diesen Tagen die Infiltration unterbrochen (oder wieder gestartet) wurde und lediglich eine gewisse Anzahl Stundenwerte diese niedrige Infiltrationsmenge ergeben hat. Alle weiteren Entnahmen ausserhalb des Hardwaldes wurden in allen Szenarien mit einer konstanten Förderrate entsprechend Tabelle A 2 (s. Anhang) gefahren.

Eine Optimierung des Ist-Zustands wird im nachfolgenden Abschnitt 4.6.2.2 dargestellt und besprochen. Es werden verschiedene Gewichtungen für die Optimierung gesetzt, um verschiedene Nutzungsaspekte im Hardwald zu evaluieren.

Tab. 4.9: Überblick über die ausgeführten 340 Simulationen. Die Simulationen beinhalten den reduzierten (A2-R1), erhöhten (A3-R1) und Normalbetrieb (A1-R1); grau hinterlegt: Bereich der Infiltration und Förderrate, wie sie von der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013 gefahren wurde.

	m ³ /d	Förderrate																
		0	10'000	15'000	20'000	25'000	30'000	35'000	40'000	45'000	50'000	55'000	60'000	65'000	70'000	75'000	80'000	85'000
Infiltration	0	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	50'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	55'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	60'000	x	x	x	x	x	A2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	65'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	70'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	75'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	80'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	85'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	90'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	95'000	x	x	x	x	x	x	x	A1	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	100'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	105'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	110'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	115'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	120'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	125'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	130'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	135'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

140'000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	A3	x
---------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---

Tab. 4.10: Prozentuale Verteilung der Pumpmengen für die Entnahmebrunnen der Hardwasser AG.

Brunnen	Anteil	Brunnen	Anteil	Brunnen	Anteil
WEST	%	MITTE	%	OST	%
BL21A2	0.00	BL21A9	0.85	BL21A17	0.80
BL21A3	0.00	BL21A10	0.79	BL21A18	0.97
BL21A4	5.42	BL21A11	1.16	BL21A19	6.17
BL21A5	5.78	BL21A12	3.17	BL21A20	4.28
BL21A6	5.51	BL21A13	0.79	BL21A21	5.11
BL21A7	0.81	BL21A14	6.52	BL21A22	4.02
		BL21A15	0.89	BL21A23	6.03
		BL21A16	3.74	BL21A24	0.73
		BL21A1	7.85	BL21A25	0.00
		BL21A30	4.24	BL21A26	0.75
		BL21A31	4.46	BL21A27	0.96
		BL21A32	4.34	BL21A28	3.91
		BL21A33	5.64	BL21A29	2.90
		BL21A34	1.41		
Summe	17.5		45.8	S	36.6

Tab. 4.11: Implementierte prozentuale Infiltrationsraten pro Infiltrationskanalabschnitt und Weiher für eine exemplarische Infiltration von 90'000 m³/d.

Name/Abschnitt	Infiltration [%]
Weiher 1	17.5
ESA-ASA	1.5
1EZ-1AZ	3.8
ESB-ASB	9.2
2EZ	2.1
Weiher 6	11.2
ESD-ASD	3.7
Weiher 5	18.3
ESC-ASC	9.6
Weiher 3	5.1
ESE-Vor Weiher 4	1.0
Weiher 4	10.2
Nach Weiher 4	0.8
Weiher 7	5.5
ESF- Nach Weiher 7	0.6
Summe	100.0

Exemplarisch werden nachfolgend die Ergebnisse der Auswertung der Modellierung für jeweils 8 Dreiecke dargestellt (entspricht der 2-D Fläche zwischen 3 Beobachtungspunkten). Es handelt sich hierbei um die Dreiecke 3, 10, 17, 15, 20, 23, 26 und 30. Diese Dreiecke liegen in Bereichen, die repräsentativ für das Systemverhalten Hardwald unter verschiedenen Randbedingungen sind (s. Abbildung 3.29). Die Darstellungen zu allen Dreiecken findet sich im Anhang.

In Abbildung 4.56 ist die Abweichung vom optimalen Winkel angegeben. Bei einem Wert von 0 liegt das Optimum vor (grüner Bereich, siehe auch Abbildung 3.29). Auch Abweichungen von $\pm 90^\circ$ liegen im definierten grünen Bereich. Bei grösseren Abweichungen ($> \pm 90^\circ$, gelb bis rot in der Farbskala in Abbildung 4.56 und folgenden) ist eine Gefährdung wahrscheinlich. Der schwarze Punkt in der Abbildung stellt die Durchschnittsinfiltration und Förderrate der Hardwasser AG dar (Zeitraum 2008 bis 2013).

Es zeigt sich, dass am Dreieck 3 (Süd-Osten) nur in wenigen Szenarien eine Gefährdung existiert, was heisst, dass der Fliessrichtungswinkel in diesem Dreieck in der Regel innerhalb des angestrebten Bereichs liegt. Nur bei einer Infiltrationsrate von 0 und einer überdurchschnittlich hohen Förderrate kann sich der Fliesswinkel verändern.

Am Dreieck 10 (Süden) ist das Verhalten generell sehr ähnlich, jedoch ist der Bereich einer möglichen Gefährdung deutlich grösser. Bei Durchschnittsinfiltration und Förderrate kann von keiner Gefährdung gesprochen werden, bei einer Erhöhung der Förderrate ohne gleichzeitige Erhöhung der Infiltrationsrate wird die Gefährdung deutlich grösser. Hier zeigt sich auch das nicht-lineare Verhalten des Systems Hardwald in Bezug auf die Abhängigkeit der Grundwasserfliesswinkel von Förder- und Infiltrationsraten. Ein sehr ähnliches Bild zeigt sich auch für Dreieck 15 (Süd-Westen). Auch hier liegt keine Gefährdung unter Normalbetrieb vor.

Bei Dreieck 17 (Süden, nahe Florinbrunnen) soll die gewünschte Fliessrichtung nach Osten Richtung Deponie Feldreben gehen, damit kein Abstrom aus dem belasteten Standort in Richtung Trinkwassergewinnungsgebiet entsteht. Wie zu erkennen ist, kann hier die gewünschte Fliessrichtung nach Osten unter Normalbetrieb nicht eingehalten werden. Bei einer hohen Infiltration zeigt die Fliessrichtung immer nach Westen. Bei erhöhten Förderraten der Hardwasser AG oder kleineren Infiltrationsraten hingegen stellt sich die gewünschte Fliessrichtungen in Richtung Osten (Feldreben) ein. Dies zeigt sich auch in vorherigen arbeiten der AUG. In diesen Arbeiten hat sich gezeigt, dass bei Betrieb der Florinbrunnen ohne künstliche Anreicherung der Abstrom der Deponie Feldreben zu den Florinbrunnen führt, da die Florinbrunnen nicht mehr das Wasser von der Anreicherung sondern nur noch das aus Süden zufließende Wasser fördern. Das heisst, dass sich im Bereich der Deponie Feldreben bei Ausserbetriebnahme Infiltration die Fliesswinkel zum Optimum hin bewegen. Alternativ müssten für eine Optimierung die Florinbrunnen mehr fördern. Dieses Verhalten unterscheidet sich zu den oben genannten Ergebnissen für die Dreiecke 3, 10 und 15. Dies ist bedingt durch die Tatsache, dass in allen Dreiecken, welche um Feldreben konstruiert wurden (neben Dreieck 17 sind dies die Dreiecke 9, 14 und 18, s. Abbildung 3.29) idealerweise nur eine Strömung in Richtung Feldreben vorliegen soll. Das bedeutet, dass für die Ausbildung einer hydraulischen Senke bei der Deponie Feldreben benachbarte Dreiecke für ein Optimum des Fliessverhaltens teilweise entgegengesetzte Strömungsrichtungen aufweisen müssen.

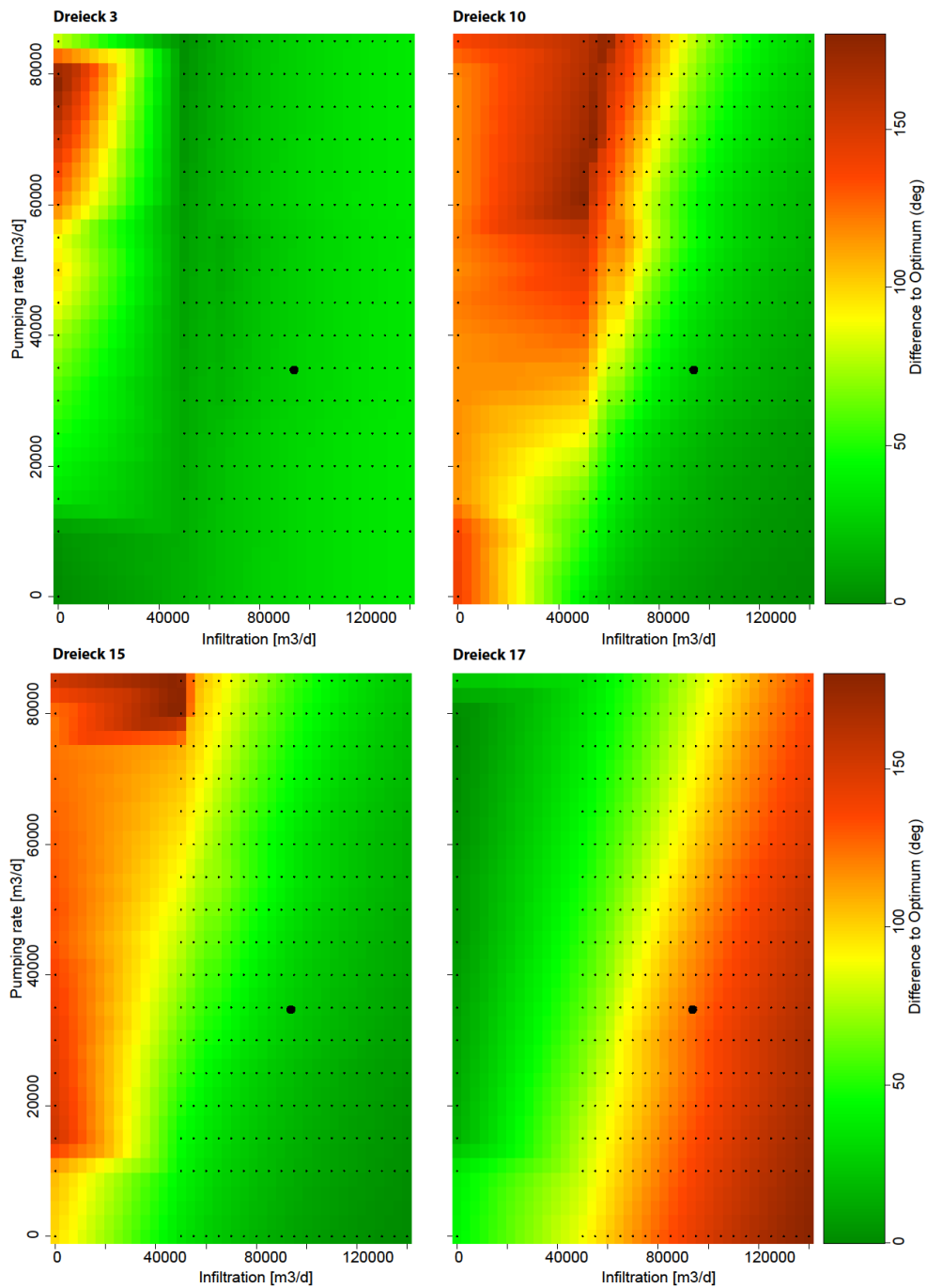


Abb. 4.56: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenarien (schwarze Punkte) für die Dreiecke 3, 10, 15 und 17. Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderraten [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt in der Abbildung stellt die durchschnittliche Infiltrations- und Förderrate der HARDWASSER AG dar (Zeitraum 2008-2013).

In Abb. 4.57 sind auf der x-Achse die Fließwinkel der oben bereits beschriebenen Dreiecke 3, 10, 15 und 17 dargestellt. Ein Fließwinkel von $0^\circ/360^\circ$ zeigt nach Norden, ein Fließwinkel von 180° nach Süden, 270° nach Westen und 90° nach Osten. Die y-Achse zeigt die Häufigkeit des Fließwinkels. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels $\pm 90^\circ$. Wie bereits für die vorherige Abbildung aufgezeigt, liegen bei Dreieck 3 viele Szenarien sehr nah am Optimum. Die Hauptfließrichtung ist Süd-Osten. Bei Dreieck 10 und 15 liegen die meisten Winkel noch im grünen Bereich, das Optimum wird jedoch nie erreicht. Die Fließrichtung ist Nord-Westen. Dreieck 17 hingegen zeigt, dass die meisten Winkel ausserhalb des grünen Bereichs liegen. Fließrichtungen im Dreieck 17 sind Richtung Nord-Westen und nach Nord-Osten.

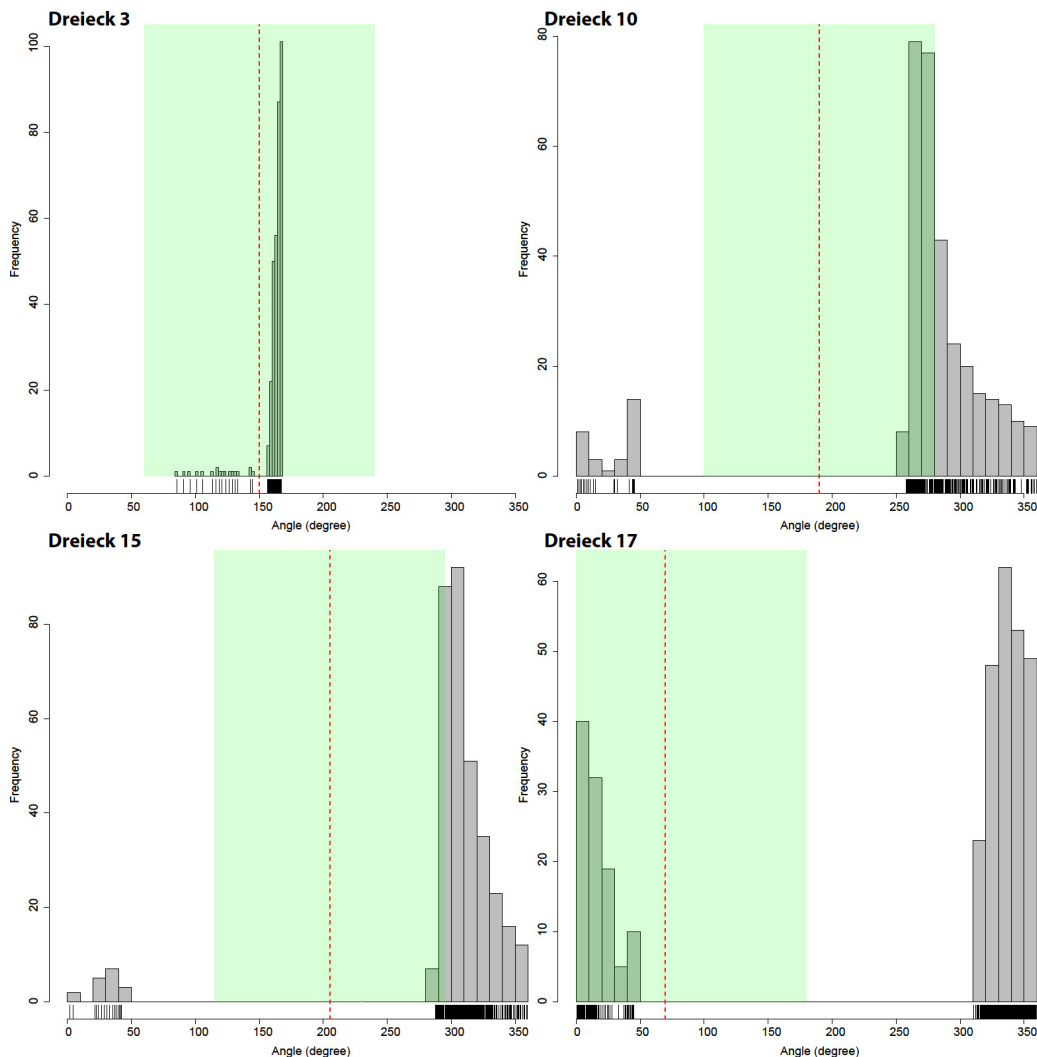


Abb. 4.57: Histogramm der berechneten Winkel für die Dreiecke 3, 10, 15 und 17. Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels $\pm 90^\circ$.

Für Dreieck 20 (West-Südwest) zeigt sich unter Normalbetrieb keine Gefährdung (Abbildung 4.58). Es zeigt sich jedoch, dass eine hohe Förderrate bei gleichzeitig hoher Infiltration einen Fließwinkel erzeugt, der Richtung Hardwald zeigt. Bei einer Infiltration von 0 und geringem Pumpbetrieb hingegen ist durch die natürliche Fließrichtung keine Gefährdung vorhanden und das Grundwasser strömt westlich vom Hardwald in Richtung Norden.

Ein ähnliches Verhalten des Systems Hardwald kann auch am Dreieck 23 (West-Nordwest) beobachtet werden. Hier sieht man den Einfluss des Rheins deutlich daran, dass auch bei kleinen Förderraten und keiner Infiltration kein Fließwinkel in Richtung Hardwald zeigt. Der Rhein als natürliche Randbedingung beeinflusst hier deutlich die Fließrichtung.

Dreieck 26 (Nord-Westen) zeigt eine sehr starke (quasi) lineare Abhängigkeit von der Förder- und Infiltrationsrate. Die Anzahl an Fließrichtungen Richtung Hardwald sind bei diesem Dreieck deutlich grösser und eine zu niedrige Förderrate oder Infiltration kann zu einer möglichen Gefährdung führen.

Dreieck 30 (Nord-Osten) hingegen zeigt keine deutliche Abhängigkeit von der Förder- oder Infiltrationsrate. Nur unter unrealistischen Bedingungen (z. B. keine Infiltration, aber hohe Förderrate) kann ein Fließwinkel Richtung Hardwald vorkommen.

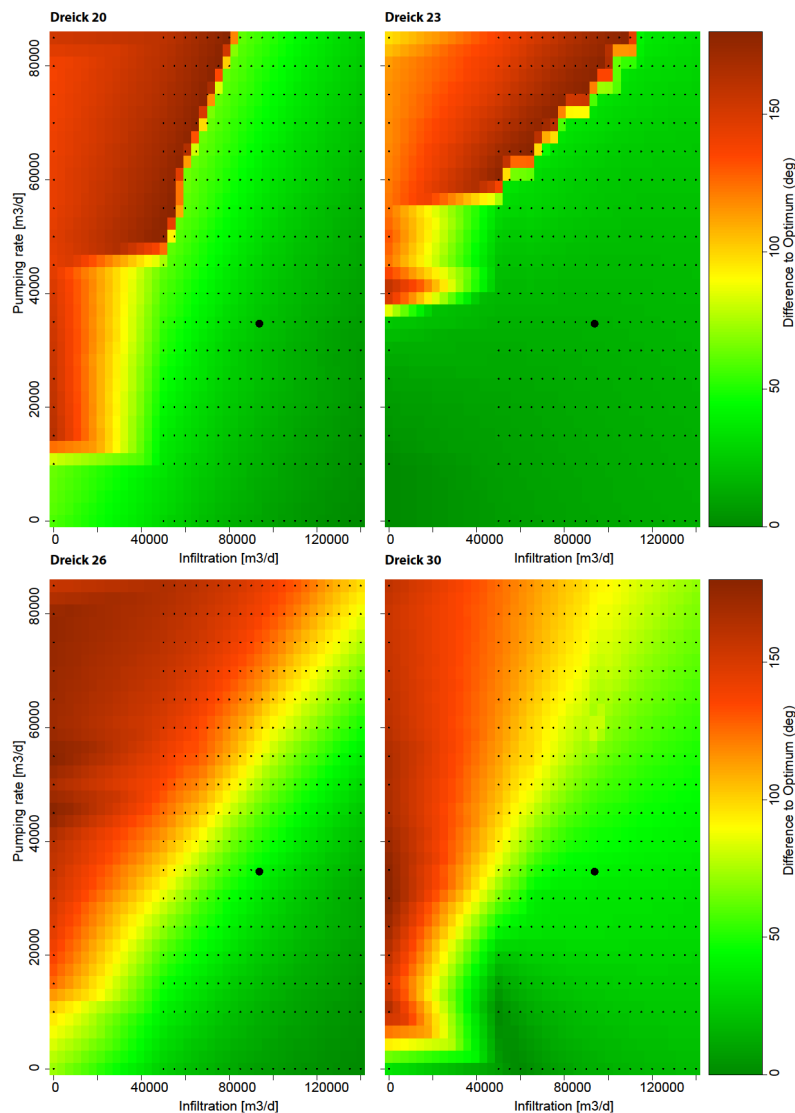


Abb. 4.58: Interpolierter Abweichung vom Optimalen Winkel basierend auf 340 Szenarien (schwarze Punkte) für die Dreiecke 20, 23, 26 und 30. Auf der X-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der Y-Achse die Förderraten [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt in der Abbildung stellt die Durchschnittsinfiltration und Förderrate der Hardwasser AG dar (Zeitraum 2008-2013).

Abbildung 4.59 zeigt erneut die Fließwinkel und Häufigkeit für die Dreiecke 20, 23, 26 und 31. Wie bereits für die vorherige Abbildung aufgezeigt, liegen bei Dreieck 20 viele Szenarien im grünen Bereich. Die Hauptfließrichtung ist Nord-Westen. Bei Dreieck 23 liegen viele Winkel innerhalb des grünen Bereichs, das Optimum wird fast erreicht. Die Fließrichtung bei Dreieck 26 hingegen zeigt eine grosse Variation von einem Fließwinkel Richtung Süden über Westen bis Norden. Die Hälfte der Fließwinkel liegt jedoch im grünen Bereich. Bei Dreieck 31 ist die Hauptfließrichtung nach Norden.

Nur bei kleiner Infiltration und hohen Förderraten kann Grundwasser Richtung Hardwald (Süden, Winkel 200 bis 230°) gelangen.

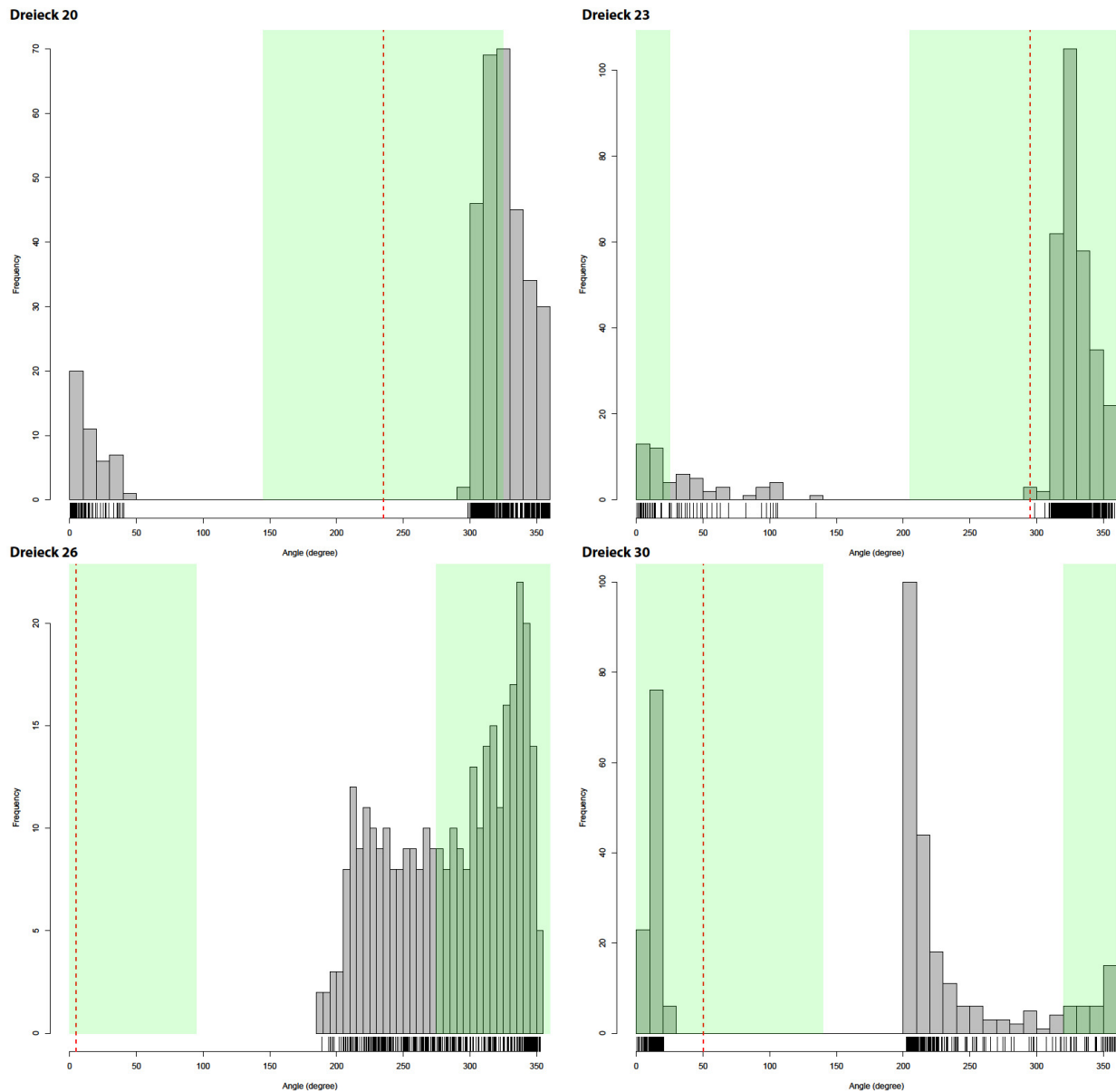


Abb. 4.59: Histogramm der berechneten Winkel für die Dreiecke 20, 23, 26 und 31. Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben (0°/360° entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels $\pm 90^\circ$.

4.6.2.2 RÄUMLICHE GEWICHTUNG IST-ZUSTAND

Wie aus den oben präsentierten Ergebnissen klar wird, ist eine Beurteilung von optimalen Förder- und Infiltrationsraten für alle 32 Dreiecke nicht einfach, da für jedes Dreieck bzw. jeden Bereich mitunter andere Kombinationen aus Förderrate und Infiltrationsrate zur Erreichung des Optimums vorliegen. Daher werden nachfolgend verschiedene räumliche Gewichtungen des Ist-Zustands dargestellt, wobei die vorgestellte Optimierung verschiedene räumliche Fokussierungen beinhaltet (Tabelle 4.12). Für die Evaluierung des Optimums wird ebenfalls mit den 340 Szenarien aus Normalbetrieb, reduziertem und erhöhtem Normalbetrieb gerechnet (siehe vorherigen Abschnitt). Es wird zunächst eine globale Optimierung präsentiert, bei der alle Dreiecke die gleiche Gewichtung erhalten und daher keine räumliche Präferenz vorliegt, d.h. Änderungen bei den Fließwinkeln z. B. im Westen sind gleich wichtig wie Änderungen im Osten. Anschliessend wird der räumliche Fokus auf Osten, Süden, Westen und Norden gelegt. Hierbei werden höhere Gewichtungen auf die Winkel in der jeweiligen Richtung gelegt. Als Beispiel dient die räumliche Fokussierung Osten. Die Winkel innerhalb der Dreiecke 1, 2, 3 und 32 haben eine Gewichtung von 7.25 und es wird angestrebt, dass innerhalb dieser Dreiecke die Strömungsrichtung optimaler Weise entgegengesetzt zum Hardwald liegt. Alle anderen Dreiecke haben dagegen eine Gewichtung von 1. Innerhalb dieser Dreiecke kann es bei Randbedingungen, die einen Zustrom aus Osten in Richtung Hardwald nicht ermöglichen, unter Umständen dazu kommen, dass bei anderen Dreiecken eine Strömungskomponente in Richtung Hardwald (aus Süd, West oder Ost) vorliegt. Mit dieser Gewichtungsverteilung sind Änderungen im Osten innerhalb der 4 genannten Dreiecke gleichwertig mit Änderungen innerhalb der restlichen 28 Dreiecke in den anderen Himmelsrichtungen ($4 \times 7 = 28 = 28 \times 1$). Es wurde weiterhin eine Minimierungsfunktion aufgestellt. Hierbei wird der Abstand vom Optimum für jedes Dreieck berechnet (siehe auch Abschnitt 4.6.2.1). Die Abstände werden für jedes Szenario summiert. Der niedrigste Wert entspricht dem Optimum für die jeweilige räumliche Fokussierung. Ein Wert von 0 würde aufzeigen, dass für alle Dreiecke das Optimum erzielt worden ist. Ein Wert von 1 zeigt für die jeweilige Fokussierung den schlechtesten Fall für die Fließrichtung aller 32 Dreiecke an. Für die folgenden räumlichen Fokussierungen Global, Osten, Westen, Süden, Norden und Feldreben ist die räumliche Verteilung der prozentualen Förderraten der Hardwasser AG konstant und folgt dem Verteilungsschlüssel bezogen auf die Förderraten von 2008 bis 2013 (Tabelle 4.9). Alle anderen Brunnen wurden mit der Ist-Zustand Förderrate konstant unter allen Szenarien in das Modell implementiert (Tabelle A 2, Anhang). Die räumliche Verteilung der Infiltration bezieht sich auf den schon vorgestellten Verteilungsschlüssel

Tab. 4.12: Gewichtung der jeweiligen Dreiecke bei einer bestimmten räumlichen Fokussierung. Zur Lage der Dreiecke siehe Abbildung 3.29.

Räumlicher Fokus	Dreieck Nr.	Gewichtung
Global	1-33	1
Osten	1	7
	2	7
	3	7
	33	7
	Rest	1
Süden	3-19	1
	Rest	1.1
Westen	19-23	5.4
	Rest	1
Norden	24-33	2.6
	Rest	1
Feldreben	9	7
	14	7
	17	7
	18	7
	Rest	1

(prozentual) basierend auf den Infiltrationsmessungen der p-Q-Beziehungen (Tabelle 4.10).

4.6.2.3 RÄUMLICHER FOKUS: GLOBAL

In Abbildung 4.60 ist das Ergebnis der globalen Optimierung dargestellt. Weiss-grüne Farben zeigen das globale Optimum für alle Dreiecke bei gleicher Gewichtung, wohingegen dunkelrote Farben eine eher schlechte Kombination von Förderraten und Infiltration widerspiegeln. Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Infiltrations- und Fördermengen der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Global gesehen ist das System Hardwald sicher. Nur bei einer Infiltrationsrate kleiner als etwa 70'000 m³/d bei gleichzeitiger Förderung von mehr als etwa 35'000 m³/d ergibt sich ein schlechteres Ergebnis. Das beste Ergebnis wird wenig überraschend erzielt, wenn eine hohe Infiltrationsrate mit geringer/keiner Entnahme kombiniert wird. Das schlechteste Ergebnis wird erzielt wenn keine Infiltration stattfindet jedoch mit der höchsten Förderraten gepumpt wird.

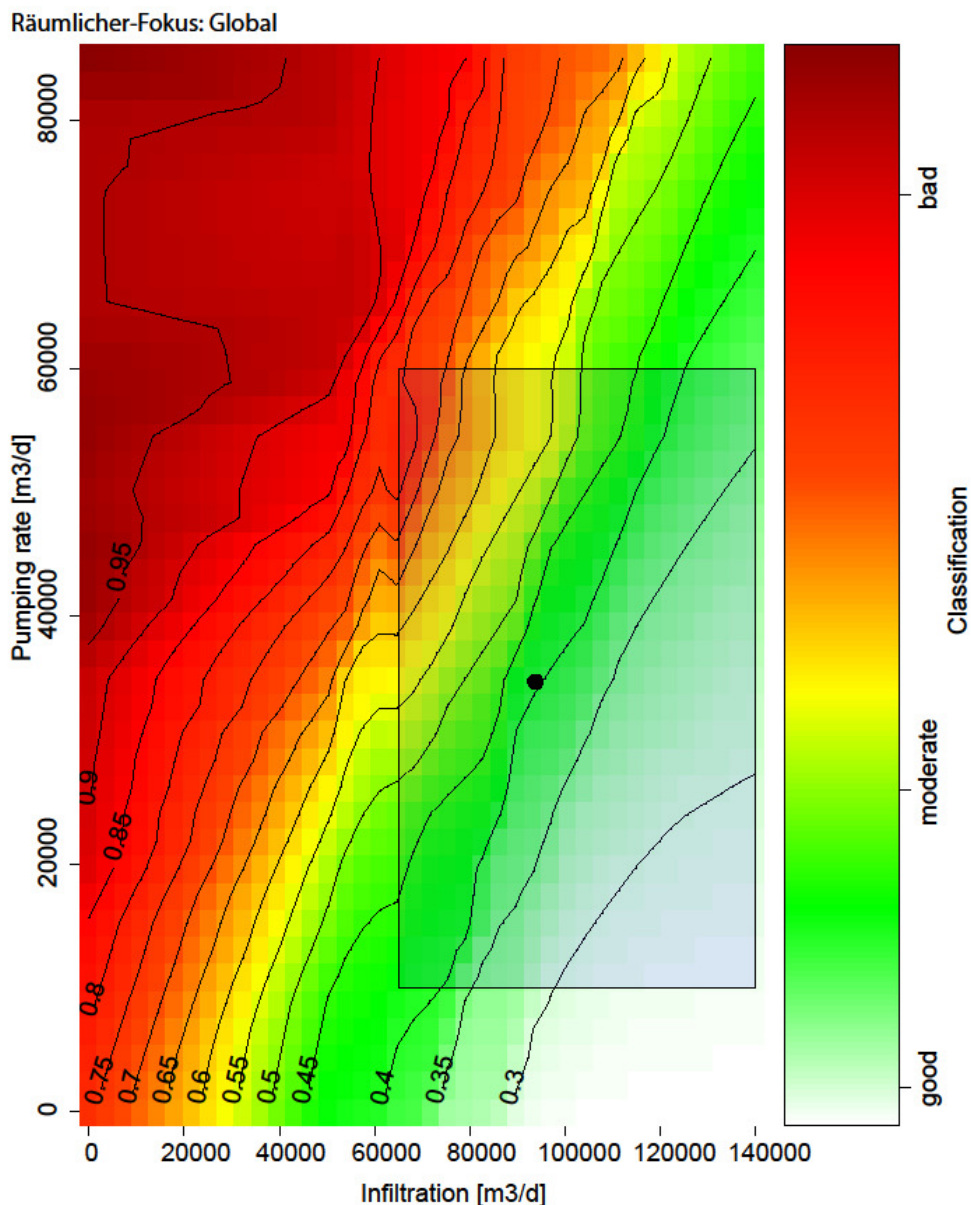


Abb. 4.60: Zusammenfassende Darstellung der Szenarienmodellierungen zur Optimierung der Fließrichtungen, wenn alle aufgespannten Dreiecke die gleiche Gewichtung erhalten (optimal: kein Zustrom von ausserhalb in Richtung Hardwald). Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Förder- und Infiltrationsraten der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Gelbe bis rote Bereiche zeigen ungünstige Kombinationen von Förder- und Infiltrationsraten an und sollten verhindert werden.

4.6.2.4 RÄUMLICHER FOKUS: OSTEN

In Abbildung 4.61 ist das Ergebnis der räumlichen Optimierung „Osten“ dargestellt. Die Ergebnisse unterscheiden sich nur geringfügig zu der globalen Optimierung. Die Schlussfolgerungen zur globalen Optimierung können auch bei einer Fokussierung auf den östlichen Bereich des Hardwaldes übertragen werden.

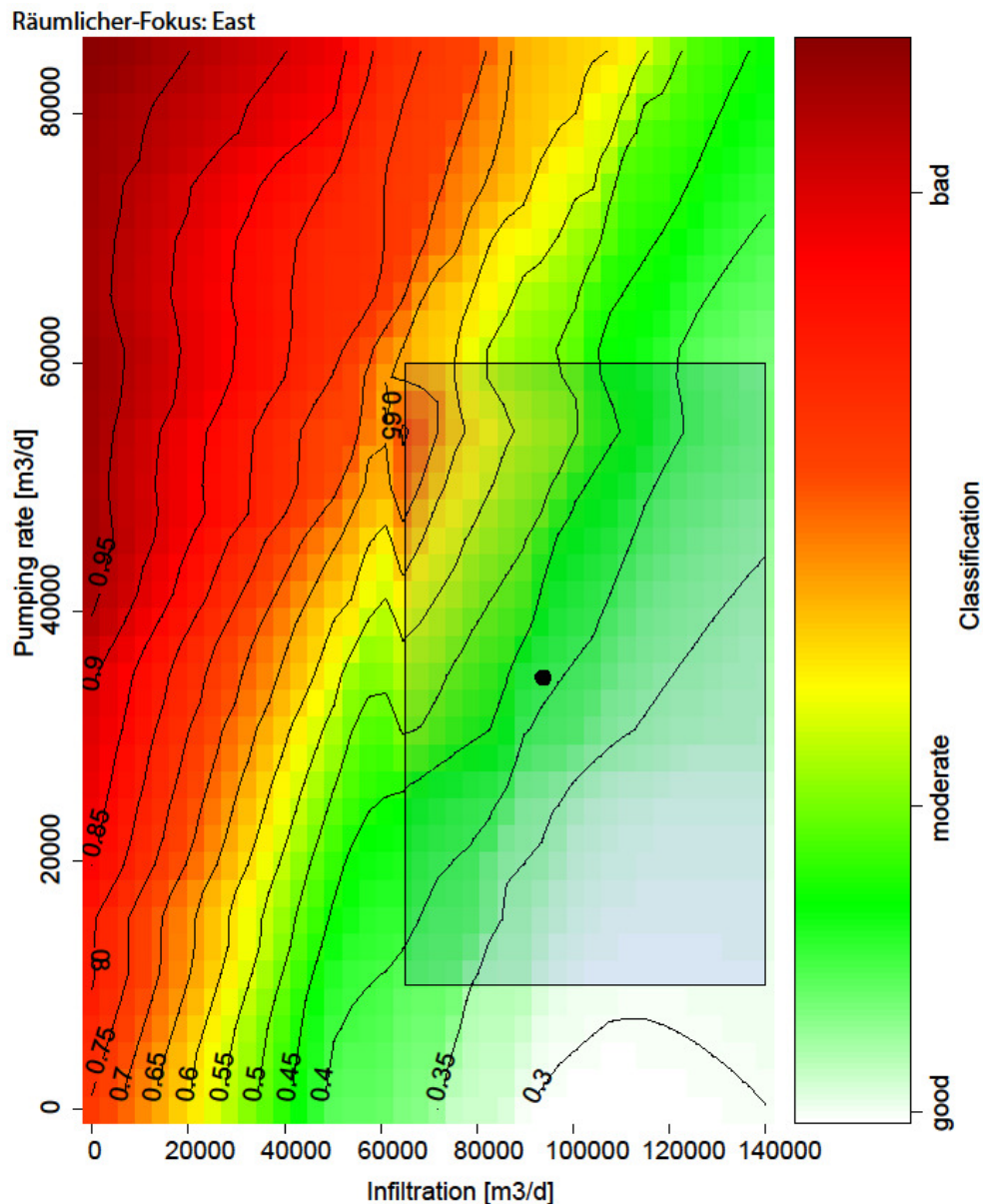


Abb. 4.61: Zusammenfassende Darstellung der Szenarienmodellierungen zur Optimierung der Fließrichtungen, wenn der Fokus auf den Osten des Hardwaldes gelegt wird und die Dreiecke hier eine höhere Gewichtung erhalten als alle anderen (optimal: kein Zustrom von ausserhalb in Richtung Hardwald). Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Förder- und Infiltrationsraten der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Gelbe bis rote Bereiche zeigen ungünstige Kombinationen von Förder- und Infiltrationsraten an und sollten verhindert werden.

4.6.2.5 RÄUMLICHER FOKUS: WESTEN

In Abbildung 4.62 ist das Ergebnis der Optimierung „Westen“ dargestellt. Generell zeigt sich nur eine leichte Veränderung gegenüber der globalen Optimierung. Auffällig ist jedoch, dass sich bei einer Fokussierung auf den Westen die negative Auswirkung eines Ausfalls der Infiltration bzw. einer Reduzierung der Infiltration weniger stark auswirken als es in den zuvor dargestellten Fokussierungen („Global“ und „Osten“) der Fall ist.

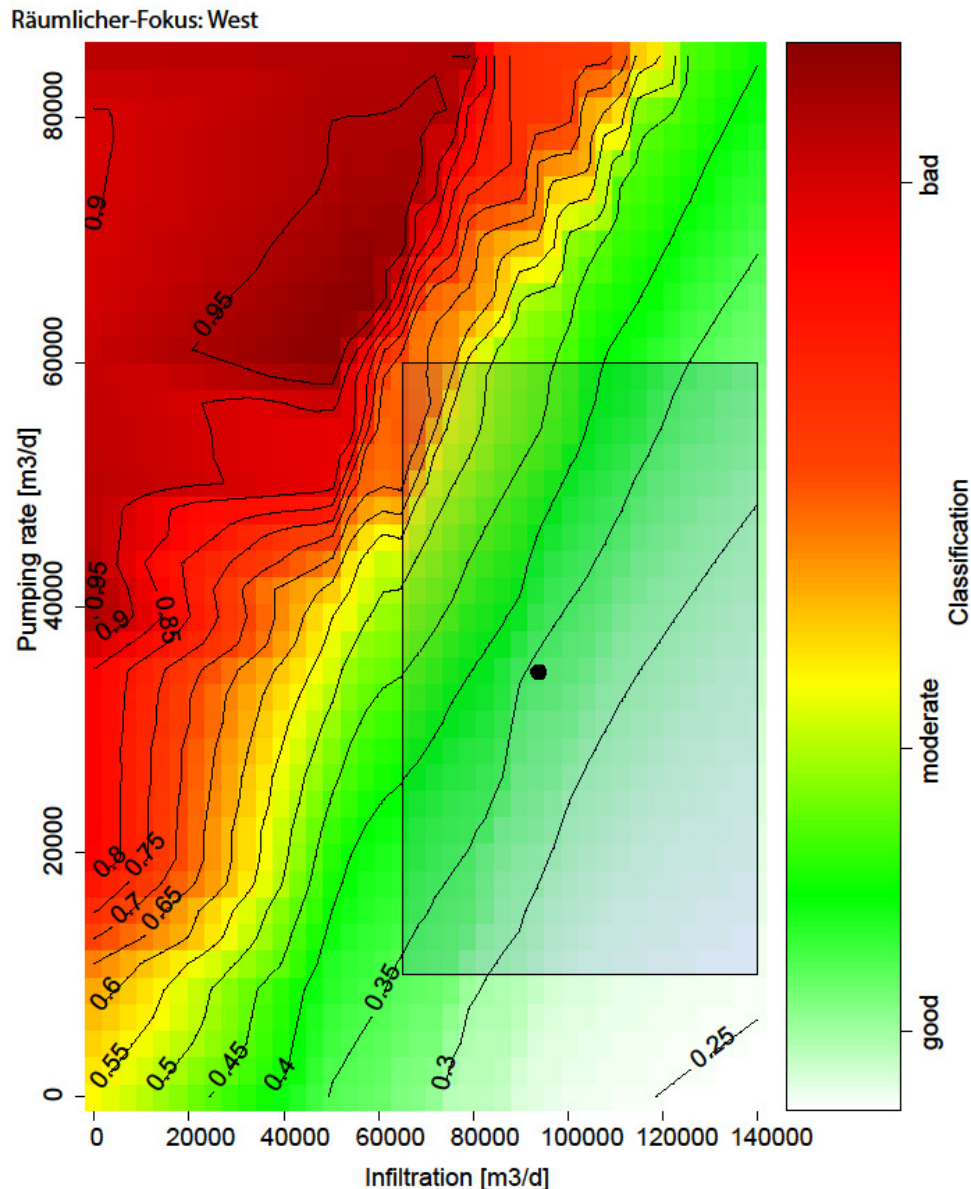


Abb. 4.62: Zusammenfassende Darstellung der Szenarienmodellierungen zur Optimierung der Fließrichtungen, wenn der Fokus auf den Westen des Hardwaldes gelegt wird und die Dreiecke hier eine höhere Gewichtung erhalten als alle anderen (optimal: kein Zustrom von ausserhalb in Richtung Hardwald). Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Förder- und Infiltrationsraten der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Gelbe bis rote Bereiche zeigen ungünstige Kombinationen von Förder- und Infiltrationsraten an und sollten verhindert werden.

4.6.2.6 RÄUMLICHER FOKUS: SÜDEN

In Abbildung 4.63 ist das Ergebnis der Optimierung „Süden“ dargestellt. Ein sehr ähnliches Muster wie bereits bei der Fokussierung „Osten“ und „Global“ kann festgestellt werden. Der Bereich, der als eher schlecht angesehen werden kann, nimmt im Vergleich zu der globalen Optimierung (Abschnitt 4.6.2.3) innerhalb des rechteckigen Rahmens geringfügig zu. Die zuvor genannten Rückschlüsse zur globalen Optimierung können auch auf diese Fokussierung übertragen werden.

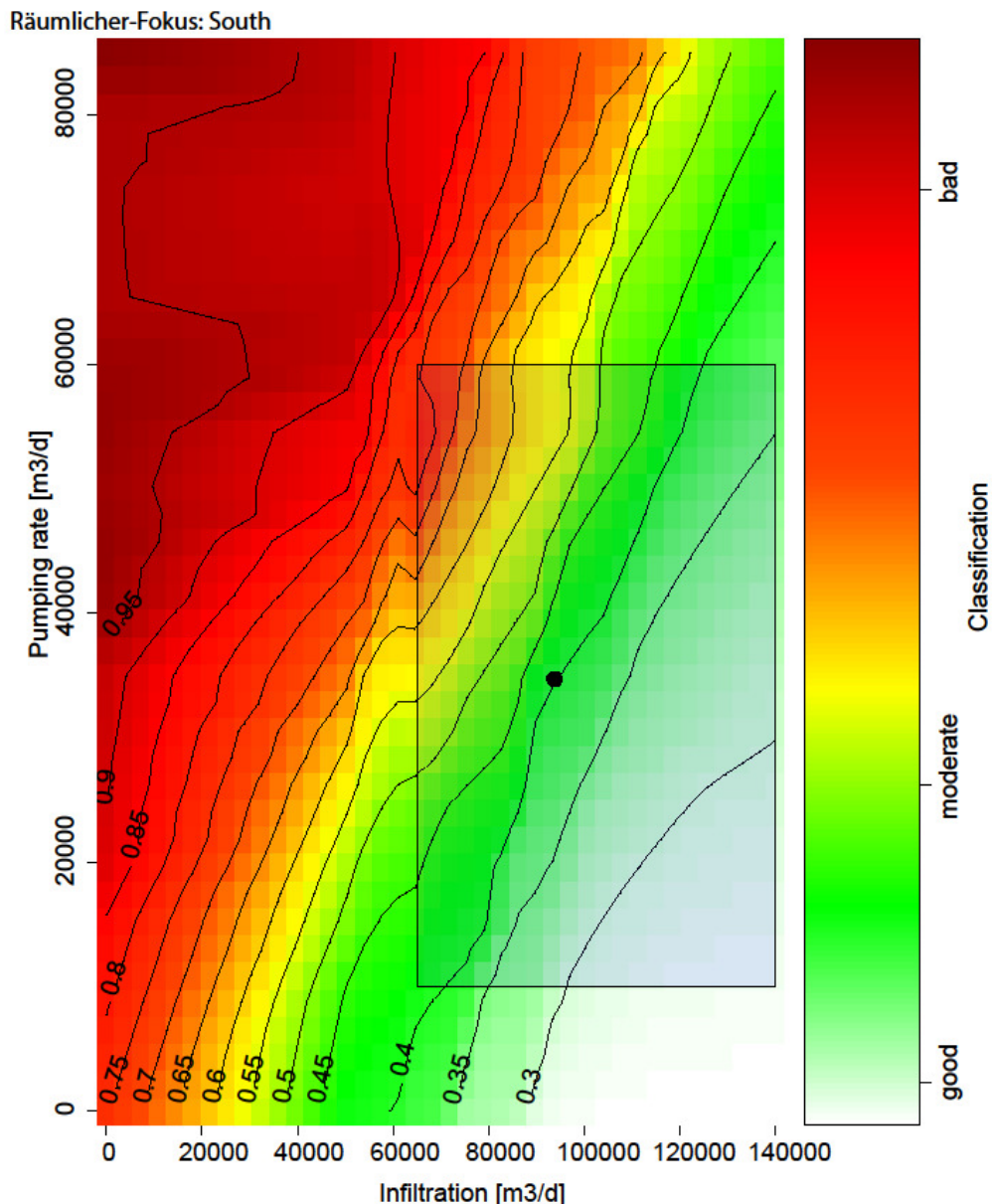


Abb. 4.63: Zusammenfassende Darstellung der Szenarienmodellierungen zur Optimierung der Fließrichtungen, wenn der Fokus auf den Süden des Hardwaldes gelegt wird und die Dreiecke hier eine höhere Gewichtung erhalten als alle anderen (optimal: kein Zustrom von ausserhalb in Richtung Hardwald). Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Förder- und Infiltrationsraten der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Gelbe bis rote Bereiche zeigen ungünstige Kombinationen von Förder- und Infiltrationsraten an und sollten verhindert werden.

4.6.2.7 RÄUMLICHER FOKUS: NORDEN

In Abbildung 4.64 ist das Ergebnis der Optimierung „Norden“ dargestellt. Auch hier zeigt sich ein sehr ähnliches Muster wie bereits bei den anderen Fokussierungen beobachtet. Der Bereich, der als eher schlecht angesehen werden kann, nimmt im Vergleich zu der globalen Optimierung innerhalb des rechteckigen Rahmens leicht zu. Hohe Förderraten bei niedriger Infiltration führen zu einem Fließwinkel Richtung Hardwald.

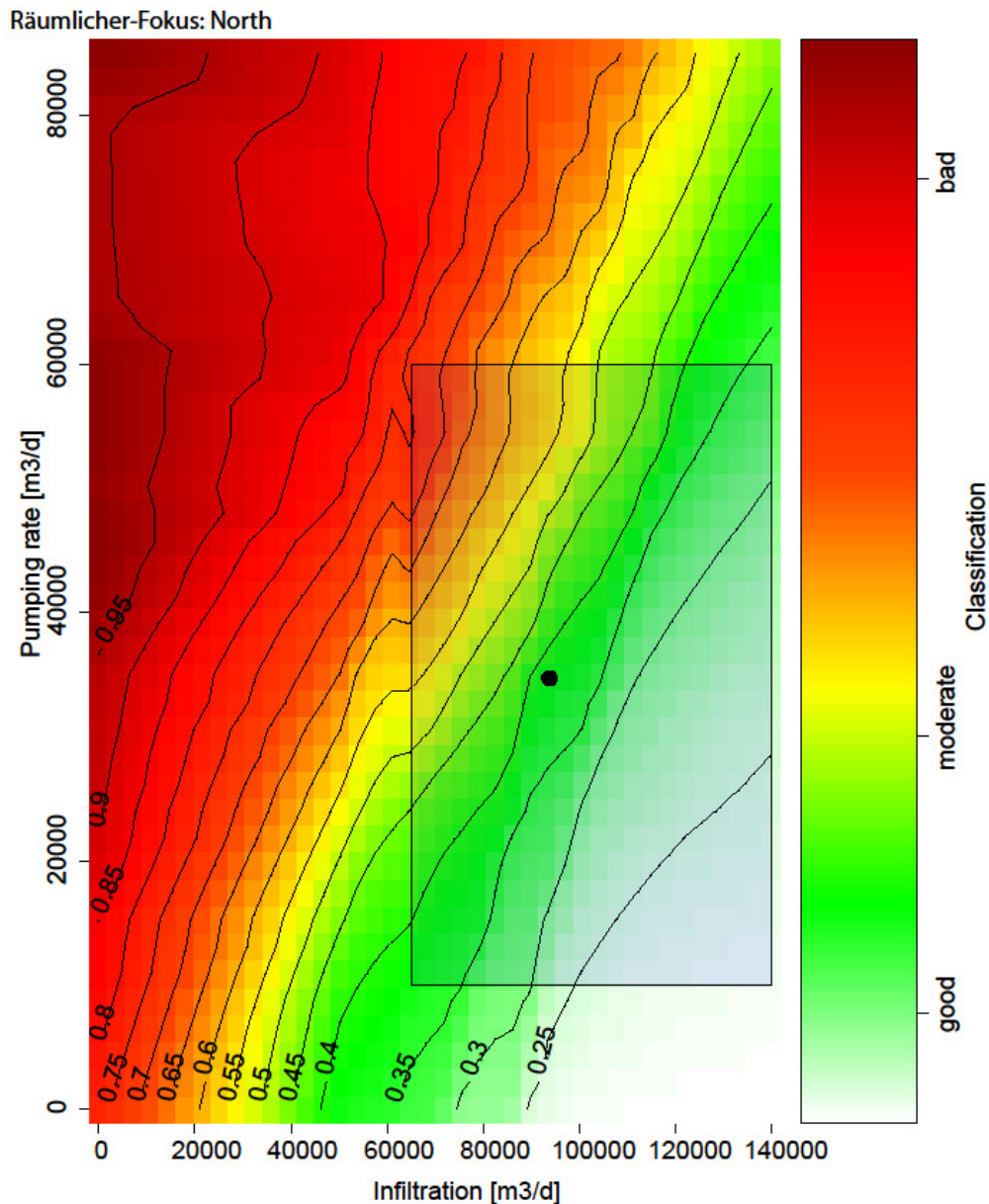


Abb. 4.64: Zusammenfassende Darstellung der Szenarienmodellierungen zur Optimierung der Fließrichtungen, wenn der Fokus auf den Norden des Hardwaldes gelegt wird und die Dreiecke hier eine höhere Gewichtung erhalten als alle anderen (optimal: kein Zustrom von ausserhalb in Richtung Hardwald). Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Förder- und Infiltrationsraten der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Gelbe bis rote Bereiche zeigen ungünstige Kombinationen von Förder- und Infiltrationsraten an und sollten verhindert werden.

4.6.2.8 RÄUMLICHER FOKUS: FELDTREBEN

In Abbildung 4.65 ist das Ergebnis der Optimierung „Feldreiben“ dargestellt. Innerhalb des rechteckigen Rahmens, der den Bereich der Infiltrations- und Fördermengen der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013 darstellt, liegt ein eher unerwünschtes Ergebnis vor. Nur bei höherer Infiltration kombiniert mit einer moderaten (durchschnittlichen) Fördermenge wird die bevorzugte Fliessrichtung erreicht. Auffällig ist hier allgemein, dass das System sehr schnell von „gut“ zu „(eher) schlecht“ kippen kann, was die elementare Bedeutung und Notwendigkeit stabiler Förder- und Infiltrationsmengen zur Aufrechterhaltung der Trinkwassersicherheit erneut aufzeigt.

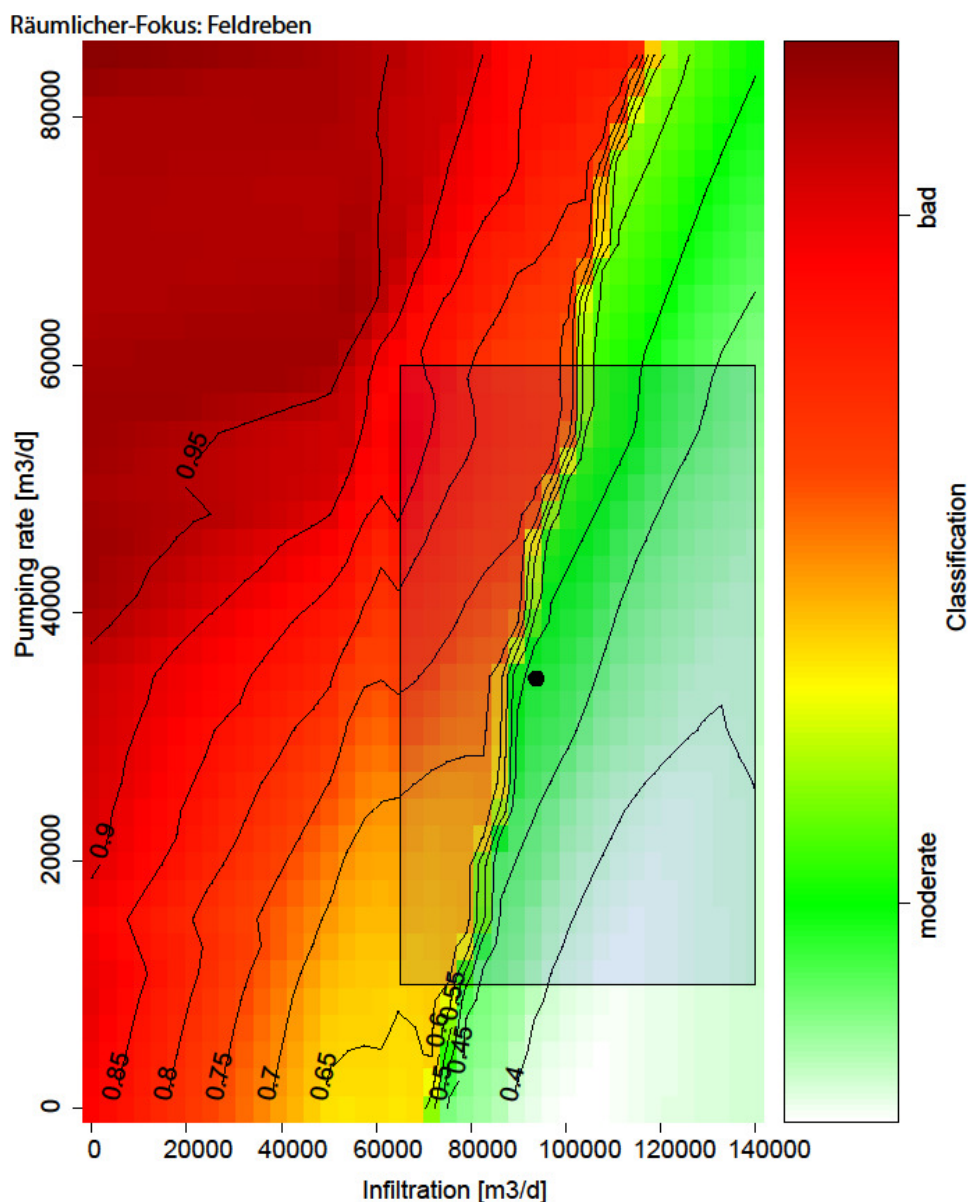


Abb. 4.65: Zusammenfassende Darstellung der Szenarienmodellierungen zur Optimierung der Fliessrichtungen, wenn der Fokus auf Feldreiben gelegt wird und die Dreiecke hier eine höhere Gewichtung erhalten als alle anderen (optimal: kein Zustrom von ausserhalb in Richtung Hardwald). Der rechteckige Rahmen zeigt den Bereich der Förder- und Infiltrationsraten der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013. Der schwarze Punkt zeigt den Normalbetrieb der Hardwasser AG an. Gelbe bis rote Bereiche zeigen ungünstige Kombinationen von Förder- und Infiltrationsraten an und sollten verhindert werden.

4.6.3 OPTIMIERUNG VERTEILUNG INFILTRATION

Aus den Infiltrationsmessungen ergibt sich, dass etwa 75 % des Rheinfiltrats im östlichen Bereich der Versickerungsanlage in den Untergrund infiltriert, jedoch nur etwa 25 % im Westen (s. Tabelle 4.11). Dies zeigen auch die vorherigen Simulationen, hydrochemischen Analysen und Spurenstoffdaten, aus denen sich ergab, dass die Schutzfunktion durch die künstliche Infiltration im westlichen Bereich weniger stark vorhanden ist. Daher stellt sich die Frage, ob die Infiltrationsverteilung weiter optimiert werden kann. Hierfür wurden weitere 100 Simulationen mit dem Pareto Konzept (Software PEST (Doherty, 2011), eine Software für inverse Parameterbestimmung (Moeck, 2015) durchgeführt, bei denen die Infiltration zwischen Westen und Osten variiert, jedoch nicht die Infiltrationsmenge. Die Förderraten der Brunnengalerie wurden hierbei auch nicht verändert. Die Gesamt-Infiltration beträgt in den Simulationen 95'000 m³/d und die Gesamt-Förderrate 45'000 m³/d, was in etwa Durchschnittsbedingungen der Hardwasser AG entspricht. Es wurden alle aufgespannten 32 Dreiecke in die Bewertung mit aufgenommen, um die optimale Infiltrationsverteilung zu identifizieren. Für diese wurde dann die Abweichung vom optimalen Winkel berechnet und entsprechend Gleichung (10) summiert. Das Ziel war ein möglichst kleiner Wert für die Zielfunktion \emptyset und somit ein Ergebnis nahe des jeweiligen optimalen Winkels für jedes Dreieck. In Gleichung (10) stellt w die Gewichtung dar (für alle Dreiecke 1, d.h. keine räumliche Fokussierung), D_{opt_i} ist der optimale Winkel für jedes Dreieck (s. Tabelle 3.11) und D_{s_i} der simulierte Winkel.

$$\emptyset = \min[\sum_{i=1}^n w_i (D_{opt_i} - D_{s_i})^2] \quad (10)$$

In Abbildung 4.66 ist das Ergebnis dieser Simulationen zusammenfassend dargestellt. Die x-Achse stellt die Infiltrationsverteilung für den westlichen bzw. östlichen Bereich der Infiltrationsanlage dar. Auf der y-Achse ist die normalisierte Zielfunktion angegeben. Hier wurde die jeweilige Zielfunktion aus den 100 Simulationen durch die maximale Abweichung innerhalb der 100 Simulationen dividiert. Je kleiner der Wert der normalisierten Zielfunktion ist, desto mehr stellen sich Fließrichtungen innerhalb der aufgespannten Dreiecke ein, die dem definierten Optimum entsprechen.

Deutlich ist zu erkennen, dass eine erhöhte Infiltration im Westen bzw. Osten nicht zu einer optimalen Verteilung des Rheinfiltrats führt, sondern eine räumlich gleichverteilte Infiltration vorzuziehen wäre. Das berechnete Optimum liegt bei ca. 42 % Infiltration im Westen und 58 % im Osten der Infiltrationsanlage. Hierbei gilt zu beachten, dass die Verteilung der Förderraten in den hier beschriebenen Simulationen nicht variiert wurde. Das berechnete Optimum kann deshalb genau genommen nur für die implementierte Förderratenverteilung herangezogen werden und kann sich bei sich ändernden Förderratenverteilungen ändern. In den Simulationen zeigte sich weiterhin, dass eine Ost-West Verteilung wichtiger ist als eine Nord-Süd-Verteilung. D.h. als Beispiel, dass es von geringer Bedeutung ist, ob nun der Kanal ESC oder ESD mehr Wasser führt. Wesentlich wichtiger für das Gesamtsystem ist die Menge der Infiltration sowie deren Ost-West-Verteilung.

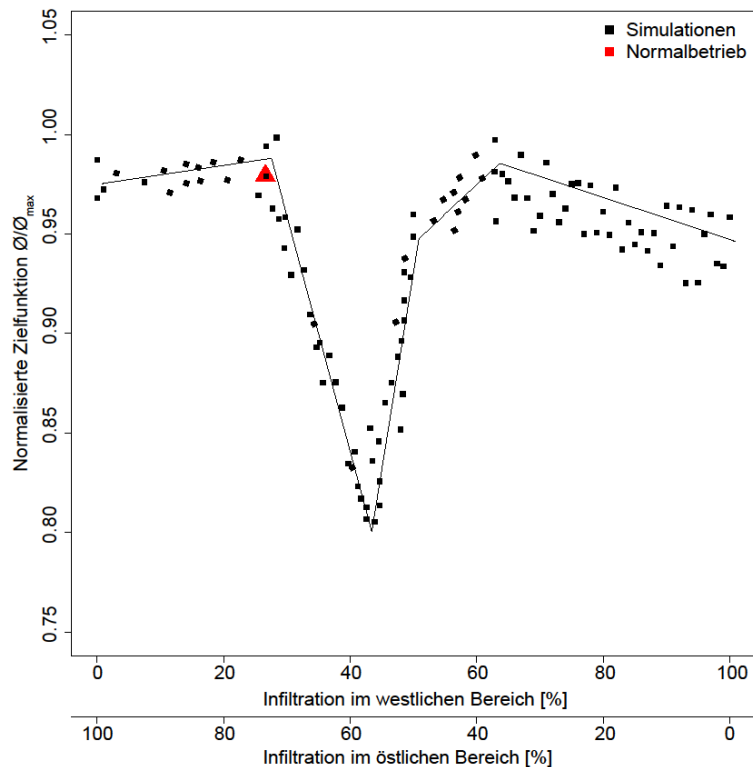


Abb. 4.66: Verteilung der Infiltration nach Osten und Westen innerhalb der Infiltrationskanäle und Weiher bei einer gleichbleibenden Infiltrationsmenge von $95'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und gleichbleibender Förderrate von $45'000 \text{ m}^3/\text{d}$. Die x-Achse stellt die Infiltrationsverteilung für Westen bzw. Osten dar; auf der y-Achse ist die normalisierte Zielfunktion angegeben. Hier wurde die jeweilige Zielfunktion aus den 100 Simulationen durch die maximale Abweichung innerhalb der 100 Simulationen dividiert.

4.6.4 UNTERBRECHUNG DER INFILTRATION

Insgesamt wurden 54 Szenarien berechnet (Tabelle 4.13), um zu eruieren, wie das System Hardwald auf eine Unterbrechung der künstlichen Infiltration bei gleichzeitig weiterem Betrieb der Grundwasserförderung reagiert. Es stellt sich vor allem die Frage, wie lange der Grundwasserberg nach einem Infiltrationstopp vorhanden ist und somit, wie lange eine Absicherung gegenüber einem Zustrom von Ausserhalb des Hardwaldes existiert.

Tab. 4.13: Infiltrations- und Förderraten der 54 Szenarien sowie simulierte Dauer eines Ausfalls der Infiltration.

Infiltration [m^3/d]	Förderrate [m^3/d]	Ausfall Infiltration [Tage]					
90'000	30'000	1	3	5	7	10	20
95'000	30'000	1	3	5	7	10	20
100'000	30'000	1	3	5	7	10	20
90'000	35'000	1	3	5	7	10	20
95'000	35'000	1	3	5	7	10	20
100'000	35'000	1	3	5	7	10	20
90'000	40'000	1	3	5	7	10	20
95'000	40'000	1	3	5	7	10	20
100'000	40'000	1	3	5	7	10	20

Nachfolgend werden die Ergebnisse für die höchste Infiltration ($100'000 \text{ m}^3/\text{d}$) und niedrigste Förderrate ($30'000 \text{ m}^3/\text{d}$) sowie niedrigste Infiltration ($90'000 \text{ m}^3/\text{d}$) und höchste Förderrate ($40'000 \text{ m}^3/\text{d}$) dargestellt, da diese beiden Szenarien die Endglieder innerhalb der

Szenarienmodellierungen darstellen. Alle anderen Szenarien liegen innerhalb der im Folgenden dargestellten Ergebnisse.

In Abbildung 4.67 ist der interpolierte Wasserstand für eine Infiltration von $100'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und einer Förderrate $30'000 \text{ m}^3/\text{d}$ sowie mit einem simulierten Ausfall der Infiltration von einem Tag für jeweils 4 Zeitschritte dargestellt. Für die Interpolation wurden die Wasserstände der 116 im Modell repräsentierten Piezometern verwendet. Die Zeit 0 stellt den Wasserstand vor dem Ausfall der Infiltration dar. Ab Zeit 1 ist ein Infiltrationsstopp vorhanden, bei Zeit 2 wurde die Infiltration wieder eingeschaltet, und Zeitschritt 4 zeigt die Situation drei Tage nach dem Infiltrationsstopp bzw. vier Tage nach Zeit $t = 0$. Bei Zeitabschnitt 0 zeigt sich deutlich der Grundwasserberg im Hardwald und somit existiert die hydraulische Absicherung. Im Zeitabschnitt 1 (Infiltrationsstopp) zeigt sich, dass eine Absenkung des Grundwasserbergs stattfindet. Jedoch ist der Wasserstand immer noch höher als in den umliegenden Bereichen. Somit ist eine hydraulische Absicherung immer noch vorhanden. Im Zeitabschnitt 2 ist ein Wiederanstieg des Grundwasserbergs zu erkennen, bis er wieder die Höhe der Ausgangssituation erreicht (Zeitschritt 4).

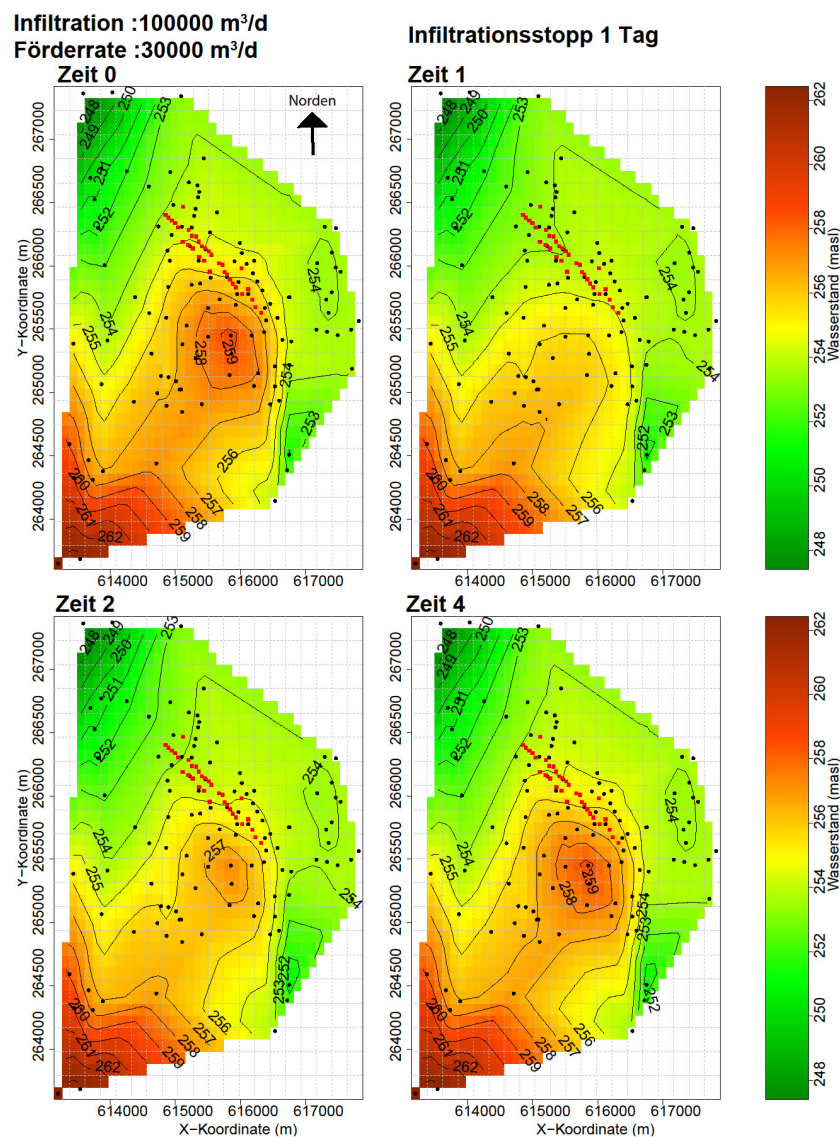


Abb. 4.67: Interpolationen des Grundwasserstands als Ergebnis der Simulationen eines eintägigen Ausfalls der künstlichen Infiltration. Rote Vierecke: Brunnen der Hardwasser AG; schwarze Punkte: GWM. Ausgangszustand ist eine Infiltrationsrate von $100'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und eine Förderrate der Hardwasser AG von $30'000 \text{ m}^3/\text{d}$. Dargestellt sind 4 Zeiten: Zeit 0 entspricht dem Normalfall und Infiltration und Entnahme funktionieren; Zeit 1 entspricht der Situation nach eintägigem Infiltrationsstopp; bei Zeit 2 wurde die Infiltration wieder angeschaltet und Zeit 4 zeigt die Situation 2 Tage nach Wiederbeginn der Infiltration.

In Abbildung 4.68 ist der interpolierte Wasserstand für 4 Zeitschritte für eine Infiltration von $100'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und einer Förderrate $30'000 \text{ m}^3/\text{d}$ sowie mit einem Ausfall von 3 Tagen dargestellt. Es zeigt sich hierbei, dass ein Infiltrationsstopp von 3 Tagen bereits deutliche Auswirkungen auf den Grundwasserberg hat. Ein deutliches Absinken des Grundwasserbergs ist zu beobachten und die hydraulische Absicherung ist stark reduziert.

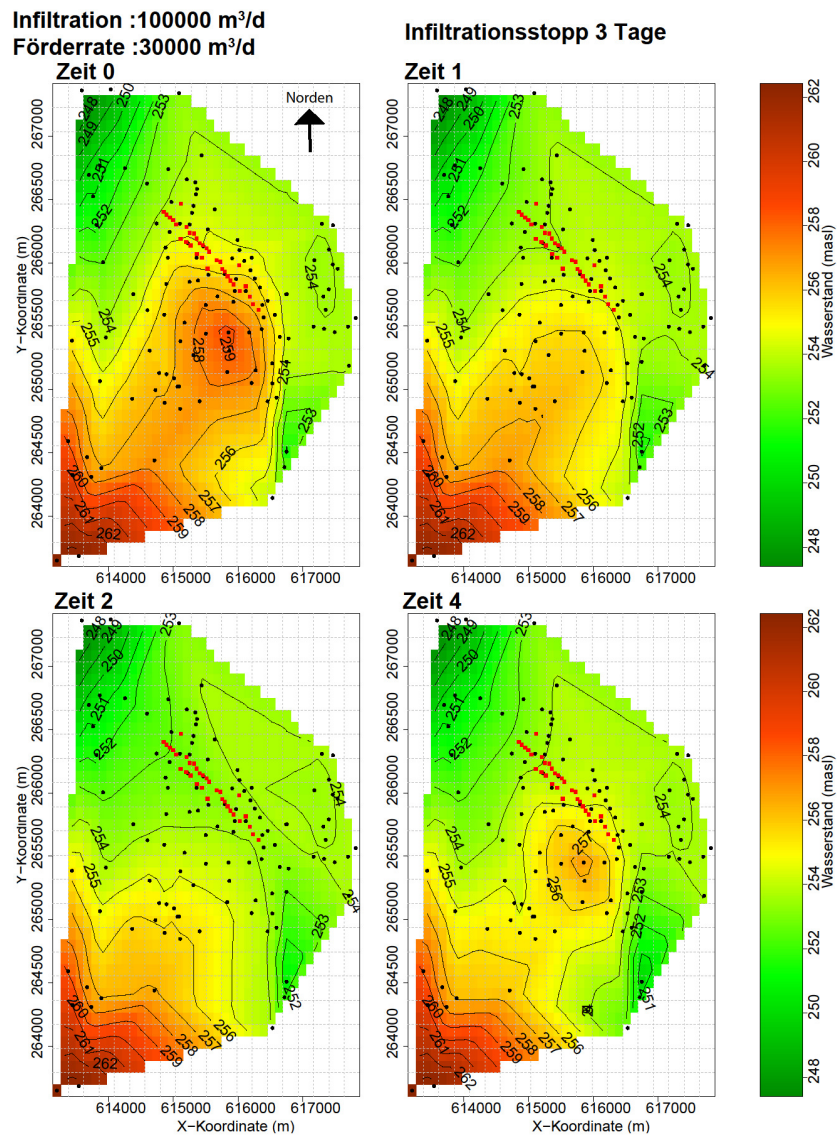


Abb. 4.68: Interpolationen des Grundwasserstands als Ergebnis der Simulationen eines dreitägigen Ausfalls der künstlichen Infiltration. Rote Vierecke: Brunnen der Hardwasser AG; schwarze Punkte: GWM. Ausgangszustand ist eine Infiltrationsrate von $100'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und eine Förderrate der Hardwasser AG von $30'000 \text{ m}^3/\text{d}$. Dargestellt sind 4 Zeiten: Zeit 0 entspricht dem Normalfall und Infiltration und Entnahme funktionieren; Zeit 1 entspricht der Situation nach eintägigem Infiltrationsstopp; Zeit 2 nach zweitägigen Infiltrationsstopp und Zeit 4 zeigt die Situation 1 Tag nach Wiederbeginn der Infiltration.

Abbildung 4.69 zeigt die Interpolationen bei identischen Ausgangsbedingungen wie zuvor, jedoch mit einem Ausfall der künstlichen Infiltration von 5 Tagen. Es ergibt sich, dass ein Infiltrationsstopp von 4 oder mehr Tagen deutliche Auswirkungen auf das Grundwasserfließfeld verursacht. Nach 4 bis 5 Tagen ist die hydraulische Absicherung nicht mehr vorhanden und es kann zu einem Zustrom in den Hardwald von Süden kommen. Bei längerem Ausfall beginnt sukzessive die Durchströmung von Süden nach Norden durch den Hardwald.

Der Ausfall der Infiltration mit grösseren Zeitschritten (7, 10 und 20 Tage) ist nicht dargestellt, da sich die Grundaussage nicht verändert: Ein Ausfall der Infiltration von mehr als 4 Tagen ist in Bezug auf die Trinkwassersicherheit sehr kritisch. Allerdings ergaben die Simulationen auch, dass sich bei einem erneuten Einschalten der Infiltration die hydraulische Absicherung bereits nach einem bis zwei Tagen wieder einstellt und der Grundwasserberg hydraulisch wirksam zum Schutz der Trinkwassergewinnung beiträgt.

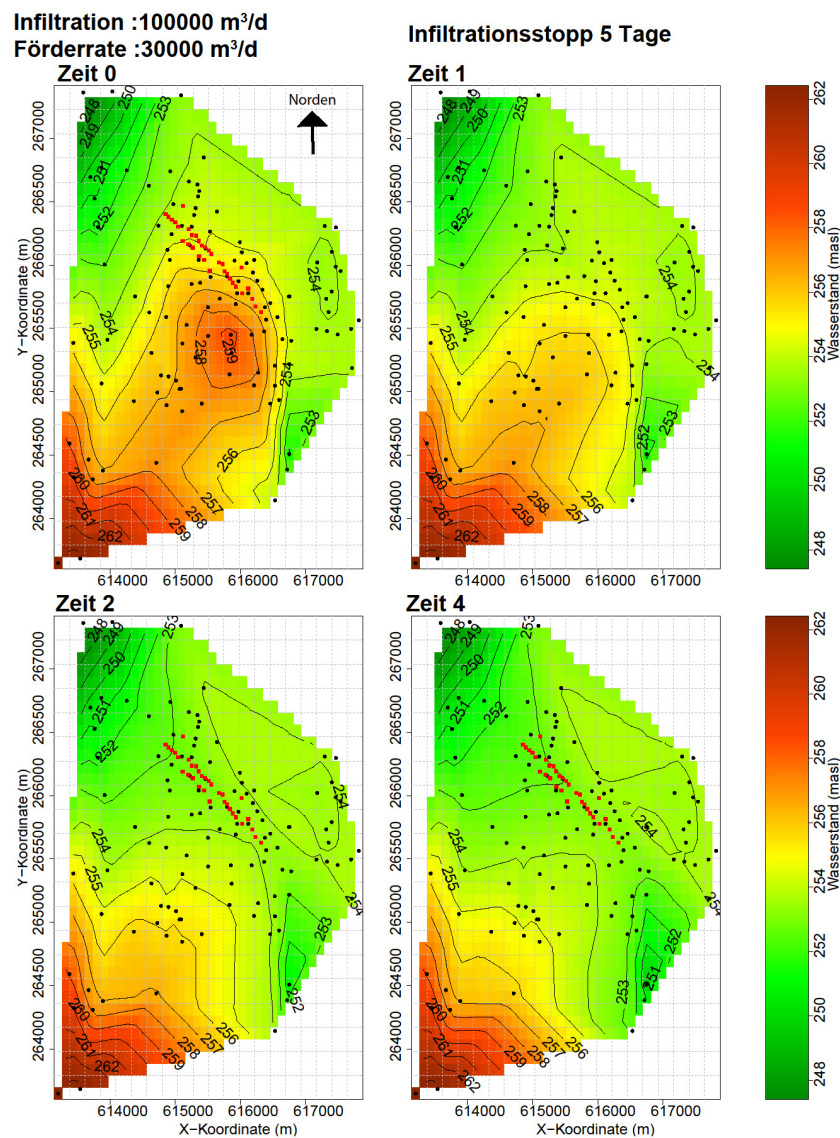


Abb. 4.69: Interpolationen des Grundwasserstands als Ergebnis der Simulationen eines fünftägigen Ausfalls der künstlichen Infiltration. Rote Vierecke: Brunnen der Hardwasser AG; schwarze Punkte: GWM. Ausgangszustand ist eine Infiltrationsrate von 100'000 m³/d und eine Förderrate der Hardwasser AG von 30'000 m³/d. Dargestellt sind 4 Zeiten: Zeit 0 entspricht dem Normalfall und Infiltration und Entnahme funktionieren; Zeit 1 entspricht der Situation nach eintägigem Infiltrationsstopp und Zeitabschnitt 4 zeigt einen Grundwasserstand, wie er sich nach 4 Tagen Infiltrationsstopp einstellt.

Die oben genannten Erkenntnisse können auch auf die Simulationen einer Infiltration von $90'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und einer Förderrate von $40'000 \text{ m}^3/\text{d}$ übertragen werden. Wie in den Abbildungen 4.70 (ein Tag Infiltrationstopp) und 4.71 (5 Tage Infiltrationstopp) ersichtlich ist, sind die Grundaussagen gleich, da die niedrigeren Infiltrations- und grösseren Förderraten nur einen geringfügigen Effekt haben. Bei deutlich grösseren Infiltrationsraten als die hier simulierten kann davon ausgegangen werden, dass die hydraulische Barriere über einen längeren Zeitraum aktiv ist, wobei diese Aussage nicht innerhalb weiterer Szenariensimulationen validiert wurde.

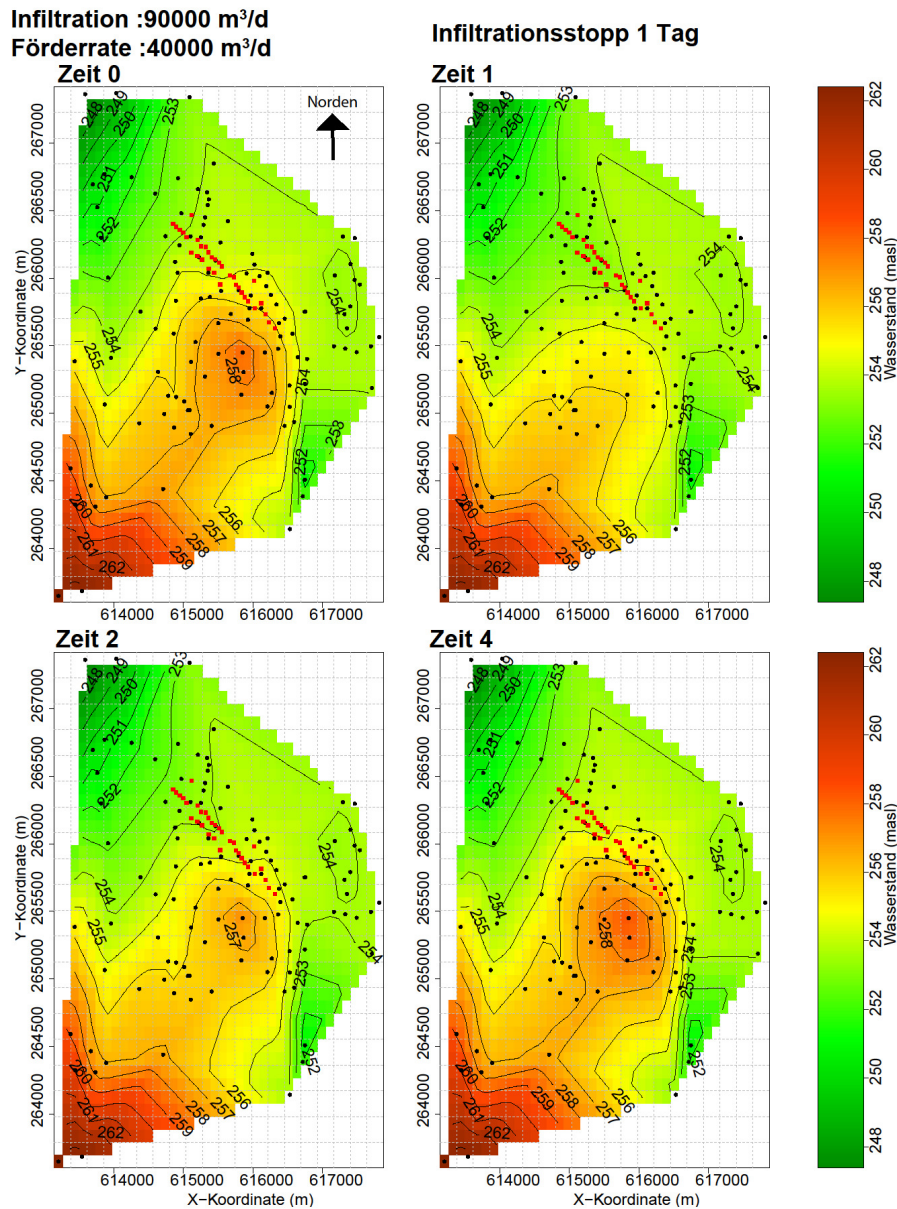


Abb. 4.70: Interpolationen des Grundwasserstands als Ergebnis der Simulationen eines eintägigen Ausfalls der künstlichen Infiltration. Rote Vierecke: Brunnen der Hardwasser AG; schwarze Punkte: GWM. Ausgangszustand ist eine Infiltrationsrate von $90'000 \text{ m}^3/\text{d}$ und eine Förderrate der Hardwasser AG von $40'000 \text{ m}^3/\text{d}$. Dargestellt sind 4 Zeiten: Zeit 0 entspricht dem Normalfall und Infiltration und Entnahme funktionieren; Zeit 1 entspricht der Situation nach eintägigem Infiltrationsstopp; bei Zeit 2 wurde die Infiltration wieder angeschaltet und Zeit 4 zeigt die Situation 2 Tage nach Wiederbeginn der Infiltration.

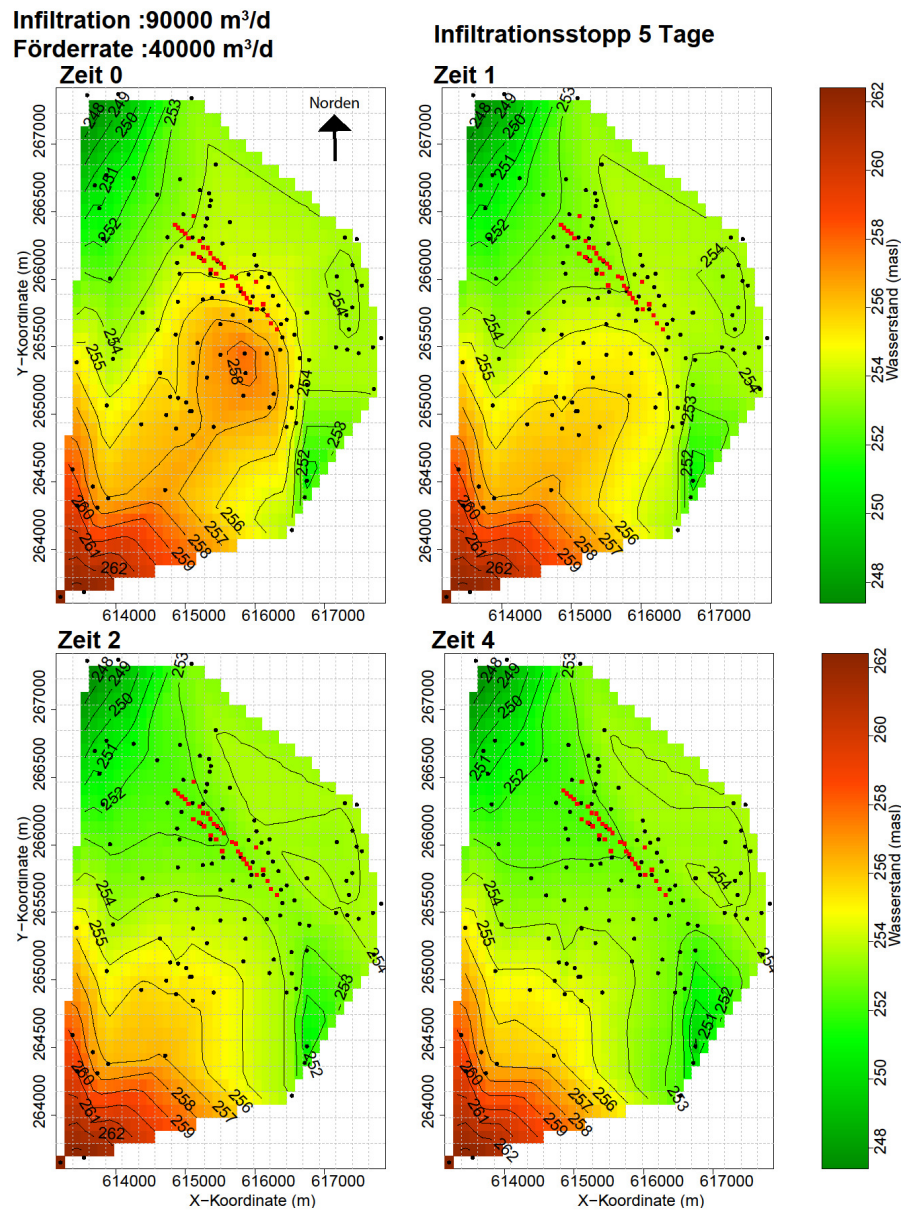


Abb. 4.71: Interpolationen des Grundwasserstands als Ergebnis der Simulationen eines fünftägigen Ausfalls der künstlichen Infiltration. Rote Vierecke: Brunnen der Hardwasser AG; schwarze Punkte: GWM. Ausgangszustand ist eine Infiltrationsrate von 100'000 m³/d und eine Förderrate der Hardwasser AG von 30'000 m³/d. Dargestellt sind 4 Zeiten: Zeit 0 entspricht dem Normalfall und Infiltration und Entnahme funktionieren; Zeit 1 entspricht der Situation nach eintägigem Infiltrationsstopp und Zeitabschnitt 4 zeigt einen Grundwasserstand, wie er sich nach 4 Tagen Infiltrationstopp einstellt.

4.6.5 VERGLEICH MIT INSTATIONÄRER MODELLIERUNG

Die zuvor beschriebenen Szenarienmodellierungen beruhen auf einer stationären Betrachtung des Systems Hardwald. Eine instationäre Betrachtung ist jedoch aufgrund der z.T. variablen Förderraten der Industrie und der Trinkwassergewinnung sowie der Infiltrationsmengen angeraten. In den folgenden Abbildungen sind die Förderraten und Infiltrationsmengen der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013 mit der jeweiligen Abweichung vom optimalen Winkel angegeben. Hierbei werden wieder die Winkel innerhalb der 33 aufgespannten Dreiecke betrachtet (nachfolgend sind nur ausgewählte Dreiecke beschrieben, alle Auswertungen der instationären Betrachtung sind dem Anhang zu entnehmen). Bei einem Wert von 0° liegt das Optimum vor (grüner Bereich in den nachfolgenden Abbildungen 4.72 und 4.73). Auch Abweichungen von $\pm 90^\circ$ liegen im definierten grünen Bereich. Bei grösseren Abweichungen ($> \pm 90^\circ$, gelb bis rot in der Farbskala) liegt ein unerwünschter Fließwinkel vor, z.B. bei Dreieck 17 oder es ist eine Gefährdung wahrscheinlich und ein Zustrom von Grundwasser von Ausserhalb des Hardwaldes ist nicht auszuschliessen (roter Bereich des Kreises in Abbildung 3.29). Generell gibt es nur kleine Abweichungen zwischen den stationären und den instationären Szenariensimulationen, sodass die oben dargestellten Beschreibungen grundsätzlich gültig bleiben.

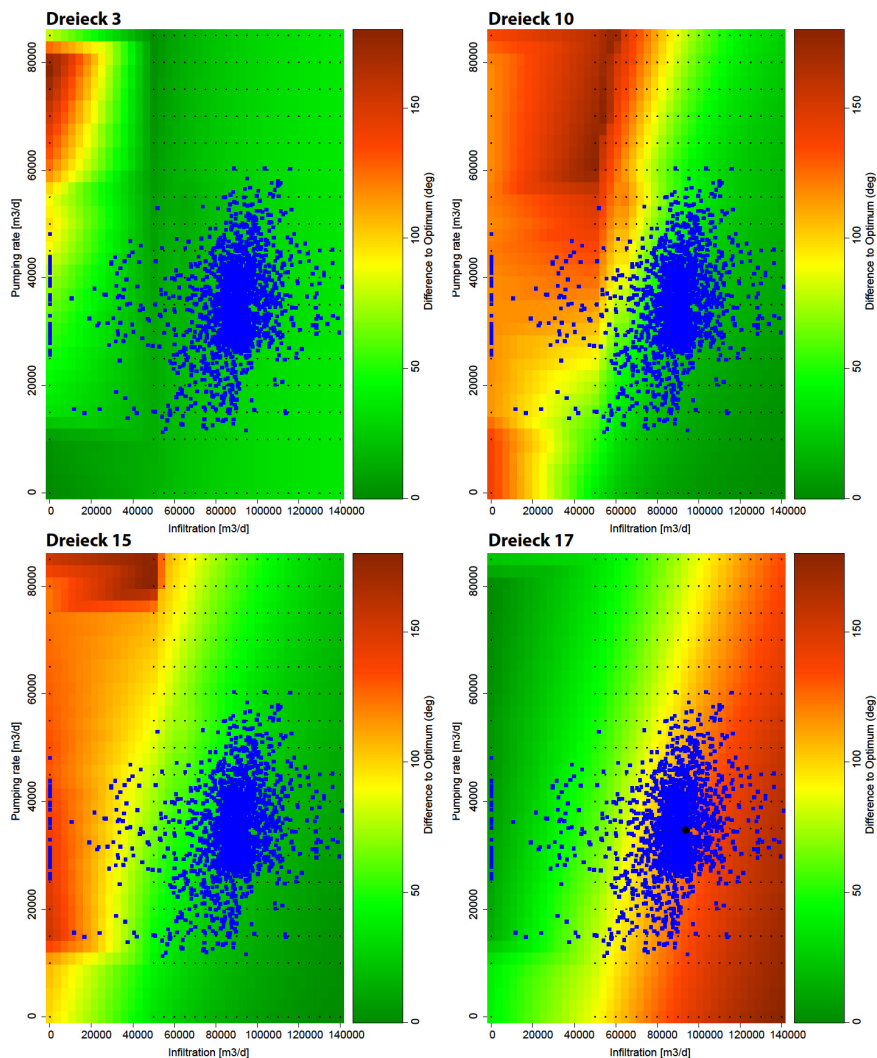


Abb. 4.72: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenarien (schwarze Punkte) für die Dreiecke 3, 10, 15 und 17. Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderraten [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt in der Abbildung stellt die Durchschnittsinfiltration und Förderrate der Hardwasser AG dar (Zeitraum 2008-2013). Blaue Punkte repräsentieren Kombinationen aus Förder- und Infiltrationsrate, wie sie zwischen 2008 und 2013 von der Hardwasser AG gefahren wurden.

Als Ergebnis der instationären Simulation zeigt sich, dass am Dreieck 3 (Süd-Osten) keine der gefahrenen Förderraten und Infiltrationsmengen der Hardwasser AG zwischen 2008 bis 2013 zu einer Gefährdung, d.h. Fließrichtung Richtung Hardwald führt (Abbildung 4.72). Am Dreieck 10 (Süden) ist das Verhalten generell sehr ähnlich, jedoch ist der Bereich einer möglichen Gefährdung deutlich grösser. Daher liegen einige der gefahrenen Förderraten und Infiltrationsmengen auch im rötlichen Farbbereich und eine Fließrichtung Richtung Hardwald bei den jeweiligen Förder- und Infiltrationsraten existiert. Ein vergleichbares Bild zeigt sich auch für Dreieck 15 (Süd-Westen). Auch hier liegt keine Gefährdung unter Normalbetrieb bzw. den am häufigsten gefahrenen Förder- und Infiltrationsraten vor. Nur einige wenige Kombinationen ergeben eine unerwünschte Fließrichtung. Bei Dreieck 17 (Süden, nahe Florinbrunnen) soll die gewünschte Fließrichtung nach Osten in Richtung Deponie Feldreben gehen, damit kein Abstrom aus dem belasteten Standort entsteht. Wie zu erkennen ist, kann die gewünschte Fließrichtung nach Osten unter den gängigen Förder- und Infiltrationsraten nicht eingehalten werden. Hieraus entsteht keine direkte Gefährdung für die Trinkwassergewinnung, da im weiteren Abstrom entsprechende Fließrichtungen in den aufgespannten Dreiecken vorliegen, die einen Zustrom in den Hardwald nicht möglich machen. Um jedoch die Trinkwassersicherheit zu erhöhen und einen Abstrom aus diesem Bereich gänzlich zu verhindern, sollten der Florin Brunnen und die Abwehrbrunnen bei der Sanierung Feldreben mit entsprechend hohen Entnahmeraten gefahren werden (s.a. folgenden Abschnitt 4.6.6).

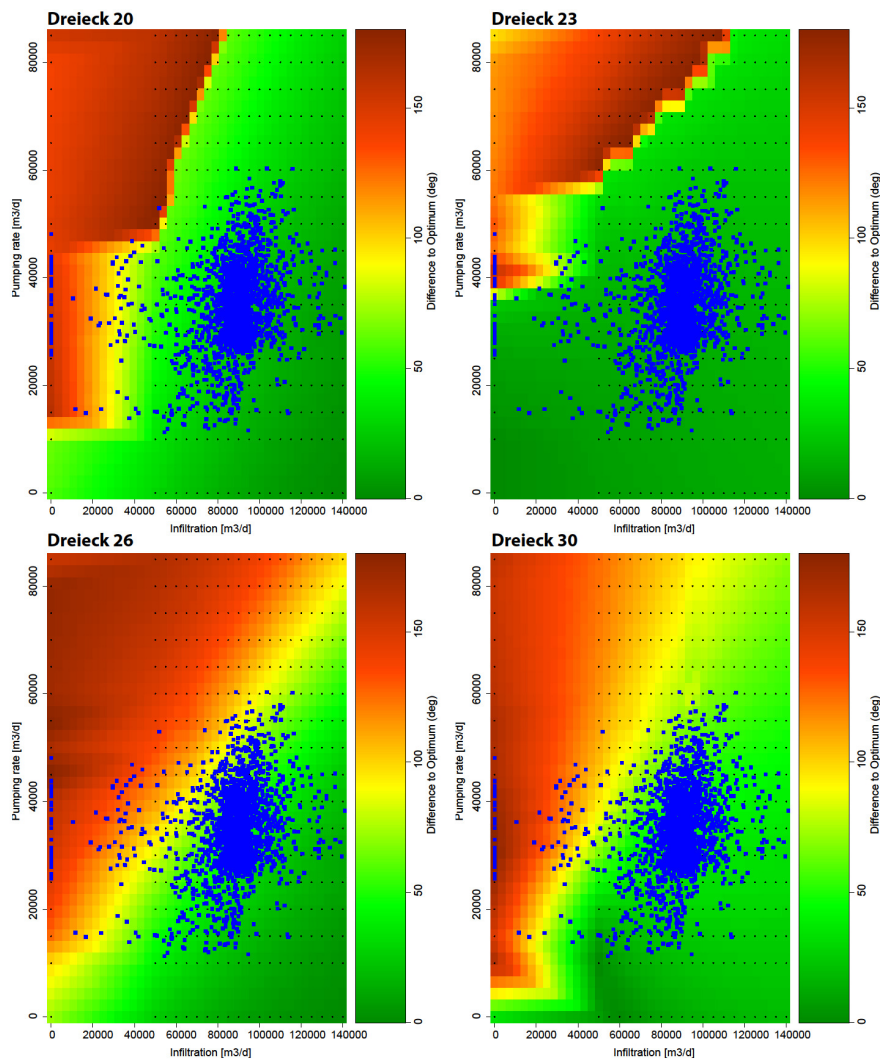


Abb. 4.73: Interpolierter Abweichung vom Optimalen Winkel basierend auf 340 Szenarien (schwarze Punkte) für die Dreiecke 20, 23, 26 und 30. Auf der X-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der Y-Achse die Förderraten [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt in der Abbildung stellt die Durchschnittsinfiltration und Förderrate der Hardwasser AG dar (Zeitraum 2008-2013).

Für Dreieck 20 (West-Südwest), Dreieck 23 (West-Nordwest) und Dreieck 30 (Nord-Osten) zeigt sich unter den gängigen Förder- und Infiltrationsraten keine Gefährdung (Abbildung 4.73). Dreieck 26 (Nord-Westen) zeigt eine sehr starke (quasi) lineare Abhängigkeit von der Förder- und Infiltrationsrate. Die Anzahl an Fließrichtungen Richtung Hardwald sind bei diesem Dreieck deutlich grösser und eine zu niedrige Förderrate oder Infiltration kann zu einer möglichen Gefährdung führen. Dies tritt nicht allzu häufig auf, jedoch liegt man mit den gängigen Förder- und Infiltrationsraten nahe des „Kipppunkts“, der eine Fließrichtung Richtung Hardwald erzeugen würde.

4.6.6 WEITERE SZENARIEN

Mögliche weitere Nutzungsänderungen sollten zusätzlich in Bezug auf die Trinkwassersicherheit evaluiert werden. Die Ausgangszustände (künstliche Infiltration und Entnahme) wurden sukzessive mit unterschiedlichen Randbedingungs- und Betriebszuständen kombiniert. Tabelle 4.14 zeigt in einer Übersicht die Ausgangszustände, welche mit verschiedenen Randbedingungen und Betriebszuständen innerhalb der Szenarienmodellierung kombiniert wurden, wobei das Szenario S1 das Referenz- bzw. Ausgangsszenario (entspricht dem „Normalzustand“) darstellt.

Tab. 4.14: Förderraten im Modellgebiet für die weiteren Szenarien S1 bis S16; alle Zahlenangaben in [m³/d]; HW = Hochwasser; MW = Mittlerer Wasserstand.

Szenario	künstl. Infiltration/ Anreicherung	Entnahme Hardwasser AG	Auweg (21A104)	obere Hard (21A105)	Clariant	Novartis	Florin	Sanierung Feldreben				Rhein	Birs	Förderung auf deutscher Seite
								Schotter	Schotter	Fels	Fels			
								Br. N-O	Br. S-W	Br. Mitte	Abstr. Sicherung			
S1	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	0	0	0	0	MW	MW	20000
S2	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	2376	0	MW	MW	20000
S3	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	2376	1500	MW	MW	20000
S4	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	3973	1500	MW	MW	20000
S5	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	3973	0	MW	MW	20000
S6	95000	45000	10000	4100	0	0	5750	865	1010	3973	0	MW	MW	20000
S7	95000	45000	0	0	19000	23000	5750	865	1010	3973	0	MW	MW	20000
S8	95000	45000	0	0	0	0	5750	865	1010	3973	0	MW	MW	20000
S9	95000	45000	10000	4100	19000	23000	0	0	0	0	0	MW	MW	20000
S10	95000	45000	10000	4100	19000	23000	0	865	1010	2376	0	MW	MW	20000
S11	95000	45000	10000	4100	19000	23000	0	865	1010	3973	0	MW	MW	20000
S12	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	3973	0	HW	HW	20000
S13	95000	45000	10000	4100	0	0	5750	865	1010	3973	0	HW	HW	20000
S14	95000	45000	10000	4100	19000	23000	0	0	0	0	0	HW	HW	20000
S15	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	3973	0	MW	MW	0
S16	95000	45000	10000	4100	19000	23000	5750	865	1010	3973	0	MW	MW	40000

Resultate Szenarien S1 bis S16

Exemplarisch werden nachfolgend die Ergebnisse der Auswertung der Modellierung für ausgewählte Dreiecke dargestellt. Es handelt sich hierbei um die Dreiecke 3, 10, 17, 15, 20, 23, 26 und 30. Diese Dreiecke liegen in Bereichen, die räumlich als repräsentativ für die jeweiligen Richtungen stehen. (s. a. Abbildung 3.29). Es werden die Abweichungen zwischen dem Ausgangsszenario mit $95'000 \text{ m}^3/\text{d}$ Infiltration und einer Gesamtförderrate von $45'000 \text{ m}^3/\text{d}$ für die Szenarien 1 bis 16 (s. Tabelle 4.14) gezeigt. Der nachfolgend angegebene Ausgangswinkel entspricht damit also dem Fließwinkel, wie er sich als Ergebnis der Simulationen des Ist-Zustandes für ein jeweiliges Dreieck ergeben hat. Der Ausgangswinkel entspricht nicht dem Optimalwinkel, wie er innerhalb der Optimierungssimulationen angestrebt wurde (s. Abschnitte 4.6.2.2 bis 4.6.2.8). Die als Ergebnis der Simulationen modellierten Isolinienpläne für jedes Szenario finden sich zusammen mit Differenzkarten des Grundwasserstands zwischen dem Ausgangsszenario S1 und dem jeweiligen Szenario S2 bis S16 im Anhang.

Am Dreieck 3 (Süd-Osten, Ausgangswinkel: 14° für $95'000 \text{ m}^3/\text{d}$ Infiltration und $45'000 \text{ m}^3/\text{d}$ Förderrate) zeigt sich, dass kein Szenario bzw. keine Kombination von Nutzungsänderungen eine grosse Auswirkung auf die Fließrichtung hat (Abbildung 4.74). Alle Nutzungsänderungen und/oder Sanierungen und Wasserstands-Änderungen im Rhein bzw. Birs bewirken nur kleinere Veränderungen. Eine leichte Verschlechterung ist aber unter Szenario 5, 13 und 15 zu erkennen. Weitere Dreiecke in diesem Bereich (z.B. Dreieck 1 und 2, s. Abbildung A 53 im Anhang) zeigen ähnliche Ergebnisse. Am Dreieck 10 (Süden, Ausgangswinkel: 91°) zeigt sich eine geringfügige Verbesserung im Vergleich zum Ausgangsszenario. Ein sehr ähnliches Bild zeigt sich auch für Dreieck 15 (Süd-Westen, Ausgangswinkel: 103°). Auch hier liegt bei den simulierten Nutzungsänderungen wahrscheinlich keine Gefährdung unter Normalbetrieb vor. Das gleiche gilt auch für Dreieck 17 (Süden, nahe Florinbrunnen, Ausgangswinkel: 106°). Hier soll die gewünschte Fließrichtung nach Osten Richtung Deponie Feldreben gehen, damit kein Abstrom aus dem belasteten Standort entsteht. Wie aus den Ausgangsszenarien bekannt ist (Abschnitt 4.6.2.1), kann die gewünschte Fließrichtung nach Osten unter Normalbetrieb nicht eingehalten werden. Generell zeigt sich hier, dass sich eine Sanierung von Feldreben mit den gegebenen Förderraten positiv auf die Fließrichtung innerhalb von Dreieck 17 auswirkt. Für Dreieck 20 (West-Südwest, Ausgangswinkel: 90°), Dreieck 23 (West-Nordwest, Ausgangswinkel: 33°) und Dreieck 26 (Nord-Westen, Ausgangswinkel: 67°) zeigt sich keine deutliche Veränderung unter den verschiedenen Szenarien (Abbildung 4.75). Abhängig vom dem betrachteten Dreieck gibt es leichte Verbesserungen gegenüber dem Ausgangsszenario, aber auch Verschlechterungen. Deutlich zeigt sich erneut das nicht-lineare Verhalten des Systems Hardwald und die Schwierigkeit, eine globale Beurteilung von optimalen Förder- und Infiltrationsraten bzw. Nutzungsänderungen für alle 32 Dreiecke zu erstellen. Eine Beurteilung der Trinkwassersicherheit auf Grundlage der Fließrichtung hängt stark von der räumlichen Fokussierung ab. Ein Optimum in einem Teilbereich hat unter Umständen zur Konsequenz, dass für andere Bereiche eine Verschlechterung eintritt.

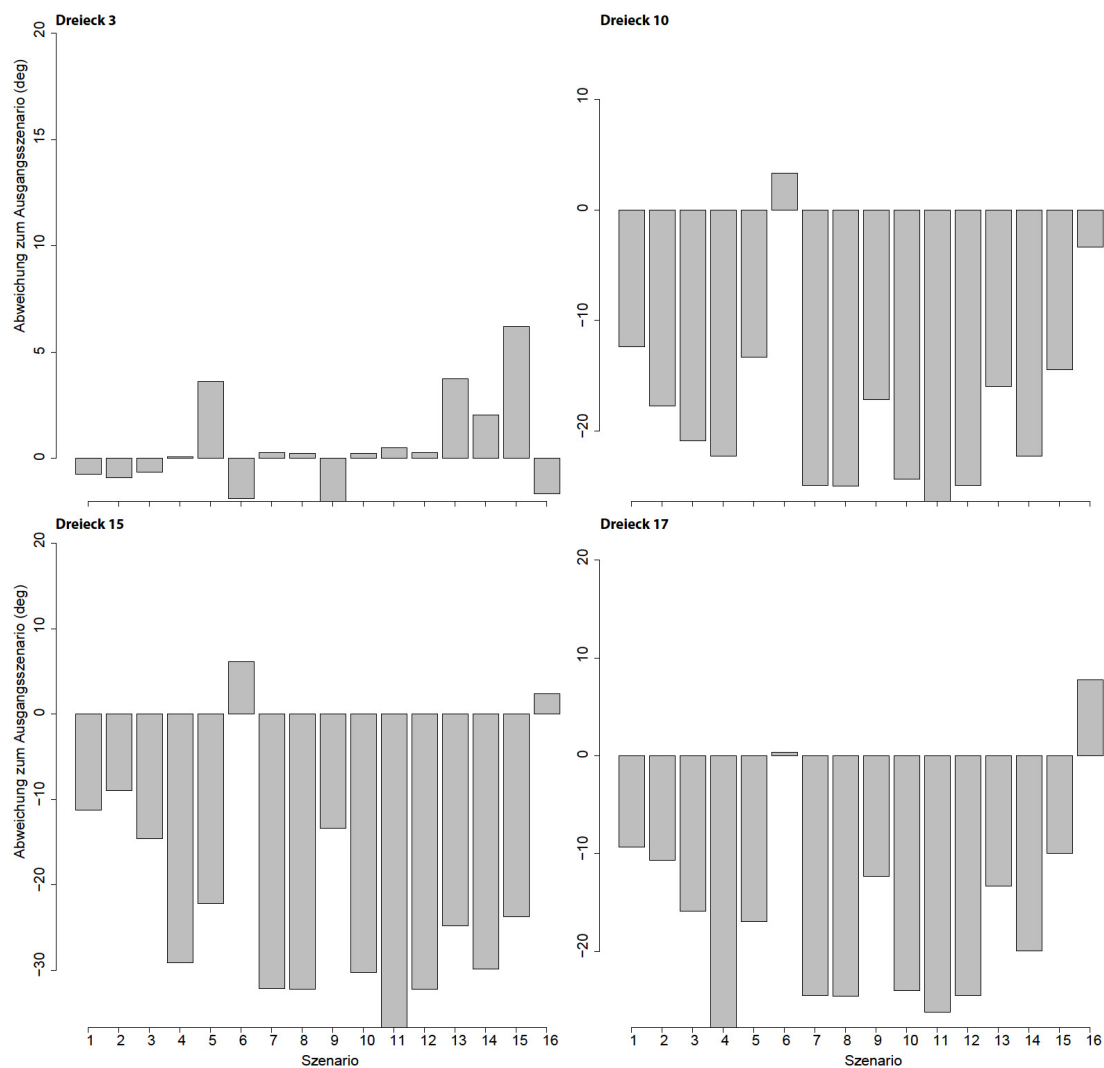


Abb. 4.74: Abweichung zwischen Ausgangsszenario mit $95'000 \text{ m}^3/\text{d}$ Infiltration und $42'500 \text{ m}^3/\text{d}$ Förderrate für Szenarien 1 bis 16. Auf der x-Achse ist die jeweilige Szenari Nummer entsprechend Tabelle 4.12 angegeben und auf der y-Achse die Abweichung (Szenario- Ausgangsszenario) in Grad (deg). Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung - in Bezug auf dem vorgegeben Optimum - für jedes Dreieck an. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung.

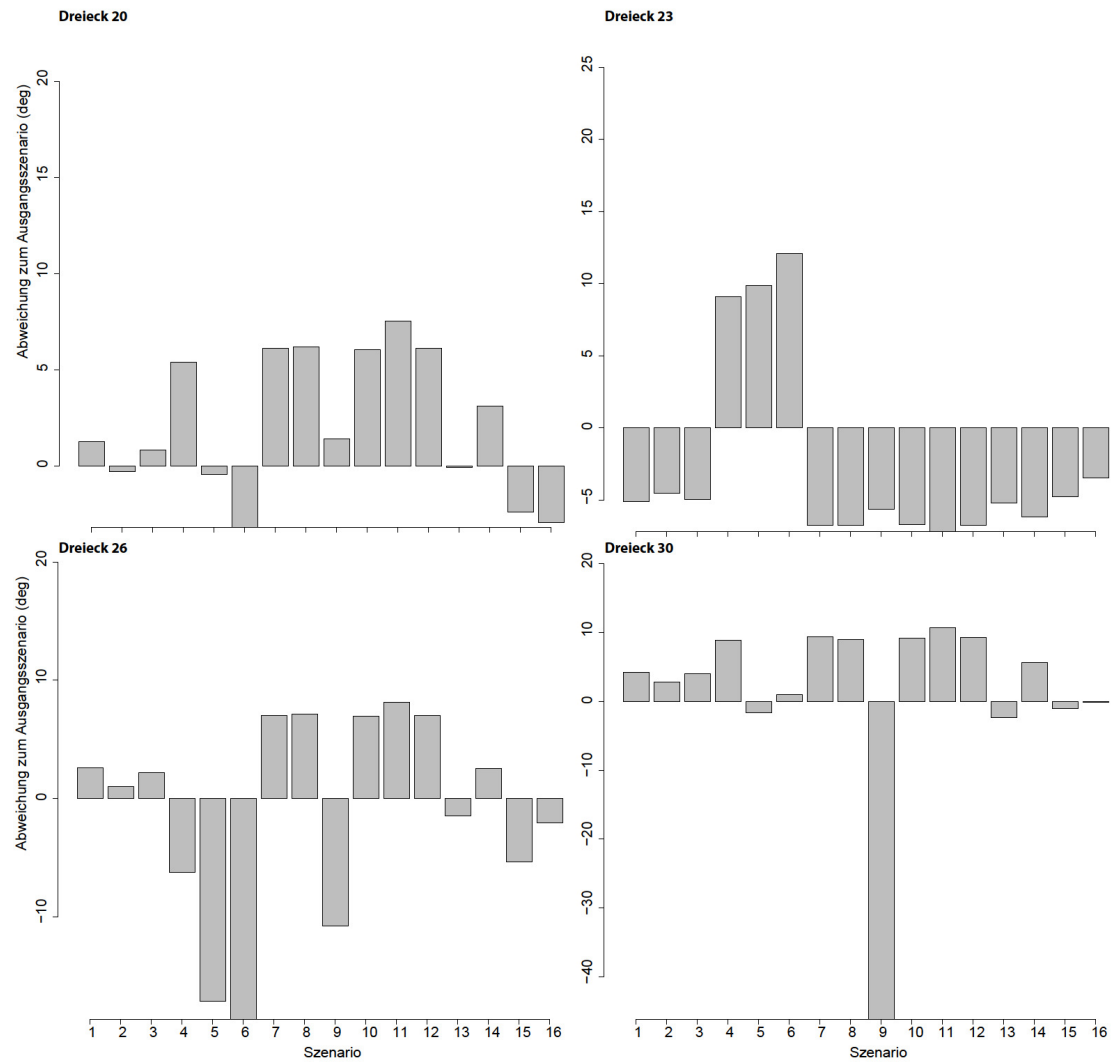


Abb. 4.75: Abweichung zwischen Ausgangsszenario mit $95\,000\text{ m}^3/\text{d}$ Infiltration und $42\,500\text{ m}^3/\text{d}$ Förderrate für Szenarien 1 bis 16 (s. Tabelle 4.12). Auf der x-Achse ist die jeweilige Szenarionummer entsprechend Tabelle 4.12 angegeben und auf der y-Achse die Abweichung (Szenario- Ausgangsszenario) in Grad (deg). Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung - in Bezug auf dem vorgegeben Optimum - für jedes Dreieck an. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Ziele des Teilprojektes 3 (TP3) des Projektes „Wasserversorgung Basel-Landschaft 21“ war es, auf der Basis erweiterter und vertiefter hydrogeologischer Systemkenntnisse Grundlagen und Konzepte für das Trinkwassergewinnungsgebiet Hardwald zur Verfügung zu stellen, um hierdurch eine Optimierung der Trinkwassergewinnung zu ermöglichen. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass es sich bei der Trinkwassergewinnung im Hardwald um ein sicheres und stabiles System handelt, trotz der zahlreichen industriellen Nutzungen im Umfeld. Dennoch ergeben sich aus den durchgeführten Untersuchungen Optimierungsmöglichkeiten für die Trinkwassergewinnung im Hardwald.

Bezüglich der Quelle der im Trinkwassergewinnungsgebiet zu findenden CKW ergaben die Untersuchungen, dass die diskutierten Stoffe über die gesamte Tiefe des Lockergesteinsaquifers und zum Teil im oberen Bereich des Felsgrundwasserleiters an der Matrix im Bereich von 1 µg/kg festgestellt werden können. Auch die Resultate der Feststoffuntersuchungen im Weiher 5 und den Sickergräben zeigte die erwähnten Stoffe bereits unmittelbar unterhalb der künstlichen Kiesschicht von 40-50 cm, die alle 10 bis 20 Jahre ausgewechselt wird. In der künstlichen Kiesschicht selbst konnten die Stoffe dagegen nicht nachgewiesen werden. Die Belastungen des Materials unterhalb der künstlichen Kiesschicht und des oberen Aquifers sind somit höchstwahrscheinlich auf frühere Einträge über den Rhein zurückzuführen, als dieser mit Konzentrationen von mehreren µg/L der hier diskutierten Stoffe belastet war bzw. stammen aus Zeiten, die denen es noch keine künstliche Grundwasseranreicherung gab und der natürliche Grundwasserstrom von Süd nach Nord durch den Hardwald führte und kontaminiertes Grundwasser aus den Bereichen der ehemaligen Deponien in den Hardwald brachte.

Die PER, TRI und Polychlor-1,3-butadiene finden sich praktisch überall im Grundwasser des Hardwaldes, wobei die Konzentrationen um die Versickerungsstellen am geringsten sind. Erhöhte PER-Konzentrationen im Grundwasser wurden vorwiegend entlang des Westrands des Hardwaldes gefunden. Der höchste PER-Gehalt in den Untersuchungen wurde dabei in diesen Untersuchungen westlich der Deponie Feldreben im Piezometer 21.J.89 bestimmt. Auch TRI findet sich vornehmlich in diesem Bereich, jedoch in deutlich niedrigeren Konzentrationen als PER. Die Polychlor-1,3-butadiene konnten vorwiegend im nördlichen und westlichen Bereich des Hardwaldes festgestellt werden. Quantitativ überwiegt bei den Polychlor-1,3-butadienen das Isomer 1,1,4,4-TeCBD. HeCBD zeigt eine sehr ähnliche Verteilung wie 1,1,4,4-TeCBD mit einer maximalen Konzentration im Bereich der Messstelle 21.C.36 (nordwestlicher Hardwald), bei der ein Grundwasseralter von 29 Jahren ermittelt wurde.

Aufgrund der Konzentrationen von TeCBD in Bereichen des Grundwasser, das lediglich aus infiltriertem Rheinwasser besteht, muss davon ausgegangen werden, dass sich diese Stoffe von der Matrix rüchlösen oder aus feinkörnigeren Lagen rückdiffundieren. Das Rheinwasser ist heute vorwiegend frei von diesen Stoffen und die teilweise in der Rheinüberwachungsstation oder bei der IWB gemessenen TeCBD Konzentrationen sind zu gering, um die im Grundwasser festgestellten Gehalte zu erklären. Den Prozess der Rücklösung findet man auch in den Langen Erlen, dem zweiten grossen Wasserwerk in Basel, das ebenfalls in den 1970er Jahren mit TeCBD belastetes Rheinwasser zur Anreicherung des Grundwassers genutzt hat. Im Westen des Hardwaldes scheint hingegen eher die Beimischung von mit PER, TRI und TeCBD belastetem Muschelkalkwasser zur Beeinträchtigung des Lockergesteinsgrundwassers beizutragen, da hier auch deutliche Anteile von Wasser mit erhöhten Calcium- und Sulfatgehalten aus der regionalen Zirkulation vorhanden sind.

Die Ergebnisse des Markiersuchs belegen, dass sich das Infiltrat über die gesamte Mächtigkeit des Lockergesteinsaquifers verteilt. Gleichwohl zeigen die Höhe der Konzentrationen in den beprobten Tiefen deutliche Unterschiede. Maximale Konzentrationen der Markierstoffe und damit anteilig der quantitativ grösste Anteil an sehr jungem Infiltrat wurden in den obersten Bereichen des Lockergesteinsaquifers nachgewiesen, niedrigere Konzentrationen in den tieferen Bereichen des Aquifers. Die vertikale Durchmischung innerhalb des Aquifers ist deutlich schlechter als die laterale. Somit schichten sich die jüngsten Wässer bei den kurzen Fliesszeiten bis zu den Trinkwasserbrunnen

hauptsächlich oben ein. Trotzdem gelangte ein Anteil dieses jungen Infiltrats bis auf die Basis des Lockergesteinsaquifers. Es zeigte sich zudem eine starke laterale Verteilung der beiden eingesetzten Markierstoffe entsprechend dem hydraulischen Gradienten über einen weiten Bereich des Hardwaldes. Hieraus kann abgeleitet werden, dass der hydraulische Gradient als sehr guter Proxy für den Transport von Stoffen angesehen werden kann, welche über die Infiltration in das System eingetragen werden.

Ganz entscheidend zur Trinkwassersicherheit trägt die Rheinwasserinfiltration bei. So entspricht das gepumpte Trinkwasser in der Brunnengalerie im Hardwald weitestgehend dem infiltrierten Rheinwasser. In den Randbereichen des Hardwaldes, insbesondere im Westen, wirkt der durch die künstliche Grundwasseranreicherung produzierte Grundwasserberg jedoch nicht so stark und es können lokal Mischungen mit regionalem Grundwasser beobachtet werden. Für die sichere Trinkwasserproduktion aus den randlichen Brunnen ist deshalb auch die Grundwasserförderung durch die Industrie wichtig. So kommt dem Pumpbetrieb in Schweizerhalle sowie des Florin-Brunnens eine grosse Bedeutung zu.

Eine regionale Grundwasserkomponente zeigt sich in den westlichen Brunnen 21.A.2, 21.A.3 und 21.A.7 sowie in Brunnen 21.A.17. Obwohl die hier festgestellten Konzentrationen an CKW insgesamt sehr gering sind, sollten diese Brunnen nur noch zu Brauchwasserzwecken genutzt werden, sollten sie nicht bereits ausser Betrieb genommen sein.

Gleichzeitig stellt die künstliche Infiltration mit Rheinwasser zur Ausbildung des Grundwasserbergs aber auch die grösste Gefährdung für die Trinkwasserproduktion dar. Während der Projektdauer von drei Jahren wurden zwei polare persistente Stoffe im Rhein festgestellt, die über die Versickerung in den Hardwald gelangten, bevor die Infiltration für einige Tage abgestellt werden konnte. Solange diese Spurenstoffdurchgänge im Rhein nur wenige Tage dauern, kann die Trinkwasserproduktion weiterbetrieben werden, bei längeren Infiltrationsunterbrüchen muss die Produktion jedoch zurückgefahren oder ganz abgestellt werden. Der Ausfall der künstlichen Infiltration stellt somit eine weitere relevante Gefährdung dar. Die Folge eines Ausfalls wäre eine sukzessive Absenkung des „Grundwasserbergs“ und eine Durchströmung des Hardwald von Süd nach Nord in Richtung Rhein wäre möglich. Hierdurch könnte Grundwasser aus dem Bereich der ehemaligen Deponien in den Hardwald gelangen. Da Schadstoffe in einem geringen Umfang auch in grösserer Tiefe im geklüfteten Muschelkalk zu finden sind, wäre eine lange Emissionsdauer zu erwarten (eine weitere Diskussion dieses Szenarios bezüglich Trinkwasseraufbereitung befindet sich in TP4).

Mit dem numerischen Modell können geringe Anteile verschiedener Wasserkomponenten nicht identifiziert werden. Das Modell hilft jedoch entscheidend, die grösseren Zusammenhänge und die Auswirkungen der Grundwasserentnahmen zu verstehen. Mit der Szenarienmodellierung konnte gezeigt werden, dass bei durchschnittlicher Infiltration und Förderrate der Brunnen, wie sie zum grössten Teil des Jahres gefahren werden, keine Gefährdung für die Trinkwasserversorgung vorliegt. Die verwendeten Infiltrations- und Pumpmengen der Hardwasser AG spiegeln generell einen sicheren Bereich wider. Jedoch gibt es einzelne Szenarien bzw. Kombinationen von Infiltrations- und Fördermengen, die vermieden werden sollten. Bei einer Erhöhung der Förderrate bei gleichbleibender Infiltrationsmenge kann es z. B. zu Grundwasserfliessrichtungen von Ausserhalb in Richtung Hardwald kommen, vor allem im nördlichen und westlichen Bereich. Auch kann lokal (hauptsächlich im Westen) eine hohe Förderrate und gleichbleibende Infiltration einen Fliesswinkel erzeugen, der Richtung Hardwald zeigt. Deutlich zeigt sich hier das nicht-lineare Verhalten des Systems Hardwald. Ein globales Optimum der Infiltration und Förderrate kann zu einer Vernachlässigung lokaler Bereiche führen, in denen die gewünschte Fliessrichtung nicht eingehalten werden kann. Je nach räumlicher Gewichtung können die Resultate daher leicht variieren. Bei einer homogenen Infiltration mit einer in etwa gleichen Menge an künstlich infiltriertem Rheinwasser im Osten und Westen des Infiltrationssystem können jedoch diese lokalen Effekte vor allem am Westrand reduziert werden. Am Ostrand des Hardwaldes ist bedingt durch die stärkere Infiltration und die Brauchwasserentnahmen in Schweizerhalle bereits im Normalbetrieb ein grösserer hydraulischer Gradient festzustellen, der einen Zustrom in Richtung Hardwald verhindert. Ohne diese künstliche Infiltration und Entnahme würde das Grundwasser von Osten in Richtung Hardwald strömen.

Ein kontinuierlicher Betrieb von Infiltration und Grundwasserentnahme begünstigt grundsätzlich den Zustrom aus der Rheinwasserinfiltration und ist daher einem diskontinuierlichen Pumpregime vorzuziehen. Darüber hinaus wäre ein Versetzen der Pumpenhöhe Richtung Grundwasseroberfläche eine weitere Möglichkeit, einen allfälligen geringen Anteil an zuströmendem Muschelkalkwasser weiter zu reduzieren. Mit dieser Massnahme würde man sich jedoch auch gewisse Nachteile einhandeln, da der Anteil an sehr jungem, rasch zu den Brunnen strömendem Rheinwasserinfiltrat erhöht würde. Dadurch würde die Filterwirkung für das Infiltrat abnehmen und es könnten möglicherweise vermehrt Mikroorganismen in die Fassungen gelangen, da diese weniger gut zurückgehalten würden. Mit der vorhandenen UV-Desinfektion (nach dem Aktivkohlefilter) könnten die allenfalls erhöhten Keimzahlen jedoch problemlos reduziert werden. Auch in Bezug auf Spurenstoffe, die mit dem Infiltrat in das System eingetragen werden, würde sich ein Versetzen der Pumpenhöhe Richtung Grundwasseroberfläche wahrscheinlich eher negativ auswirken, da Abbauprozesse während der Untergrundpassage, die die Spurenstofffrachten effektiv reduzieren, aufgrund verringerter Aufenthaltszeiten zwischen Infiltrationsanlagen und Brunnen quantitativ limitiert wären. Zur Entscheidungsfindung wäre hier eine detaillierte Kosten-Nutzen-Analyse angeraten.

Mit der Rheinwasserinfiltration werden die im Rhein vorhandenen Stoffe in den Hardwald eingetragen. Die persistenten, polaren Substanzen können bis in die Trinkwasserbrunnen und einige davon, je nach Stoffeigenschaft, auch bei der Aktivkohlefiltration durchbrechen (Beispiel: AMPS). Aufgrund der schnellen Erstauftritte von Stoffen, die über die Rheininfiltration eingetragen werden können, ist deshalb eine ständige Überwachung des Rheininfiltrats unumgänglich. Aus den Zeitreihen des durchgeführten Markierversuchs und der Grundwassertemperaturdaten, welche für einen Zeitraum von über 3 Jahre vorliegen, konnte das Erstauftreten und der Durchgang der Maximalkonzentration (resp. Maximaltemperatur) für mehrere Brunnen bestimmt werden. Für die betrachteten Brunnen beträgt die Zeit des Durchgangs der Maximalkonzentration des Markierstoffes zwischen Infiltration und Brunnen mehr als 10 Tage, womit die Anforderungen an die Grundwasserschutzzone S2 gemäss Gewässerschutzgesetz eingehalten werden. Bei einigen Brunnen konnte jedoch das Erstauftreten des Markierstoffes bereits nach weniger als einem Tag festgestellt werden. Für die Gefährdungsprävention ist insbesondere das Erstauftreten eines Stoffes von Relevanz. In der Rheinüberwachungsstation werden zwar täglich Proben entnommen und bei erhöhten Stoffkonzentrationen Meldung gemacht. Da die Analysendauer bei einem Tag liegt, können trotzdem Stoffe in den Hardwald gelangen, wie die während der Projektdauer festgestellten Durchgänge von AMPS und MTBE zeigen. Eine Online-Überwachung des Rheinwassers auf Spurenstoffe wäre deshalb wünschenswert, um die Spurenstoffkonzentrationen im Rohwasser möglichst gering zu halten. Diese Messsysteme müssten jedoch noch entwickelt werden. Möglich wäre jedoch die Einrichtung einer Überwachungsstation an der Aare analog zur Rheinwasserüberwachungsstation (RÜS). Durch die RÜS werden heute immer wieder Stoffe über $1 \mu\text{g/L}$ festgestellt, die aus dem Einzugsgebiet der Aare stammen. Mit einer Aareüberwachungsstation hätte man ein besseres Frühwarnsystem für die Wasserwerke im Hardwald und in den Langen Erlen. Zu erwähnen ist jedoch, dass bei der nachfolgenden Trinkwasseraufbereitung die meisten Stoffe in Abhängigkeit der Laufzeit des Aktivkohlefilters zurückgehalten werden (für eine weitere Diskussion der Möglichkeiten und Grenzen der Aufbereitung siehe TP4).

Das im Zuge des Projektes aufgebaute Grundwasserströmungsmodell und die entwickelten Algorithmen zur automatischen Auswertung der berechneten Grundwasserströmungsrichtungen bei unterschiedlichen Szenarien können zukünftig für die Umsetzung eines adaptiven Managements von der Hardwasser AG genutzt werden. Rund um das Trinkwasserproduktionsgebiet im Hardwald wurden Flächen aufgespannt, innerhalb derer die Grundwasserspiegeloberfläche eine bestimmte Neigung haben soll, um Gefährdungen durch in den Hardwald strömendes Grundwasser auszuschliessen. Voraussetzung für die Umsetzung eines adaptiven Grundwassermanagements ist die Installation von Onlinemessungen des Grundwasserstandes in den Randbereichen des Hardwaldes. Diese Messungen zusammen mit dem entwickelten Grundwassermodell und den entwickelten Algorithmen helfen zur sofortigen Erkennung von sicheren und kritischen Betriebszuständen und damit zu einer Anpassung der Infiltrationsmengen und Infiltrationsorten sowie der Trinkwasserförderung. Die im Zuge des Projektes entwickelten Werkzeuge stehen der Hardwasser AG und dem AUE BL zur Verfügung.

Zusätzlich sollte neben der oben bereits dargelegten Online-Überwachung der Hydrochemie des Rheins resp. des Infiltrats auch angedacht werden, weitere Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen in Richtung Auhafen sowie in Richtung des Westrandes zu installieren. Neben der Überwachung des Grundwasserstandes und damit die Ermittlung von Fliessrichtungen sollte hier eine regelmässige Aufnahme der Hydrochemie erfolgen. Die Probennahmen sollten dabei verschiedene hydraulische Betriebszustände miteinfassen und es sollten Brunnen mit einem Anteil an regionalem Grundwasser neben den polaren Substanzen auch auf CKW untersucht werden. Aufgrund der verzögerten Analyse von Grundwasserproben wäre hierdurch zwar kein schnelles und adaptives Reagieren möglich, jedoch würde hierdurch die Absicherung des Trinkwassergewinnungsgebietes in Bezug auf mögliche hydrochemische Randeinflüsse deutlich verbessert. Die Messungen würden auch zur Validierung und Weiterentwicklung des adaptiven Grundwassermanagements beitragen. Zudem sollte eine stärkere Abstimmung mit der Rheinüberwachungsstation stattfinden, um die Auswirkungen qualitativer Veränderungen im Rhein auf das Hard-Grundwasser rasch festzustellen.

6 LITERATUR

ACW (2011): Analysen von Acesulfam, Sucralose und Carbamazepin in Grundwasserproben Hardwald (Kanton BL). Eidgenössisches Volkswirtschaftsdepartement, Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil.

AUG - Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel (2013): Hydrogeologische Modellierung der optimalen Lage von Sanierungsbrunnen mit dem Grundwassermodell Unteres Birstal-Muttenz. Bericht BGA BL-114.

AUG - Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel (2013): Berechnung der Zustrombereiche der Hardwasserbrunnen und des Abstroms der Deponie Feldreben unter erhöhten Entnahmen und erhöhten Anreicherungsmengen mit dem Grundwassermodell Muttenz-Unteres Birstal. Bericht BGA BL-92.

AUG - Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel (2012): Berechnung der Zustrombereiche der Hardwasserbrunnen und des Abstroms der Deponie Feldreben unter erhöhten Entnahmen und erhöhten Anreicherungsmengen mit dem Grundwassermodell Muttenz-Unteres Birstal. Bericht BGA BL-157.

AUG - Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel (2010): Grundwassermodell Unteres Birstal - Rhein - Muttenz, Evaluation der Zuströmbereiche der Trinkwasserfassungen Muttenz und Hardwasser AG. Bericht BGA BL-155.

AUG - Angewandte und Umweltgeologie der Universität Basel (2009): Stationär kalibriertes Grundwassermodell Muttenz unteres Birstal, Berechnung geschichtlicher Szenarien zur Abschätzung der Schadstoffverteilung der Deponien in Muttenz. Bericht BGA Muttenz-197.

AUE BL & AUS BS (2014): Umweltbericht beider Basel 2014. <http://www.umweltberichtbeiderbasel.ch/Ressourcen-fuer-die-Trinkwasserversorgung.201.0.html>

Auckenthaler, A., D. Baenninger, A. A., E. Zechner & P. Huggenberger (2010): Drinking water production close to contaminant sites: a case study from the region of Basel, Switzerland. GQ10: Groundwater Quality Management in a Rapidly Changing World (Proc. 7th International Groundwater Quality Conference held in Zurich, Switzerland, 13–18 June 2010). IAHS Publ 342, 2011, S. 167-170.

BAFU (2009): Isotope im Grundwasser – Methoden in der hydrogeologischen Praxis.. Bundesamt für Umwelt, Bern, 123 S.

BAFU (2012): Grundwasserschutz zonen bei Lockergesteinen – Ein Modul der Vollzugshilfe Grundwasserschutz. Bundesamt für Umwelt, Bern, 60 S.

Bitterli-Brunner, P. & Fischer, H. (1988): Erläuterungen zum Blatt Arlesheim 1067. Geologischer Atlas der Schweiz.

Butscher, C. & Huggenberger, P. (2007): Unteres Birstal, Abschnitt Münchenstein-Birsfelden, Instationäres Grundwassermodell. BGA-BL 126C.

Daughney, C.J., M. Raiber, M. Moreau-Fournier, U. Morgenstern & R. van der Raaij (2012): Use of hierarchical cluster analysis to assess the representativeness of a baseline groundwater quality monitoring network: comparison of New Zealand's national and regional groundwater monitoring programs. Hydrogeology Journal, Vol. 20 (1), S. 185-200.

Davis, J.C. (1986): Statistic and Data Analysis in Geology. John Wiley and Sons INC., New York.

Diersch, H.-J. G. (2002): Wasy Software Feflow – Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System. Reference Manual. Berlin: Wasy Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd., 278 S.

Doherty, J.E. (2011): PEST: Model-Independent Parameter Estimation, User Manual, Watermark Numer. Comput. [Available at <http://www.pesthomepage.org/Downloads.php>].

- Engeler, I., H.J.H. Franssen, R. Muller & F. Stauffer (2011): The importance of coupled modelling of variably saturated groundwater flow-heat transport for assessing river-aquifer interactions. *Journal of Hydrology* 397 no. 3-4: 295-305.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A. (1979): *Contaminant Hydrogeology*. Prentice Hall, New Jersey (USA).
- Gabriel, T. & Meier, T. (2014): Aktivkohlefilteranlage – Die neue Anlage der Hardwasser AG. *Aqua & Gas*, Nr. 12, S. 20-29
- GeORG-Projektteam (2013): Geopotenziale des tieferen Untergrundes im Oberrheingraben, Fachlich-Technischer Abschlussbericht des INTERREG-Projekts GeORG, Teil 1-4.
- GPI (2001): Bestimmung der Zuströmbereiche der Grundwasser -Fassungen Lange Erlen unter Einbezug der Aquifersysteme Lange Erlen und Dinkelberg. Technischer Bericht.
- Grathwohl, P. (2006): Langzeitverhalten organischer Schadstoffe in Boden und Grundwasser. *Grundwasser*, Nr. 11 (3), S. 157-163.
- GTI (2006): Deponie Maienbühl, Riehen (BS), Technische Untersuchungen 1. Etappe.
- Gürler B., Hauber L. & Schwander, M. (1987) Die Geologie der Umgebung von Basel mit Hinweisen über die Nutzungsmöglichkeiten der Erdwärme. Beitrag zur Geologischen Karte der Schweiz.
- Güler, C., G. Thyne, J. McCray, and K. Turner (2002): Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, Vol. 10 (4), S. 455-474.
- Hardwasser AG (2014): Infobroschüre „Herausforderung der Trinkwassergewinnung aus Flussinfiltraten. Hardwasser AG, Muttenz.
- Hoehn, E. & O.A. Cirpka (2006): Assessing residence times of hyporheic ground water in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10 (4), S. 553-563.
- Hothorn, T. & B. Everitt (2009): *A Handbook of Statistical Analyses Using R*, Second Edition. Chapman and Hall.
- Kompetenzzentrum Trinkwasser (2012): Interdisziplinäres Projekt „Regionale Wasserversorgung Basel-Landschaft 21“. Projektbeschreibung.
- Kinzelbach, W. & Rausch, R. (1995): *Grundwassermodellierung – Eine Einführung mit Übungen*. Gebrüder Bornträger, Berlin.
- Killick, R., and I.A. Eckley (2014): *Changepoint: An R Package for Changepoint Analysis*. *Journal of Statistical Software*, Vol. 58 (3), S. 1-19.
- Killick, R., P. Fearnhead & I.A. Eckley (2012): Optimal Detection of Changepoints With a Linear Computational Cost. *Journal of the American Statistical Association*, 107 (500), S. 1590-1598.
- Leibundgut, C. & Külls, C. (2008): Endbericht zur Modellierung und Isotopenuntersuchung in den Langen Erlen.
- Leibundgut & Külls (2008): Endbericht zur Gefährdungsabschätzung in der Hard.
- Machler, L., M.S. Brennwald & R. Kipfer (2012): Membrane Inlet Mass Spectrometer for the Quasi-Continuous On-Site Analysis of Dissolved Gases in Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 46 (15), S. 8288-8296.
- Machler, L., M.S. Brennwald & R. Kipfer (2013): Argon Concentration Time-Series As a Tool to Study Gas Dynamics in the Hyporheic Zone. *Environmental Science & Technology*, 47 (13), S. 7060-7066.
- Machler, L., M.S. Brennwald, L. Tyroller, D.M. Livingstone & R. Kipfer (2014): Conquering the Outdoors with On-site Mass Spectrometry. *Chimia*, 68 (3), S. 155-159.

- mbn (2011): Herkunft und Verteilung von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser von Hardwald (Muttentz) und Umgebung, Auswertung unter Einbezug neuer Daten (2009 und 2010). Matousek, Baumann & Niggli AG, W1860B-1.
- mbn (2010): Grundwasserbelastungen Hardwald (Muttentz) und Umgebung - Auswertung neuer Daten (2009 und 2010). Matousek, Baumann & Niggli AG, W1860B-2.
- mbn (2009): Auswertung und Interpretation von neuen Grundwasserdaten im Raum Muttentz / Hardwald, Grundwasseranalysen März 2004-März 2009. Matousek, Baumann & Niggli AG, W1703B.
- mbn (2008): Hydrogeologische Verhältnisse im Gebiet der Trinkwassergewinnung Hardwald (Muttentz, Kt. BL), Synoptische Darstellung des aktuellen Wissensstands sowie Empfehlungen für die langfristige Nutzung. Matousek, Baumann & Niggli AG, W1482.
- Moeck, C., Radny, D., Borer, B., Rothardt, J., Auckenthaler, A., Berg, M. & Schirmer, M. (2016): Multicomponent statistical analysis to identify flow and transport processes in a highly-complex environment. *Journal of Hydrology*.
- Moeck, C., D. Hunkeler & P. Brunner (2015): Tutorials as a flexible alternative to GUIs: An example for advanced model calibration using Pilot Points. *Environmental Modelling & Software*, 66, S. 78-86.
- Montcoudiol, N., J. Molson & J.M. Lemieux (2015): Groundwater geochemistry of the Outaouais Region (Quebec, Canada): a regional-scale study. *Hydrogeology Journal*, 23 (2), S 377-396.
- NAGRA (2014): Technischer Bericht 14-02. Geologische Grundlagen – Dossier IV (Barriereigenschaften der Wirt- und Rahmengesteine). Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, 190 S.
- Nutzmann, G., C. Levers & J. Lewandowski (2014): Coupled groundwater flow and heat transport simulation for estimating transient aquifer-stream exchange at the lowland River Spree (Germany). *Hydrological Processes*, 28 (13), S. 4078-4090.
- Otz, H. (1980): Markierungsversuch 79/80. Bericht 80-5.
- Panda, U.C., S.K. Sundaray, P. Rath, B.B. Nayak & D. Bhatta (2006): Application of factor and cluster analysis for characterization of river and estuarine water systems - A case study: Mahanadi River (India). *Journal of Hydrology* 331 (3-4), S. 434-445.
- Regli, C., Rauber, M. & Huggenberger, P. (2003): Analysis of aquifer heterogeneity within a well capture zone, comparison of model data with field experiments: A case study from the river Wiese, Switzerland, *Aquat. Sci.*, 65, S. 111–128.
- Schwartz, F. W. & Zhang, H. (2003): *Fundamentals of groundwater*. John Wiley & Sons, New York.
- Schirmer, M., F. Reinstorf, S. Leschik, A. Musolff, R. Krieg, G. Strauch, J.W. Molson, M. Martienssen, and K. Schirmer (2011): Mass fluxes of xenobiotics below cities: challenges in urban hydrogeology. *Environmental Earth Sciences*, 64 (3), S. 607-617.
- Seibert, S., H. Prommer, A. Siade, B. Harris, M. Trefry & M. Martin (2014): Heat and mass transport during a groundwater replenishment trial in a highly heterogeneous aquifer. *Water Resources Research*, 50 (12), S. 9463-9483.
- Sieber Cassina (2011): Ergänzende Detailuntersuchung Deponie Feldreben, Muttentz. Schlussbericht (überarbeitete Version 17.06.2011), Sieber Cassina + Partner AG.
- Sieber Cassina (2007): Gefährdungsabschätzung – Schlussbericht Deponien Feldreben und Rothausstrasse. Sieber Cassina + Partner AG.
- Singh, U.K., M. Kumar, R. Chauhan, P.K. Jha, A.L. Ramanathan & V. Subramanian (2008): Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: A case study of the Pirana site in western India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141 (1), S. 309-321.

- Spottke, I., Zechner, E. & Huggenberger, P. (2005): The southeast border of the Upper Rhine graben: A 3D structural model of geology and its importance for groundwater flow. *International Journal of Earth Sciences*, 94, S. 580–593.
- Teutsch & Holder (2012): Aktualisierung und Fortschreibung Grundwassermodell Grenzach-Wyhlen. Universität Neuchâtel (Centre d'hydrogéologie et de géothermie) (2011): Umwandlung von Hexachlorethan und chlorierten Ethenen am Standort Feldreben.
- van den Brink, C., G. Frapporti, J. Griffioen & W.J. Zaanen (2007): Statistical analysis of anthropogenic versus geochemical-controlled differences in groundwater composition in The Netherlands. *Journal of Hydrology*, 336 (3-4), S. 470-480.
- Van Stempvoort, D.R., J.W. Roy, S.J. Brown & G. Bickerton (2011): Artificial sweeteners as potential tracers in groundwater in urban environments. *Journal of Hydrology*, 401 (1–2), S. 126-133.
- Vandenbohede, A & E. Van Houtte. 2012. Heat transport and temperature distribution during managed artificial recharge with surface ponds. *Journal of Hydrology* 472: 77-89.
- Vogt, T., E. Hoehn, P. Schneider, and O.A. Cirpka. 2009. Investigation of bank filtration in gravel and sand aquifers using time-series analysis. *Grundwasser* 14 no. 3: 179-194.
- Zechner, E. & Huggenberger, P. (2007): Subrosion als Ursache von Gebietsenkungen im Gebiet Muttenz-Pratteln: geologische, hydrogeologische, hydrochemische und Vermessungs-Grundlagen.

Regionale Wasserversorgung Basel-Landschaft 21

Trinkwassermanagement Hardwald

ANHANG

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle A 1: Grundwassermessstellen im quartären- (insgesamt 82 GWM) und im Felsgrundwasserleiter (34 GWM) mit Bezeichnung, Koordinaten und gemessenem Grundwasserspiegel am 13.10.2008. z= gemittelte Tiefe der Filterstrecke.	3
Tabelle A 2: Entnahmeraten der im numerischen Modell berücksichtigten Entnahmestellen, welche nicht von der HAWAG betrieben werden.....	6
Tabelle A 3: Ausgangswinkel [°] für alle 32 Dreiecke als Ergebnis der numerischen Modellierung des Ausgangsszenarios mit 95'000 m ³ /d Infiltration und 45'000 m ³ /d Förderrate für die Szenarien-Betrachtungen S1 bis S16.	56

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung A 1: Aufgespannte 32 Dreiecke (Fläche zwischen drei Beobachtungspunkten) im Hardwald.	7
Abbildung A 2 bis A 17: Interpolierte Abweichungen vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen für jedes aufgespannte Dreieck.	ab 8
Abbildung A 18 bis A 33: Histogramm der berechneten Winkel für jedes Dreieck.....	ab 24
Abbildung A 34 bis A 49: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen.....	ab 40
Abbildung A 50 bis A 65: Abweichung des Fliesswinkels innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck.....	ab 57
Abbildung A 66: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des Ausgangsszenarios S1 (s. a. Kapitel 4.6.6: Weitere Szenarien).	73
Abbildung A 67 bis A 81: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung der weiteren Szenarien S2 bis S16 sowie Differenzenkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.....	ab 74

Tabelle A 1: Grundwassermessstellen im quartären- (insgesamt 82 GWM) und im Felsgrundwasserleiter (34 GWM) mit Bezeichnung, Koordinaten und gemessenem Grundwasserspiegel am 13.10.2008. z= gemittelte Tiefe der Filterstrecke.

Id	Name	X	Y	Z	Grundwasserspiegel (m)	Zuordnung
1	BL21C1	615340	266636	241.93	254.45	Quartär
2	BL21C10	616373	265666	242.1	254.81	Quartär
3	BL21C18	615639	266422	241.12	254.43	Quartär
4	BL21C19	615364	266584	229.92	254.47	Quartär
5	BL21C207	614880	266120	251.2	255.21	Quartär
6	BL21C209	615360	266040	228.8	255.37	Quartär
7	BL21C21	615349	266541	229.2	254.64	Quartär
8	BL21C210	615540	265905	243.74	255.78	Quartär
9	BL21C213	615850	265450	256.35	259.74	Quartär
10	BL21C215	615250	265850	244.83	256.2	Quartär
11	BL21C216	615380	265860	240.98	256.06	Quartär
12	BL21C217	615530	266265	232.92	254.87	Quartär
13	BL21C218	615905	266035	222.74	254.8	Quartär
14	BL21C219	615500	265667	256.66	256.96	Quartär
15	BL21C22	615310	266450	230.9	254.86	Quartär
16	BL21C220	614917	266040	256.26	255.53	Quartär
17	BL21C223	615500	265440	238.41	258.32	Quartär
18	BL21C224	615864	265304	250.29	258.53	Quartär
19	BL21C228	615832	265137	249.03	258.08	Quartär
20	BL21C23	615288	266395	233.57	254.86	Quartär
21	BL21C234	615681	265735	242.29	256.75	Quartär
22	BL21C235	616170	265451	242.49	255.88	Quartär
23	BL21C24	616391	265569	248.72	254.96	Quartär
24	BL21C27	616360	265477	250.3	255.03	Quartär
25	BL21C36	616117	265777	239.25	254.34	Quartär
26	BL21C37	615208	266660	244.84	254.9	Quartär
27	BL21C39	615251	266302	233.17	254.83	Quartär
28	BL21C40	615968	265873	243.5	255.18	Quartär
29	BL21C41	615461	266131	232.08	254.38	Quartär
30	BL21C43	615925	265692	241.9	255.51	Quartär
31	BL21C45	615947	265778	236.6	255.15	Quartär
32	BL21C46	615790	265913	227.14	255.05	Quartär
33	BL21C57	616748	265753	240.1	254.35	Quartär
34	BL21C58	616740	265751	240.31	254.38	Quartär
35	BL21C74	615223	266156	220.93	254.97	Quartär
36	BL21C76	615102	266310	244.86	254.68	Quartär
37	BL21C77	614940	266244	243.42	254.81	Quartär
38	BL21C82	616095	266015	243.65	254.67	Quartär
39	BL21C83	616255	265875	243.65	254.78	Quartär
40	BL21C9	616568	265589	238.8	254.83	Quartär
41	BL21K12	616210	266040	243.4	254.63	Quartär
42	BL21K13	616190	265940	241.36	254.72	Quartär
43	BL21K14	615990	266180	236.88	254.38	Quartär
44	BL21K15	616020	266100	237.86	255.61	Quartär

Id	Name	X	Y	Z	Grundwasserspiegel (m)	Zuordnung
45	BL21K8	616335	265805	244.63	254.86	Quartär
46	BL21K9	616455	265700	242.85	254.78	Quartär
47	GMD12	617351	265629	244.75	252.04	Quartär
48	GMD13	617710	265187	237.1	251.65	Quartär
49	GMD14	617812	265564	246.27	251.52	Quartär
50	GMD19	617324	265479	244.49	251.94	Quartär
51	GMD20	617693	265496	238.08	251.77	Quartär
52	GMD3	617314	265734	243.08	252.01	Quartär
53	GMD4	617489	265452	239.38	251.89	Quartär
54	GMD5	617397	265790	247.58	251.97	Quartär
55	GMD7	617163	265496	243.42	252.2	Quartär
56	BL21P35	614724.3	264993.6	234.02	256.68	Quartär
57	BL21P51	615086.1	265022.6	251.88	256.8	Quartär
58	BL21R73	613960.5	265409.7	248.87	253.62	Quartär
59	BL20J88	613868	265065	249.92	254.52	Quartär
60	BL20J90	613667.5	264464.3	253.64	258.21	Quartär
61	BL20J93	613444.1	264322.3	254.25	259.46	Quartär
62	BL20J96	613376.2	264591.2	253.53	258.68	Quartär
63	BL20J112	613436	265383.7	252.15	255.17	Quartär
64	BS5D749	613815	266300	245.19	251.09	Quartär
65	BS5P1716	613699	266695	240.32	249.74	Quartär
66	BS5P1717	613761	266525	242.85	250.19	Quartär
67	BL17N17	613587	267363	240.16	246.69	Quartär
68	BL21R64	613891.2	264377.3	253.16	255.65	Quartär
69	BL17J8	615435.6	266849.4	237.26	254.21	Quartär
70	BL20P17	613732	264308	253.74	257.93	Quartär
71	BL17P24	615086.4	267340.9	246.36	253.26	Quartär
72	BL17E2	614919	266740	242.42	253.22	Quartär
73	BL21C15	614592	266627	243.17	251.99	Quartär
74	BL21C71	614969	266481	231.97	254.4	Quartär
75	BL21C73	614741	266311	243.19	254.66	Quartär
76	BL21C241	614384	265752	237.15	254.25	Quartär
77	BL17C8	614253.6	266747.8	243.06	250.39	Quartär
78	BL17J1	613914.7	266003.8	249.83	252.2	Quartär
79	BL17N11	613865	266772	242.32	249.78	Quartär
80	BL17N35	614032.5	267371	239.58	247.69	Quartär
81	BL20J115	613204	263646	256.16	263.53	Quartär
82	BL20J116	613543.2	263683.7	255.38	263.45	Quartär
1	BL21C221	614890	265833	259.44	255.77	Fels
2	BL21C222	615173	265527	263.55	256.85	Fels
3	BL21C225	616270	265150	259.2	254.88	Fels
4	BL21C226	616590	264935	258.16	252.04	Fels
5	BL21C227	616523	265206	259.06	254.46	Fels
6	BL21C229	616207	265050	259.39	254.74	Fels
7	BL21C231	615307	265272	261.87	257.01	Fels
8	BL21C232	615008	265087	256.36	256.65	Fels

Id	Name	X	Y	Z	Grundwasserspiegel (m)	Zuordnung
9	BL21C233	616744	265218	259.26	252.48	Fels
10	BL21C236	614635	265307	262.25	255.81	Fels
11	BL21C242	616526	265046	258.8	254.33	Fels
12	BL21C244	615406	264906	240.63	258.14	Fels
13	BL21C246	616454	264906	258.16	252.11	Fels
14	BL21C80	614860	265590	262.84	255.81	Fels
15	BL21C81	615110	265380	262.79	256.81	Fels
16	BL21D31	616639	265415	255.49	254.47	Fels
17	BL21J10	616775	265402	253.42	254.2	Fels
18	BL21J4	616745	264508	182.51	251.8	Fels
19	BL21J89	614365	264925.5	236.39	255.8	Fels
20	BL21P3	614864	264893	186.6	256.7	Fels
21	GMD9	617459	265987	252.75	251.9	Fels
22	HAAWBR	617534	265953	253.21	251.9	Fels
23	HLR52	617173	266021	251.12	252.39	Fels
24	HLR61	617401	266105	247.08	251.96	Fels
25	HLR62	617462	266297	251.78	252.2	Fels
26	HLR63	617292	266308	251.67	252.18	Fels
27	BL21C237	614599	265626	264.37	255.76	Fels
28	BL21P45	616528.6	264141.7	163.4	251.86	Fels
29	BL21P48	616714.9	264384.7	171.04	251.9	Fels
30	BL21P42	614707.6	264438.6	254.76	257.39	Fels
31	BL21P38	615103.6	264846.2	268.95	256.75	Fels
32	BL21P37	615063.4	265021.2	226.9	256.78	Fels
33	BL21P36	614781.2	265129.3	244.41	256.74	Fels
34	BL21P39	614894.1	265119.7	198.68	256.63	Fels

Tabelle A 2: Entnahmeraten der im numerischen Modell berücksichtigten Entnahmestellen, welche nicht von der HAWAG betrieben werden.

Brunnen	X-Koordinate (m)	Y- Koordinate (m)	Förderrate (m3/d)
BL21A104	616501	265591	36.9
Br18Ciba	616356	266370	0.0
Br49Ciba	616447	266291	3873.6
PW1HLR	617075	265934	4288.5
PW2HLR	617096	265844	3245.3
PW3HLR	617077	265809	374.5
PW4HLR	617088	265759	321.0
PW6HLR	616932	266066	5732.8
TBI	617220	265647	6.0
TBII	617171	265596	2007.0
TBIII	617222	265547	6.0
TBRothaus	617759	265208	0.0
BL17E15	614946	267197	432.0
BL17E18	613985	267265	86.4
BL17E11	615047	266832	86.4
BL17E12	614953	266815	69.1
BL21A101	613934	265266	4298.0
BL21A103	614090	265515	4298.0
BL21A111	613937	264942	0.0
BL20A4	613412	264125	777.6
BL20A5	613404	264122	518.4
BL20A7	613658	264573	945.0
BL20J99	613573	264780	952.0
BL20J100	613656	264775	953.0
BL20B1	613794	265091	2.5
BL20E7	613779	265450	20.0
BL21E13	617243	264822	4602.0
BL21E15	617041	264591	15379.0
BL21E20	616899	265144	1830.0
BL21E23	616801	265224	6930.0
BL21E24	616999	265067	0.0
PW7HLR	616993	265992	2335.9
PW5HLR	617110	265685	2576.6
PW8HLR	617232	265297	35.7
PW9HLR	617345	265179	44.6
BL21A105	616448	265095	2675.0
BL21E3	614935	265124	2194.2
BL21E4	614926	265161	2936.1
BL21E12	617303	264846	5132.0
BL21E21	616833	264922	4300.0
BL21E22	616739	264790	0.0
BL21E27	616737	264925	0.0
BL21E28	616717	264986	6400.0

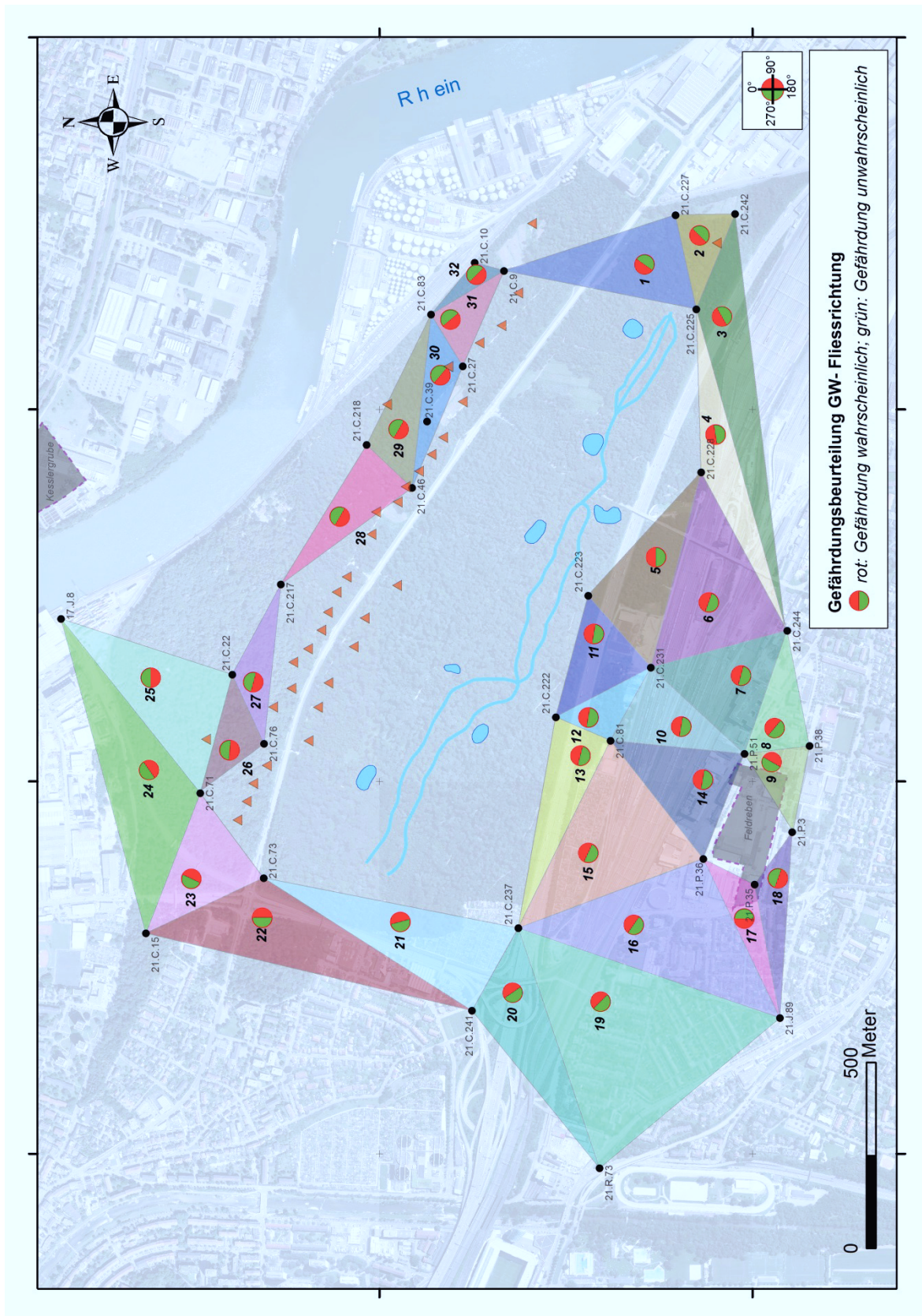


Abbildung A 1: Aufgespannte 32 Dreiecke (Fläche zwischen drei Beobachtungspunkten) im Hardwald. Für jedes Dreieck wurde die Fließrichtung (der Fließwinkel) in zwei Untergruppen eingeteilt, um eine Gefährdungsbeurteilung durchzuführen. Bei einer Fließrichtung (Winkel) Richtung Hardwald ist eine Gefährdung wahrscheinlich (roter Bereich des Kreises). Bei einer umgekehrten Fließrichtung (grüner Bereich des Kreises) ist eine Gefährdung eher unwahrscheinlich. Weitere Erläuterungen siehe Wissenschaftlichen Bericht zu TP3, Abschnitt 3.2.7. Die nachfolgenden Abbildungen beziehen sich auf die in obiger Karte dargestellten Dreiecke.

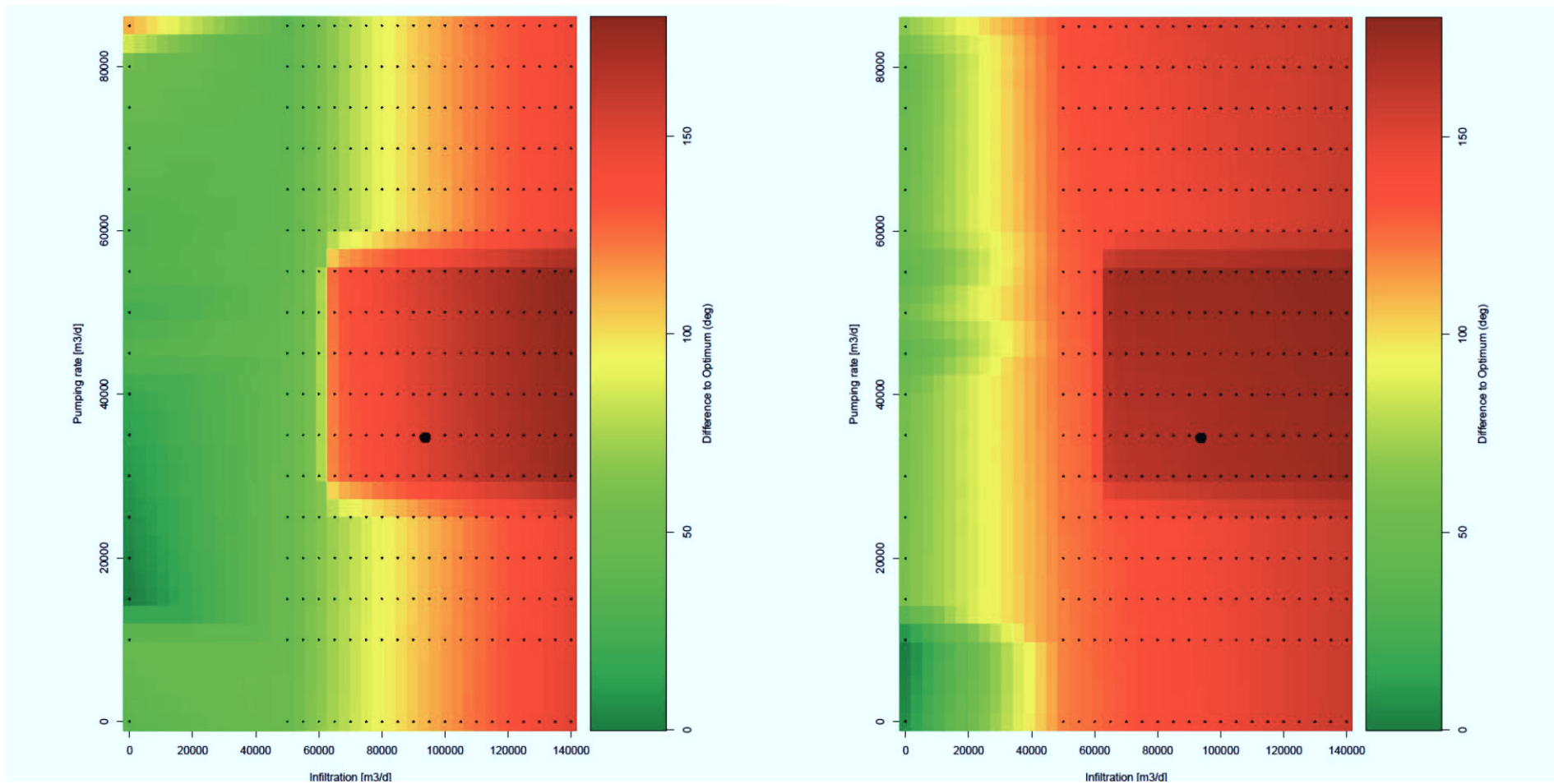


Abbildung A 2: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 1 (links) und Dreieck 2 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

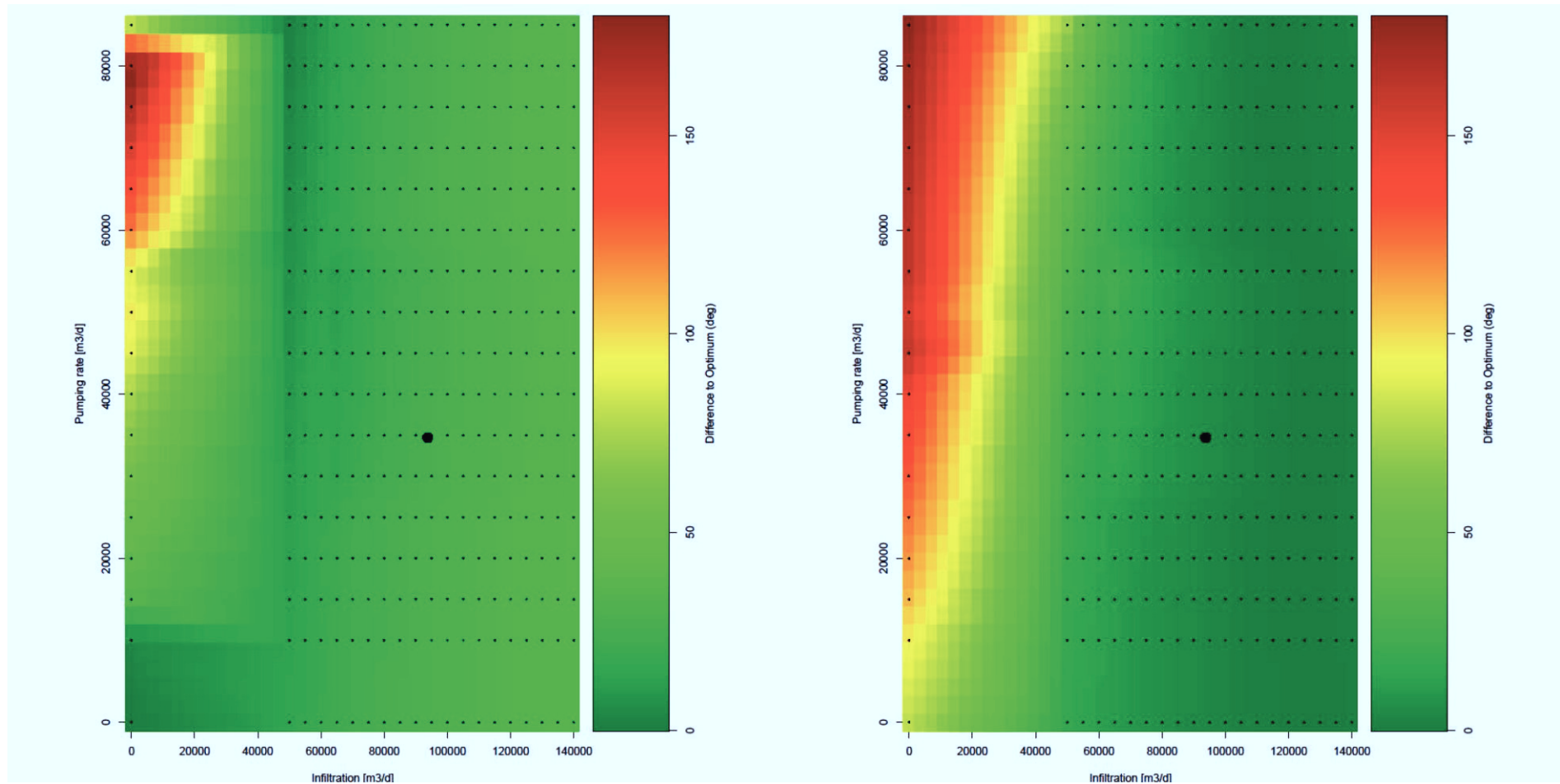


Abbildung A 3: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 3 (links) und Dreieck 4 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

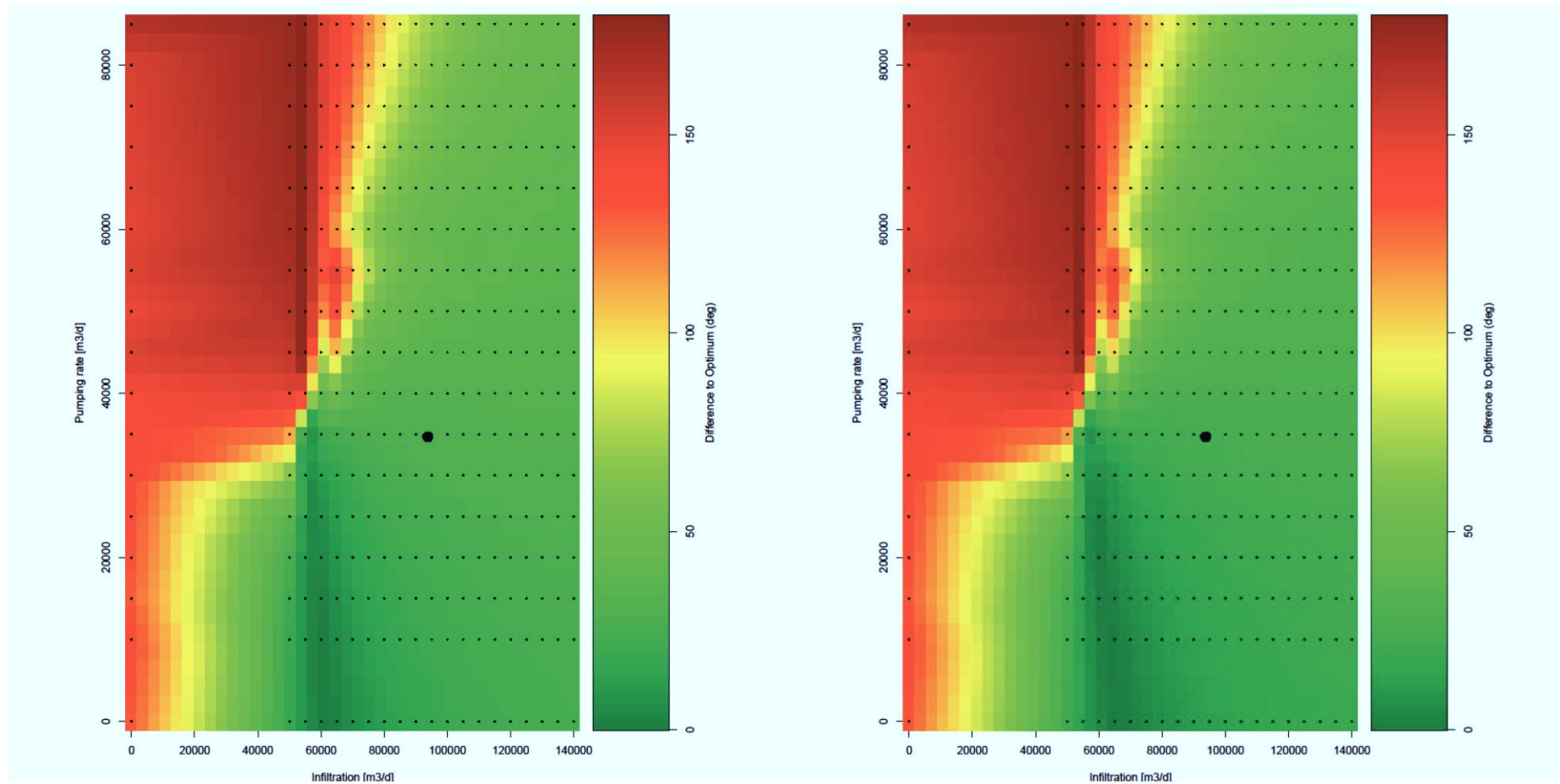


Abbildung A 4: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 5 (links) und Dreieck 6 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

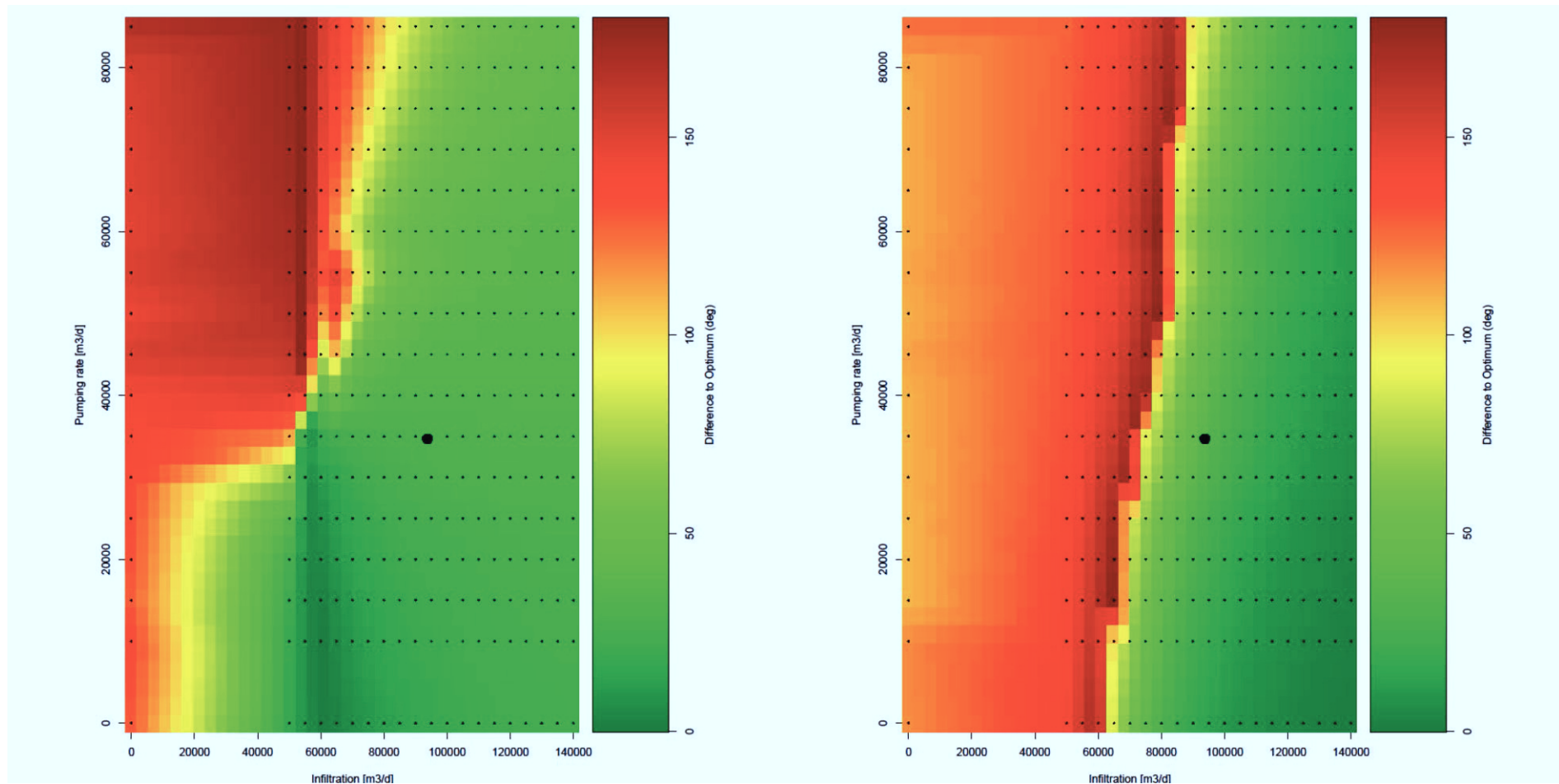


Abbildung A 5: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 7 (links) und Dreieck 8 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

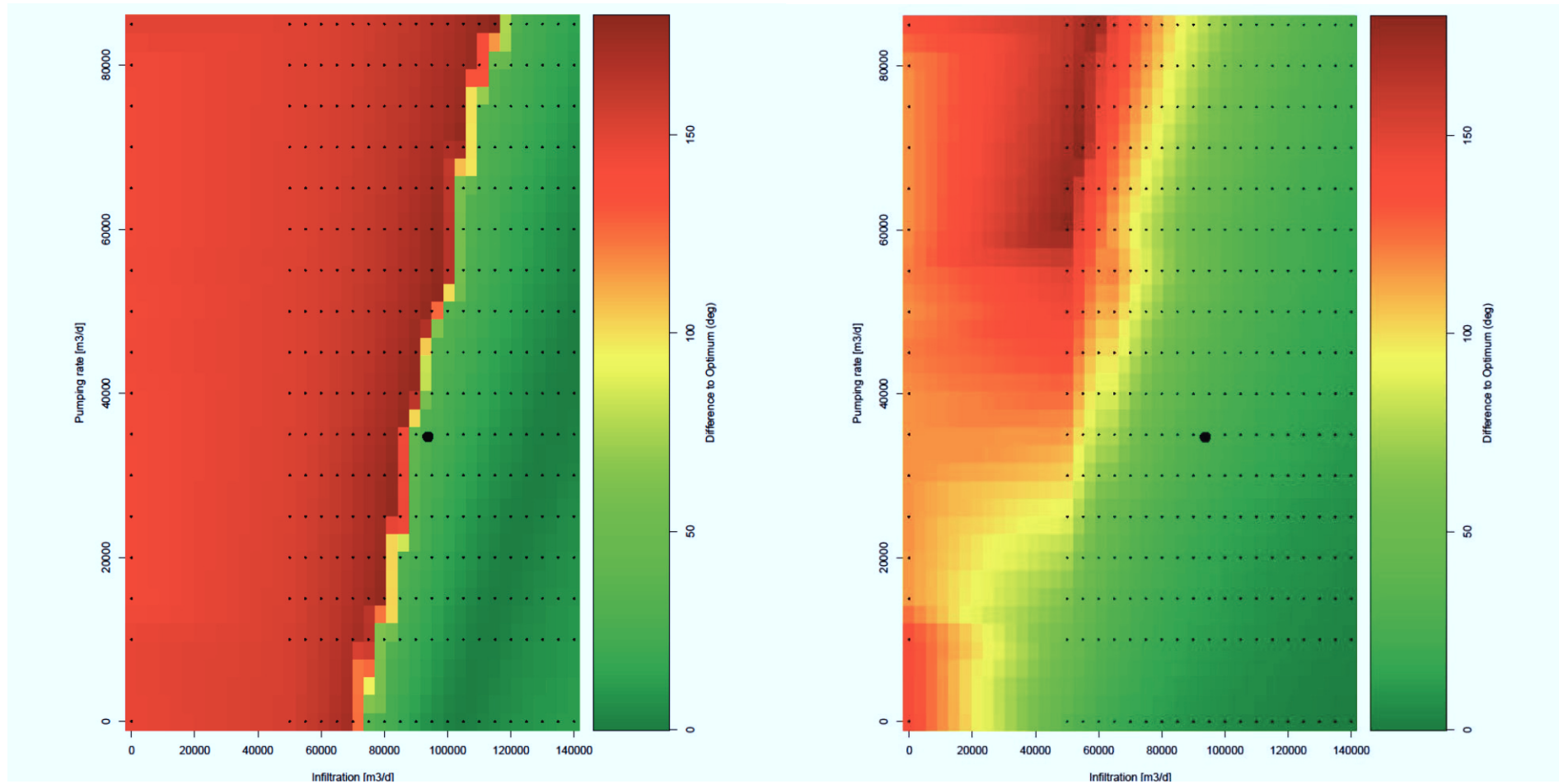


Abbildung A 6: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 9 (links) und Dreieck 10 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

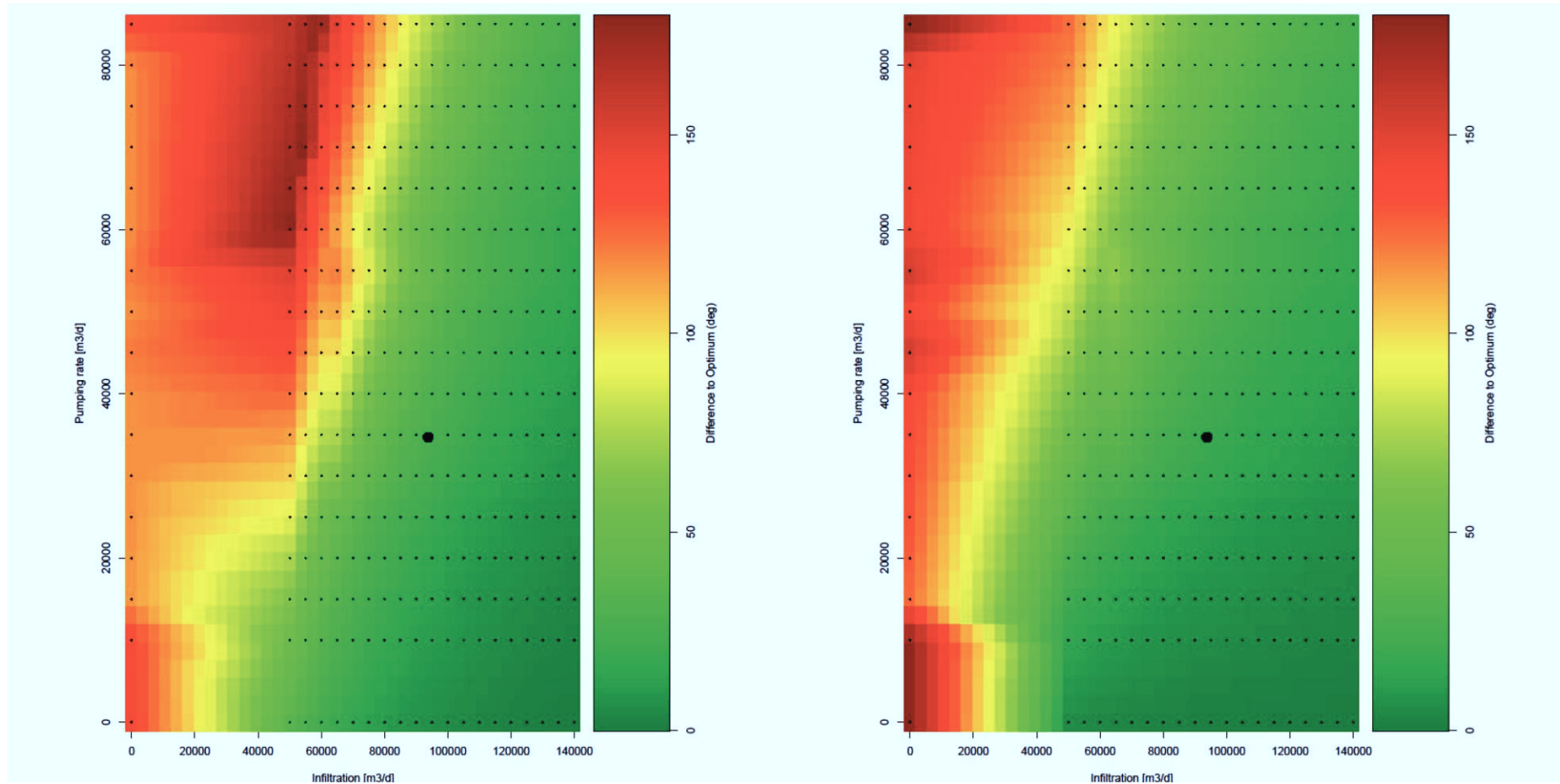


Abbildung A 7: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 11 (links) und Dreieck 12 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

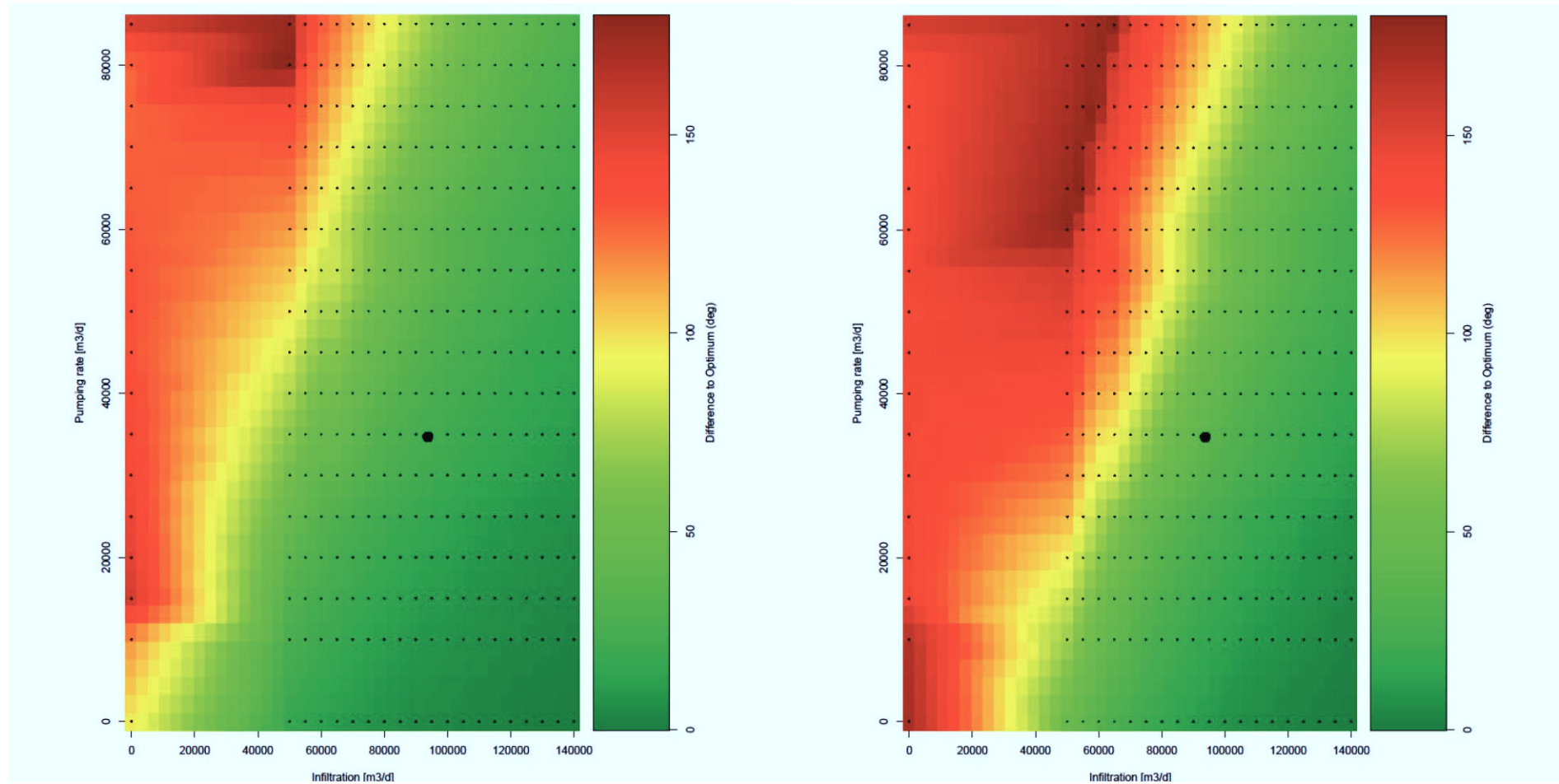


Abbildung A 8: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 13 (links) und Dreieck 14 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

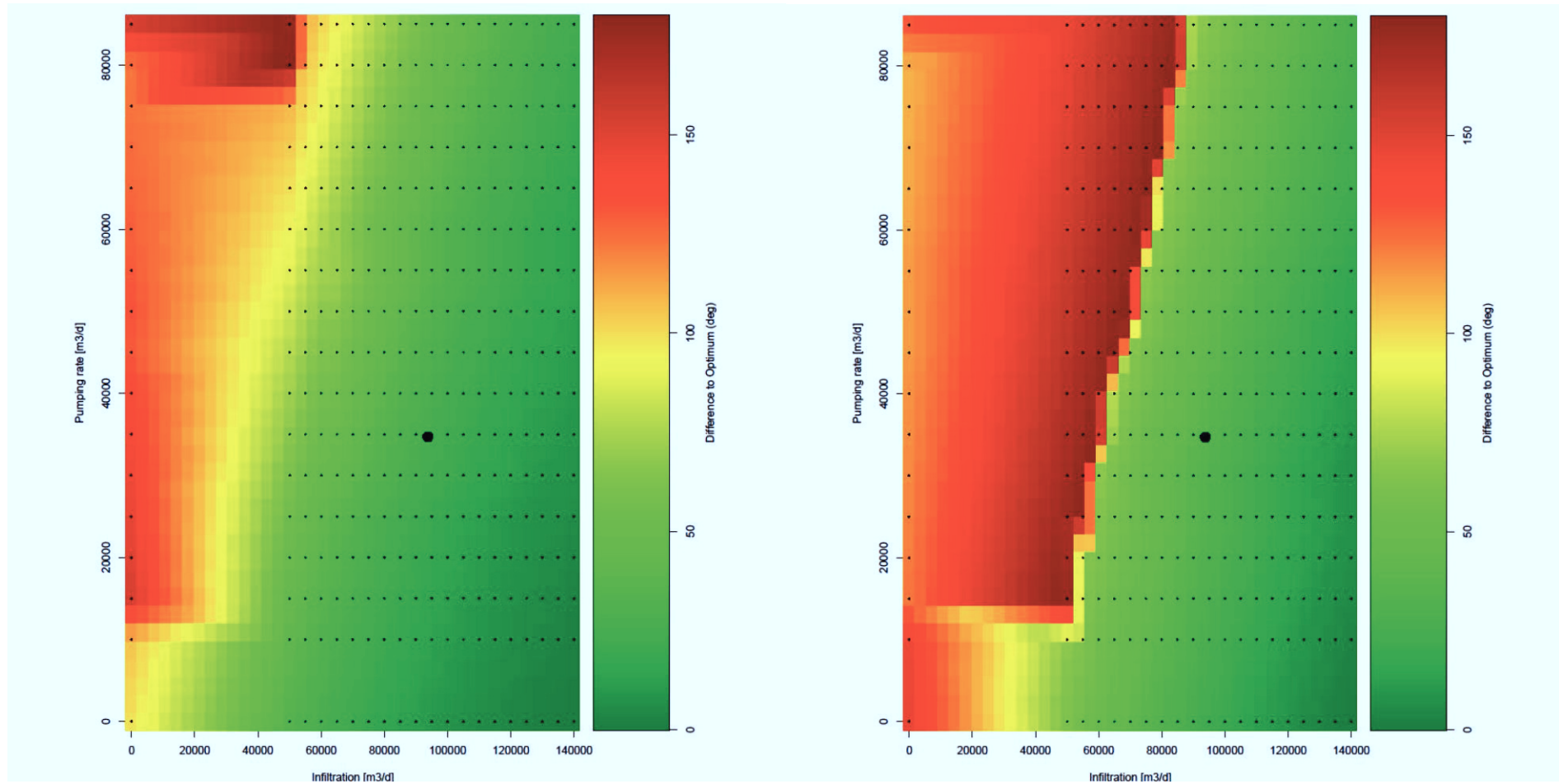


Abbildung A 9: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 15 (links) und Dreieck 16 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

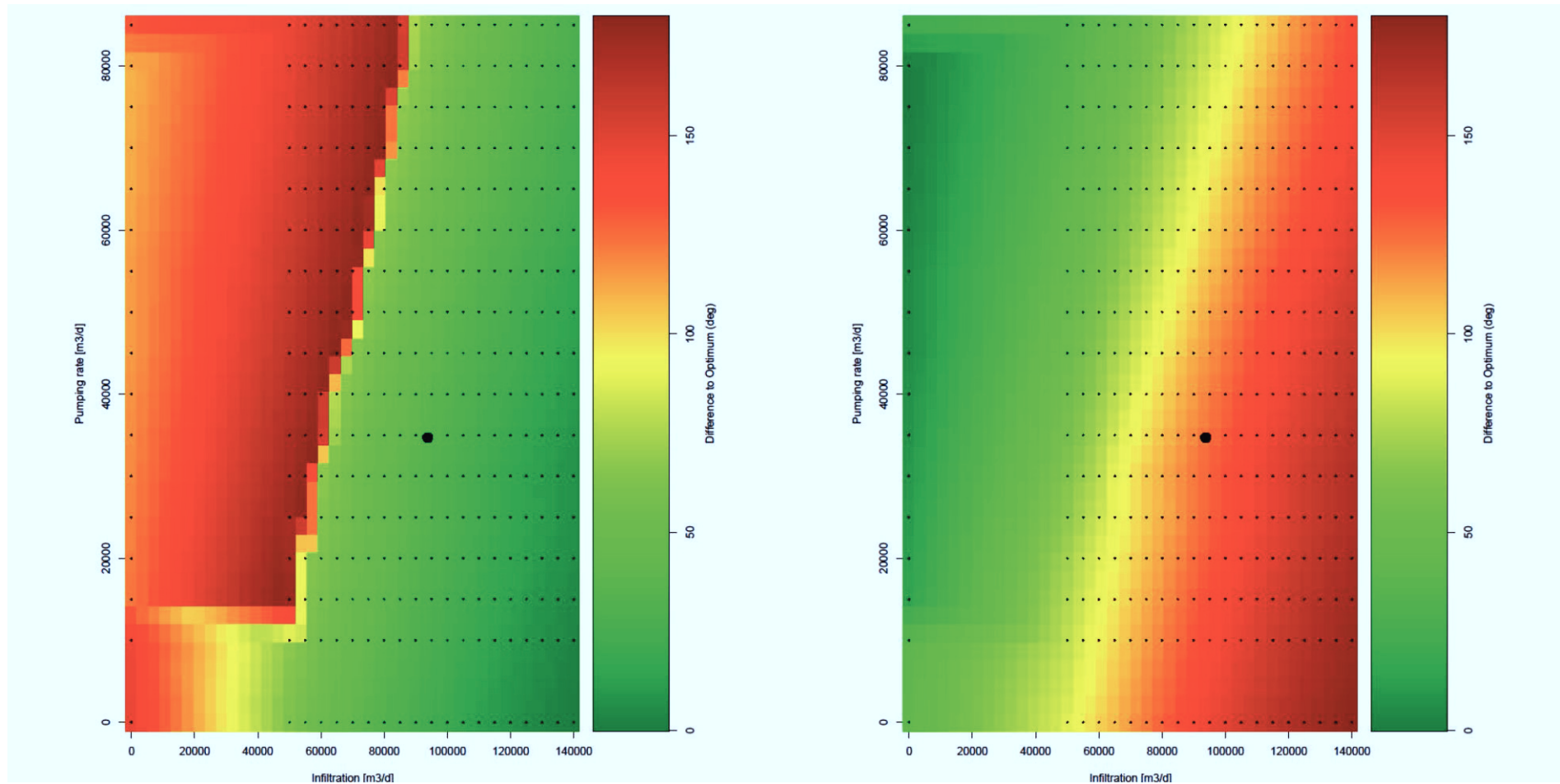


Abbildung A 10: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 17 (links) und Dreieck 18 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

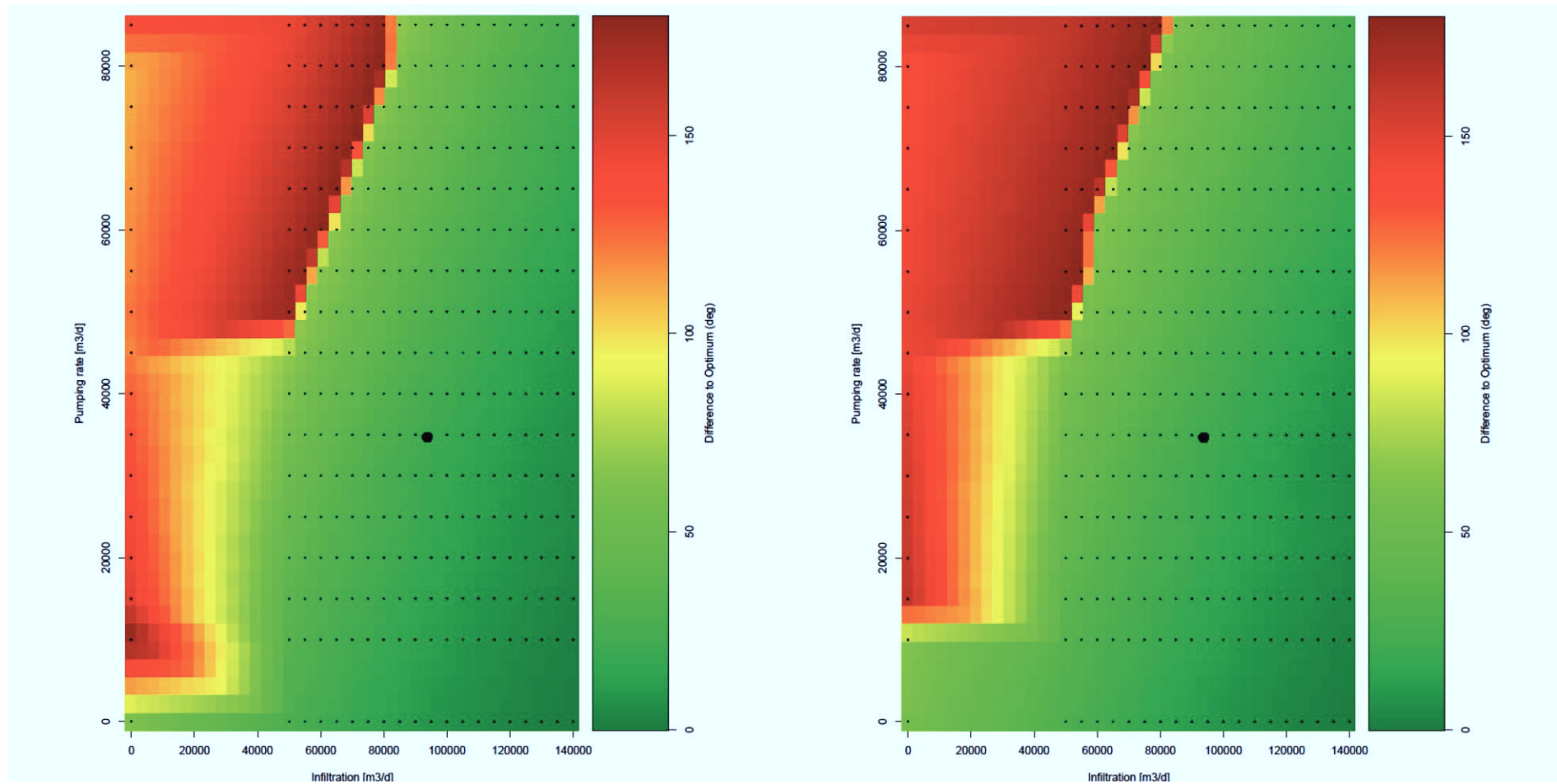


Abbildung A 11: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 19 (links) und Dreieck 20 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

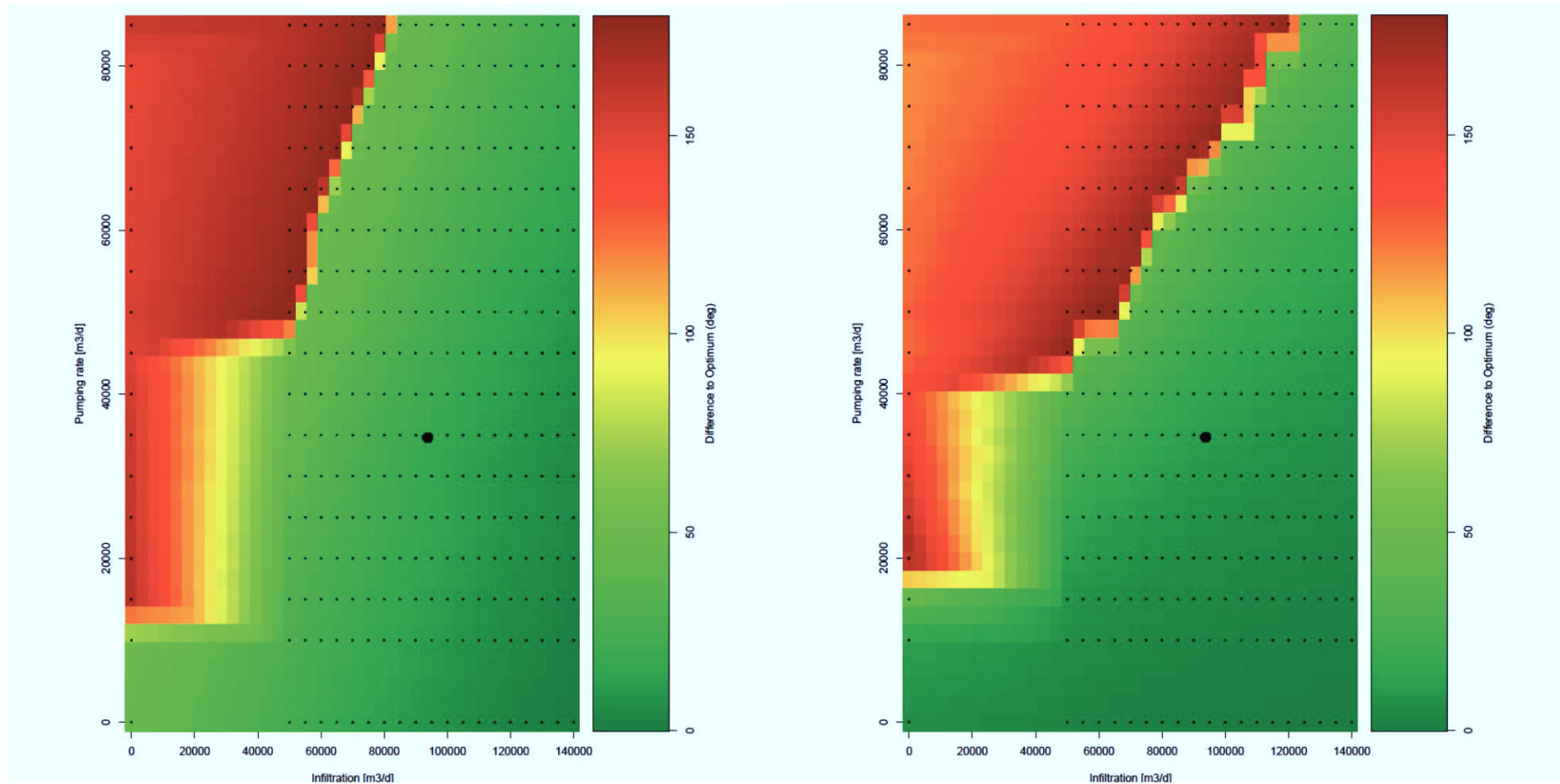


Abbildung A 12: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 21 (links) und Dreieck 22 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

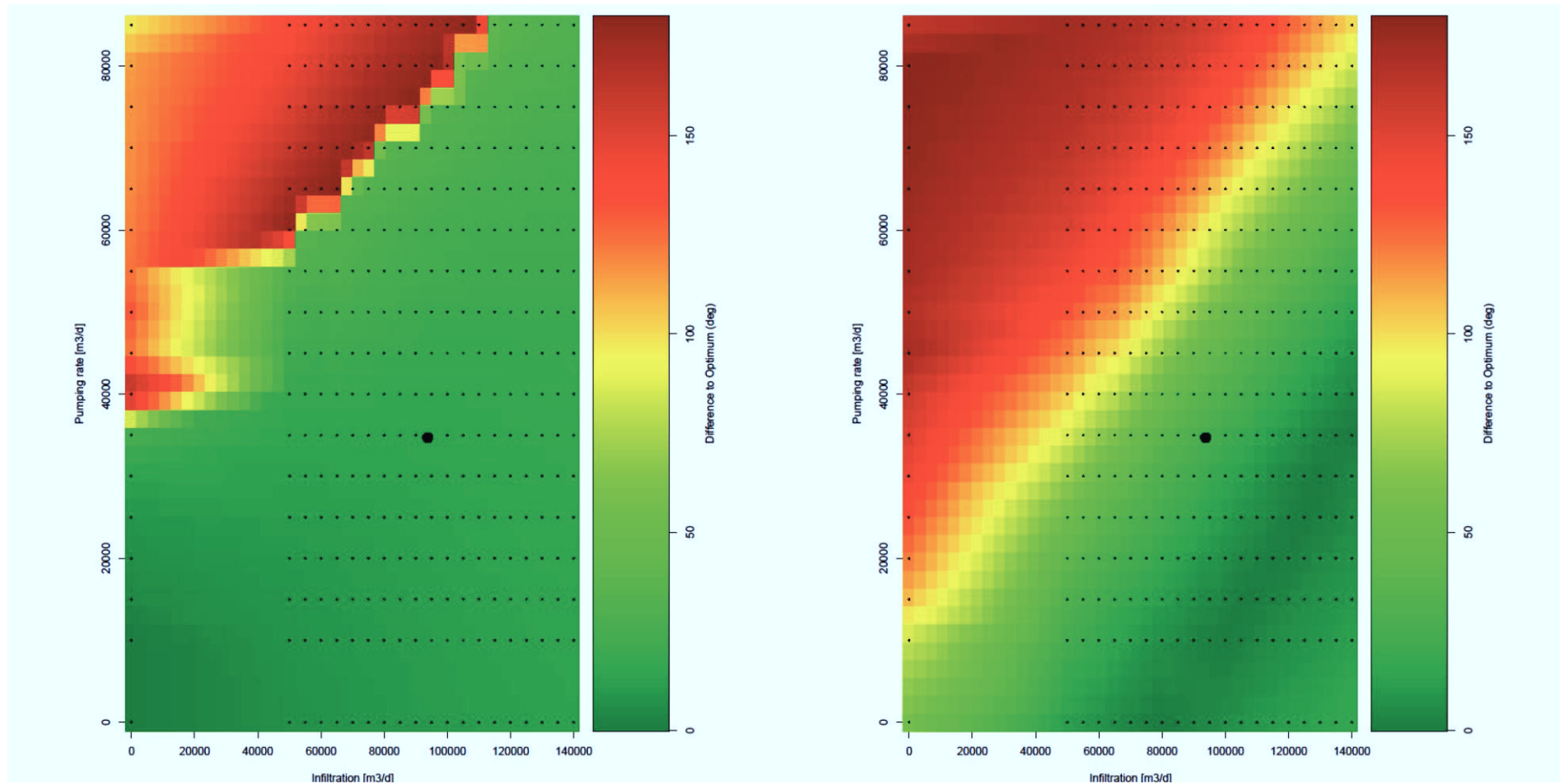


Abbildung A 13: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 23 (links) und Dreieck 24 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

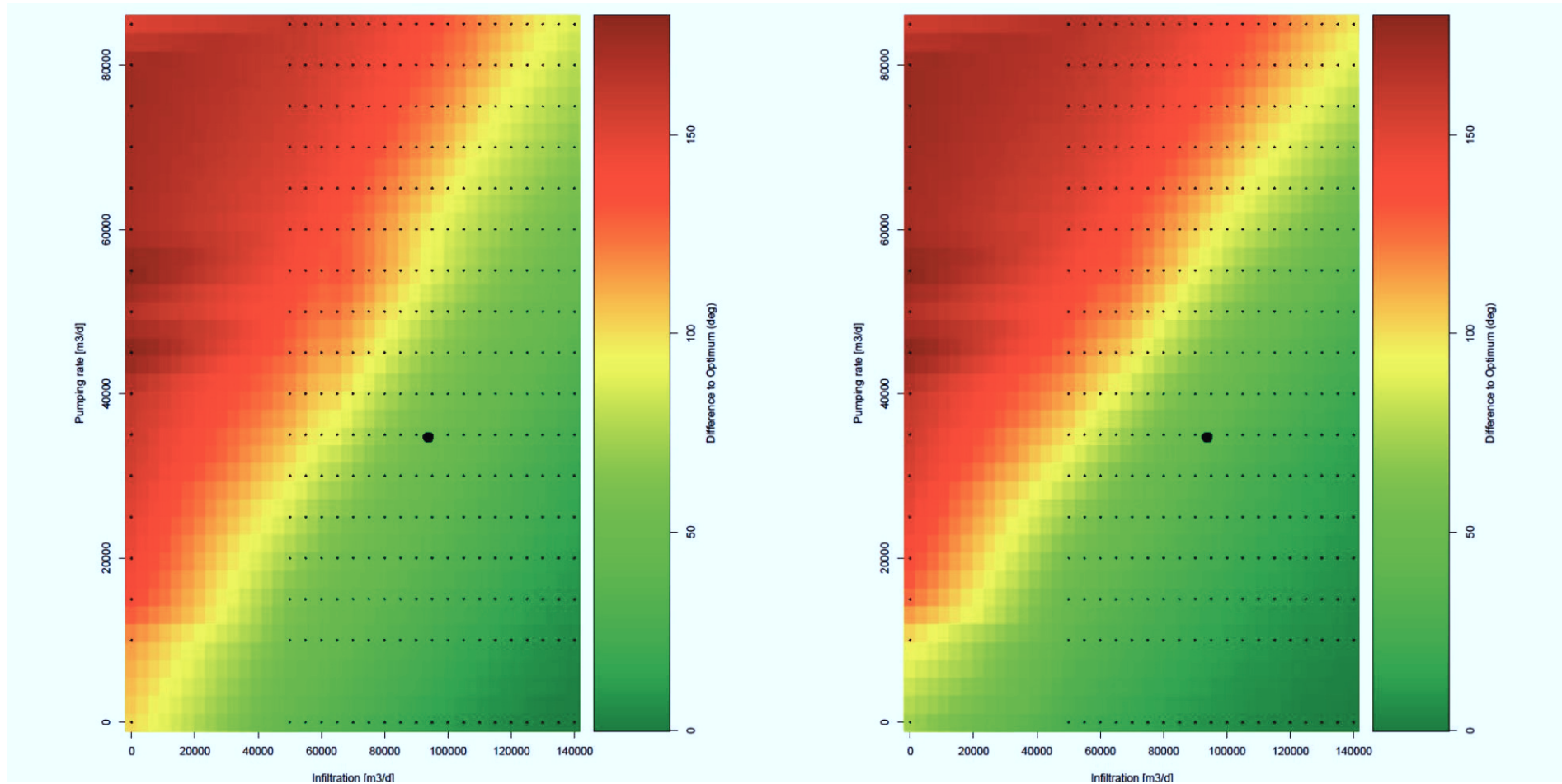


Abbildung A 14: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 25 (links) und Dreieck 26 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

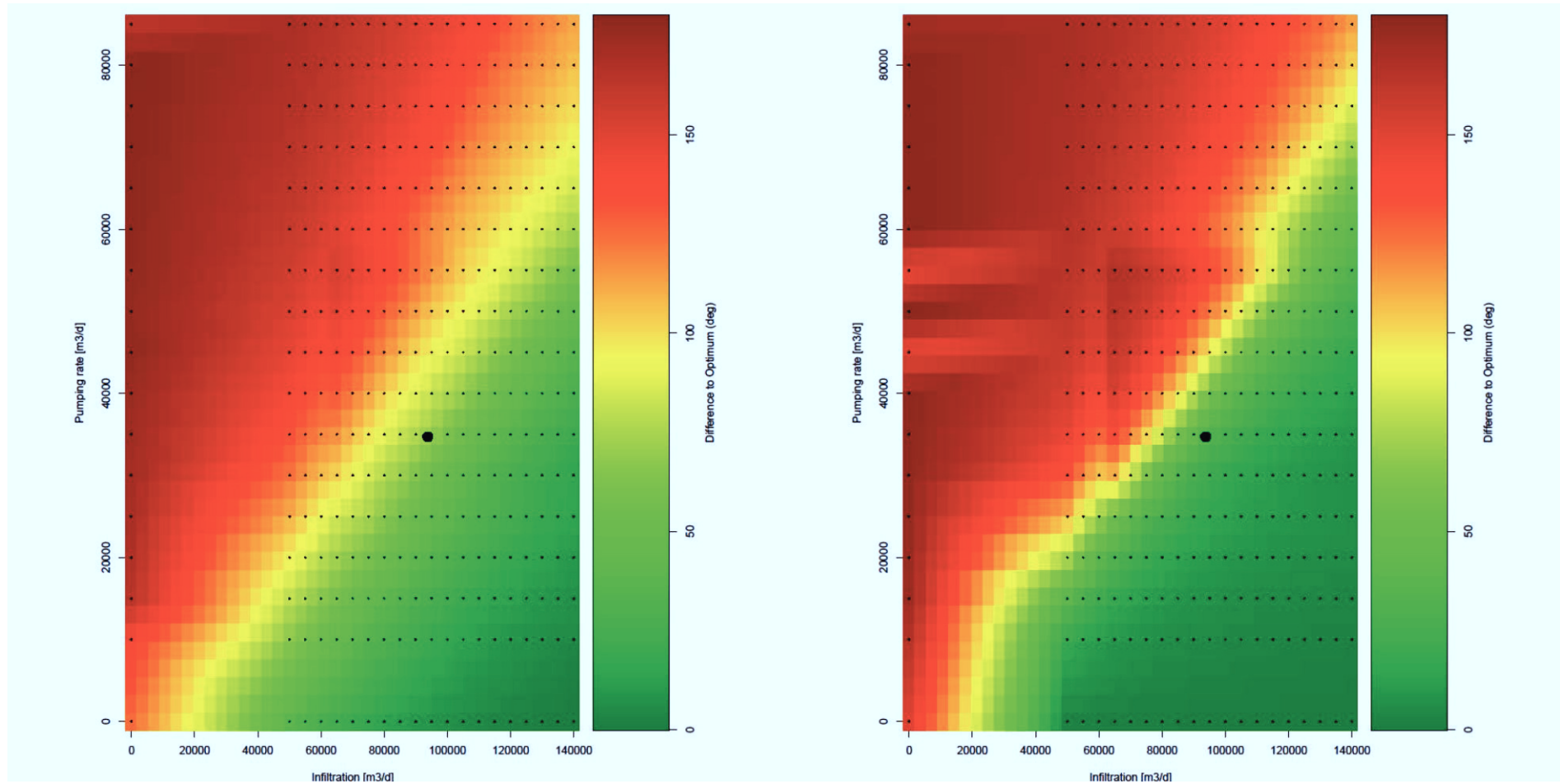


Abbildung A 15: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 27 (links) und Dreieck 28 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

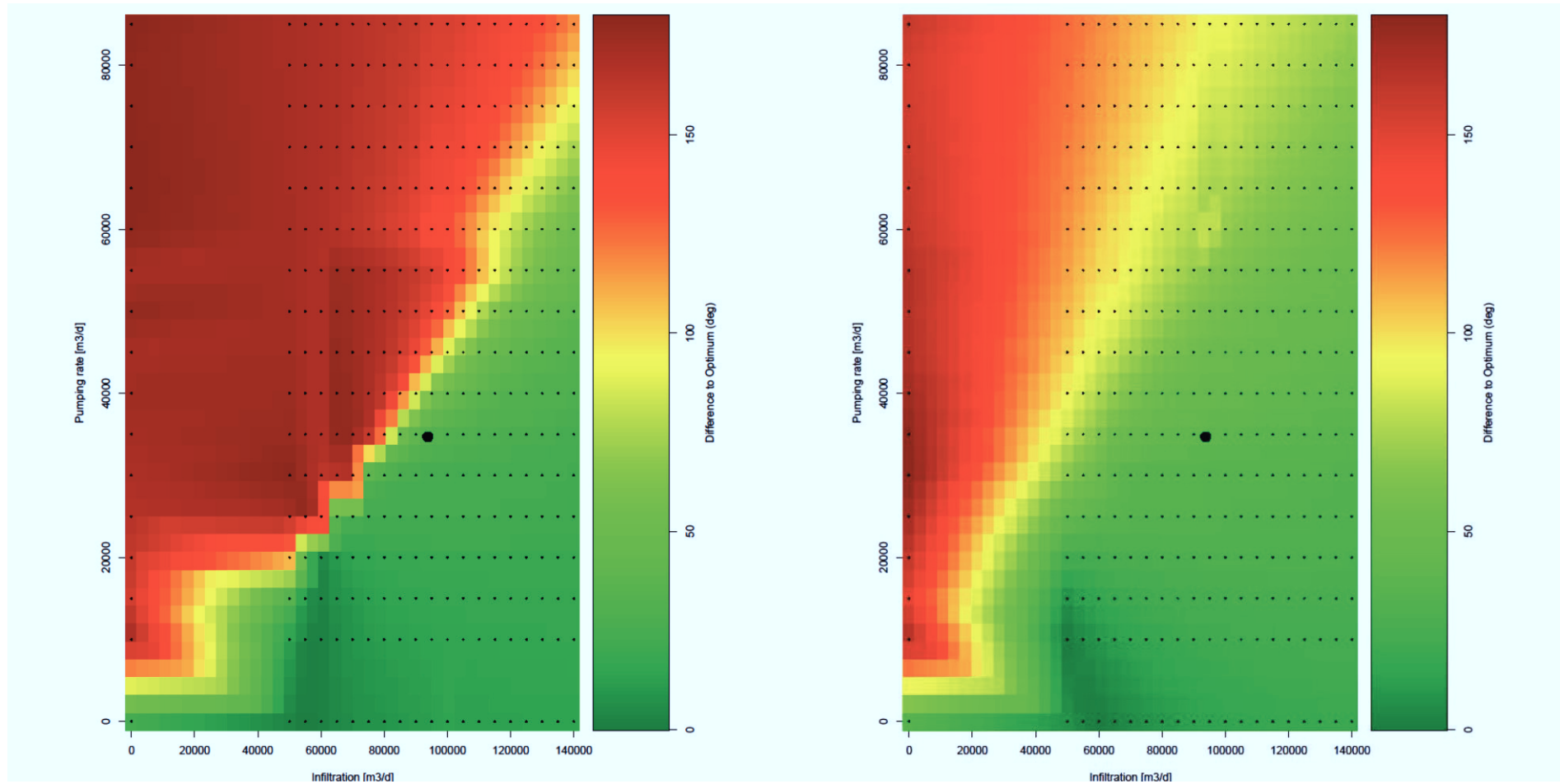


Abbildung A 16: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 29 (links) und Dreieck 30 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m³/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m³/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

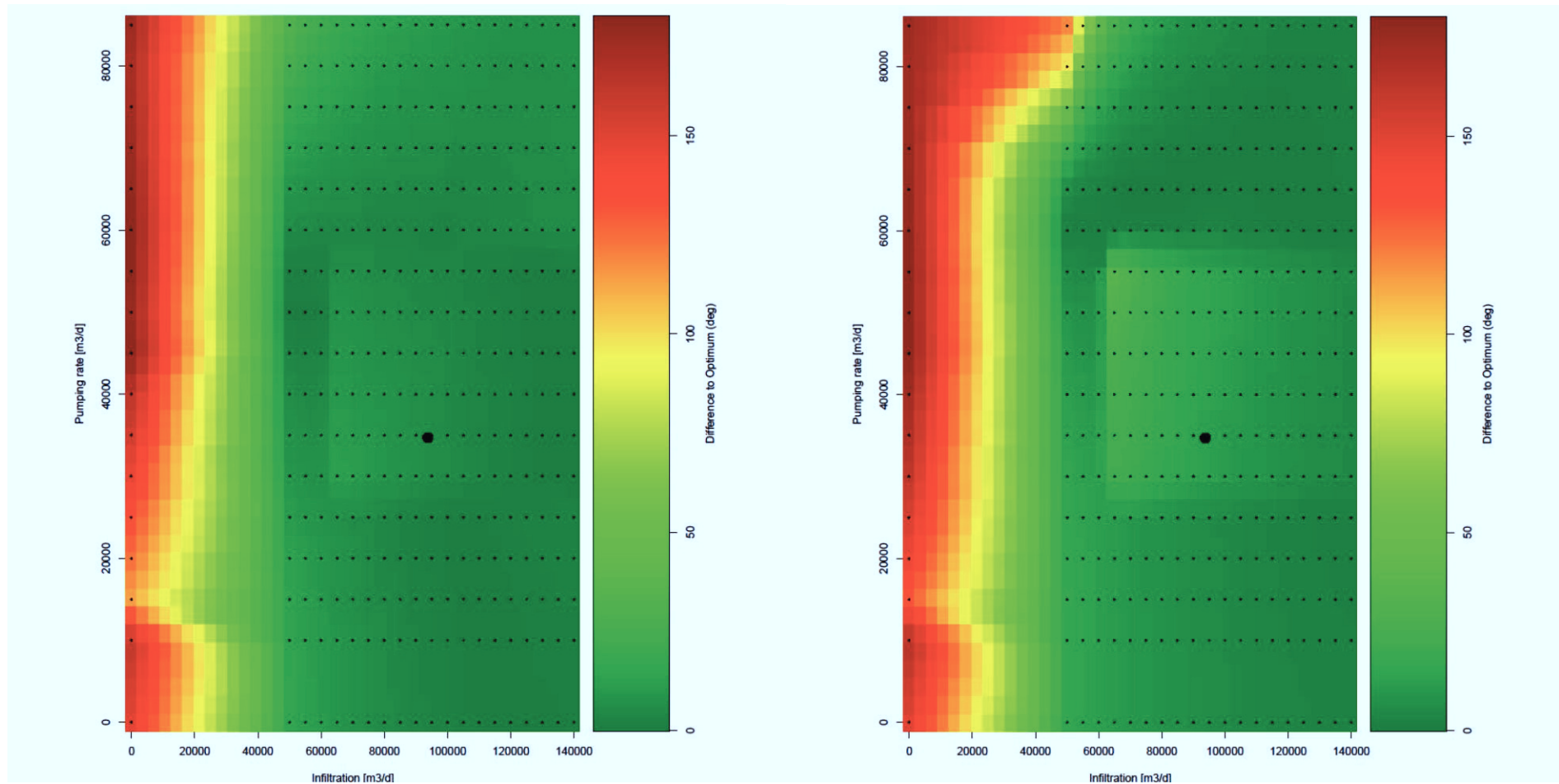


Abbildung A 17: Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 31 (links) und Dreieck 32 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Der schwarze Punkt stellt die Durchschnittsinfiltration und -förderrate der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

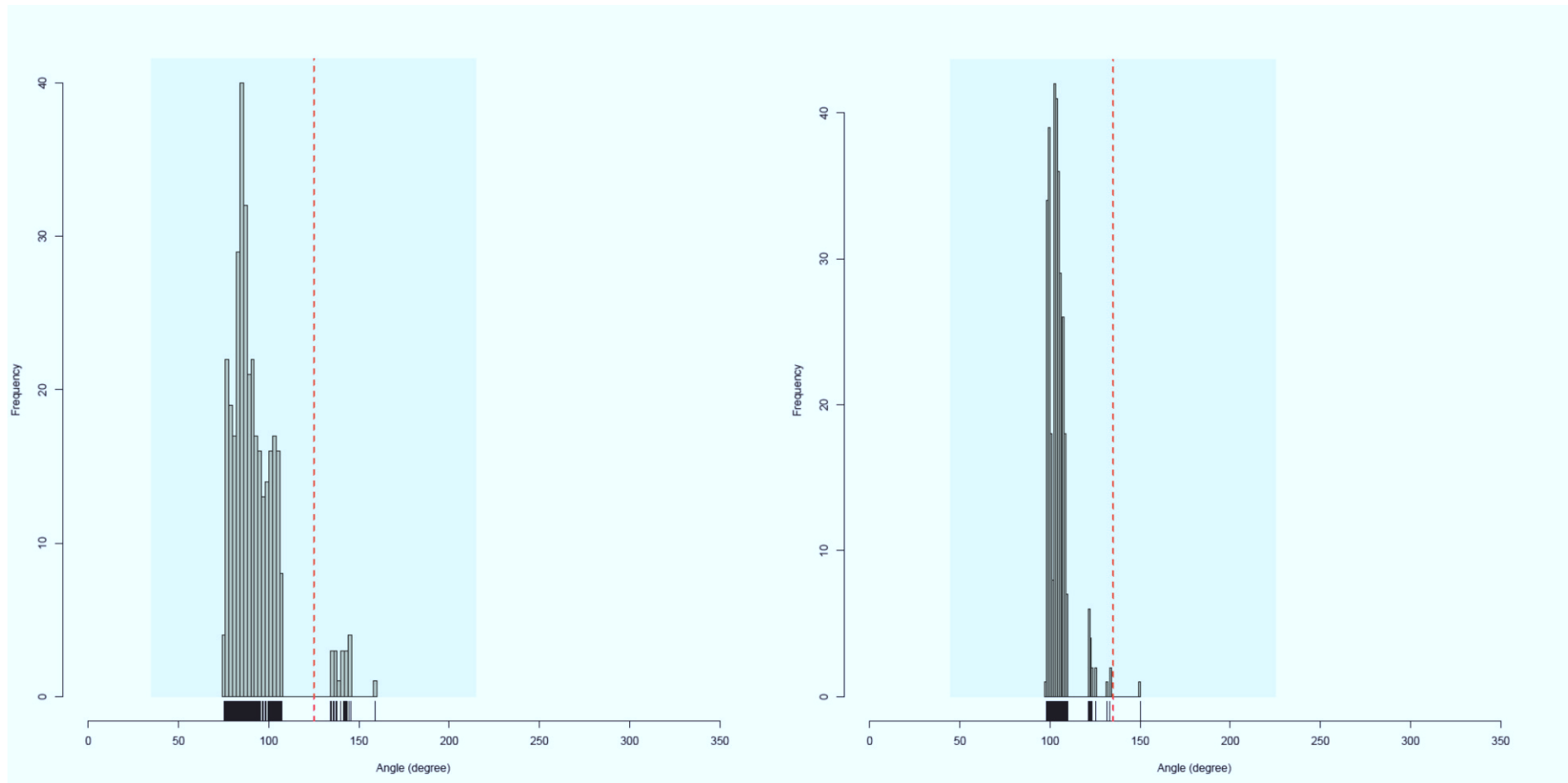


Abbildung A 18: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 1 (links) und Dreieck 2 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

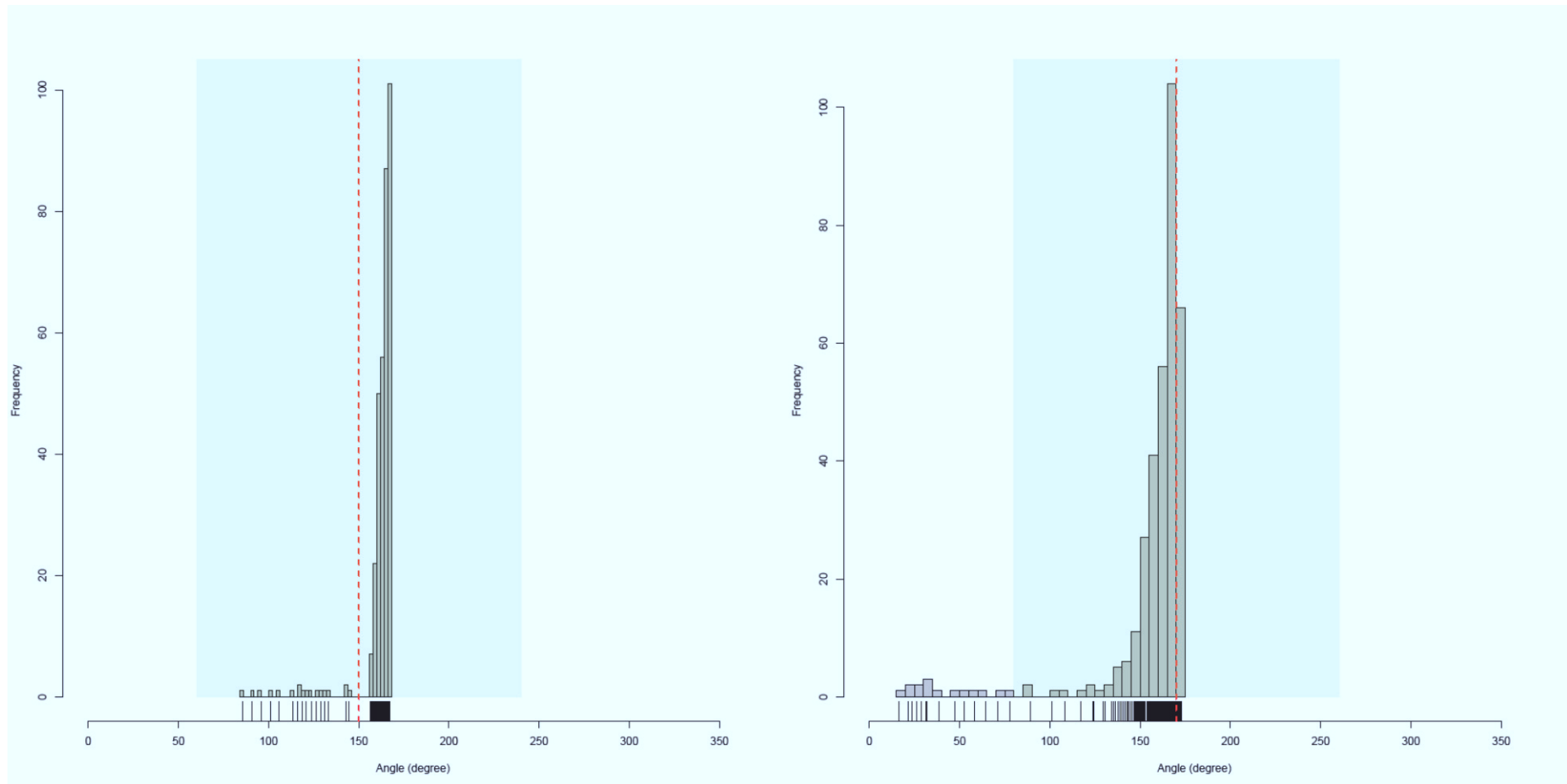


Abbildung A 19: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 3 (links) und Dreieck 4 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

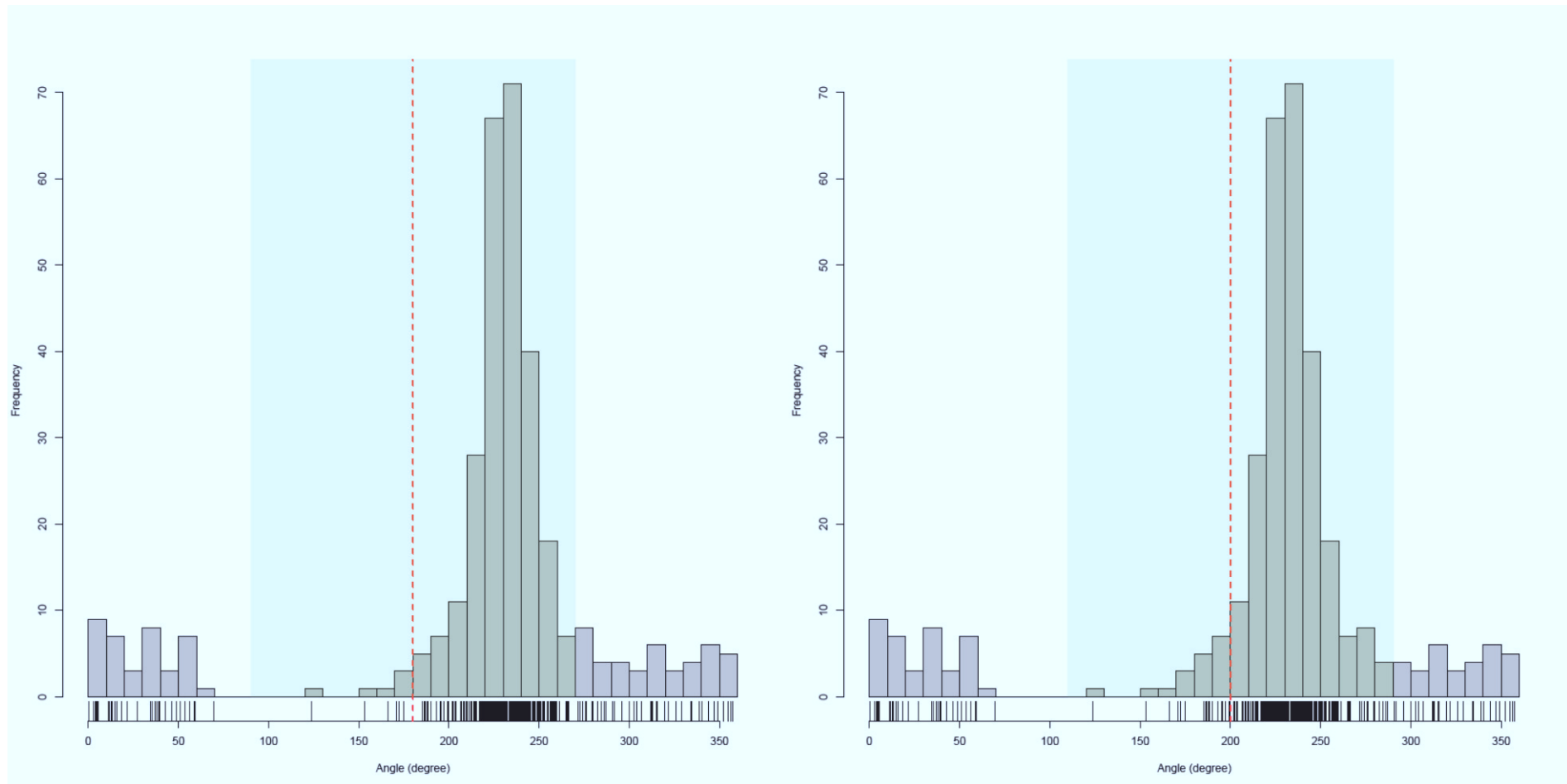


Abbildung A 20: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 5 (links) und Dreieck 6 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

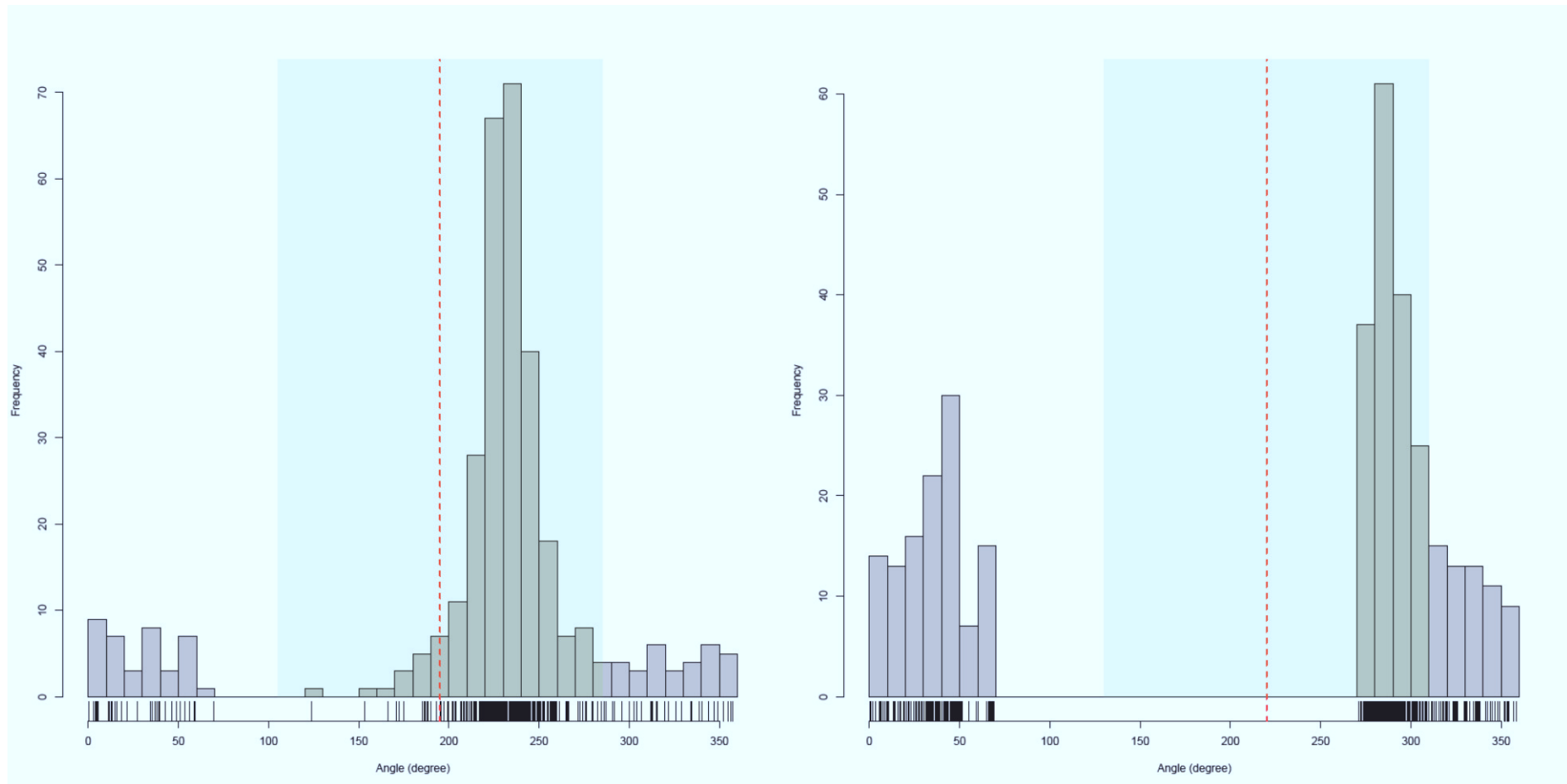


Abbildung A 21: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 7 (links) und Dreieck 8 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben (0°/360° entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und +90°.

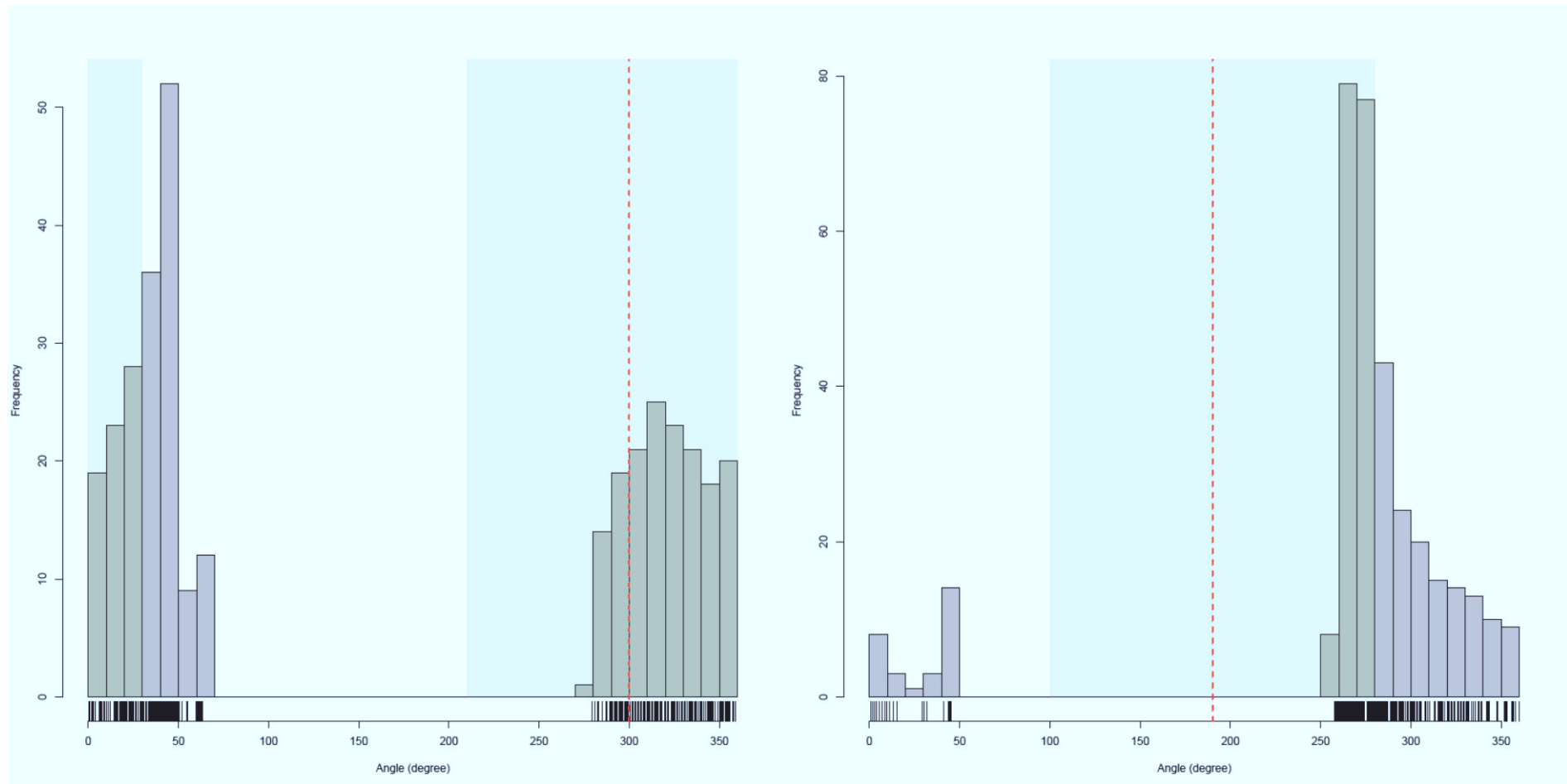


Abbildung A 22: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 9 (links) und Dreieck 10 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fließrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

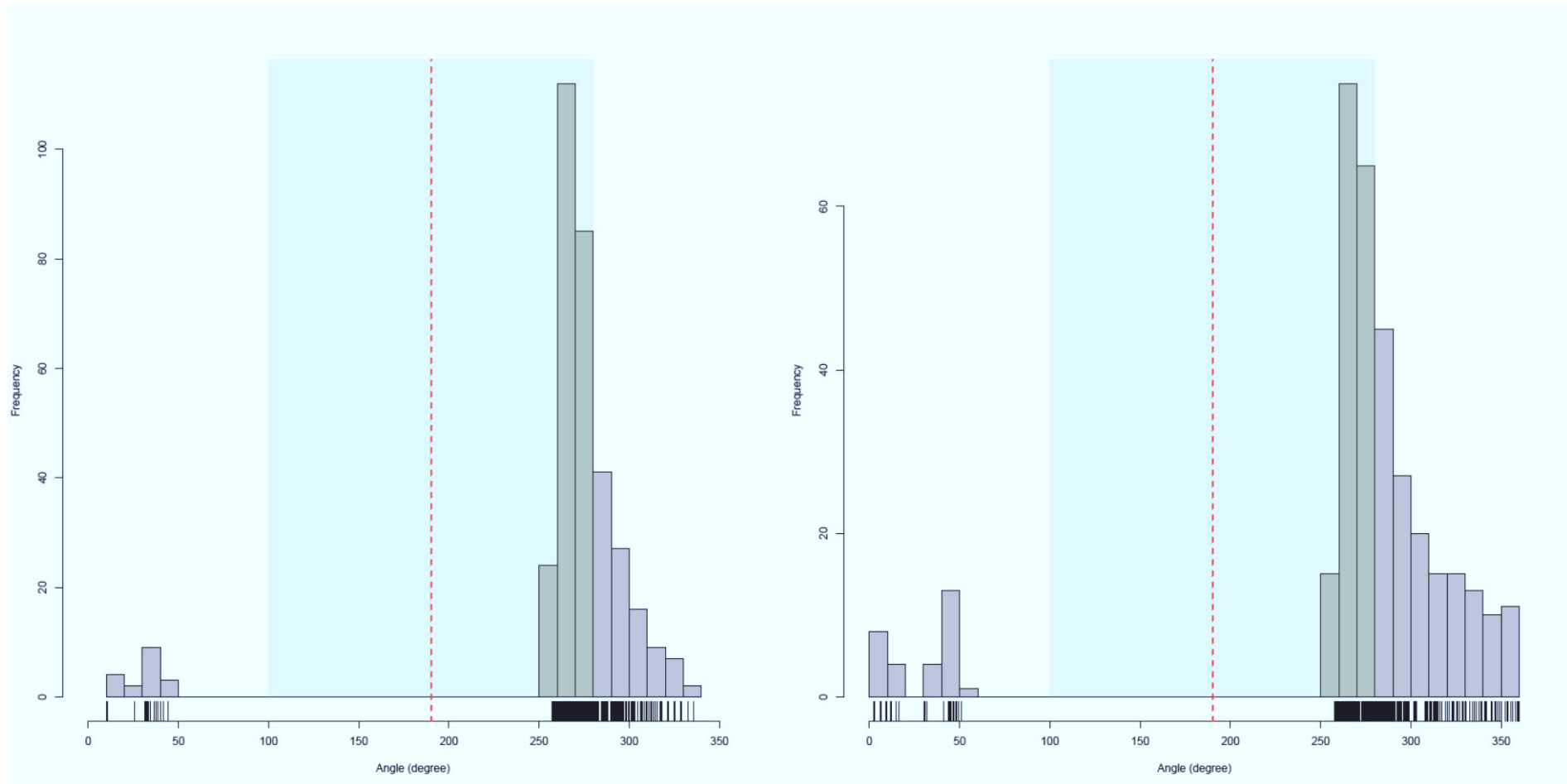


Abbildung A 23: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 11 (links) und Dreieck 12 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

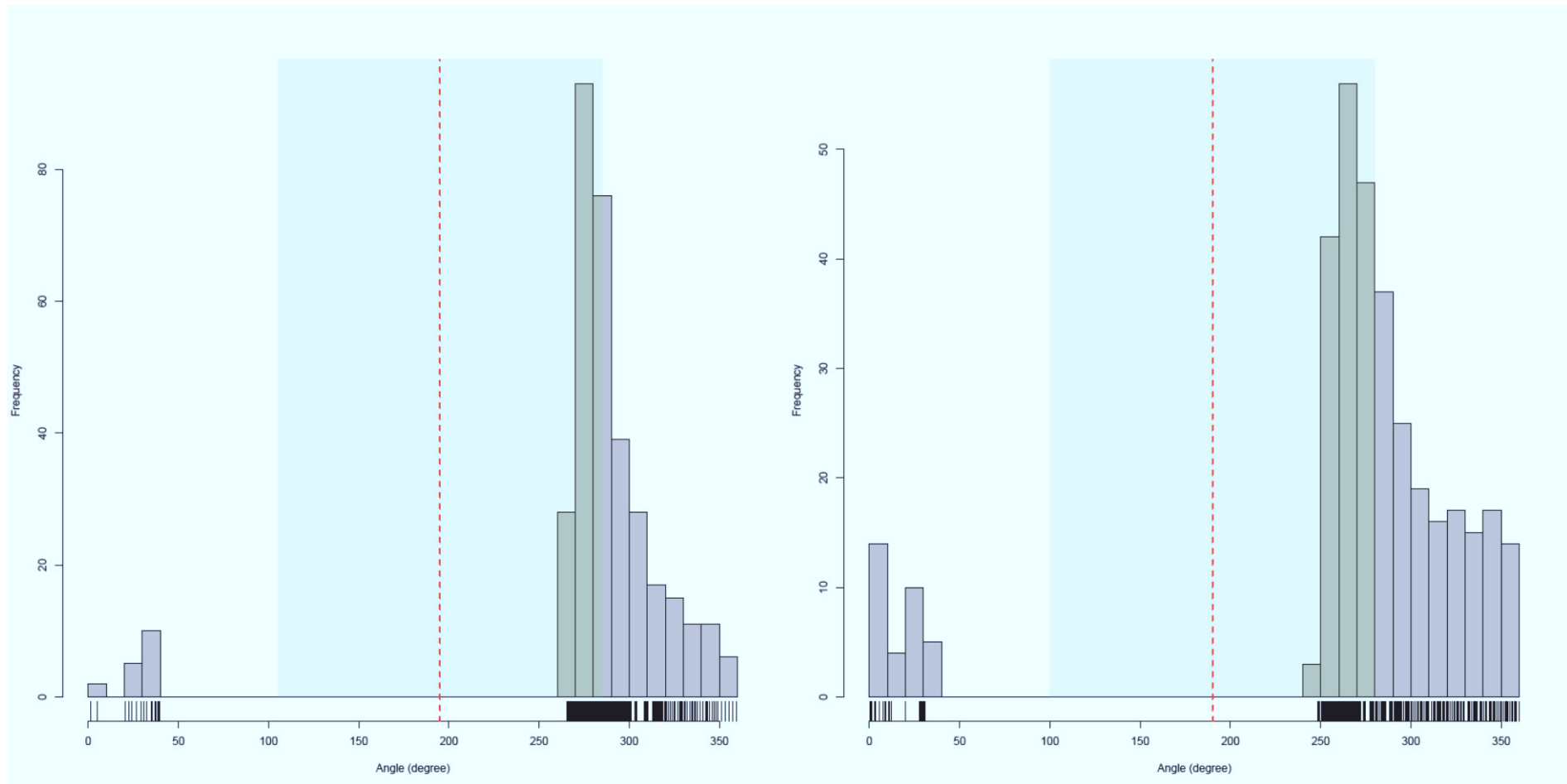


Abbildung A 24: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 13 (links) und Dreieck 14 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

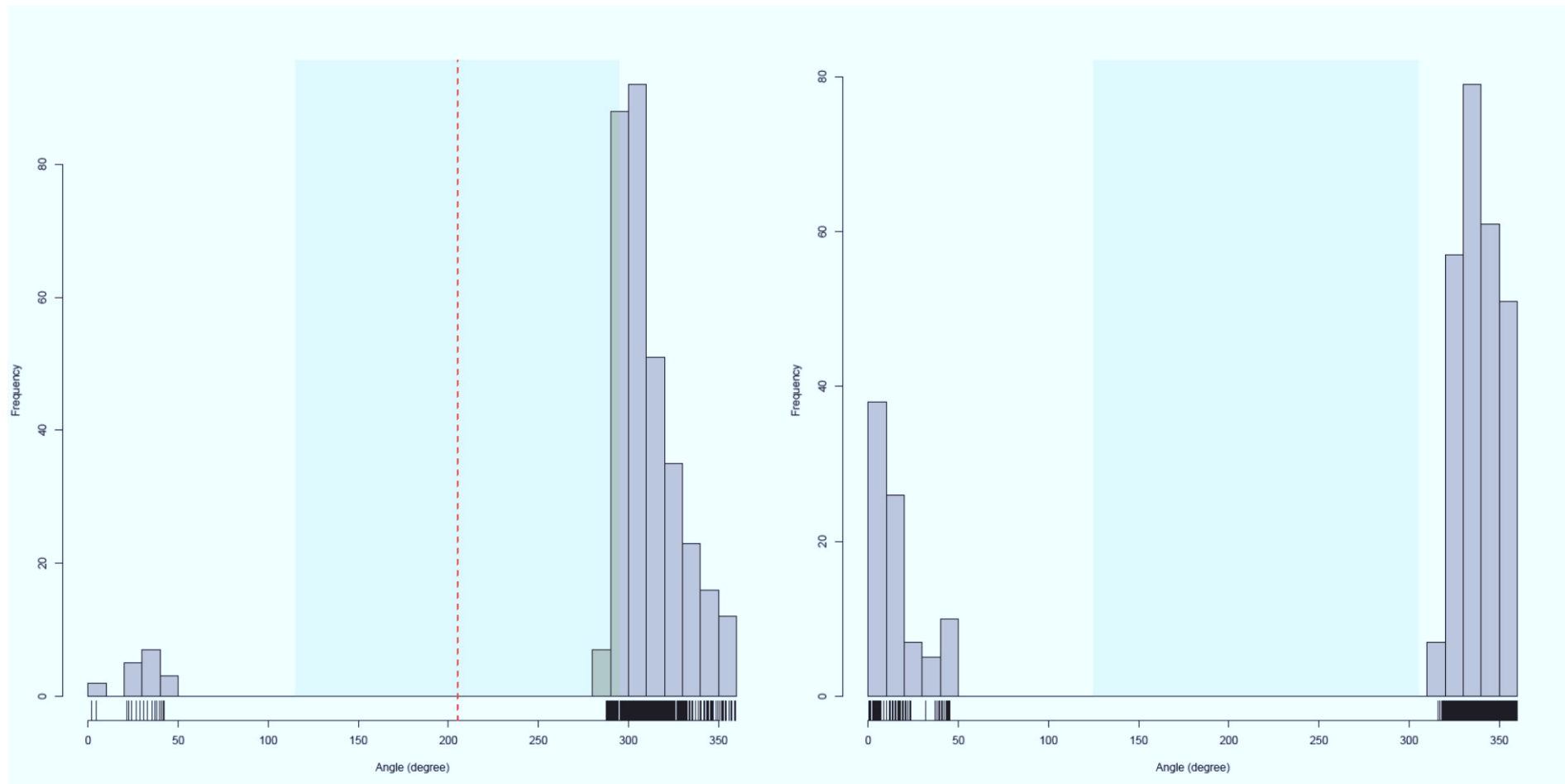


Abbildung A 25: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 15 (links) und Dreieck 16 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

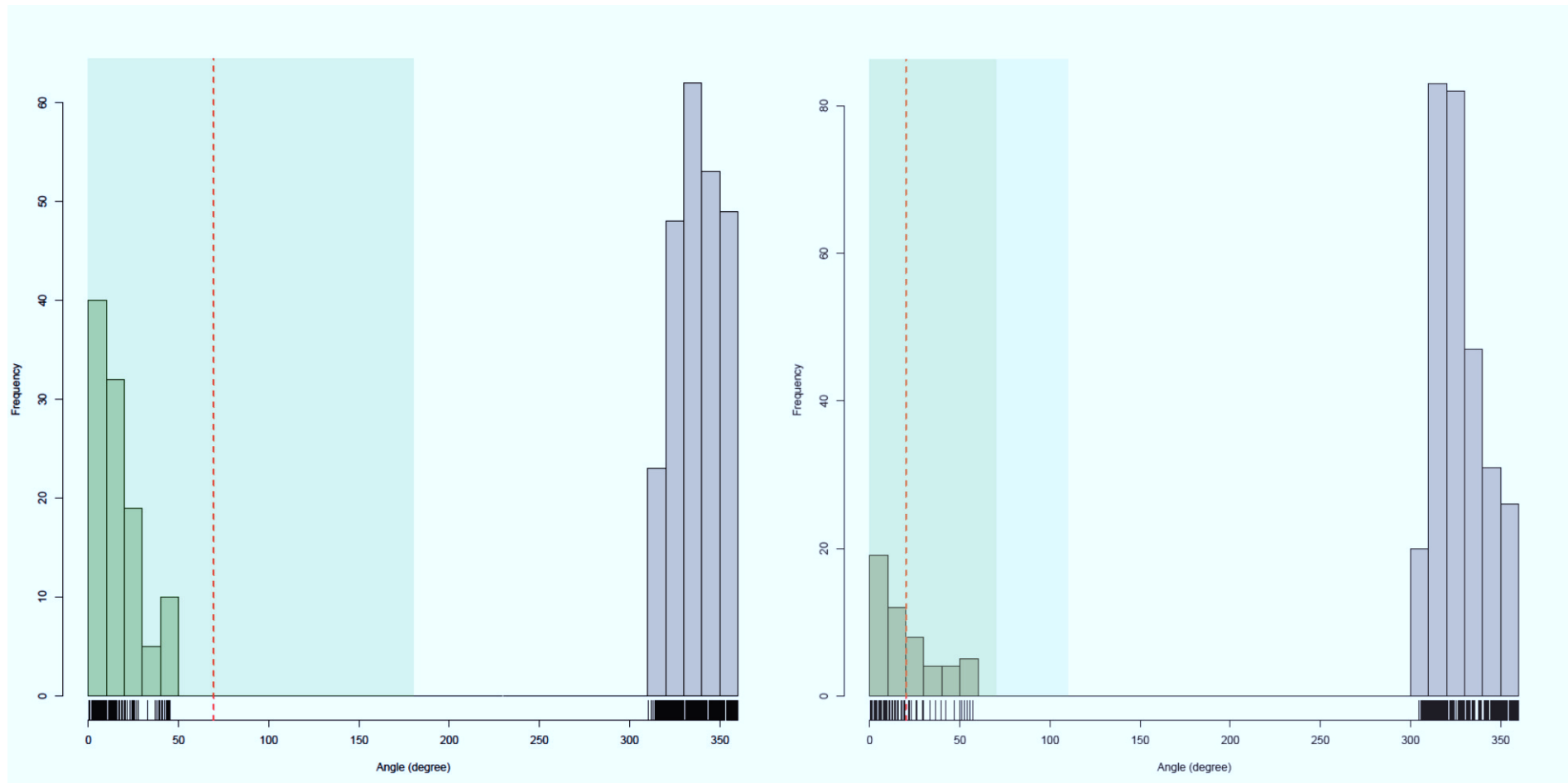


Abbildung A 26: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 17 (links) und Dreieck 18 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

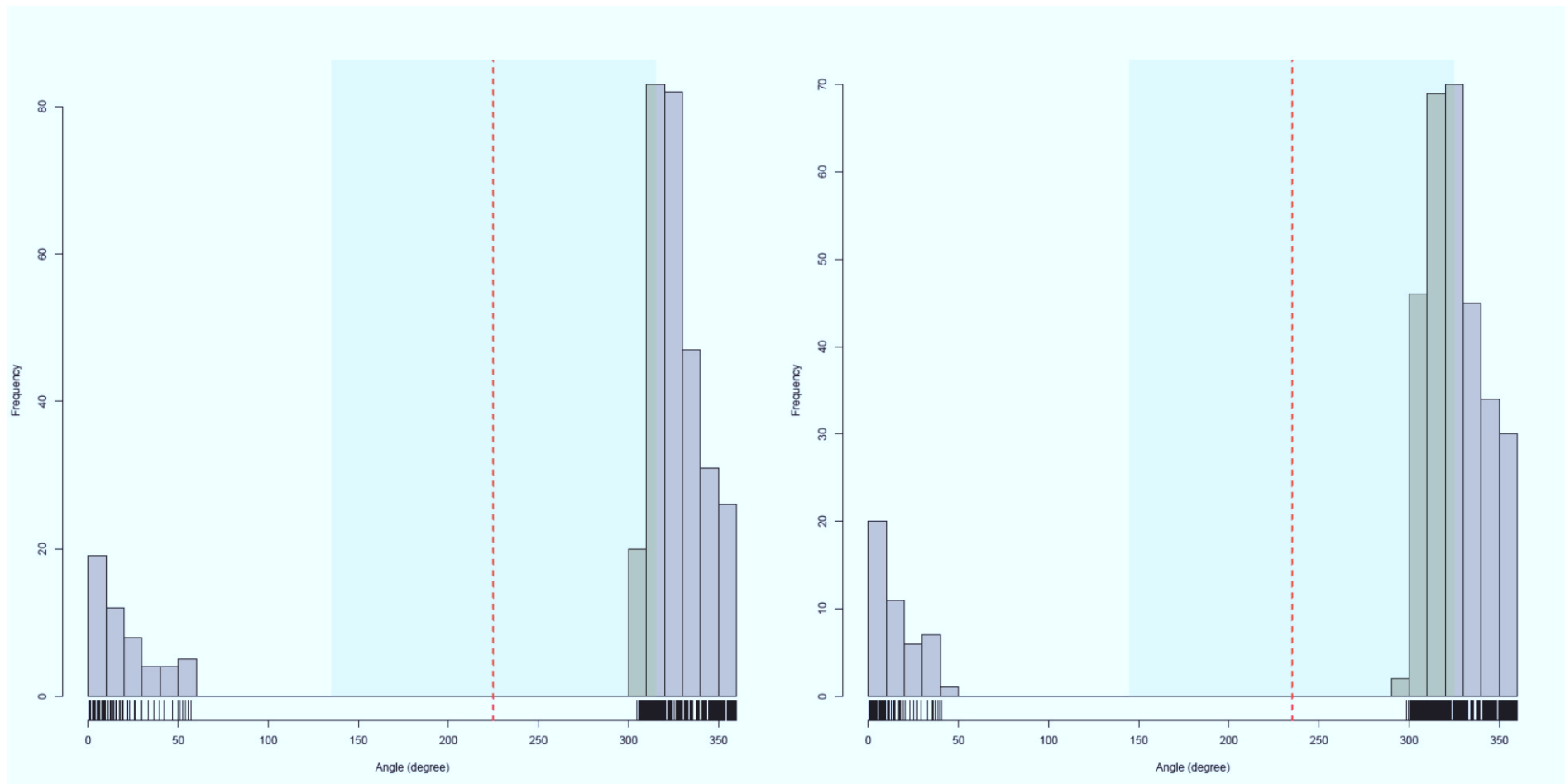


Abbildung A 27: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 19 (links) und Dreieck 20 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

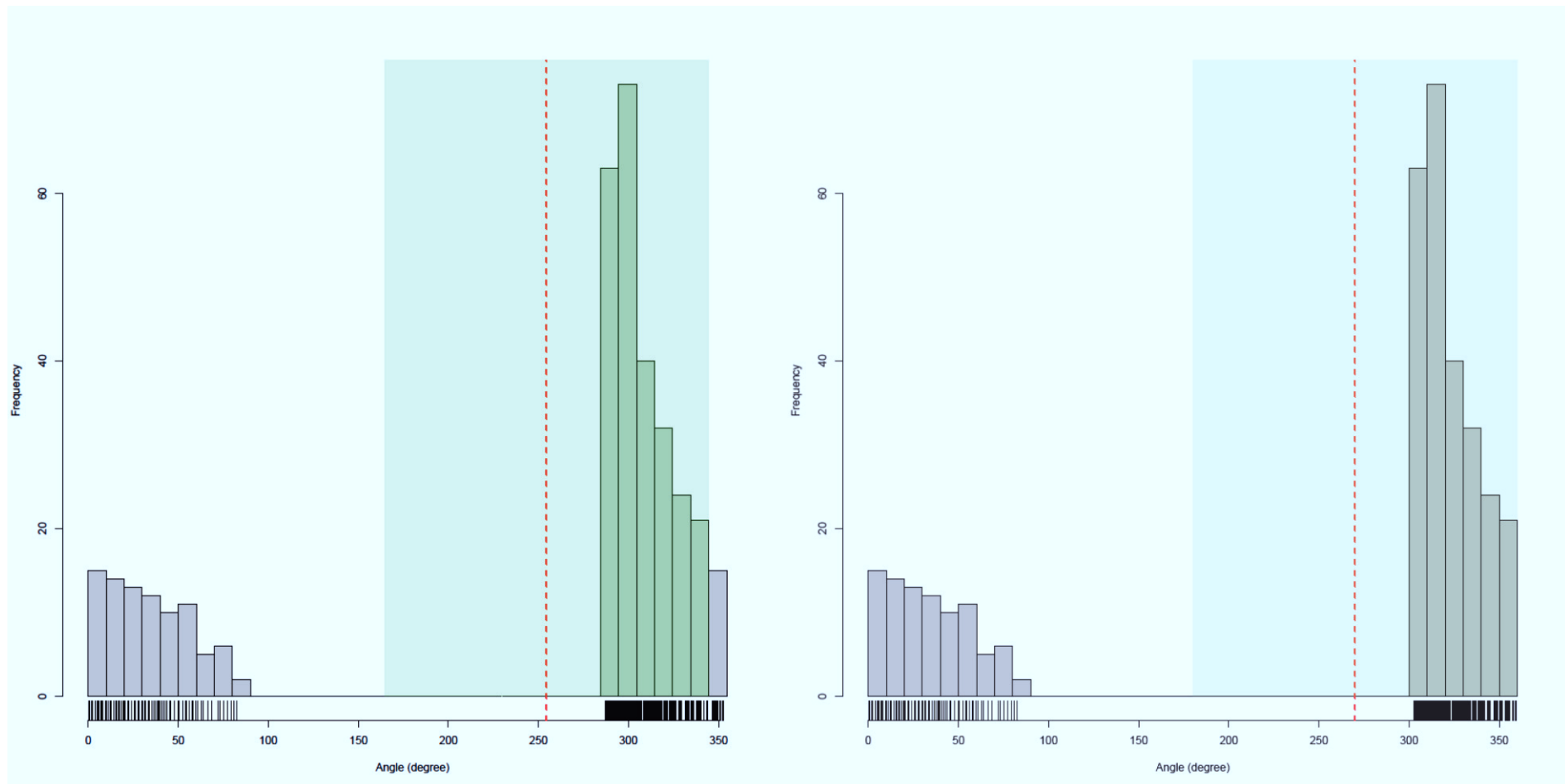


Abbildung A 28: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 21 (links) und Dreieck 22 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

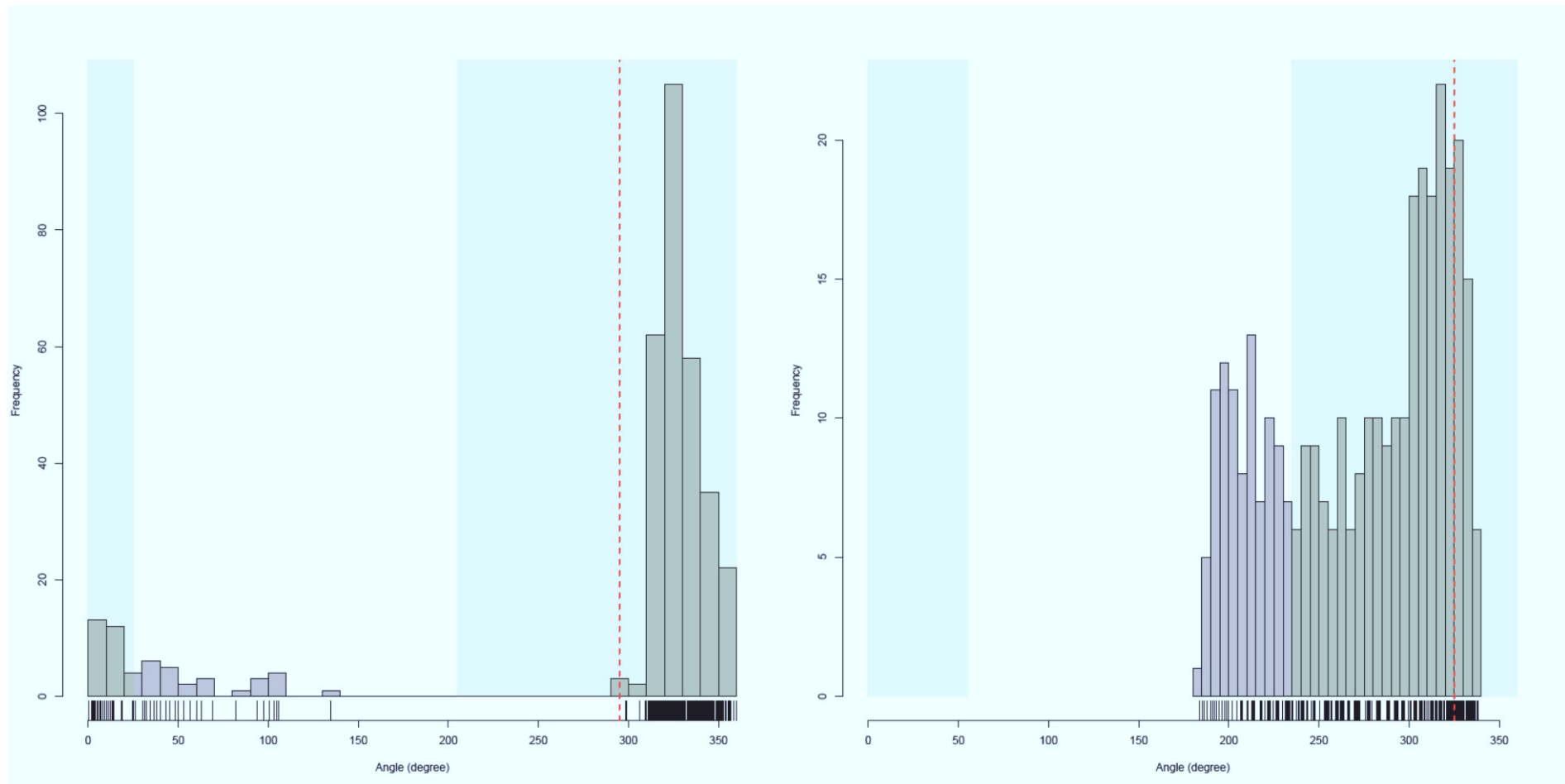


Abbildung A 29: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 23 (links) und Dreieck 24 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

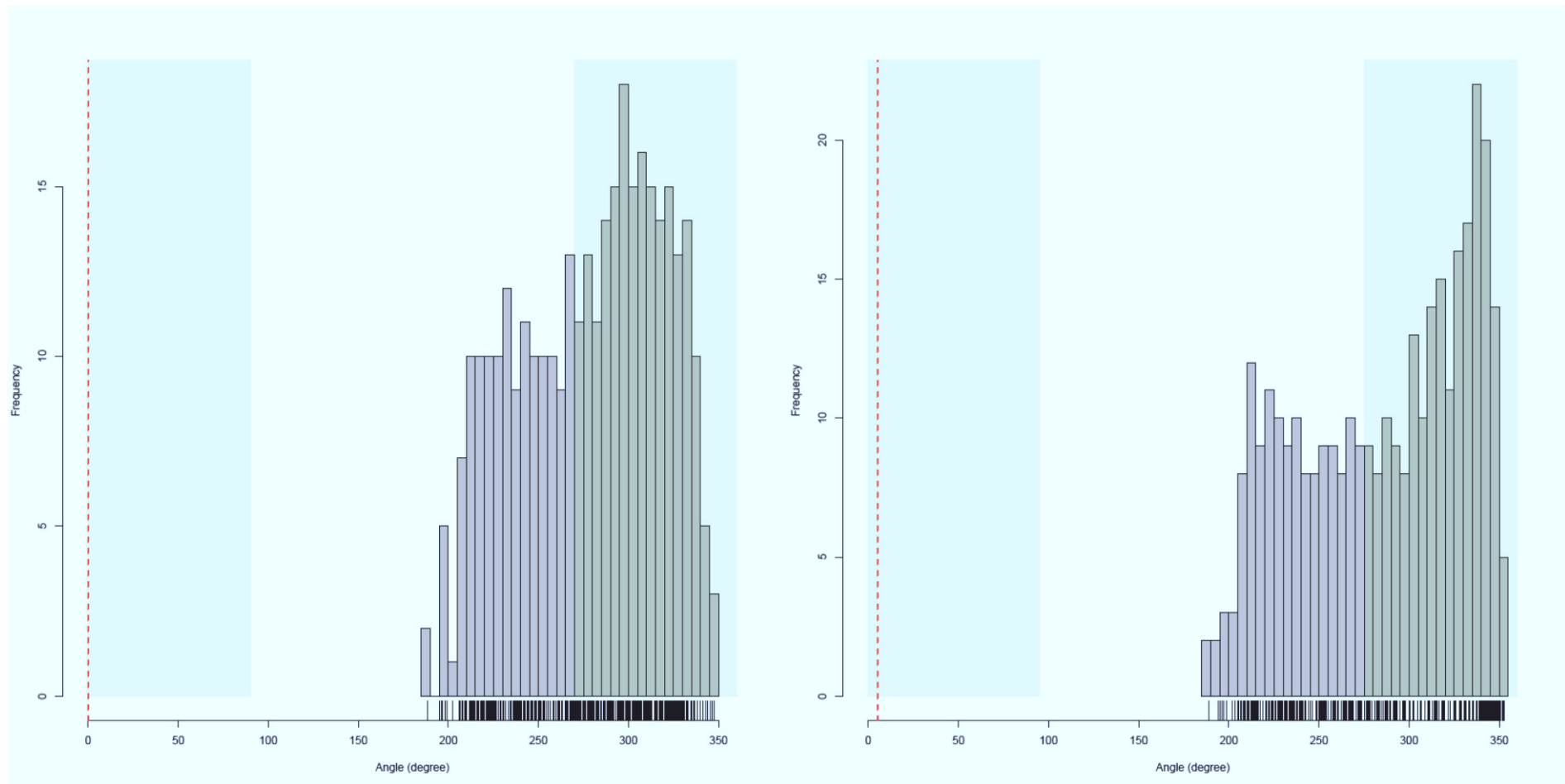


Abbildung A 30: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 25 (links) und Dreieck 26 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

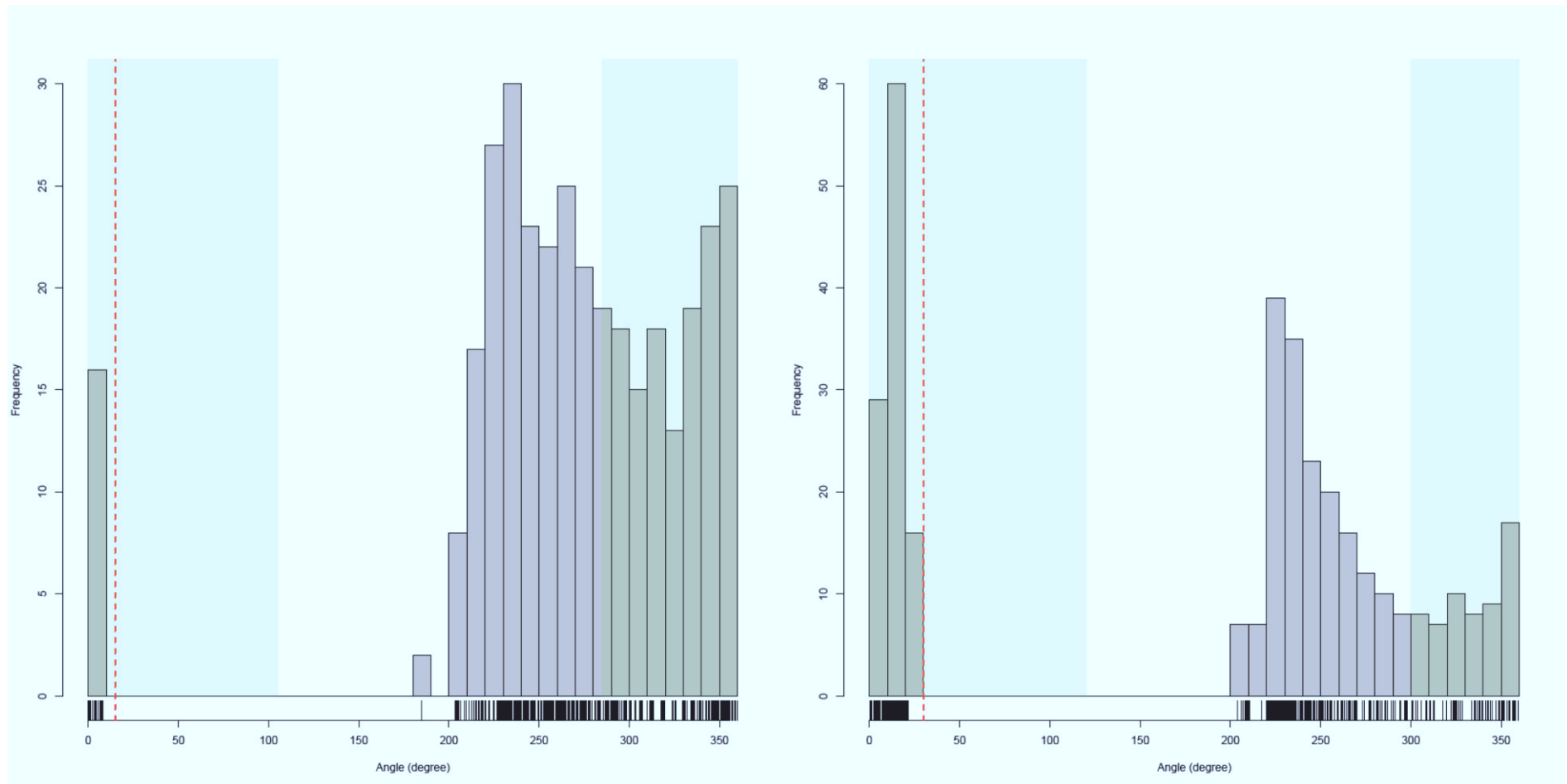


Abbildung A 31: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 27 (links) und Dreieck 28 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

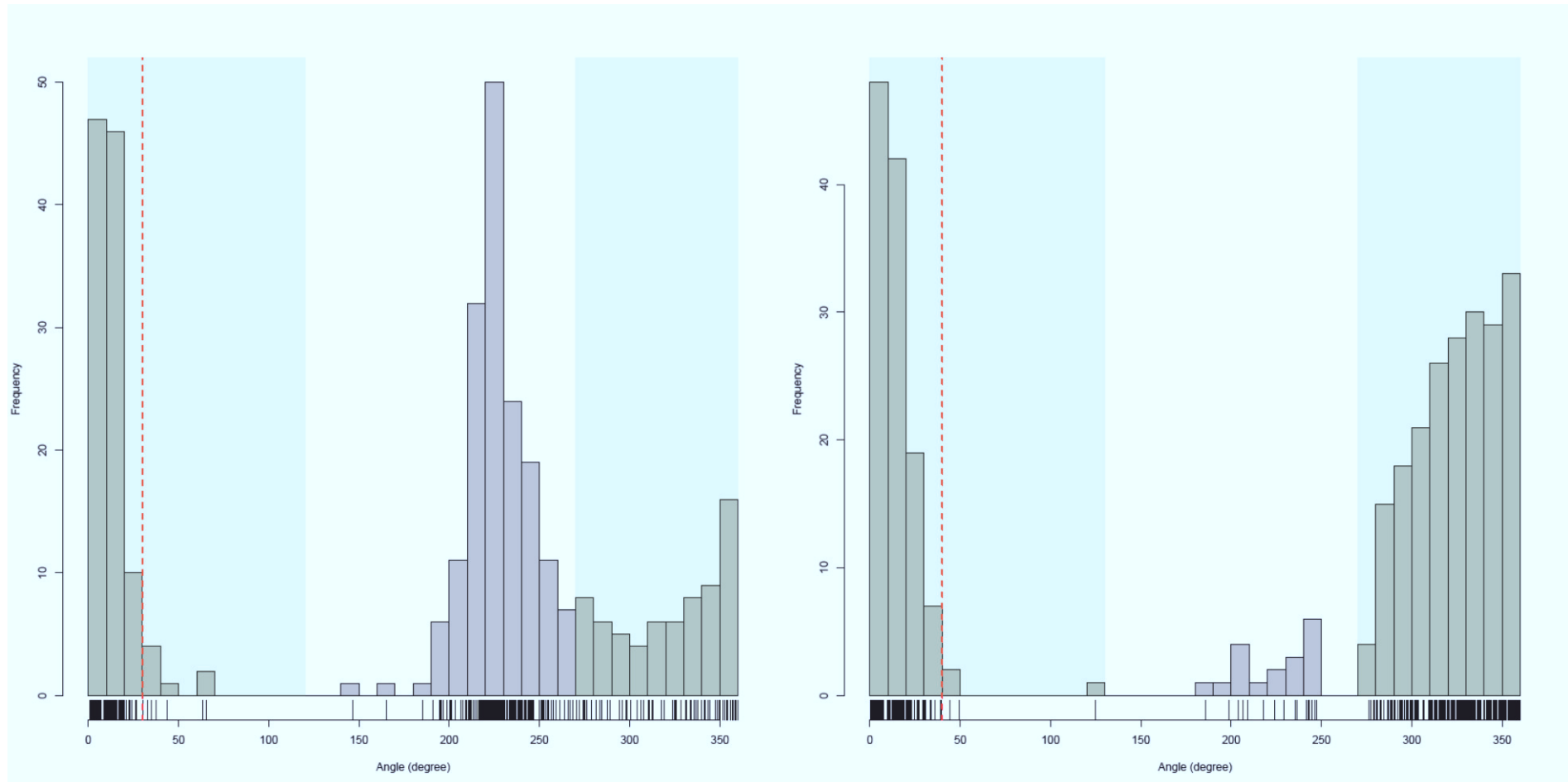


Abbildung A 32: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 29 (links) und Dreieck 30 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

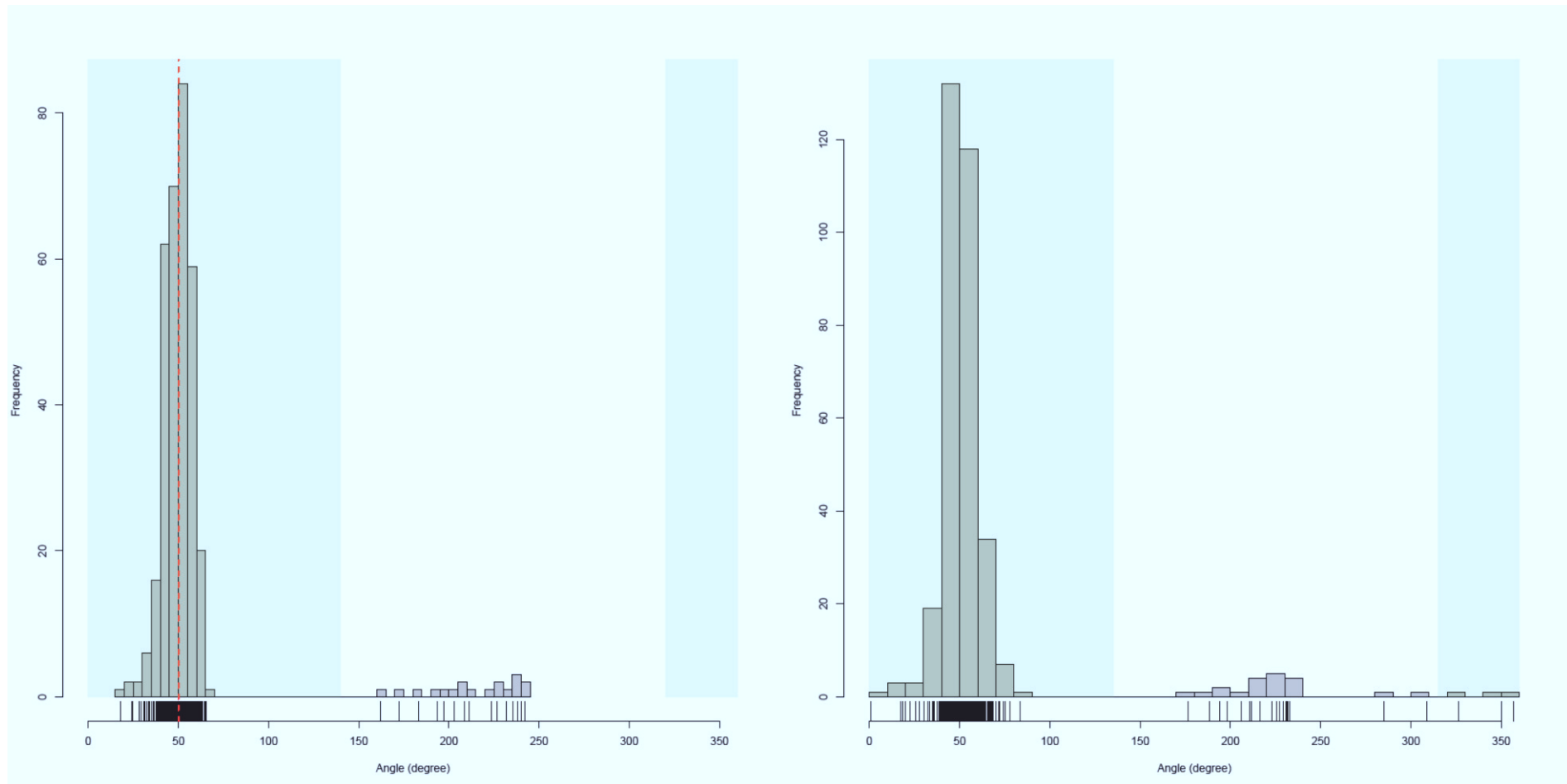


Abbildung A 33: Histogramm der innerhalb der 340 Szenariensimulationen berechneten Winkel für Dreieck 31 (links) und Dreieck 32 (rechts). Auf der x-Achse ist der Winkel in Grad angegeben ($0^\circ/360^\circ$ entspricht Fliessrichtung nach Norden). Auf der y-Achse ist die Häufigkeit des jeweiligen Winkels gezeigt. Die rote gestrichelte Linie zeigt den optimalen Winkel und das grüne Rechteck den Bereich des optimalen Winkels -90° und $+90^\circ$.

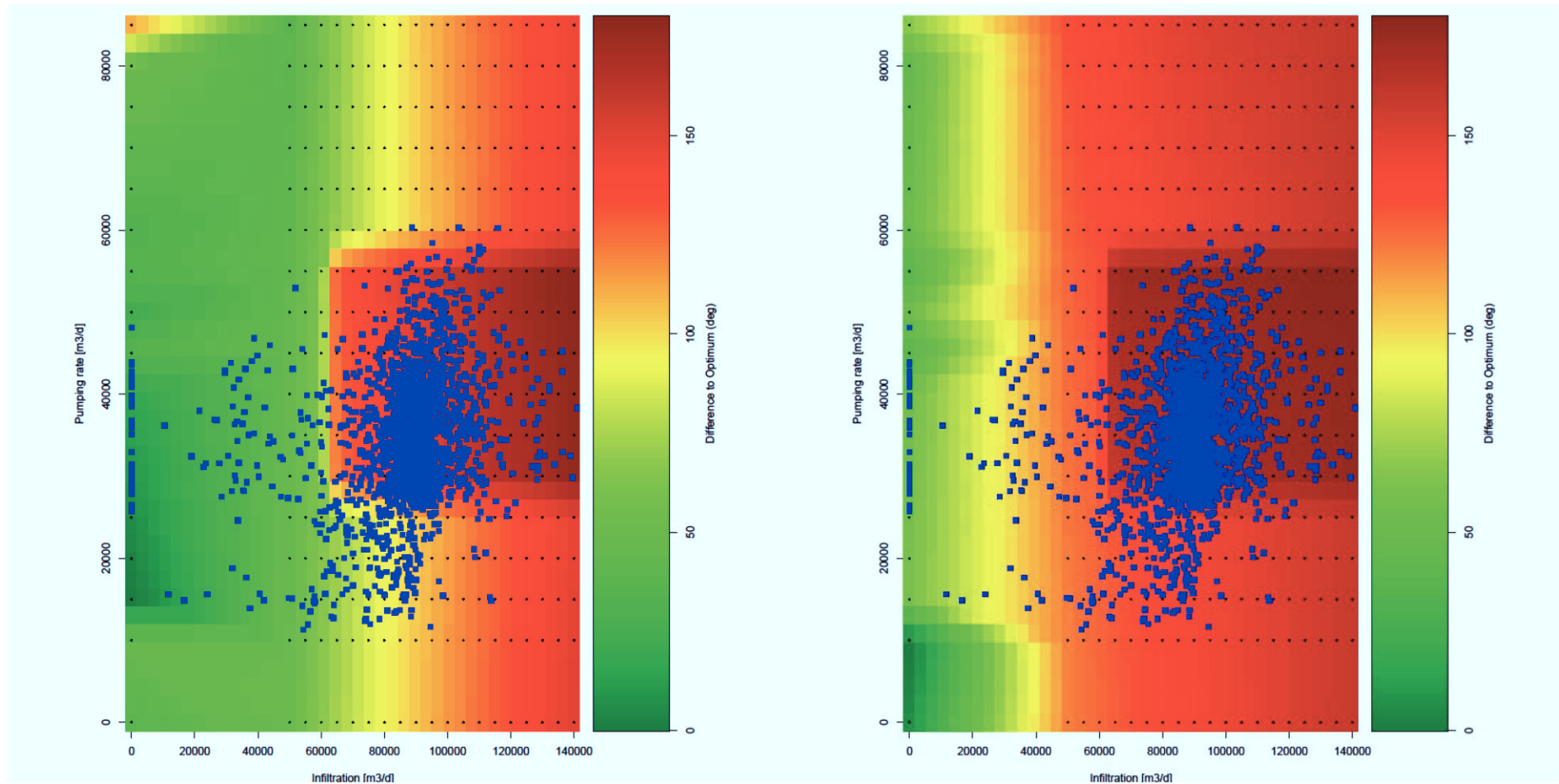


Abbildung A 34: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 1 (links) und Dreieck 2 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

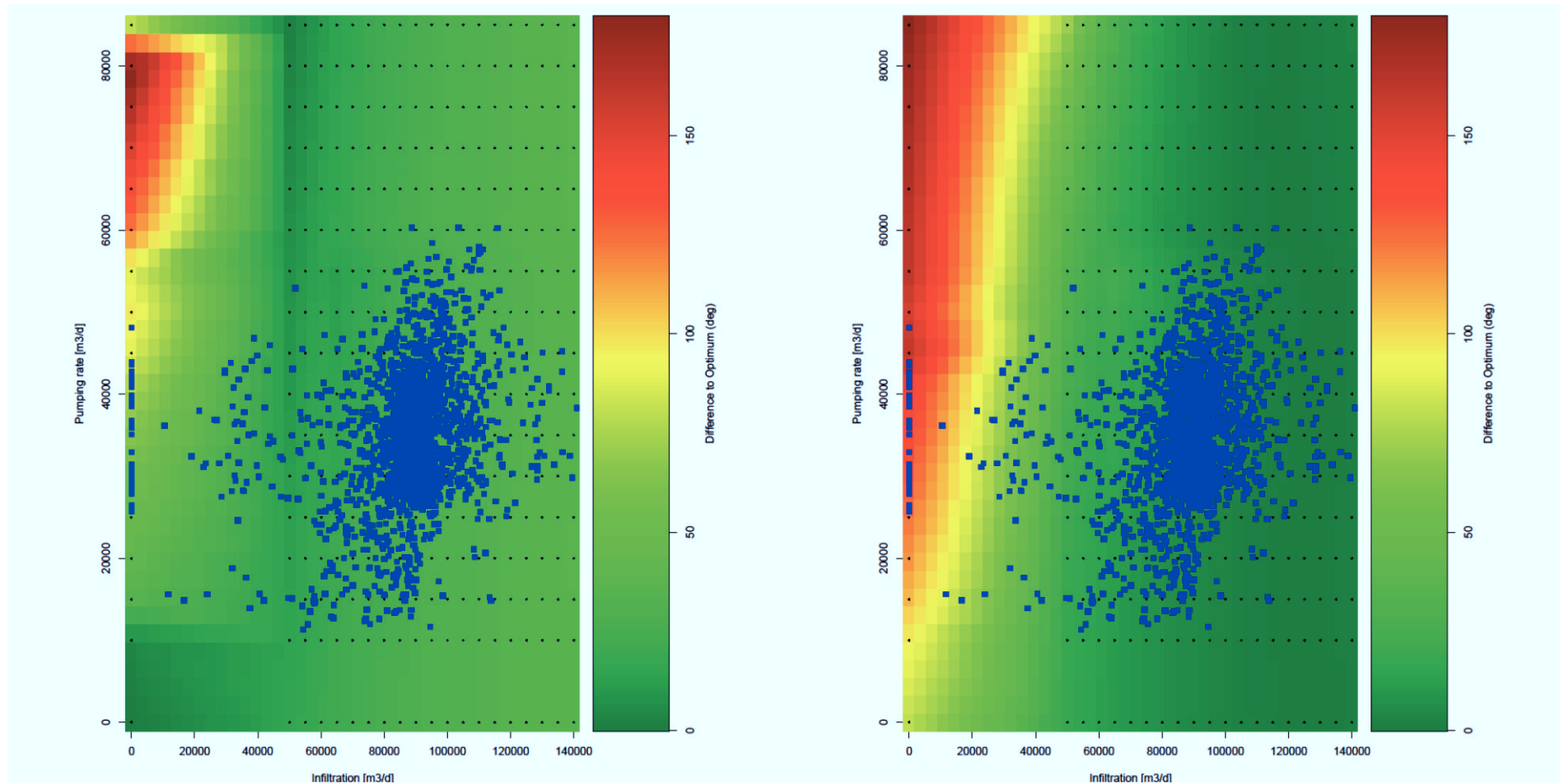


Abbildung A 35: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 3 (links) und Dreieck 4 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellen die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

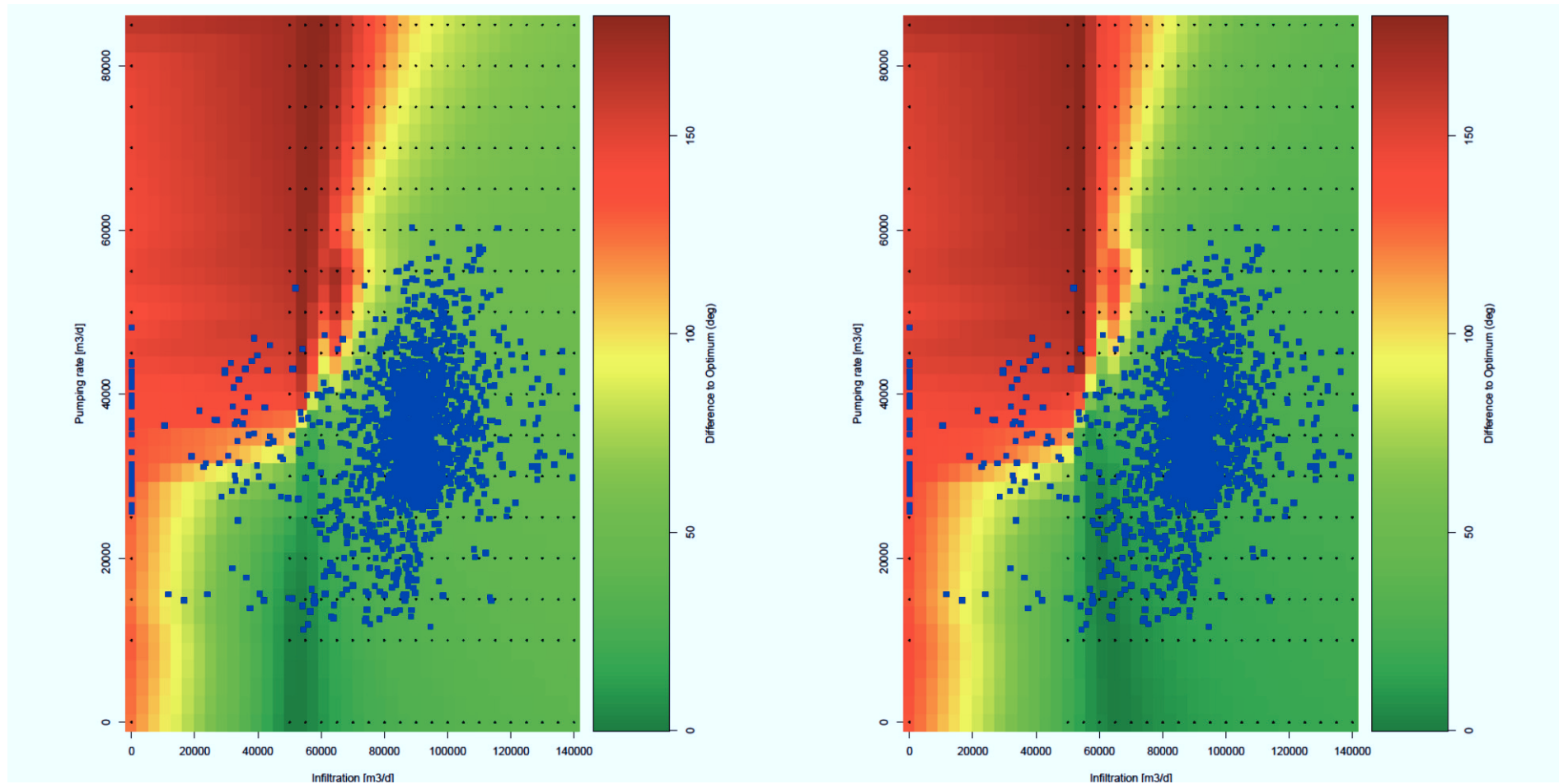


Abbildung A 36: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 5 (links) und Dreieck 6 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

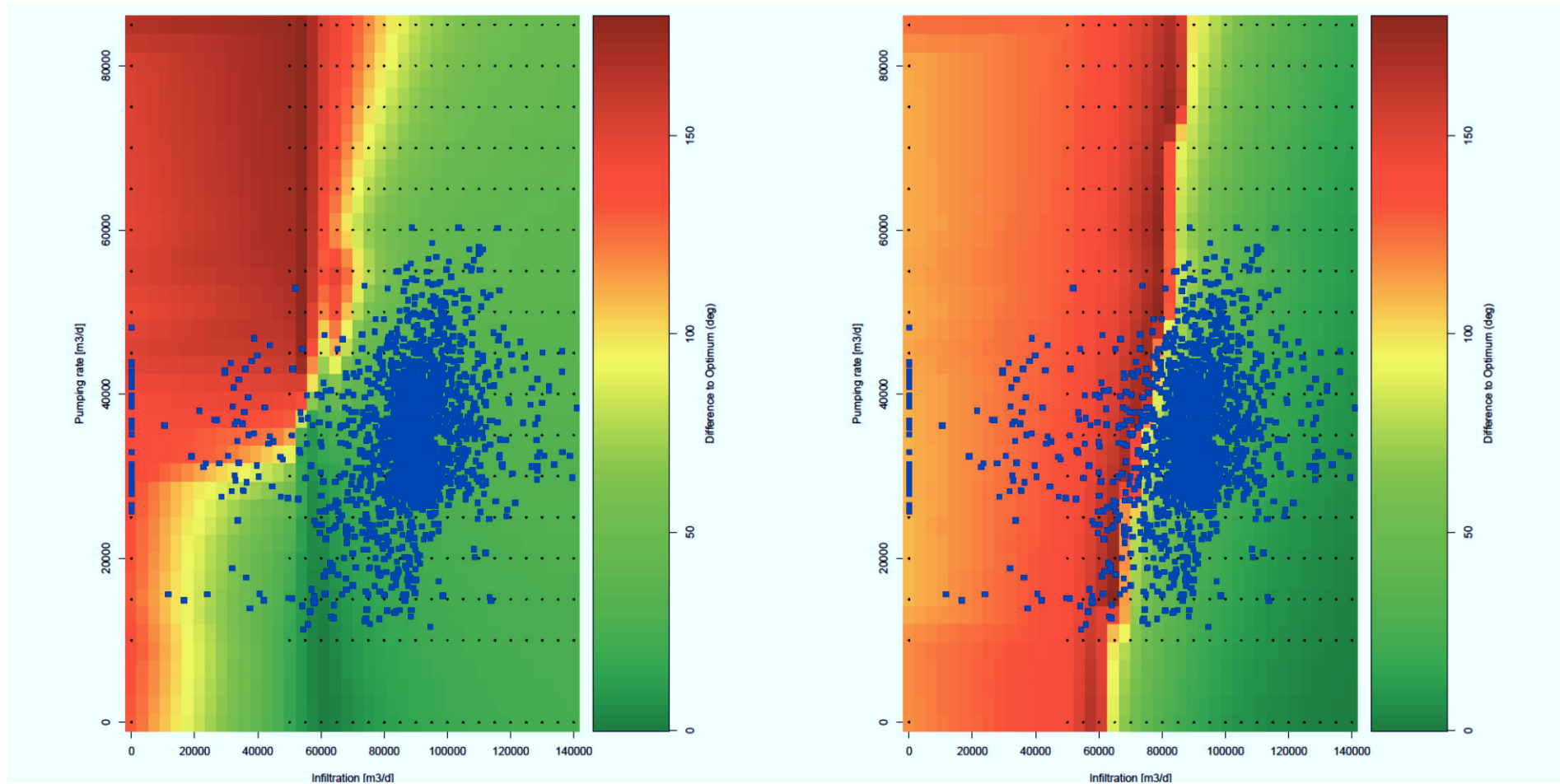


Abbildung A 37: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 7 (links) und Dreieck 8 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

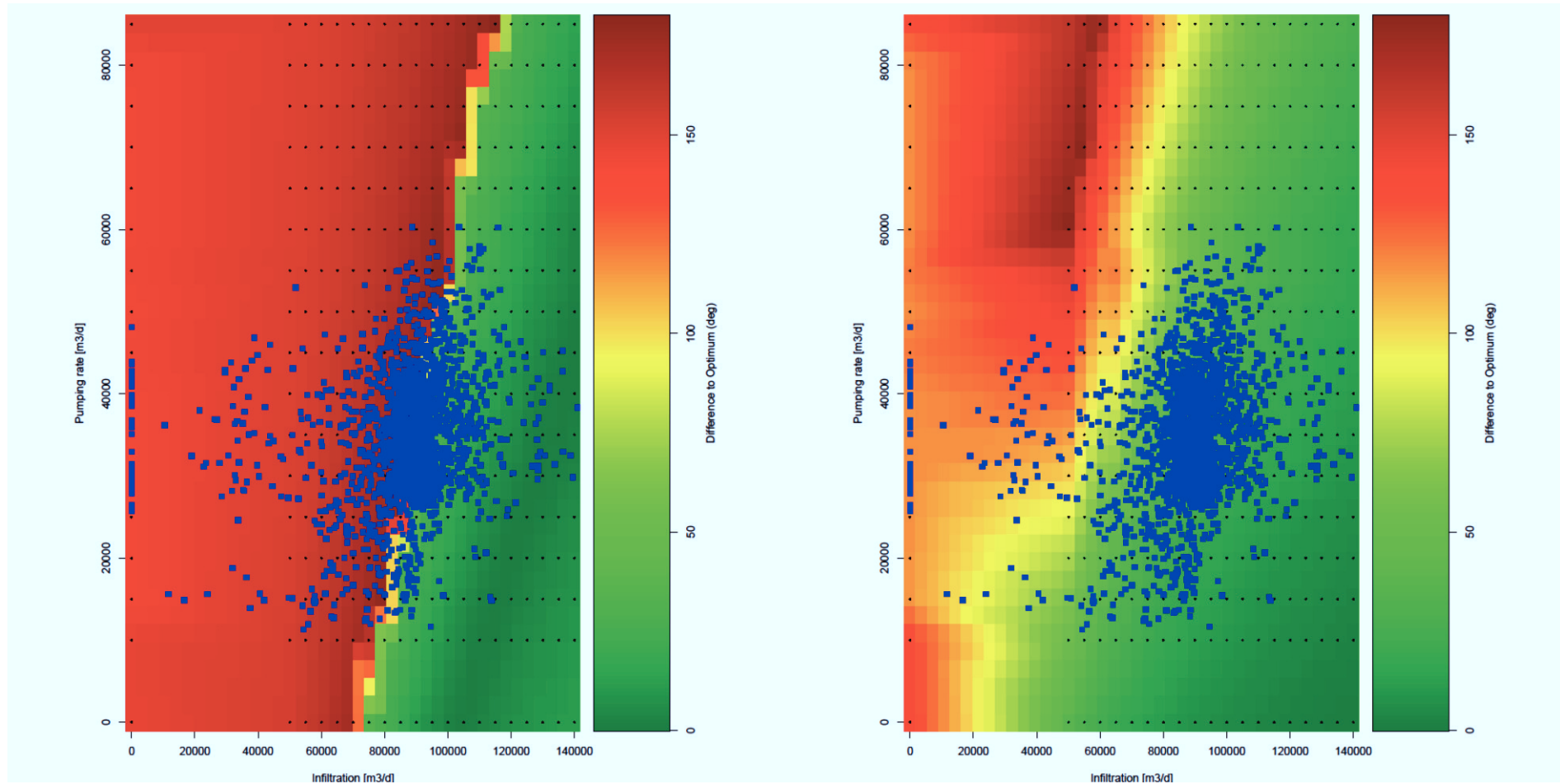


Abbildung A 38: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 9 (links) und Dreieck 10 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

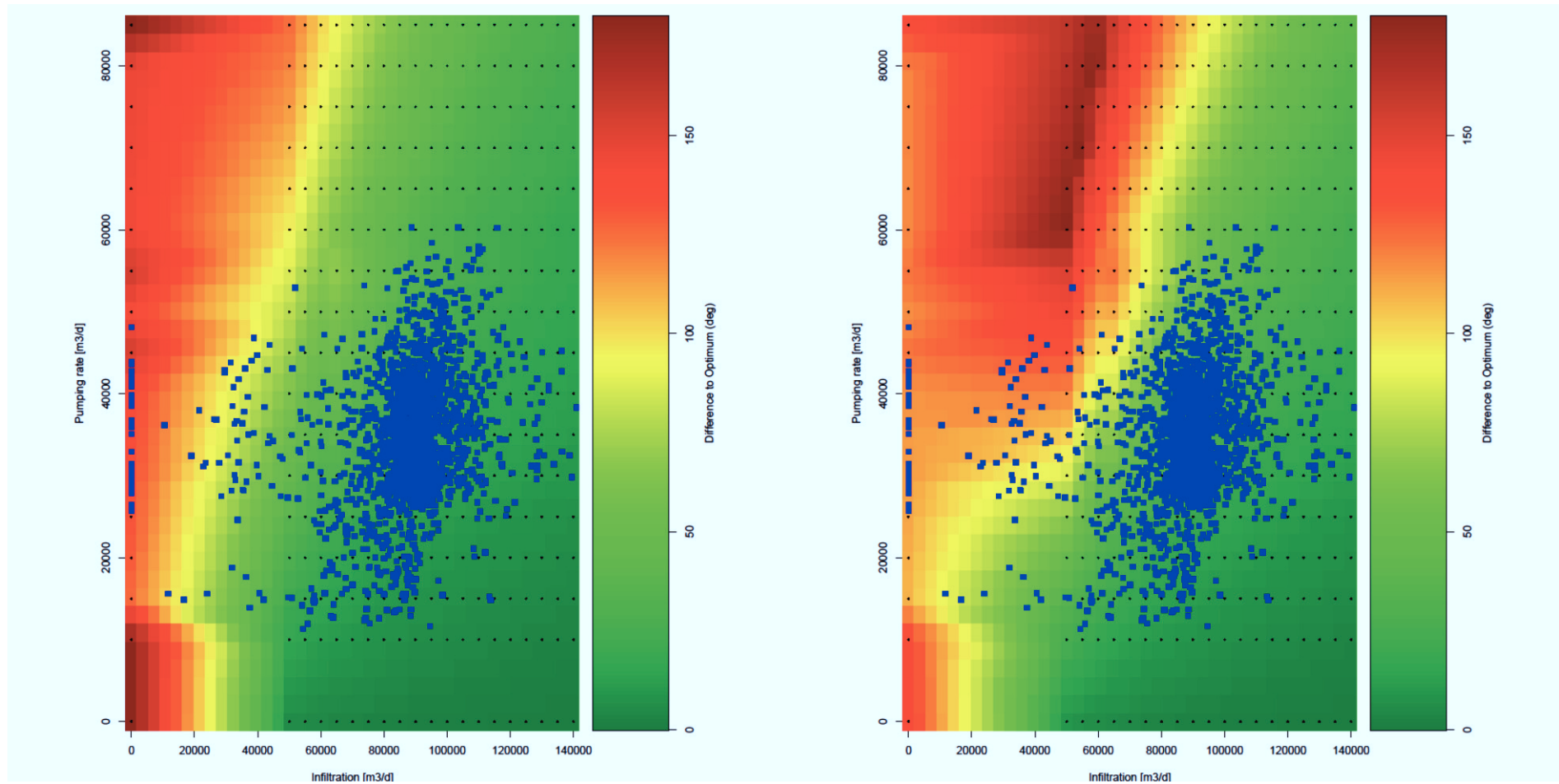


Abbildung A 39: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 11 (links) und Dreieck 12 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

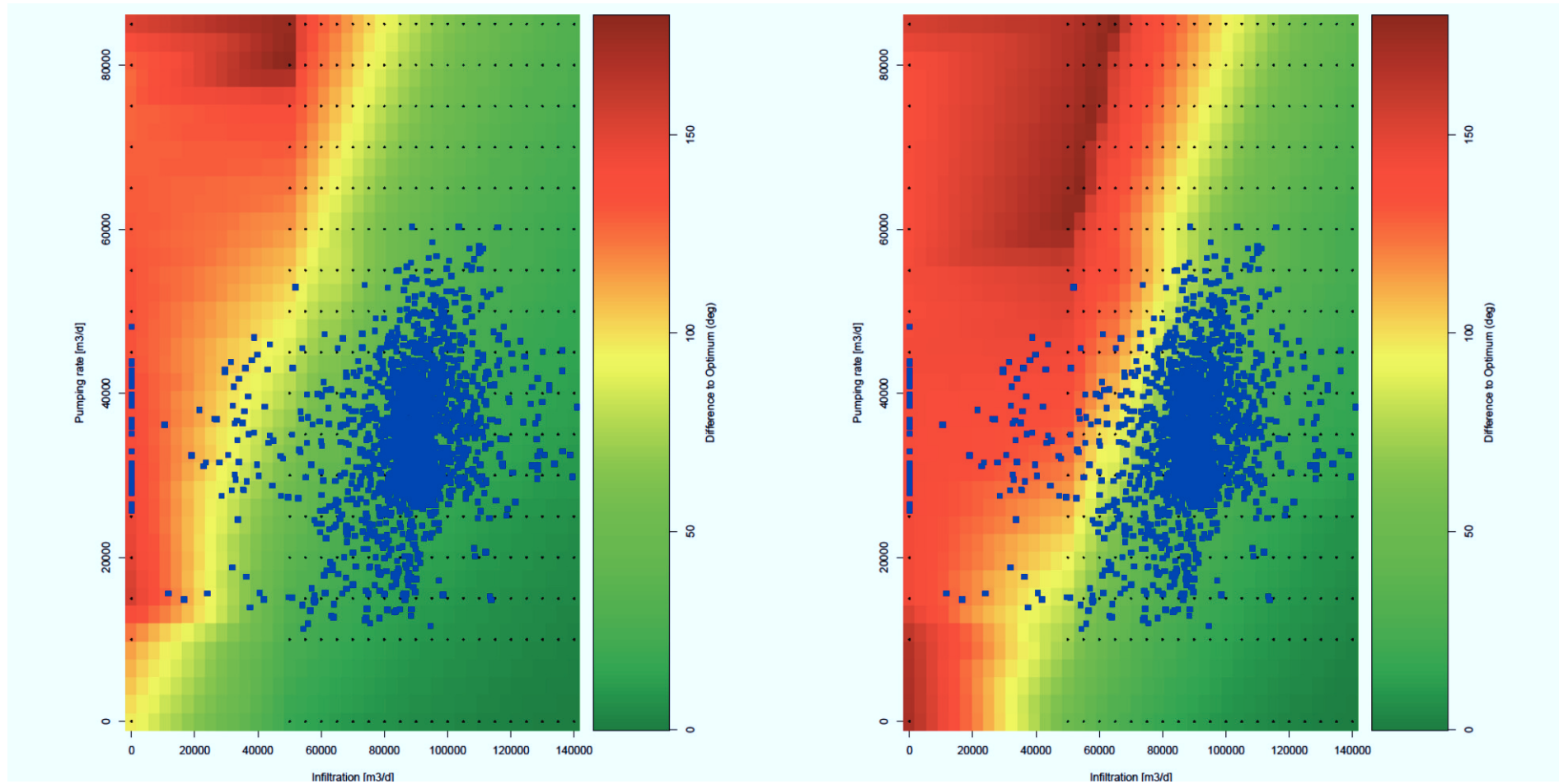


Abbildung A 40: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 13 (links) und Dreieck 14 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

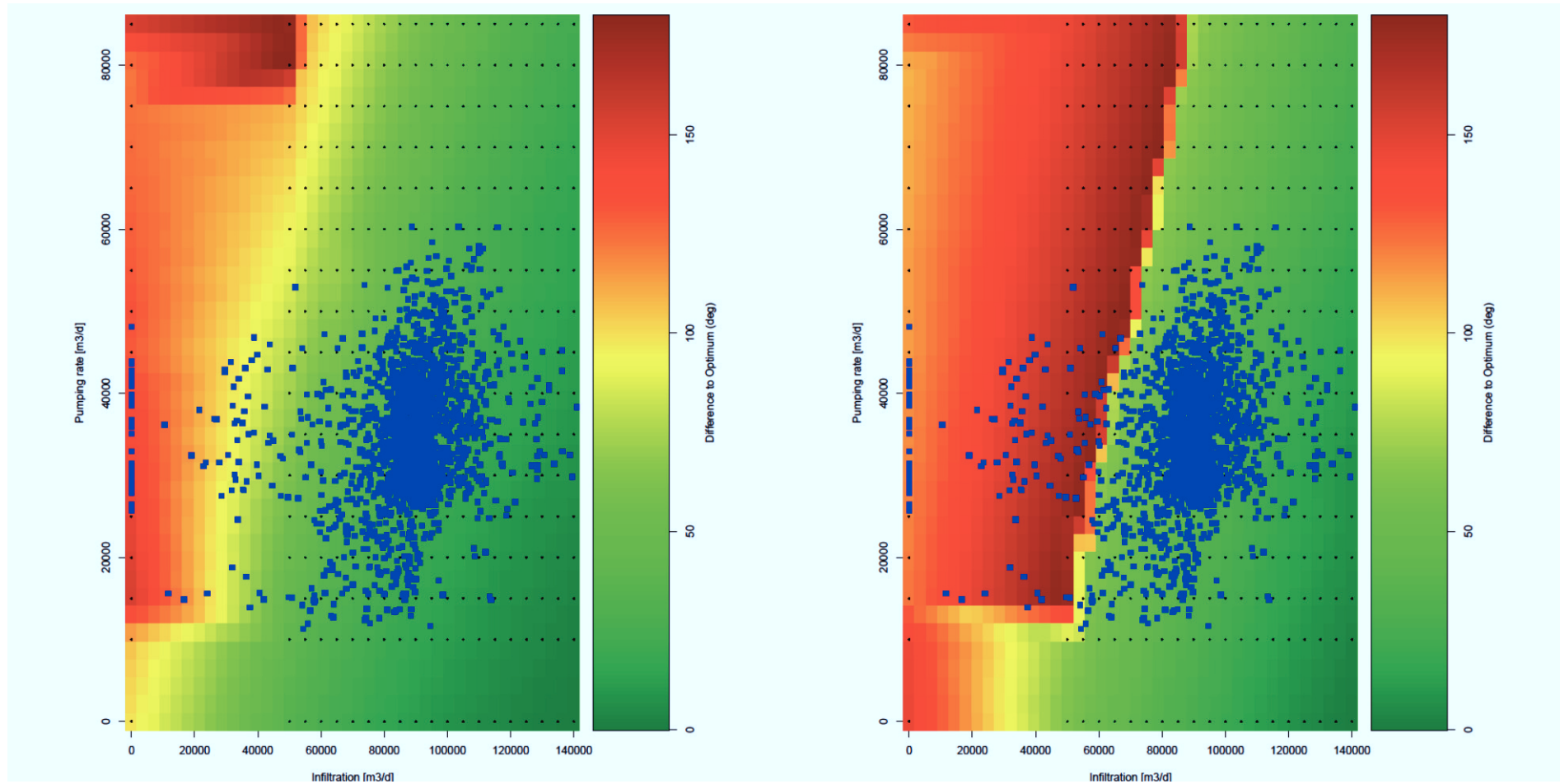


Abbildung A 41: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 15 (links) und Dreieck 16 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellen die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

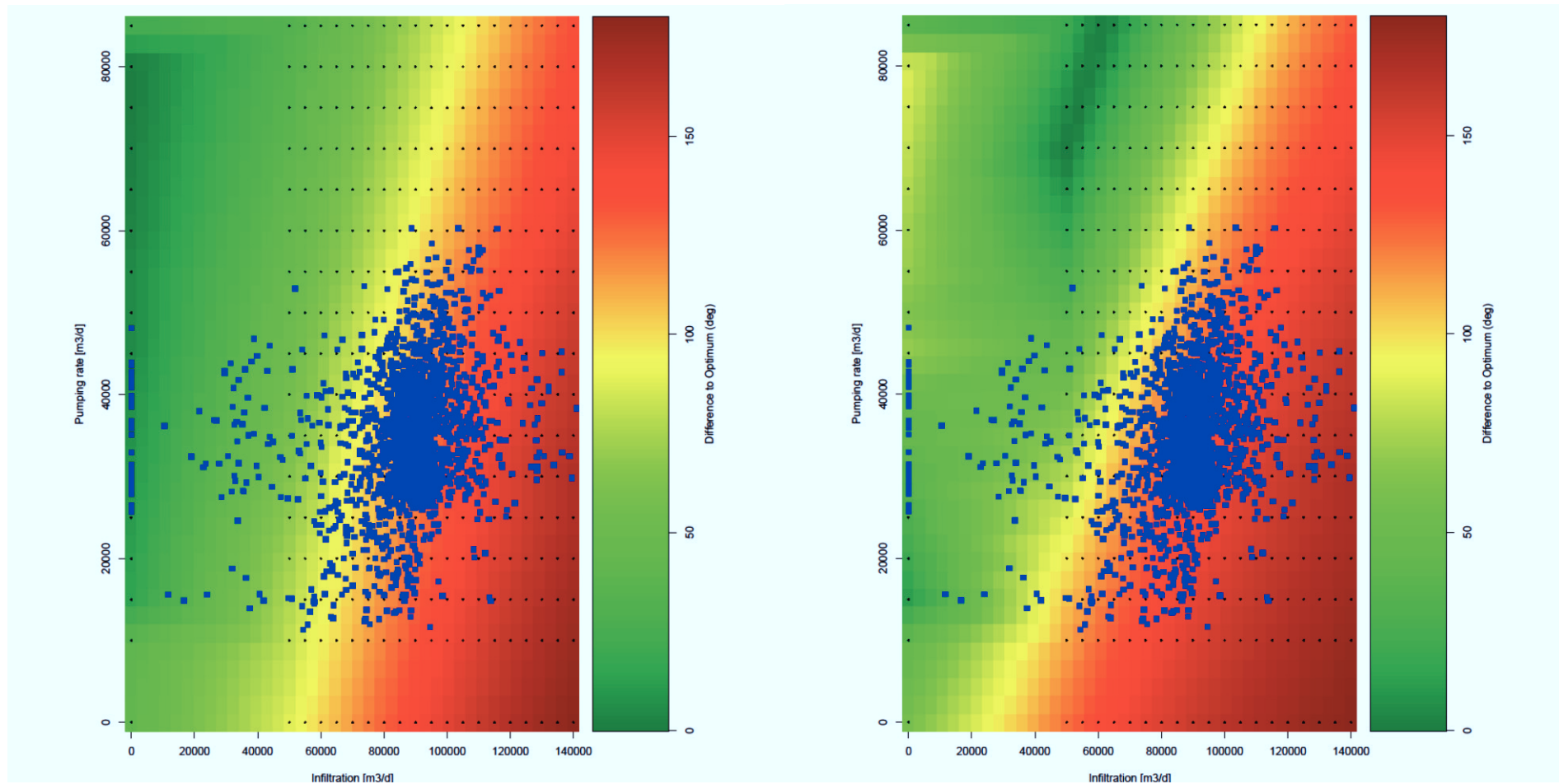


Abbildung A 42: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 17 (links) und Dreieck 18 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

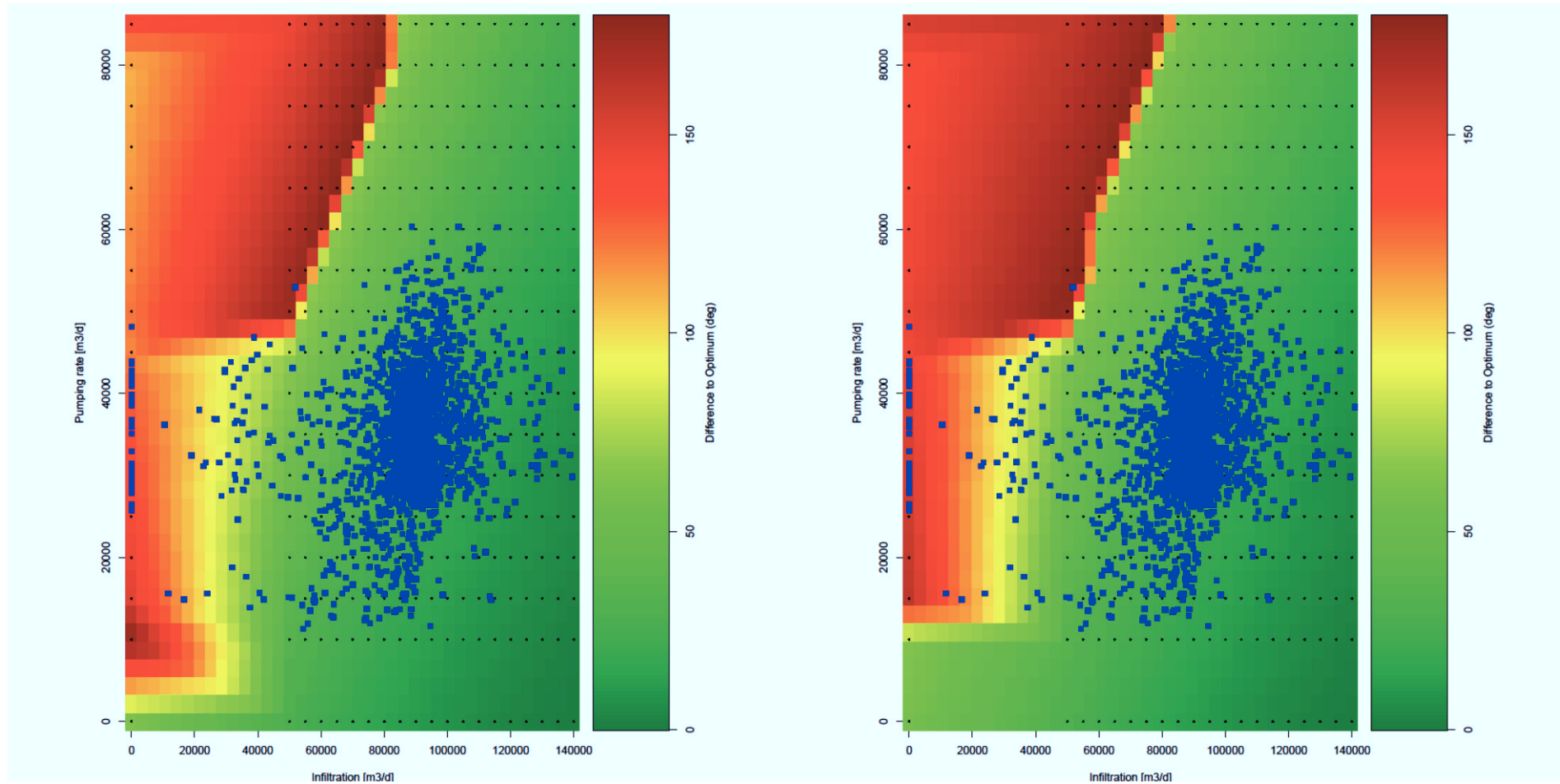


Abbildung A 43: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 19 (links) und Dreieck 20 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellen die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

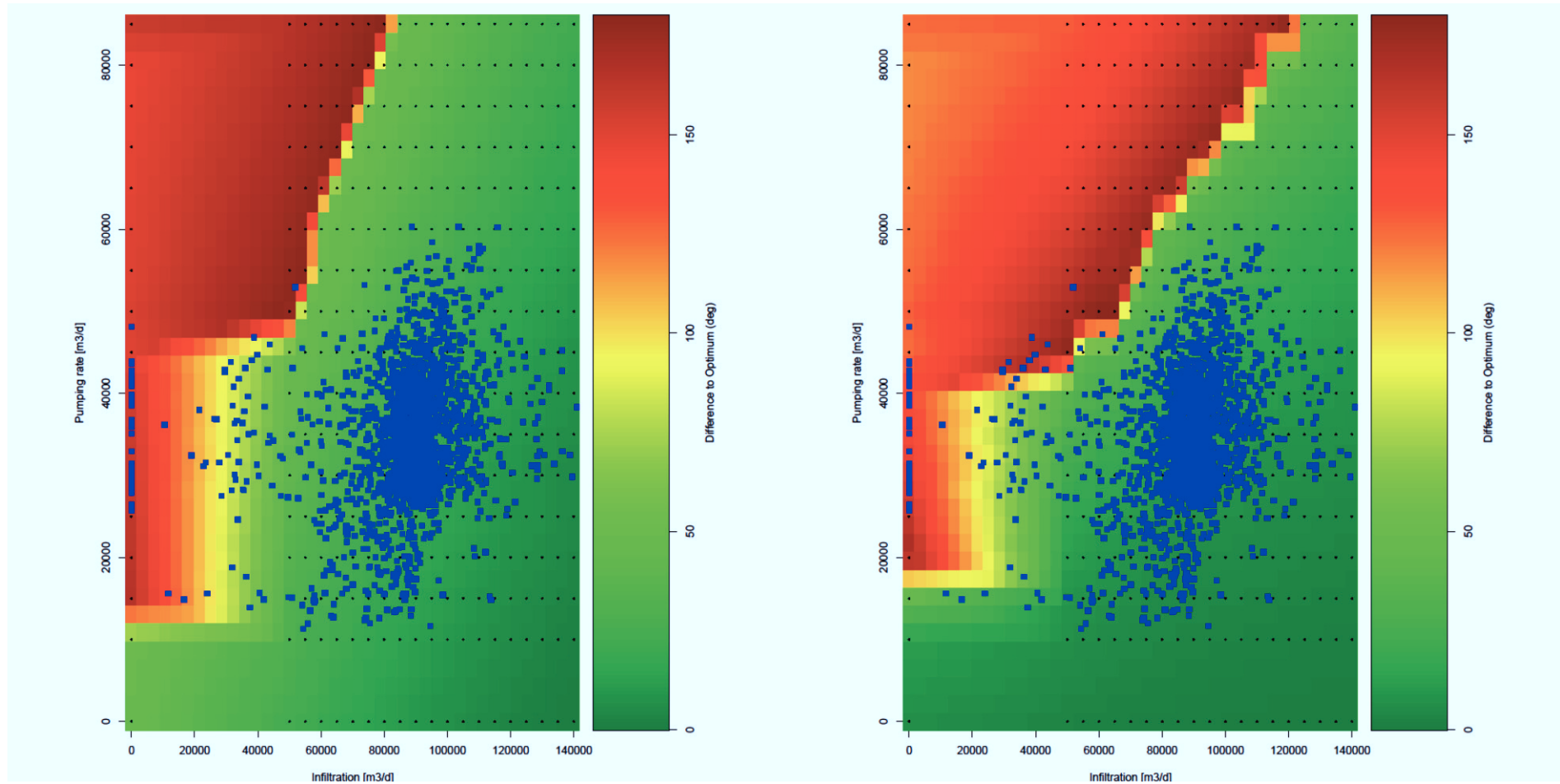


Abbildung A 44: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 21 (links) und Dreieck 22 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellen die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

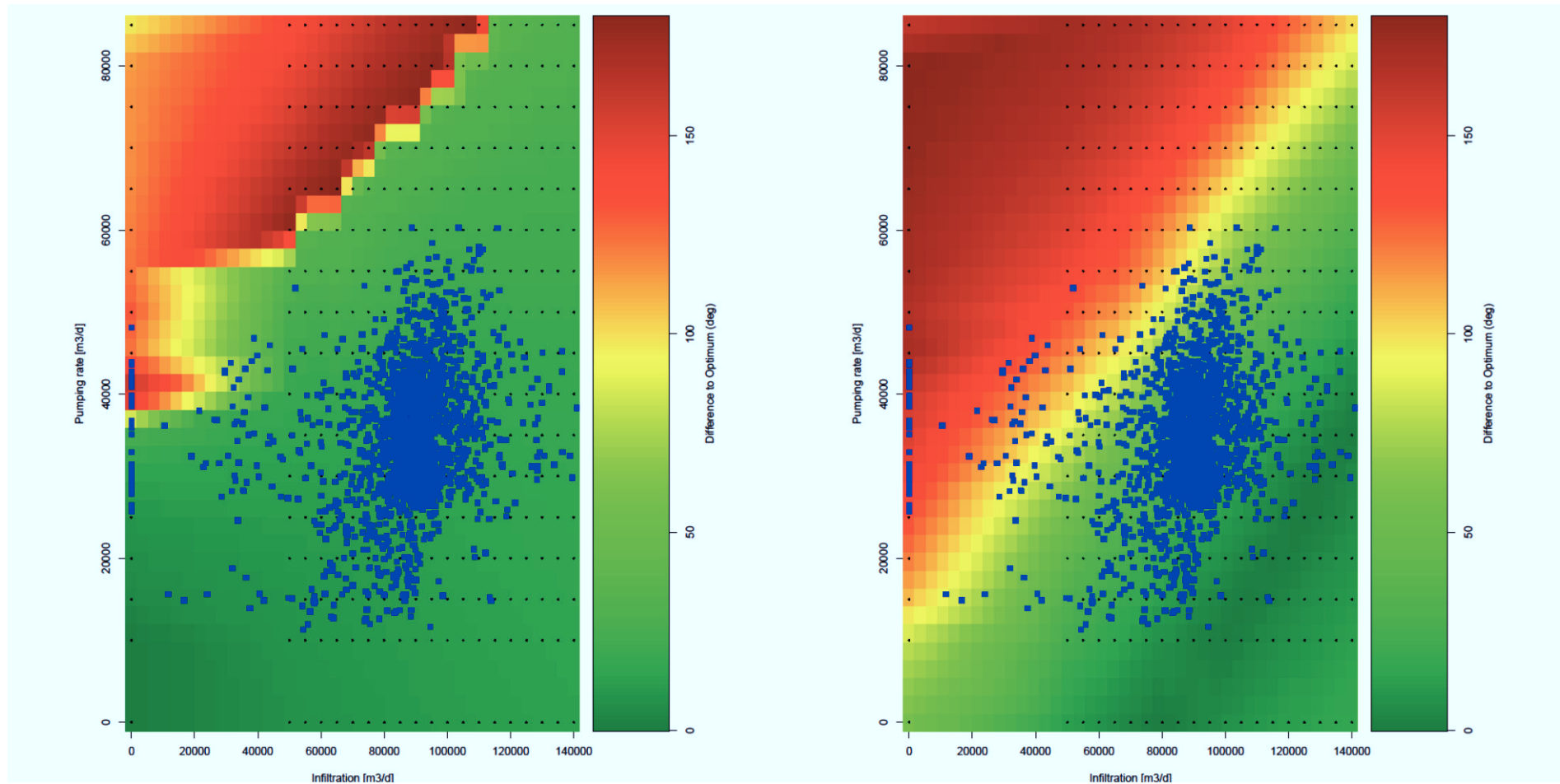


Abbildung A 45: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 23 (links) und Dreieck 24 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

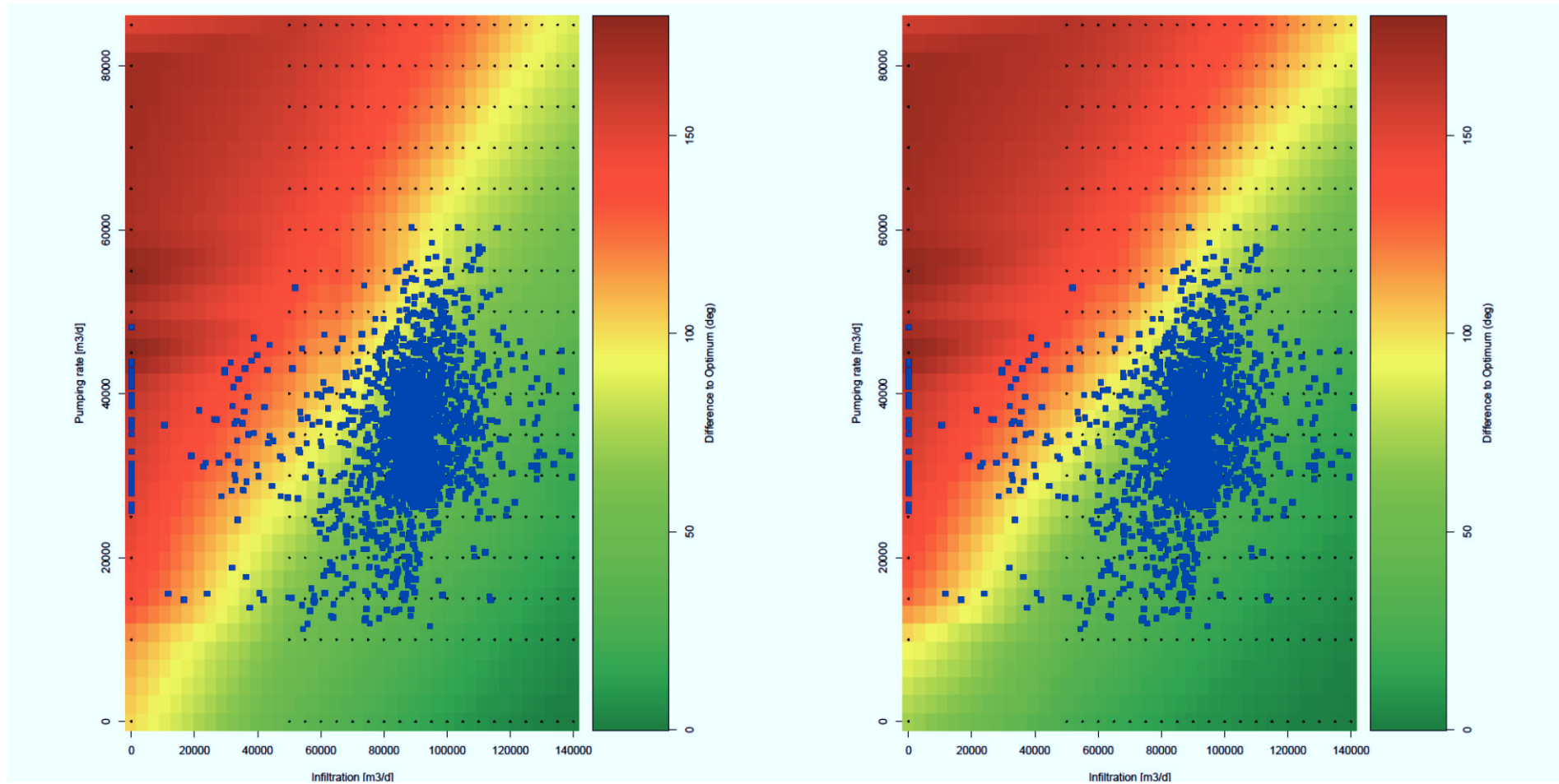


Abbildung A 46: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 25 (links) und Dreieck 26 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

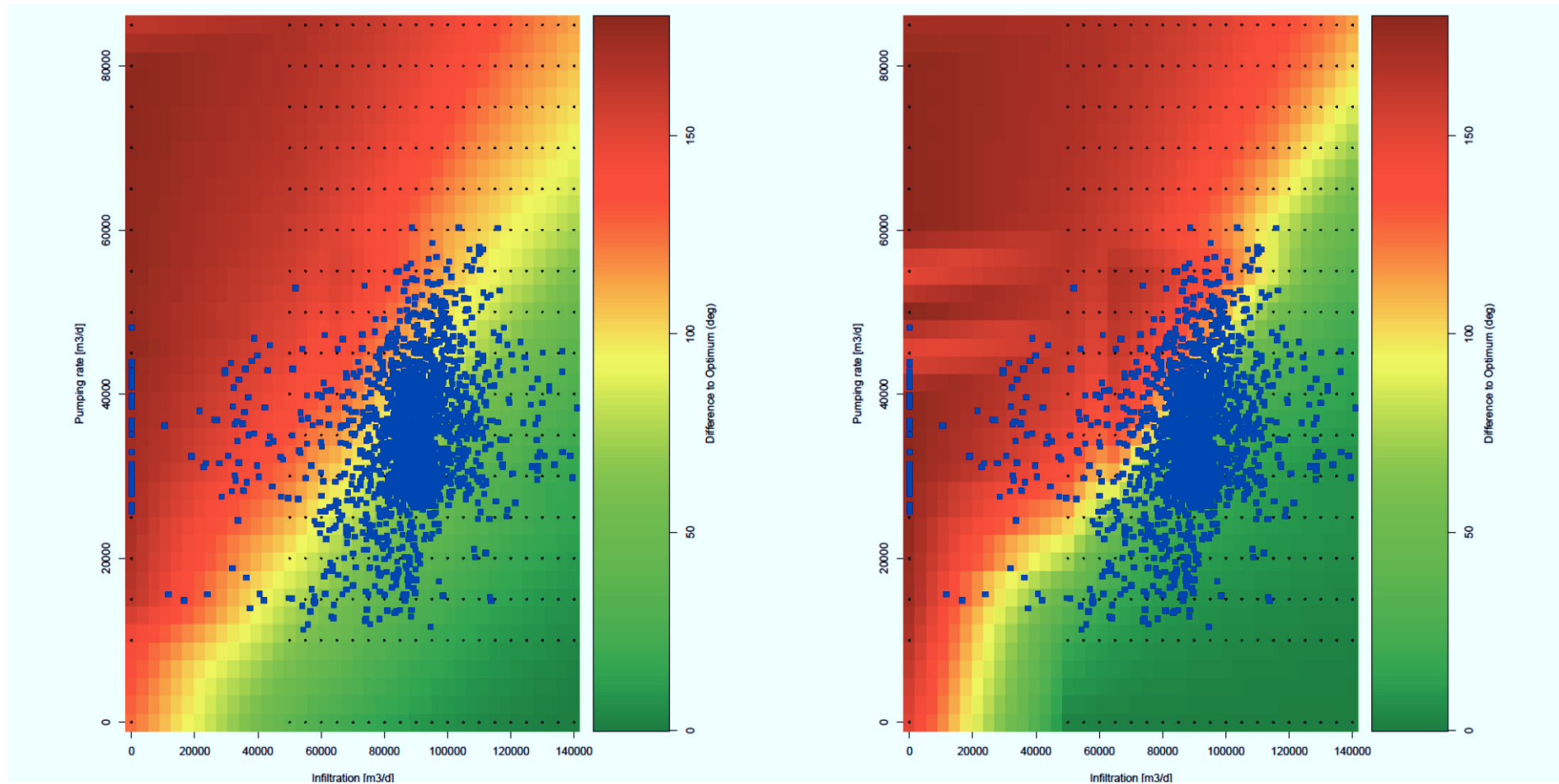


Abbildung A 47: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 27 (links) und Dreieck 28 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

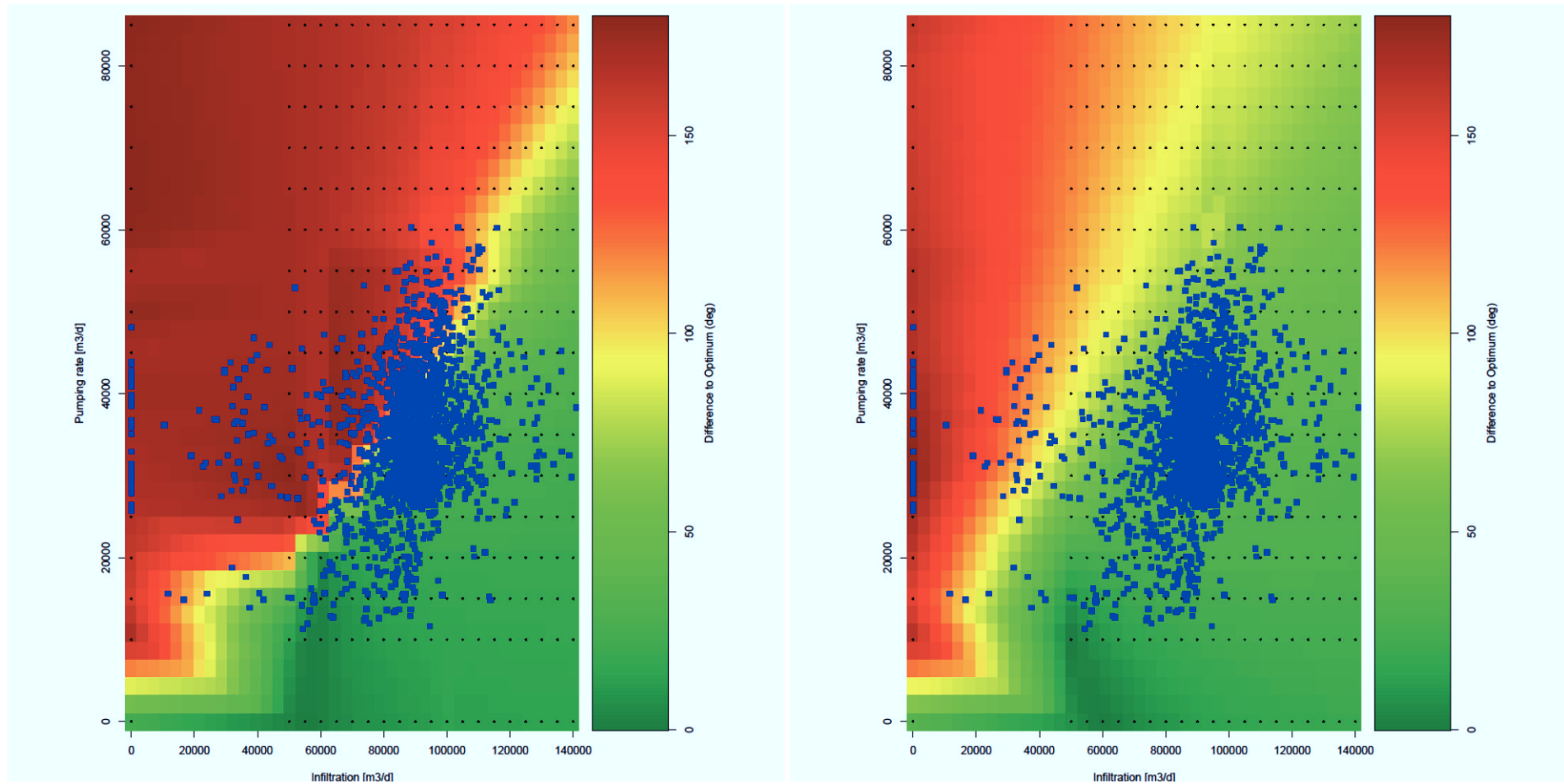


Abbildung A 48: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 29 (links) und Dreieck 30 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

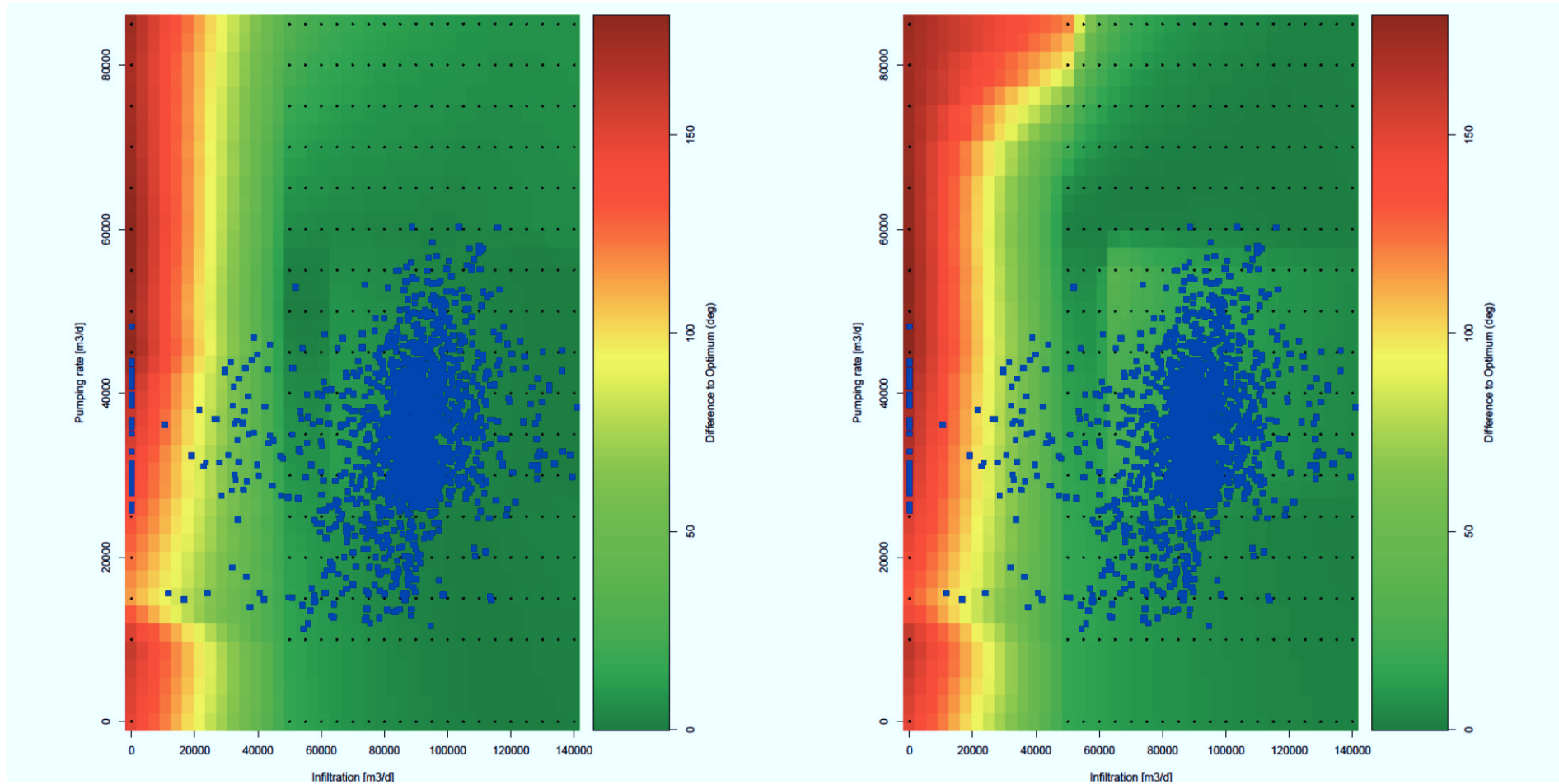


Abbildung A 49: Instationäre Modellierung. Interpolierte Abweichung vom optimalen Winkel basierend auf 340 Szenariensimulationen (jedes Szenario ist durch einen kleinen schwarzen Punkt repräsentiert) für Dreieck 31 (links) und Dreieck 32 (rechts). Auf der x-Achse ist die Infiltration [m^3/d] angegeben und auf der y-Achse die Förderrate [m^3/d]. Der Winkelwert ist von niedrig (grün) bis hoch (rot) dargestellt. Die blauen Punkte stellt die Infiltration und \square Förderrate mit jeweiligen berechneten Winkeln der HAWAG im Zeitraum 2008 bis 2013 dar.

Tabelle A 3: Ausgangswinkel [°] für alle 32 Dreiecke als Ergebnis der numerischen Modellierung des Ausgangszenarios mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate für die Szenarien-Betrachtungen S1 bis S16.

Dreieck	Winkel (Grad)
1	44
2	35
3	14
4	6
5	54
6	34
7	39
8	93
9	59
10	91
11	83
12	92
13	91
14	95
15	103
16	127
17	106
18	54
19	101
20	90
21	70
22	56
23	33
24	368
25	73
26	67
27	93
28	100
29	114
30	158
31	5
32	14

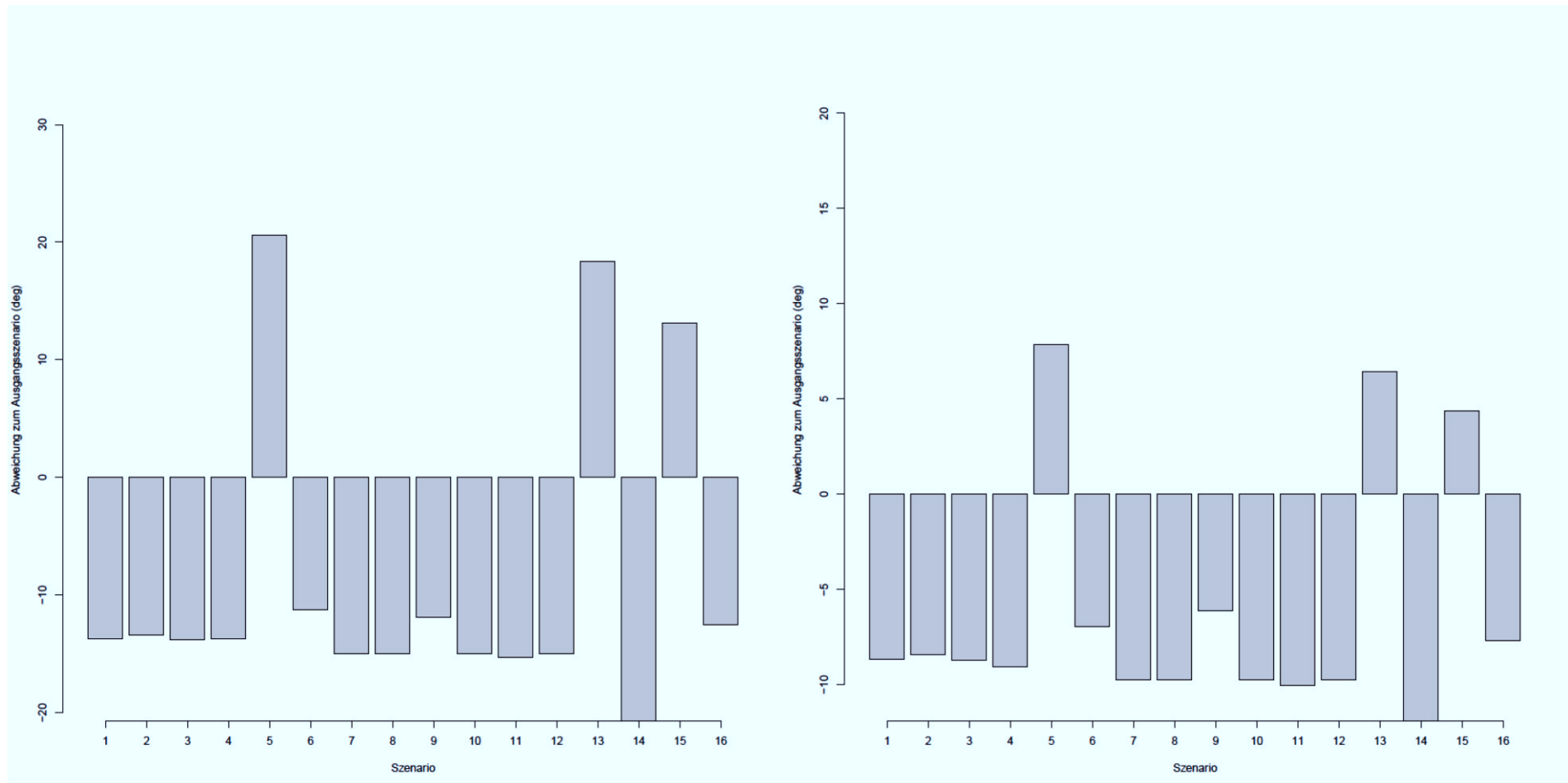


Abbildung A 50: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 1 (links) und 2 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

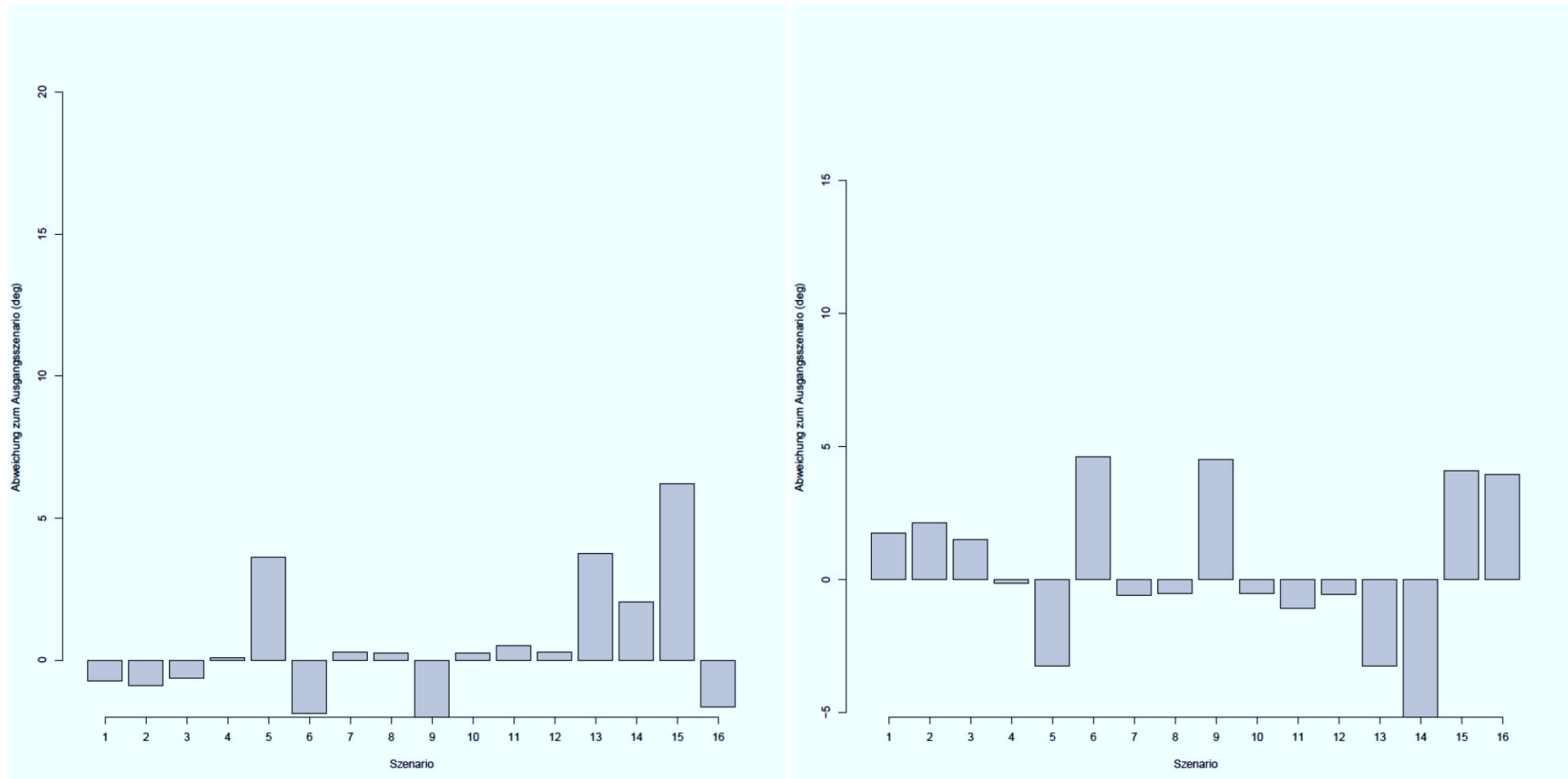


Abbildung A 51: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 3 (links) und 4 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

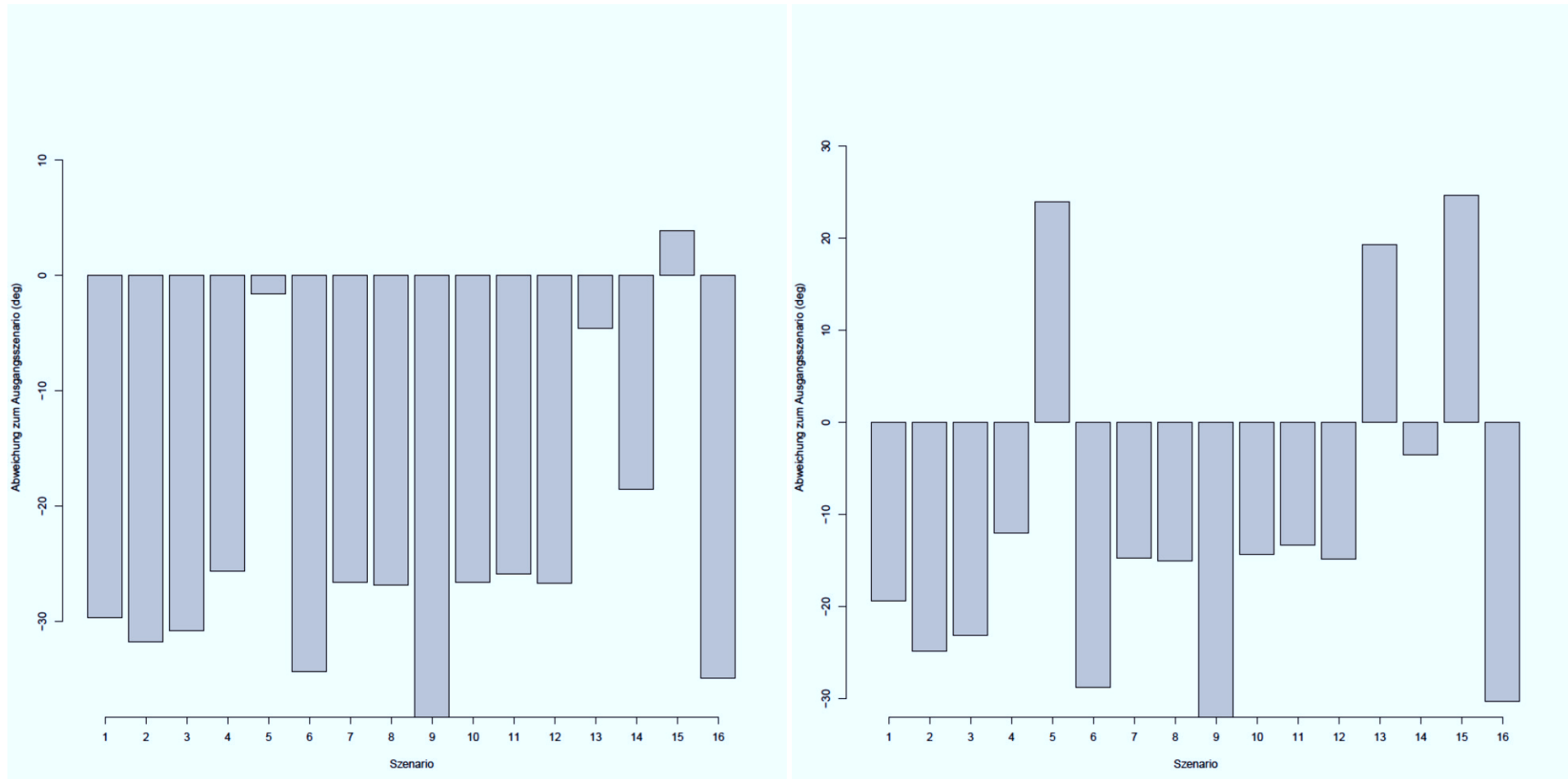


Abbildung A 52: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 5 (links) und 6 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

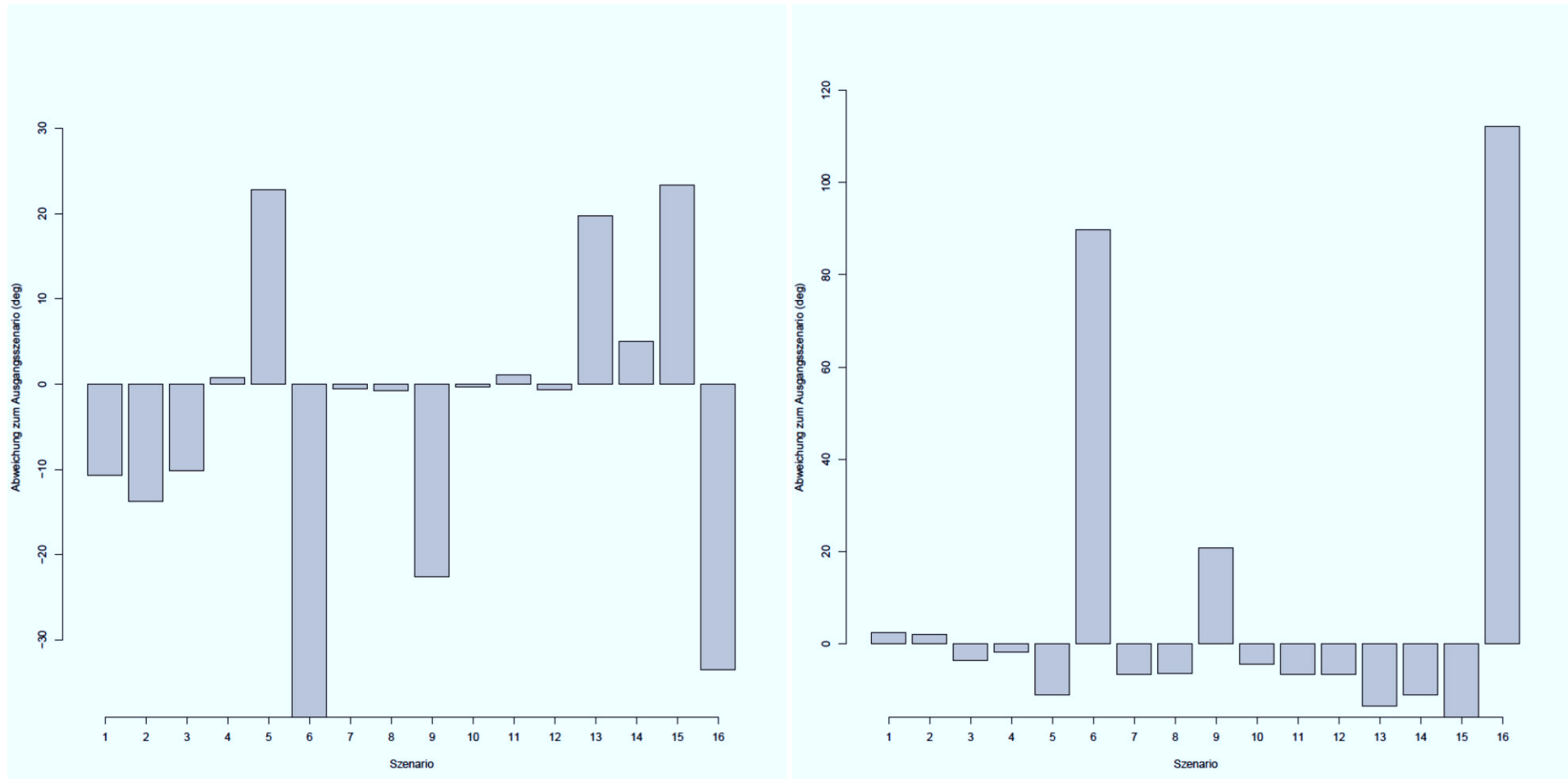


Abbildung A 53: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 7 (links) und 8 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

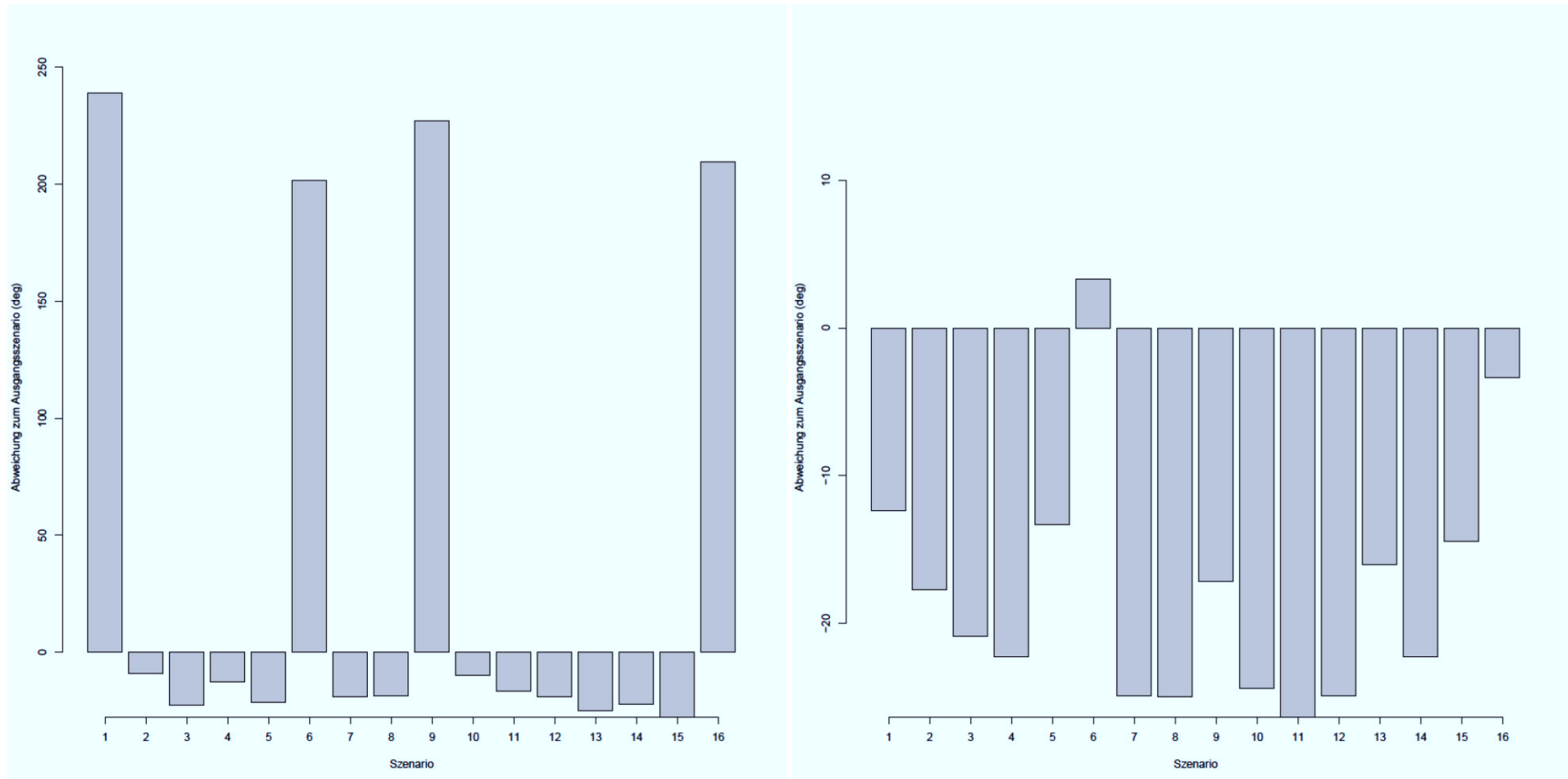


Abbildung A 54: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 9 (links) und 10 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

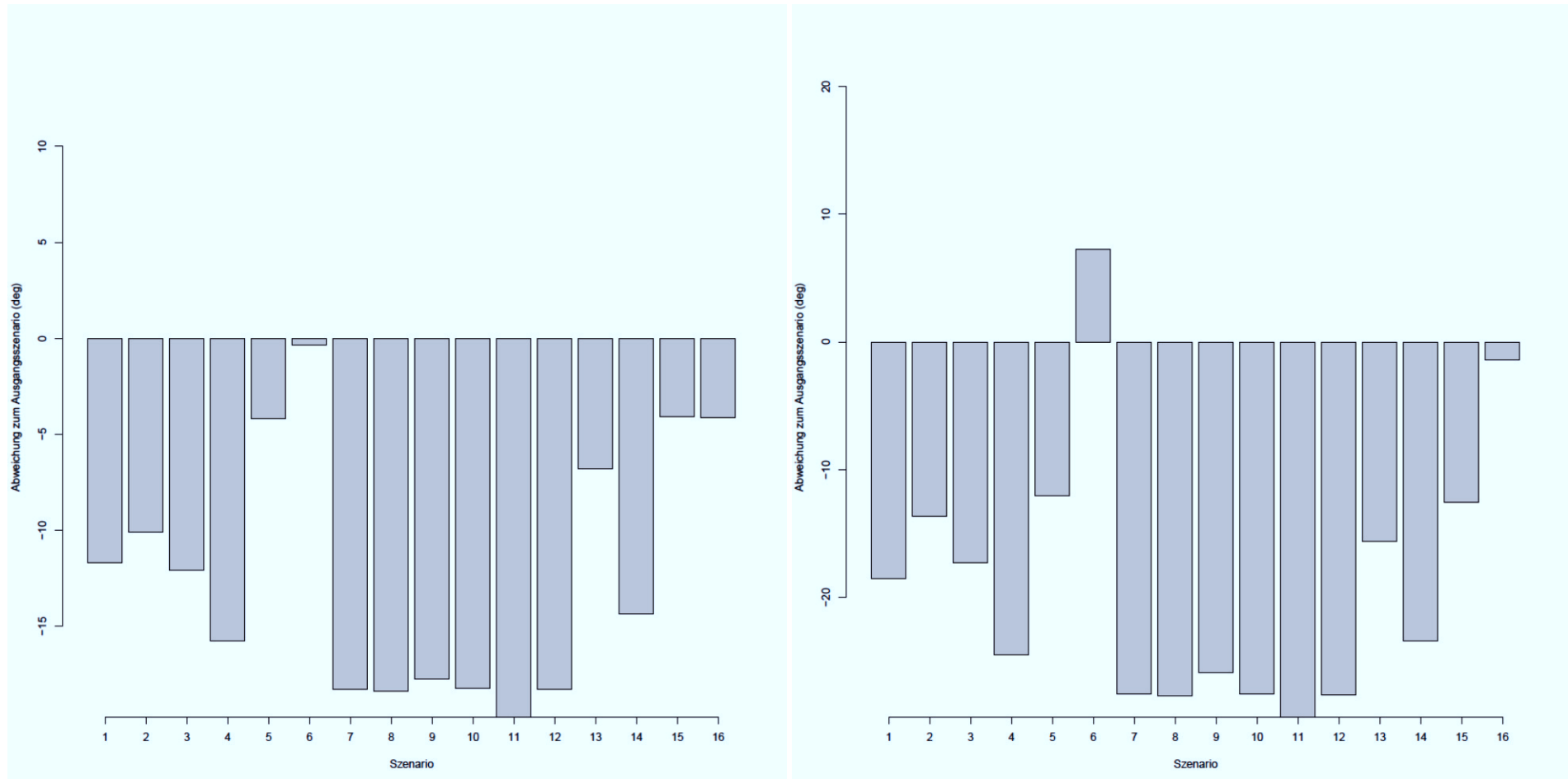


Abbildung A 55: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 11 (links) und 12 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

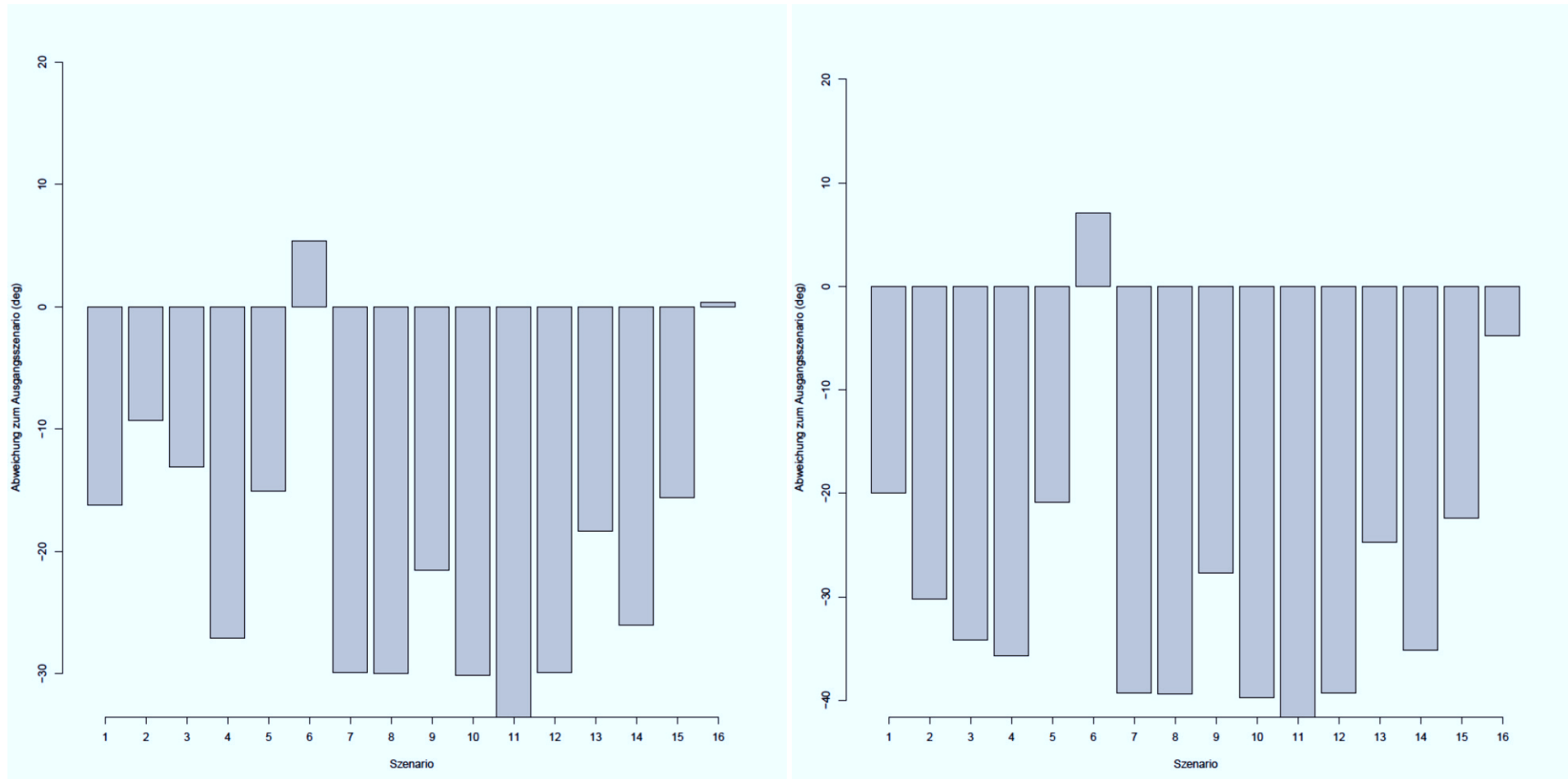


Abbildung A 56: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 13 (links) und 14 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

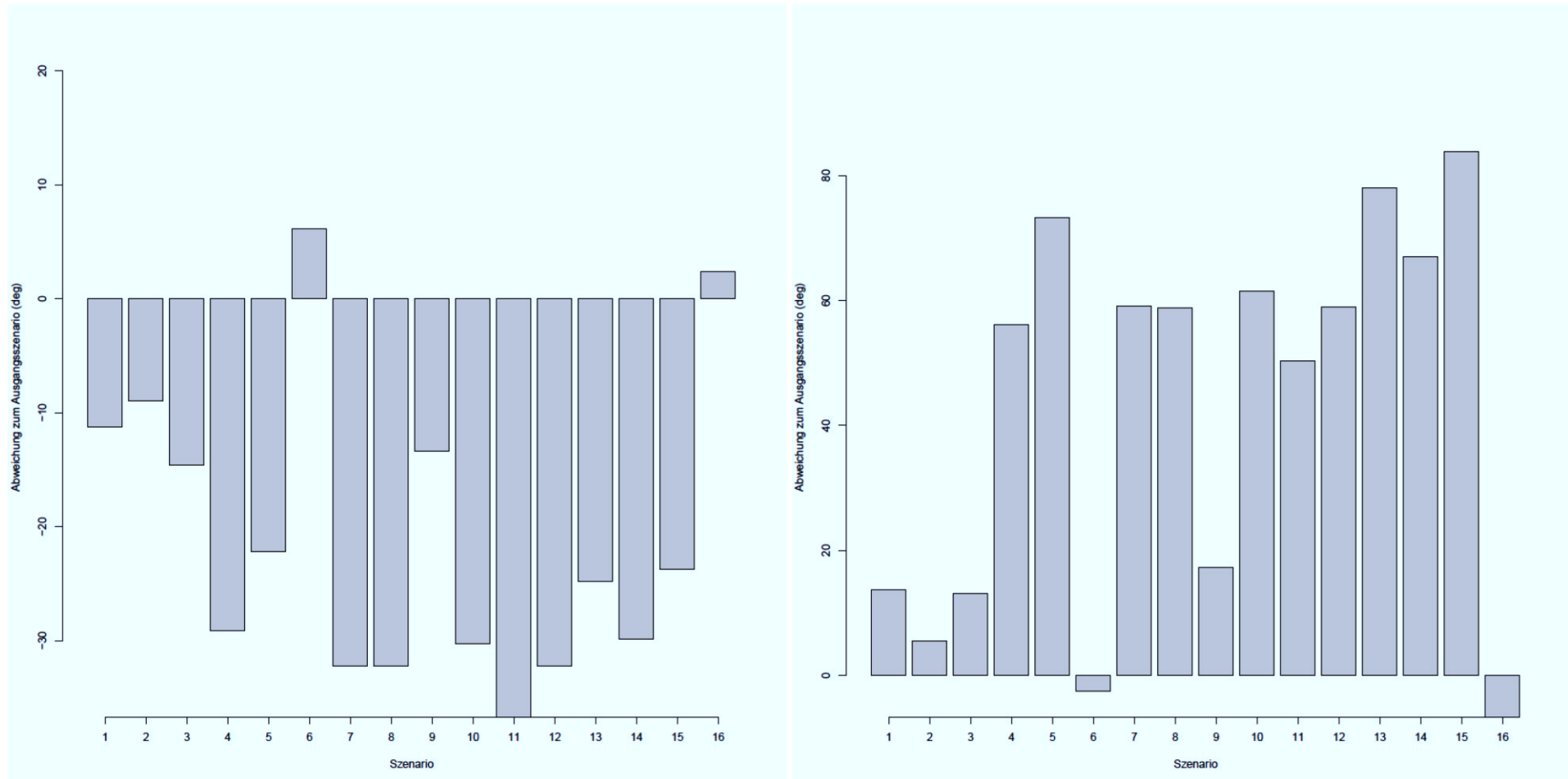


Abbildung A 57: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 15 (links) und 16 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

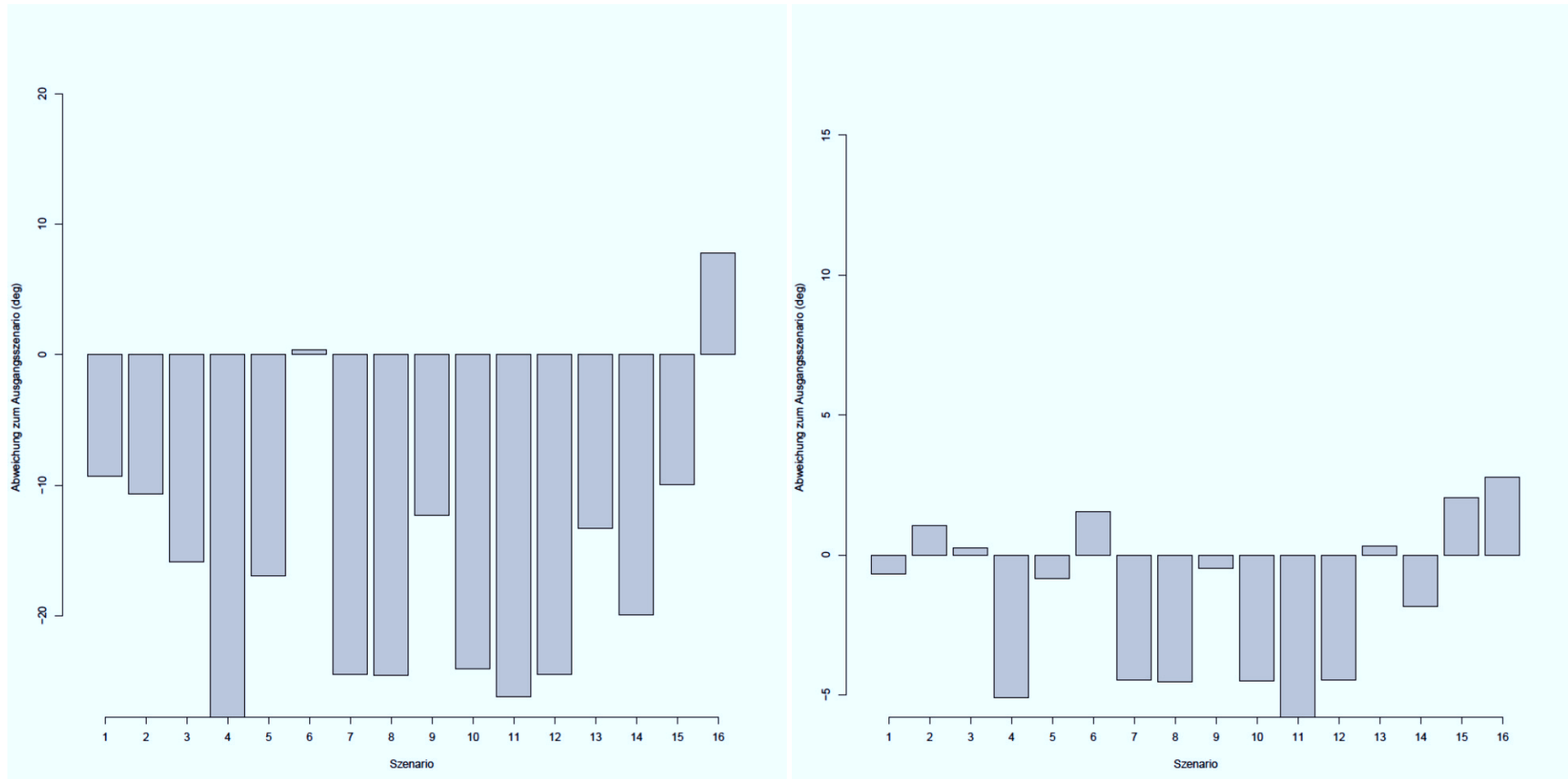


Abbildung A 58: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 17 (links) und 18 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

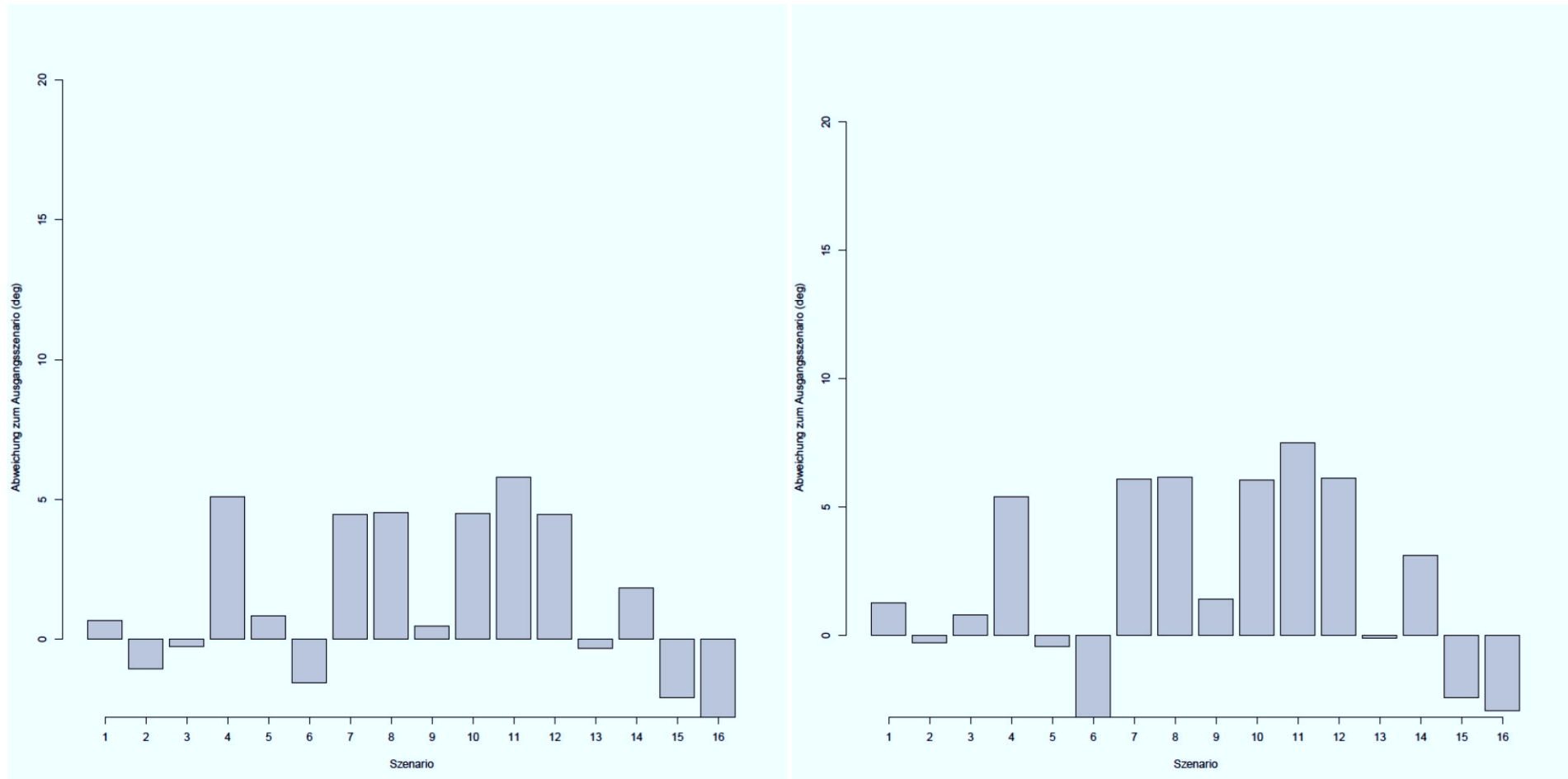


Abbildung A 59: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 19 (links) und 20 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit $95'000 \text{ m}^3/\text{d}$ Infiltration und $45'000 \text{ m}^3/\text{d}$ Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

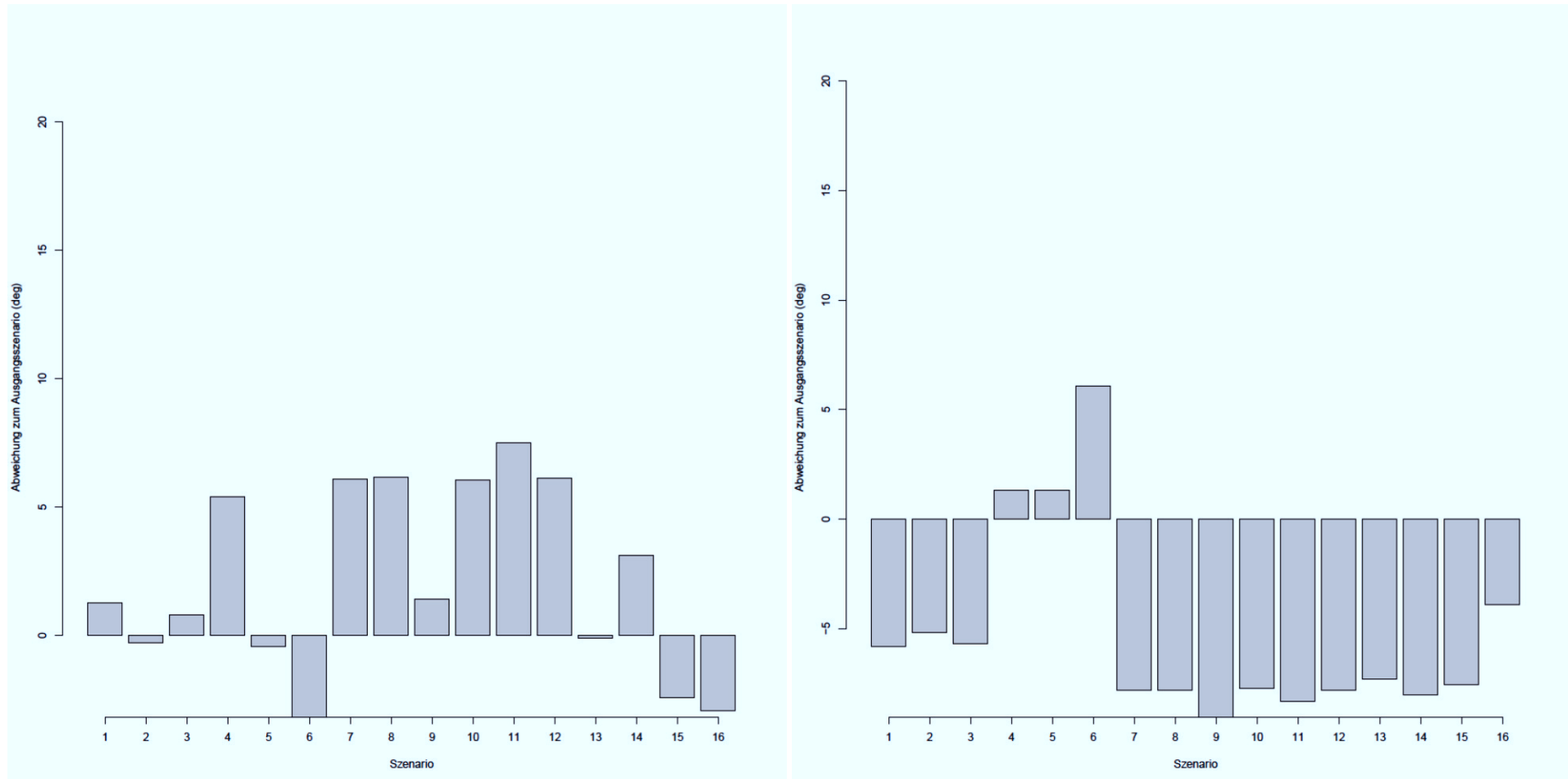


Abbildung A 60: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 21 (links) und 22 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

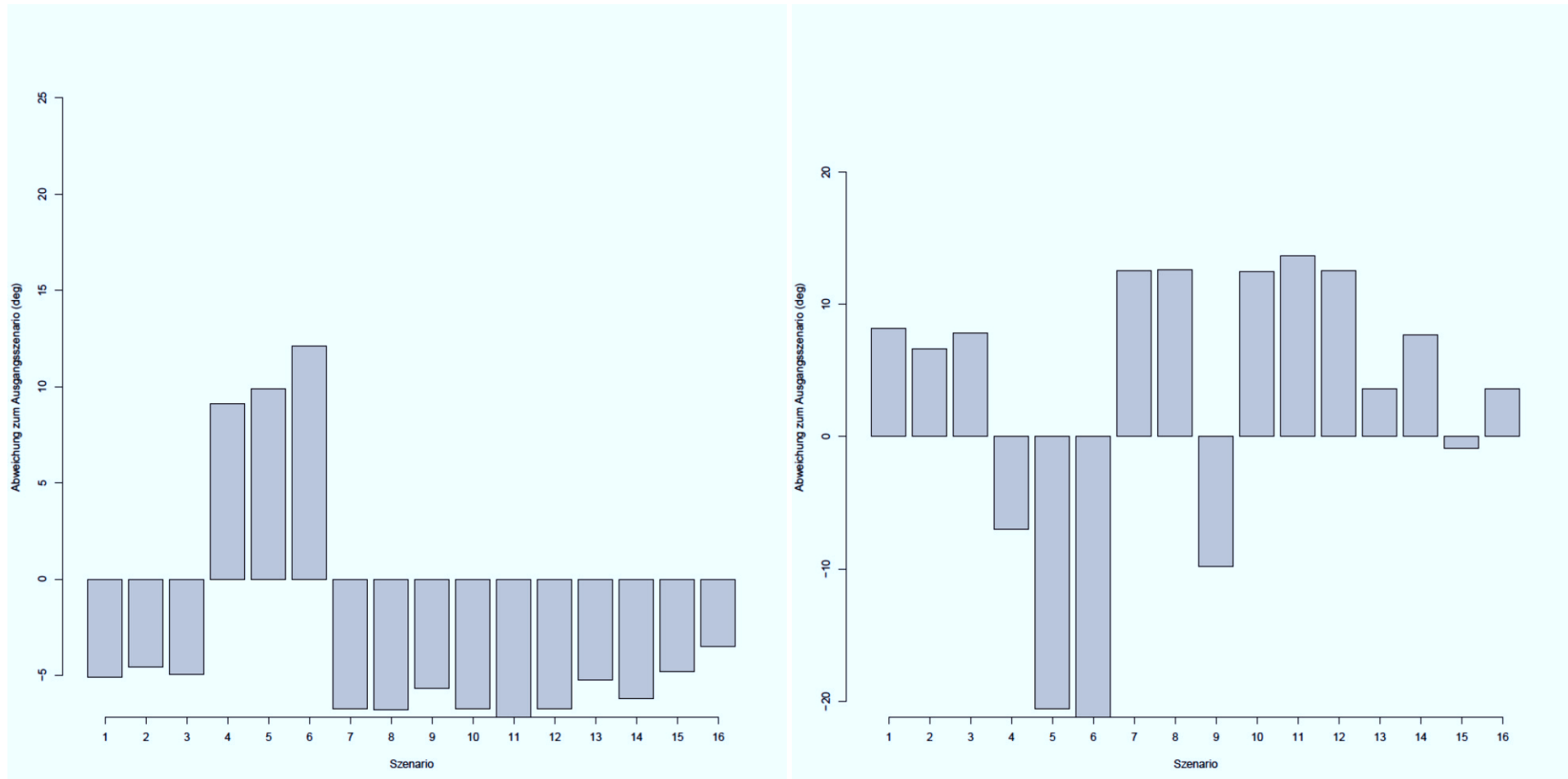


Abbildung A 61: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 23 (links) und 24 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

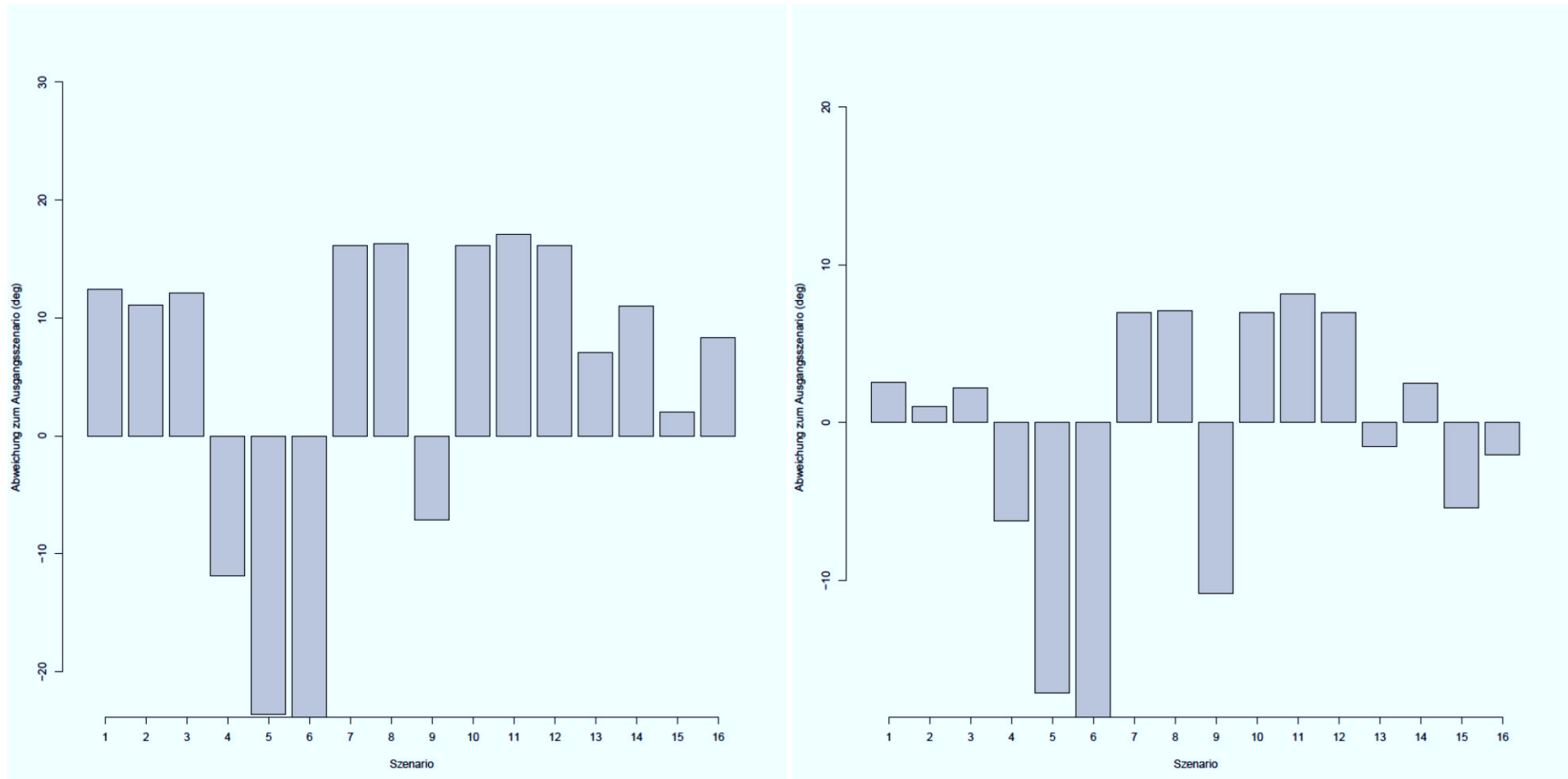


Abbildung A 62: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 25 (links) und 26 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

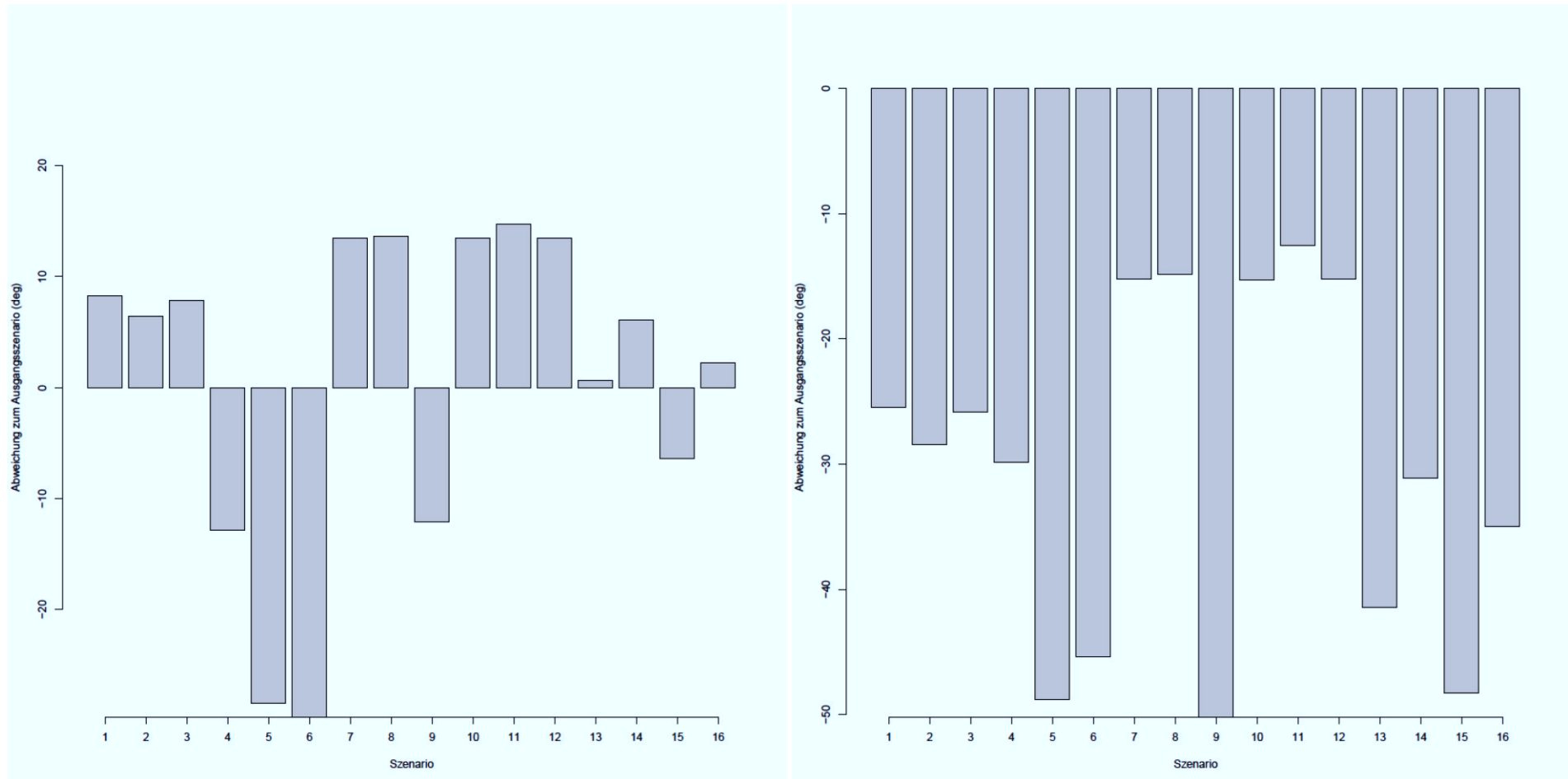


Abbildung A 63: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 27 (links) und 28 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

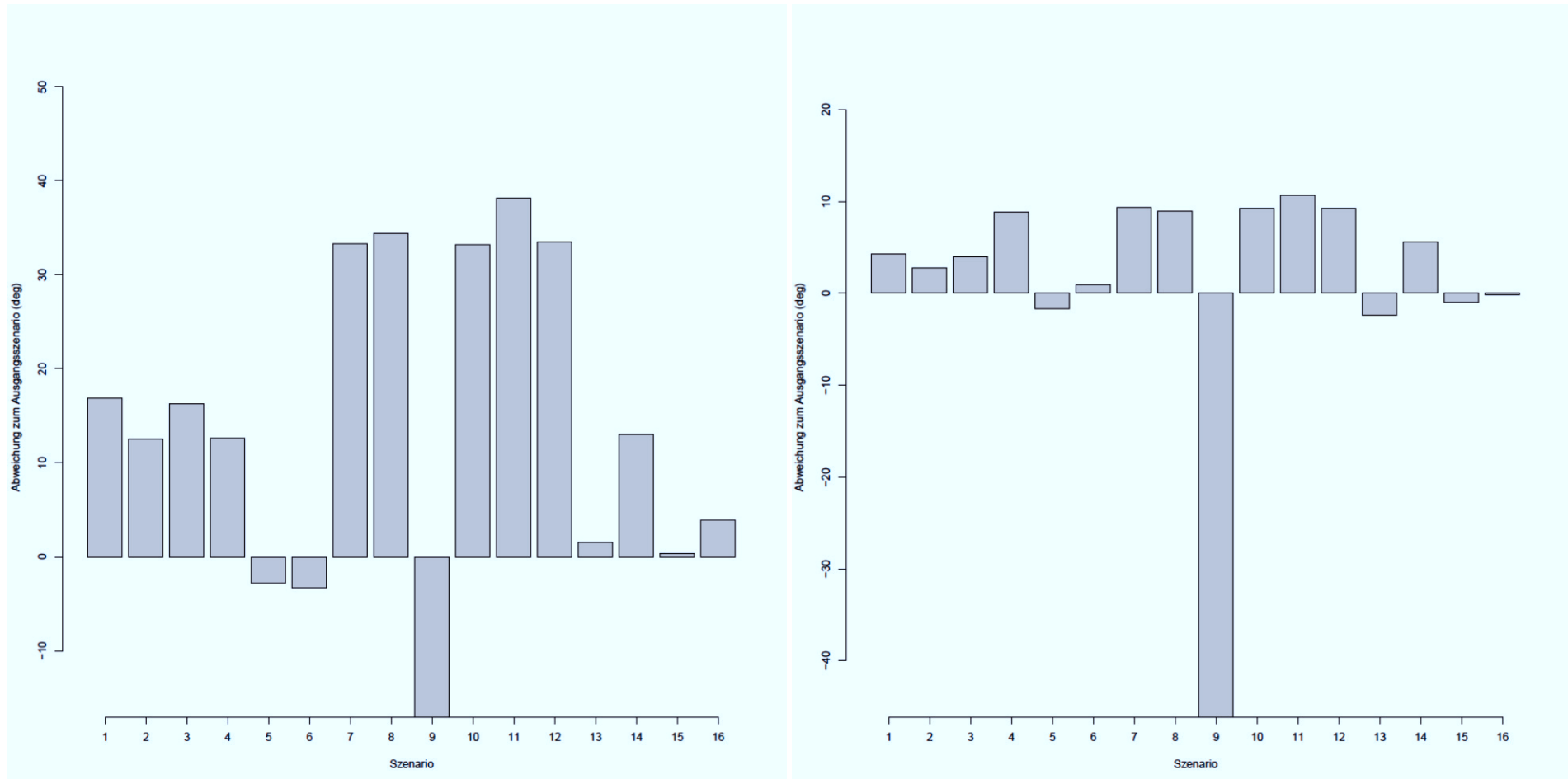


Abbildung A 64: Abweichung des Fließwinkels in den Dreiecken 29 (links) und 30 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fließwinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fließrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

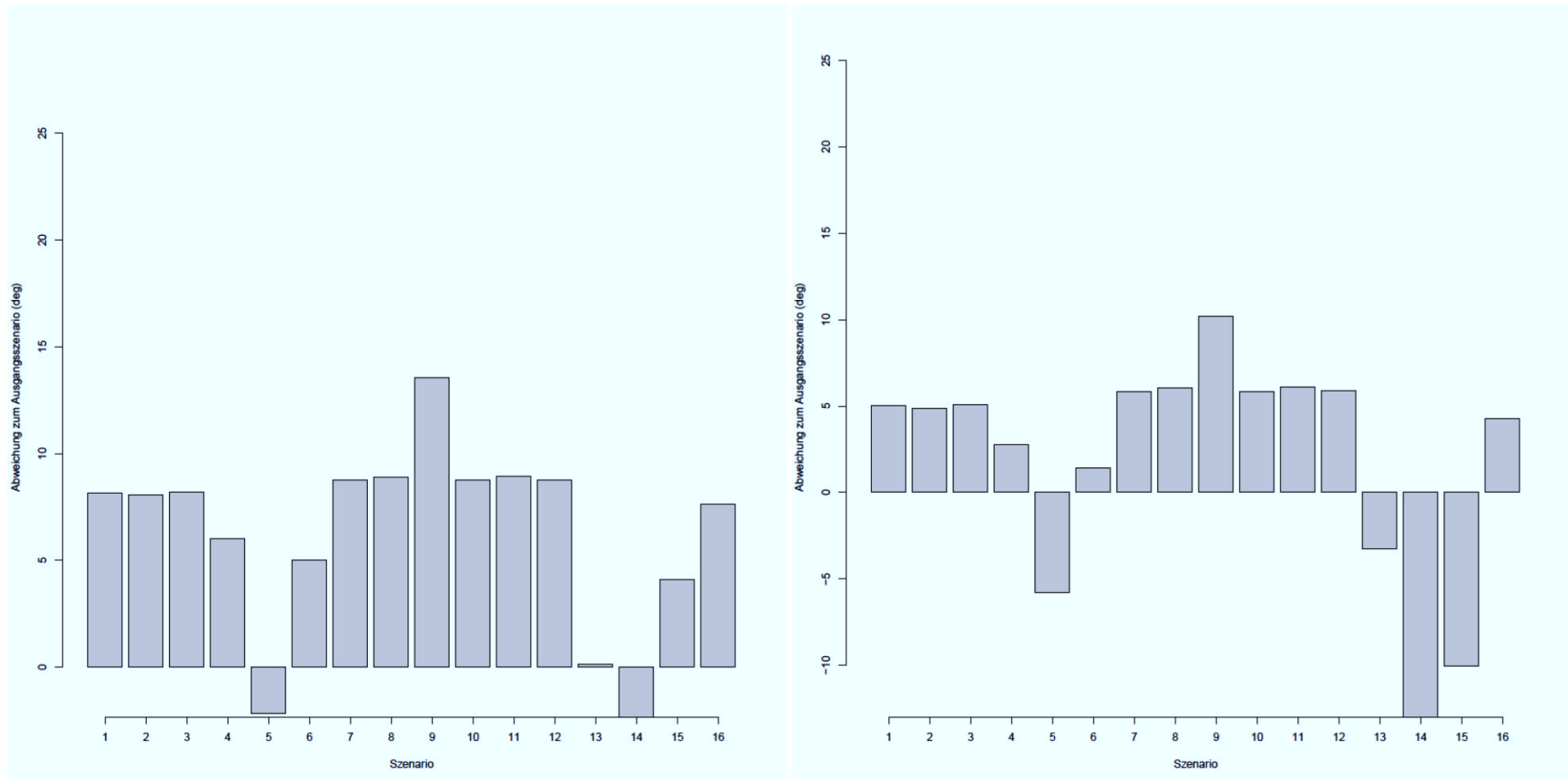


Abbildung A 65: Abweichung des Fliesswinkels in den Dreiecken 31 (links) und 32 (rechts) innerhalb der Szenariensimulationen S1 bis S16 in Bezug zum Fliesswinkel im jeweiligen Dreieck, wie er sich aus der numerischen Modellierung für das Ausgangsszenario mit 95'000 m³/d Infiltration und 45'000 m³/d Förderrate ergab. Winkelwerte kleiner 0 zeigen eine verbesserte Fliessrichtung an in Bezug auf das Optimum für jedes Dreieck. Werte grösser 0 zeigen eine Verschlechterung an.

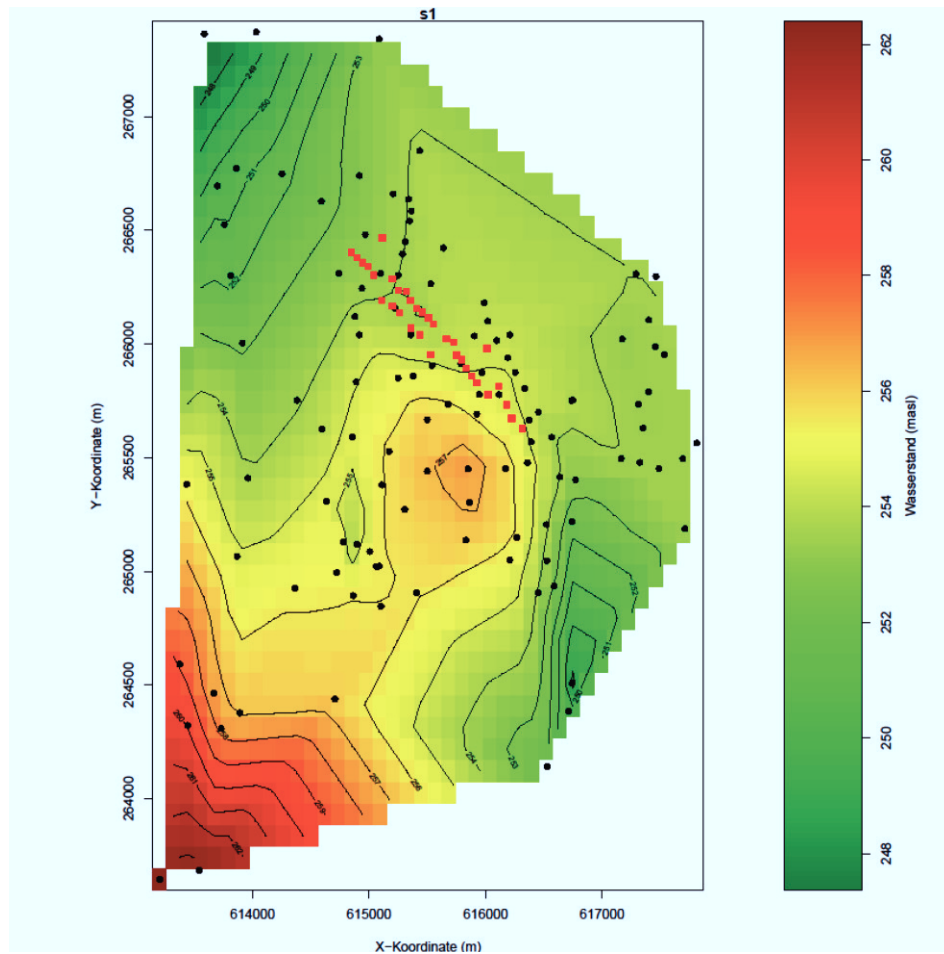


Abbildung A 66: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des Ausgangsszenarios S1 (s. a. Kapitel 4.6.6: Weitere Szenarien).

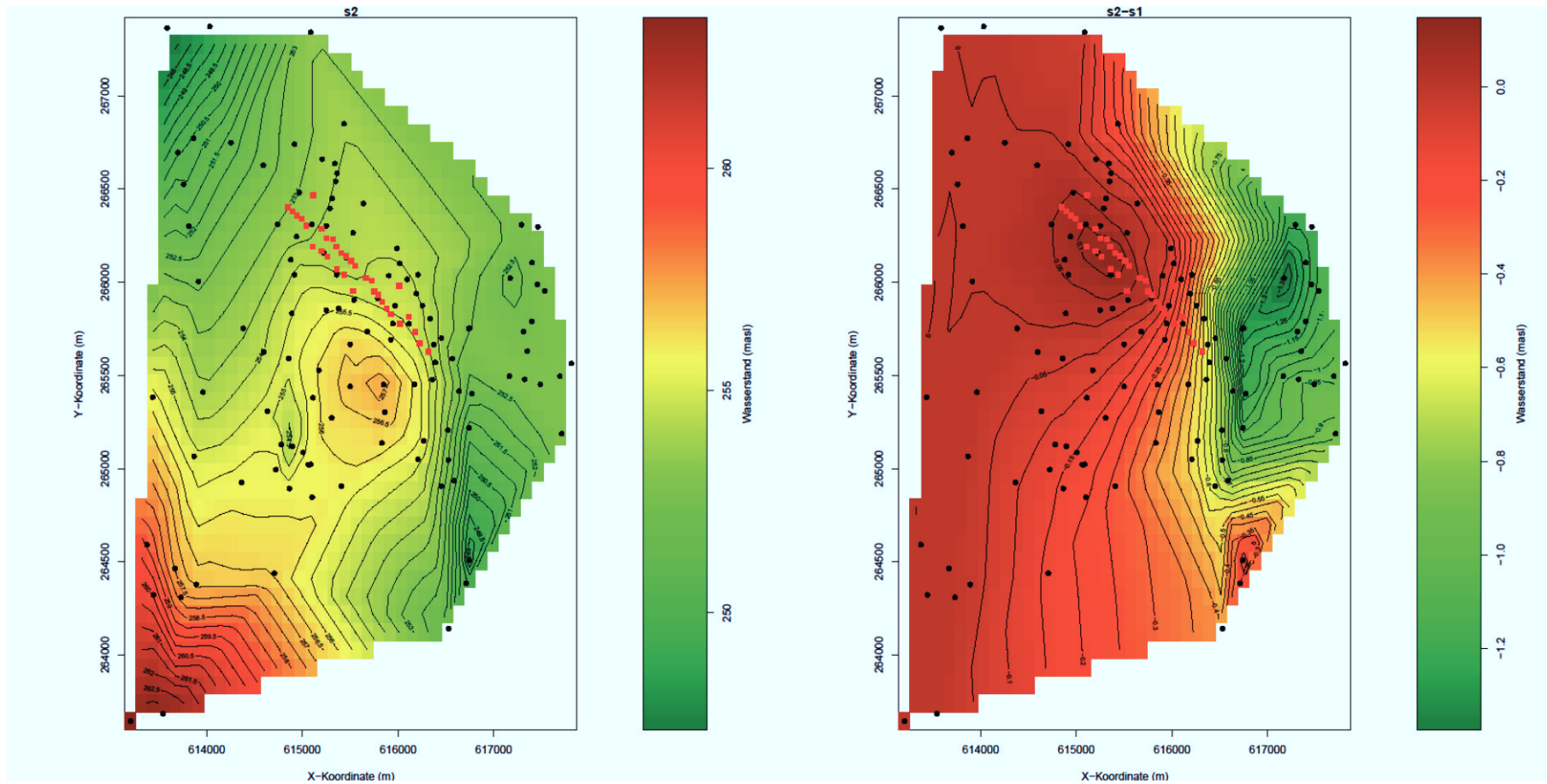


Abbildung A 67: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S2 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

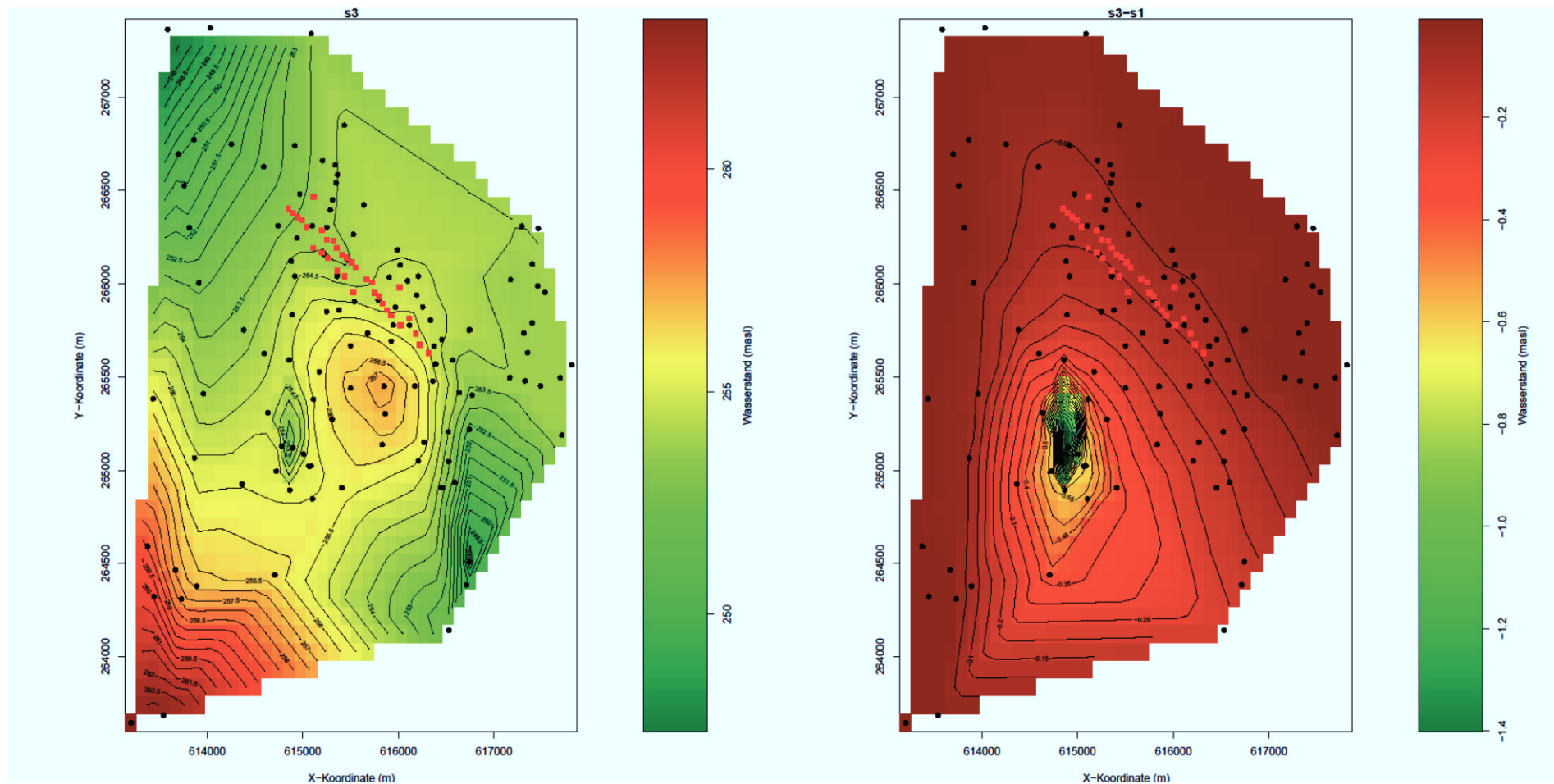


Abbildung A 68: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S3 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

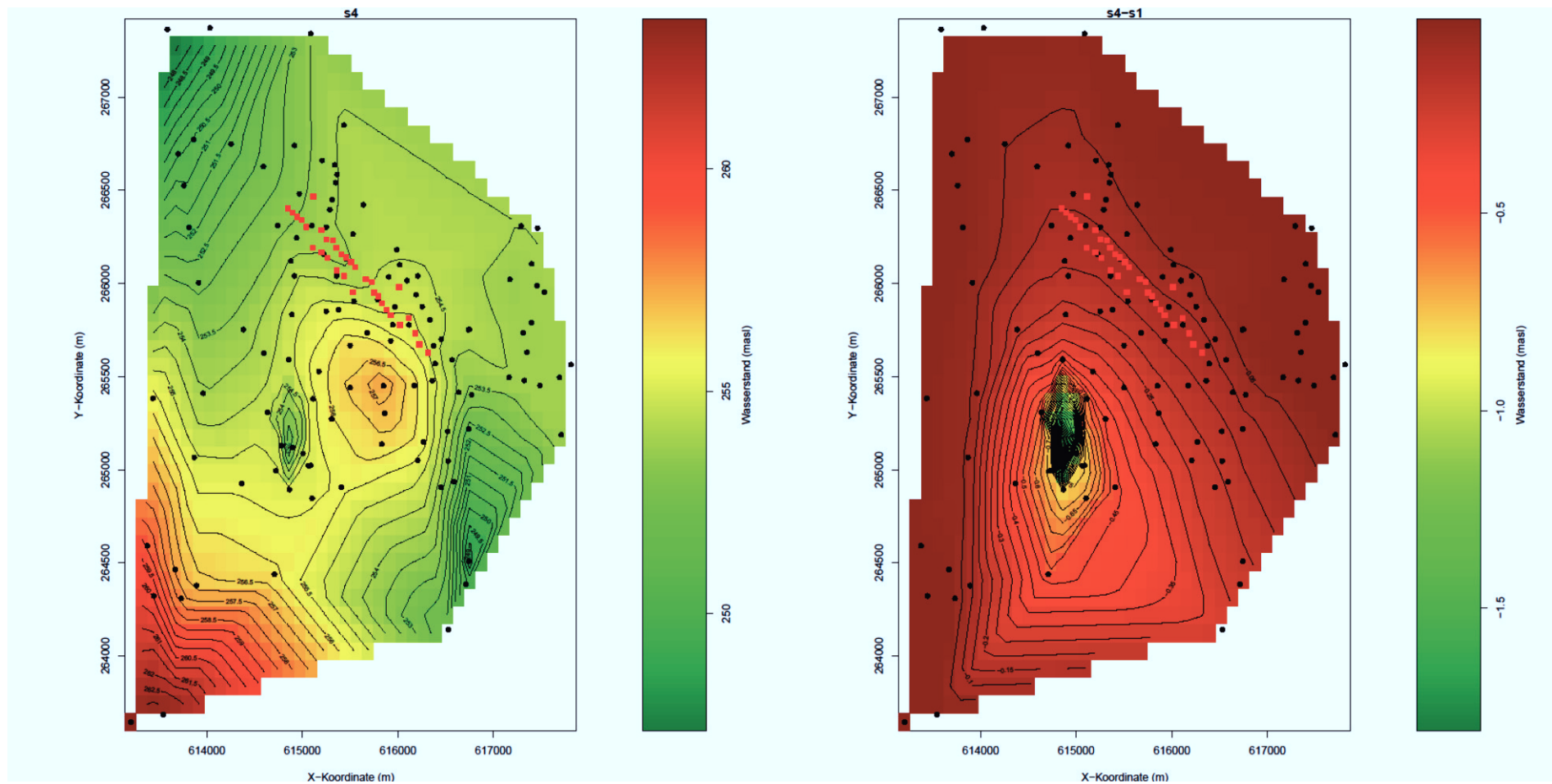


Abbildung A 69: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S4 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

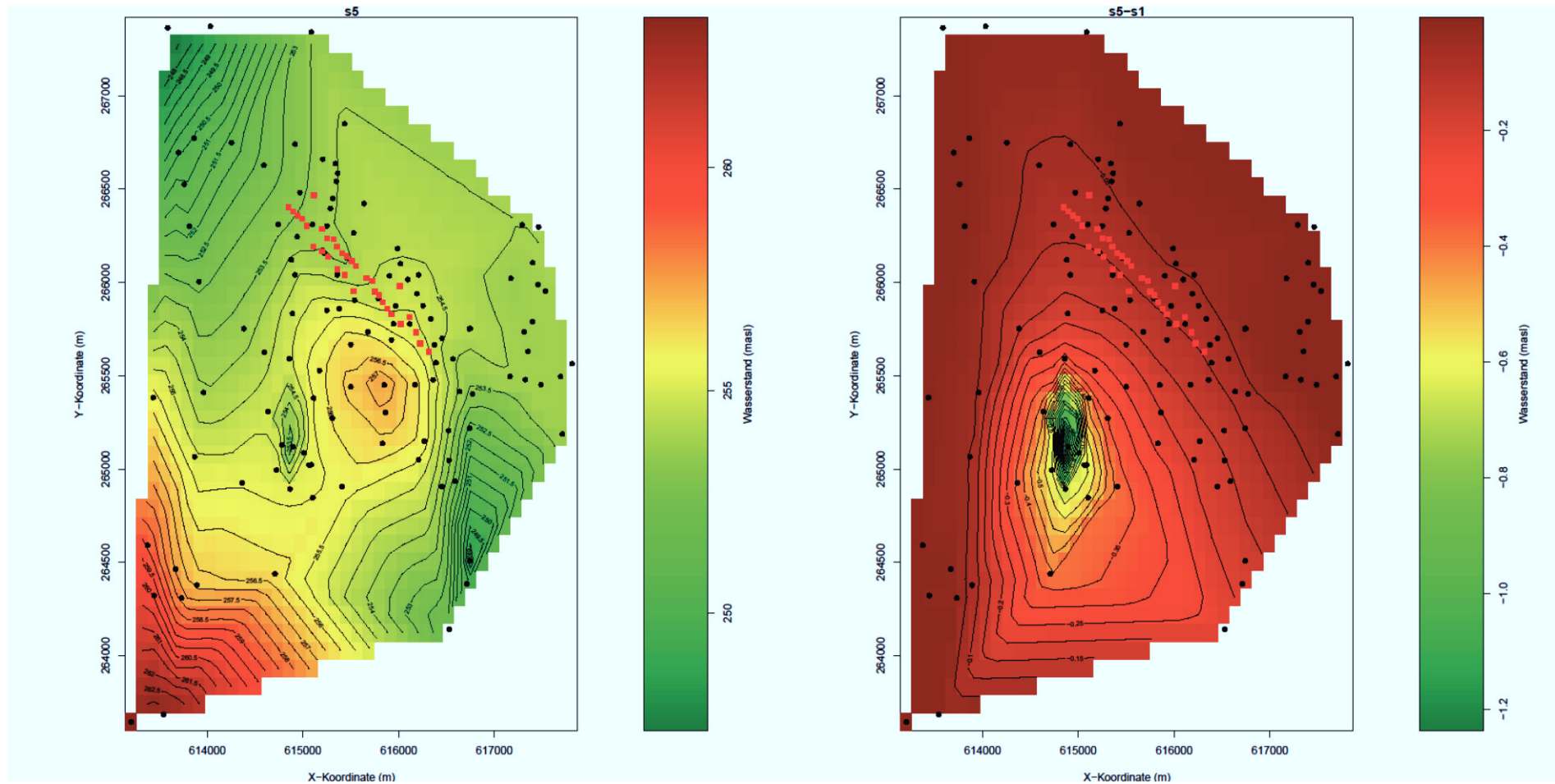


Abbildung A 70: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S5 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

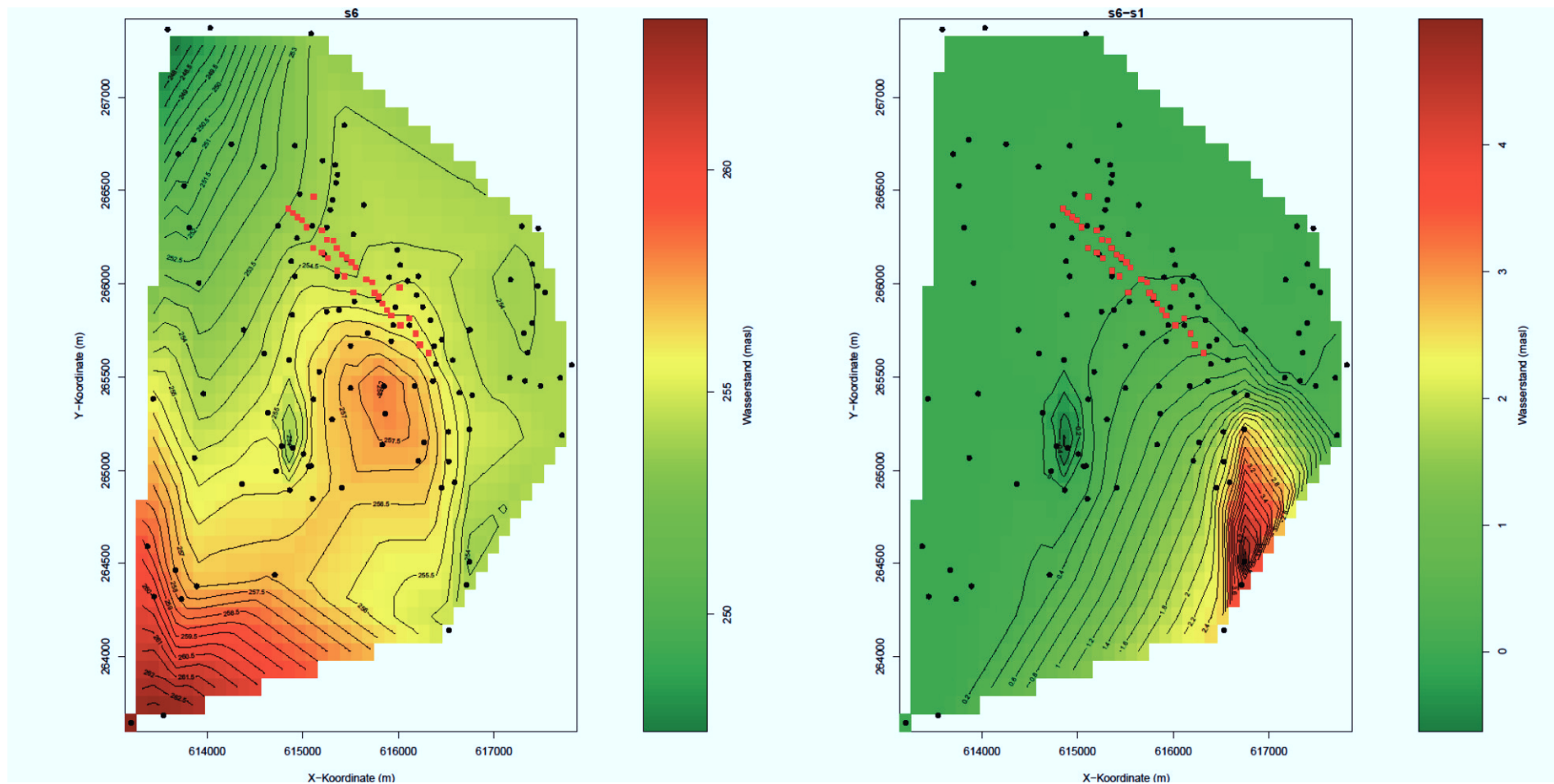


Abbildung A 71: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S6 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

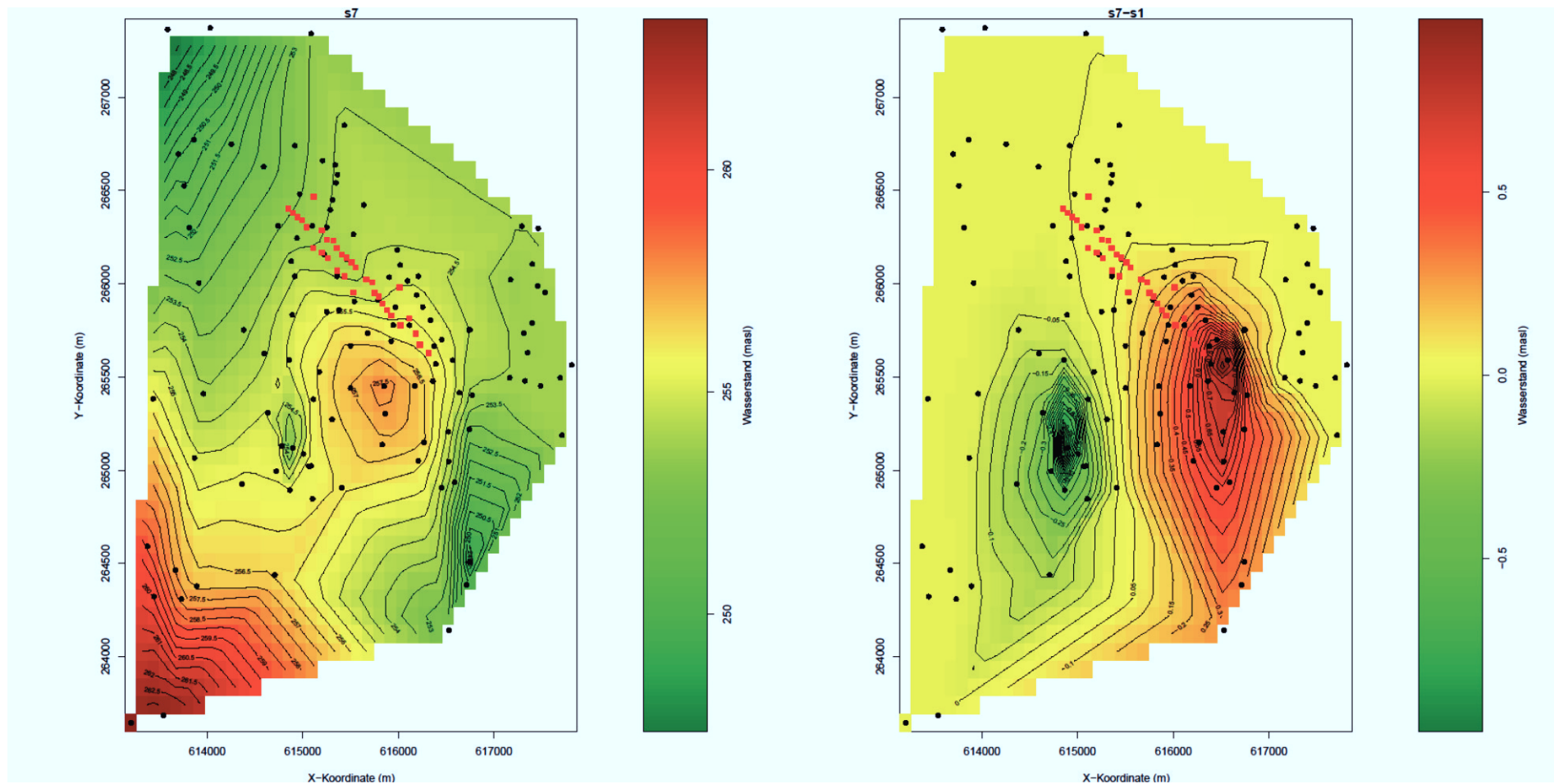


Abbildung A 72: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S7 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

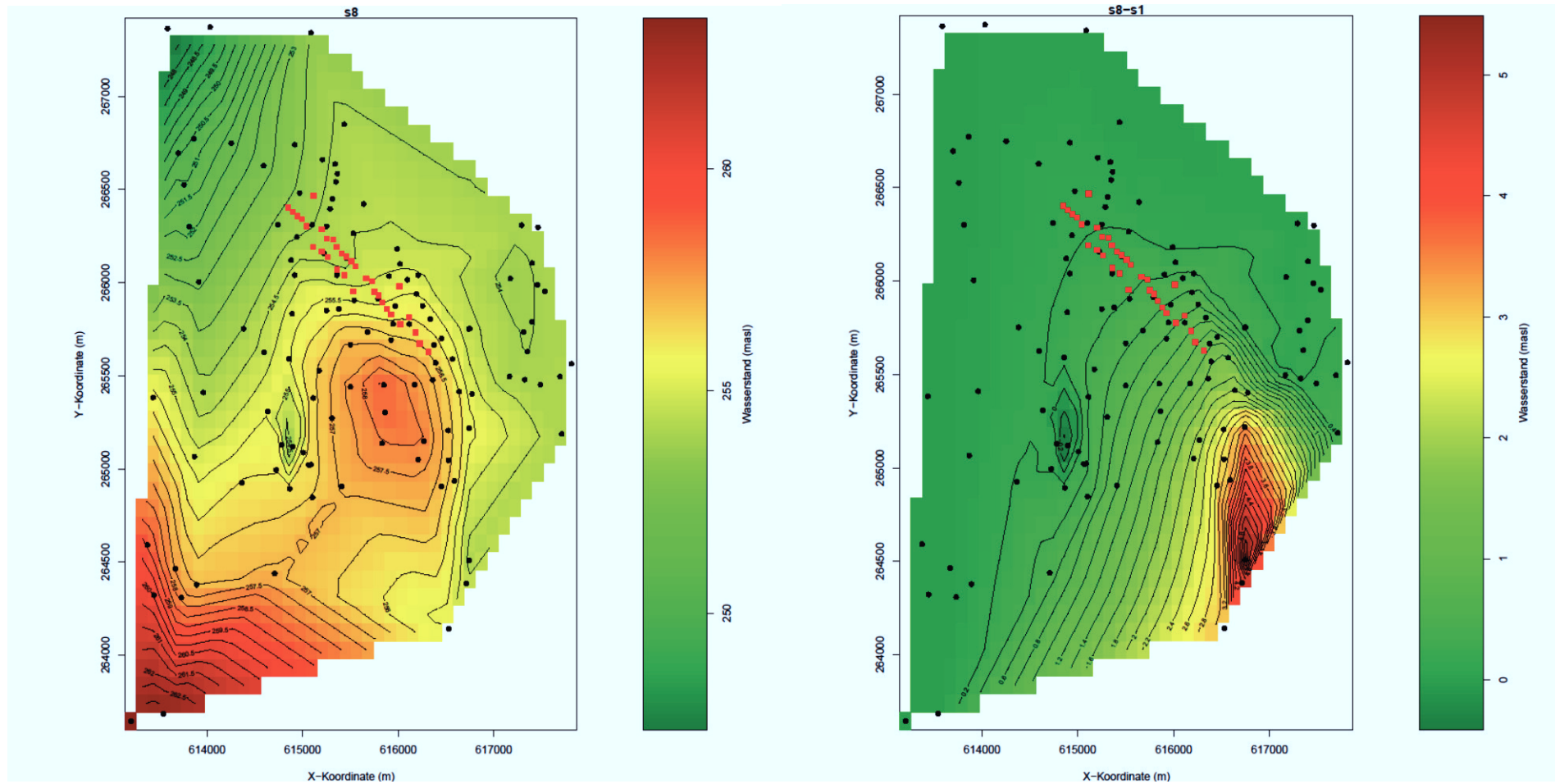


Abbildung A 73: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S8 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

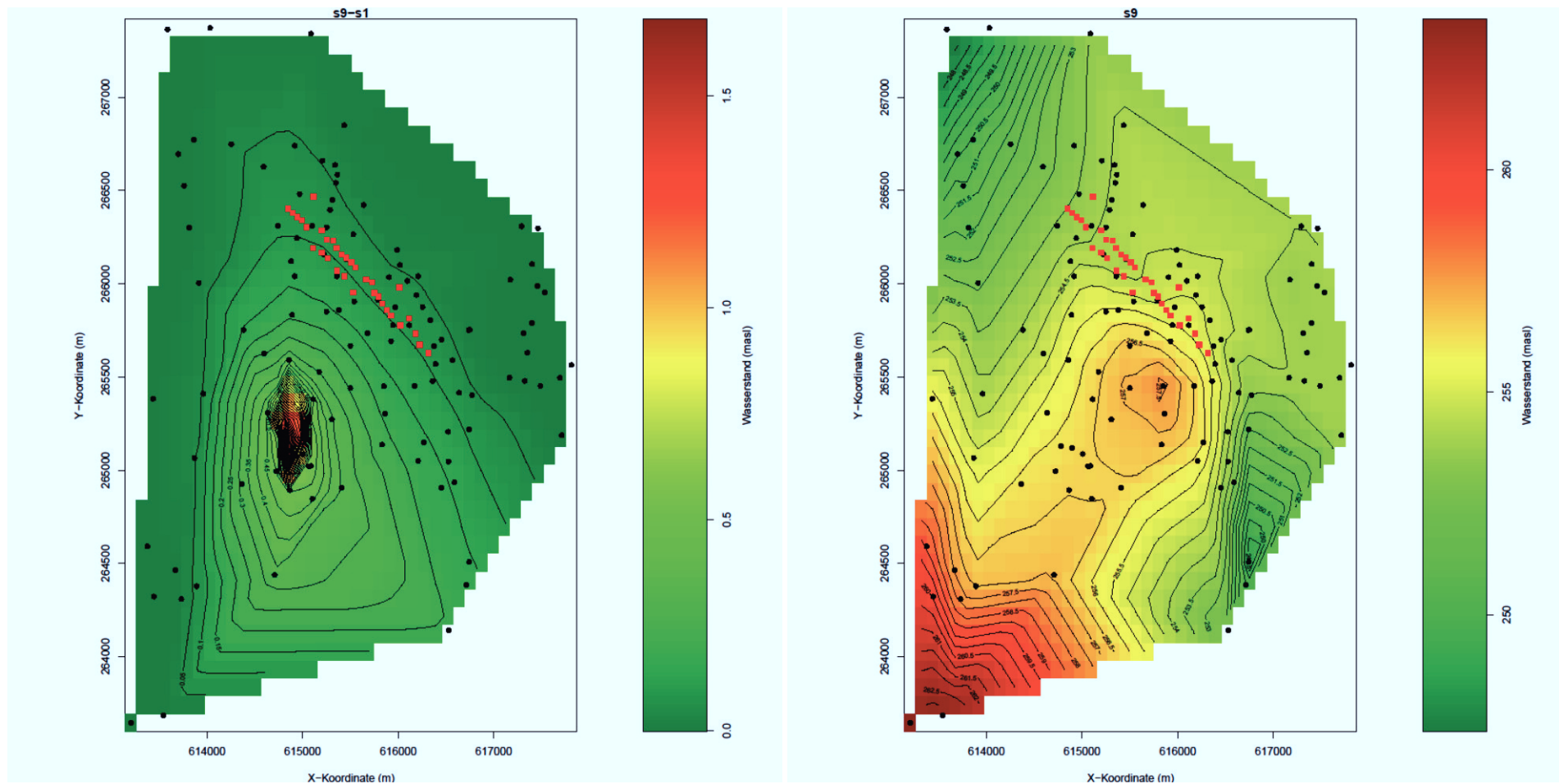


Abbildung A 74: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S9 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

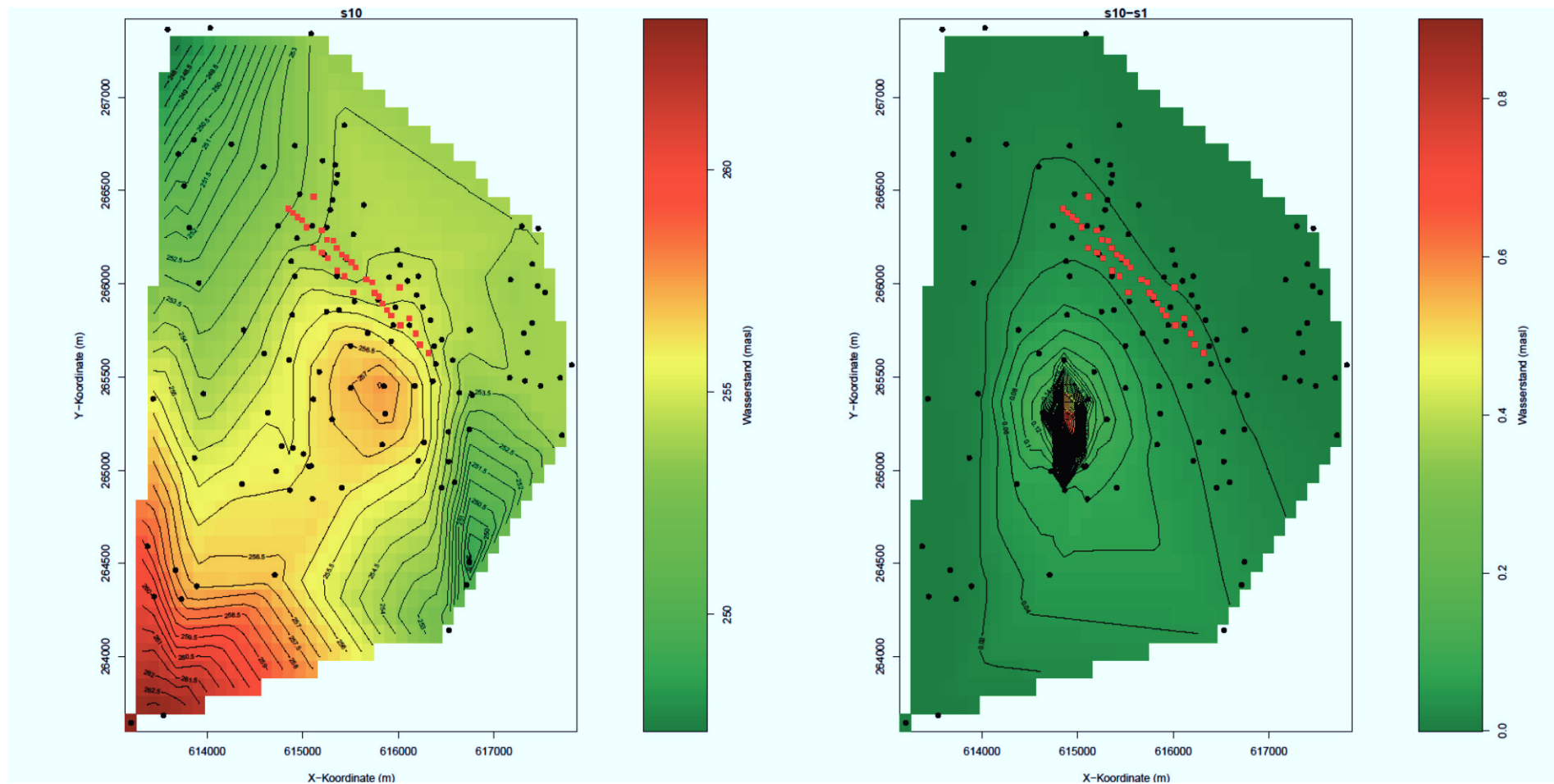


Abbildung A 75: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S10 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

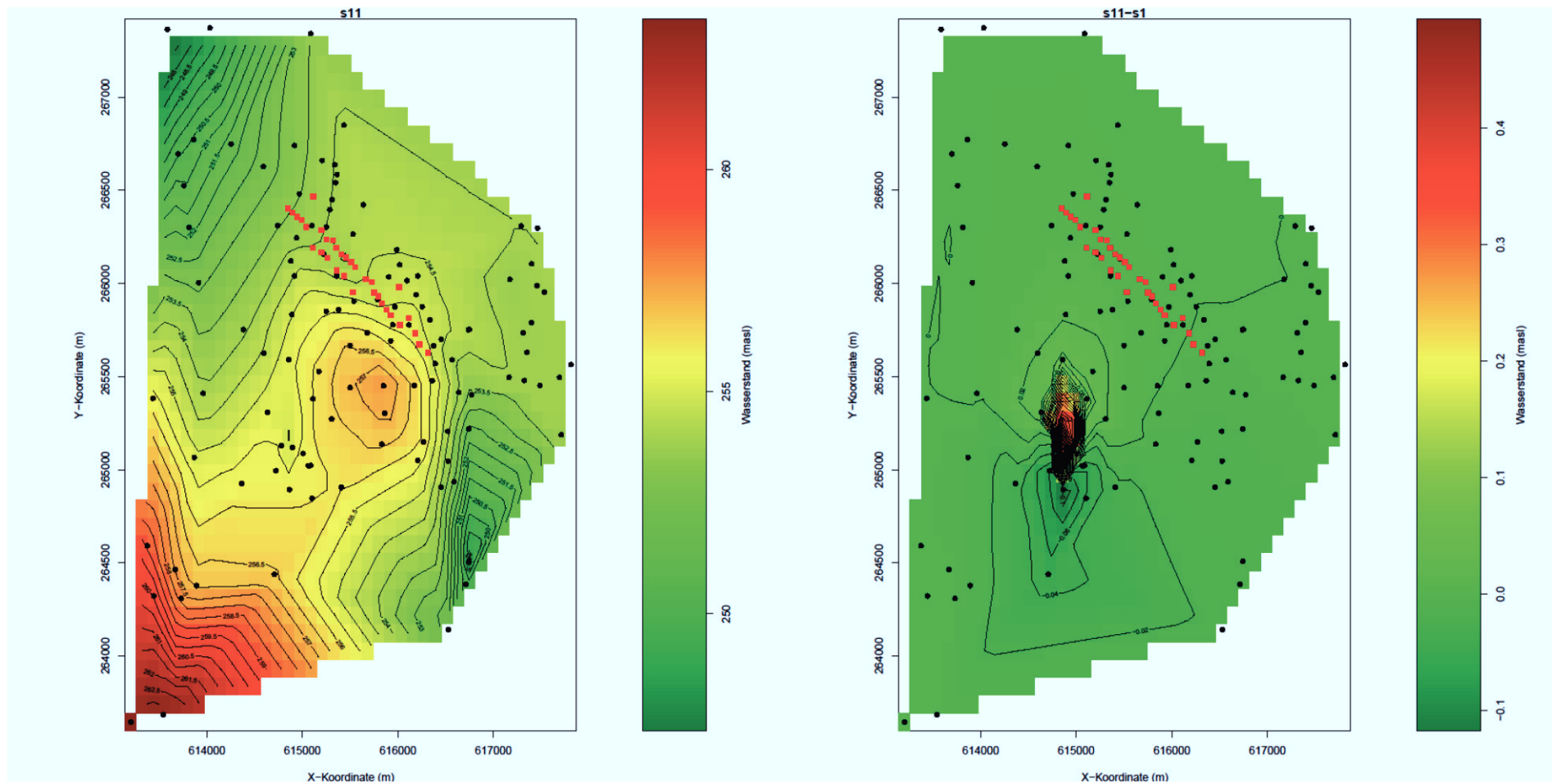


Abbildung A 76: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S11 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

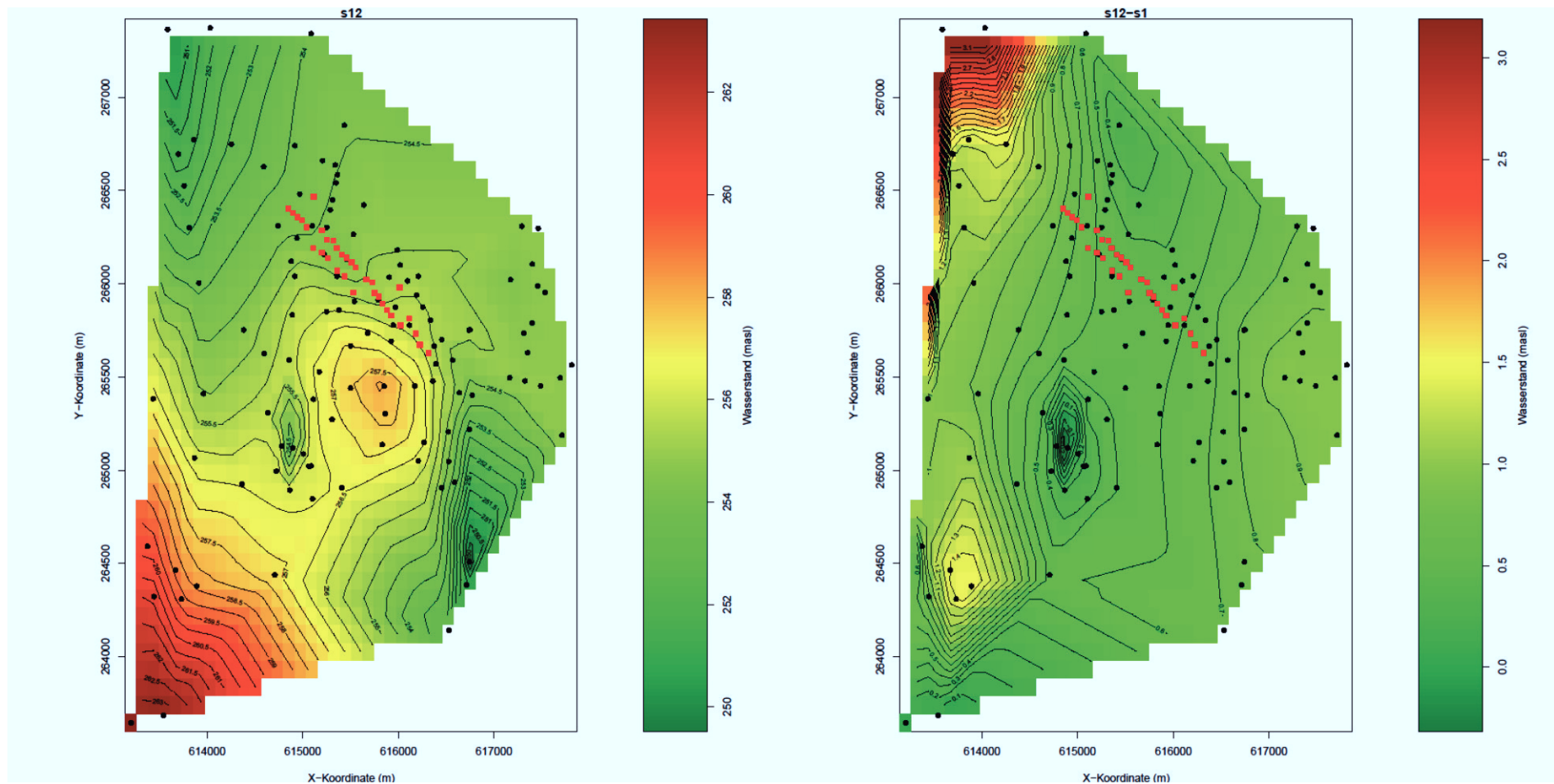


Abbildung A 77: Isolinienplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S12 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

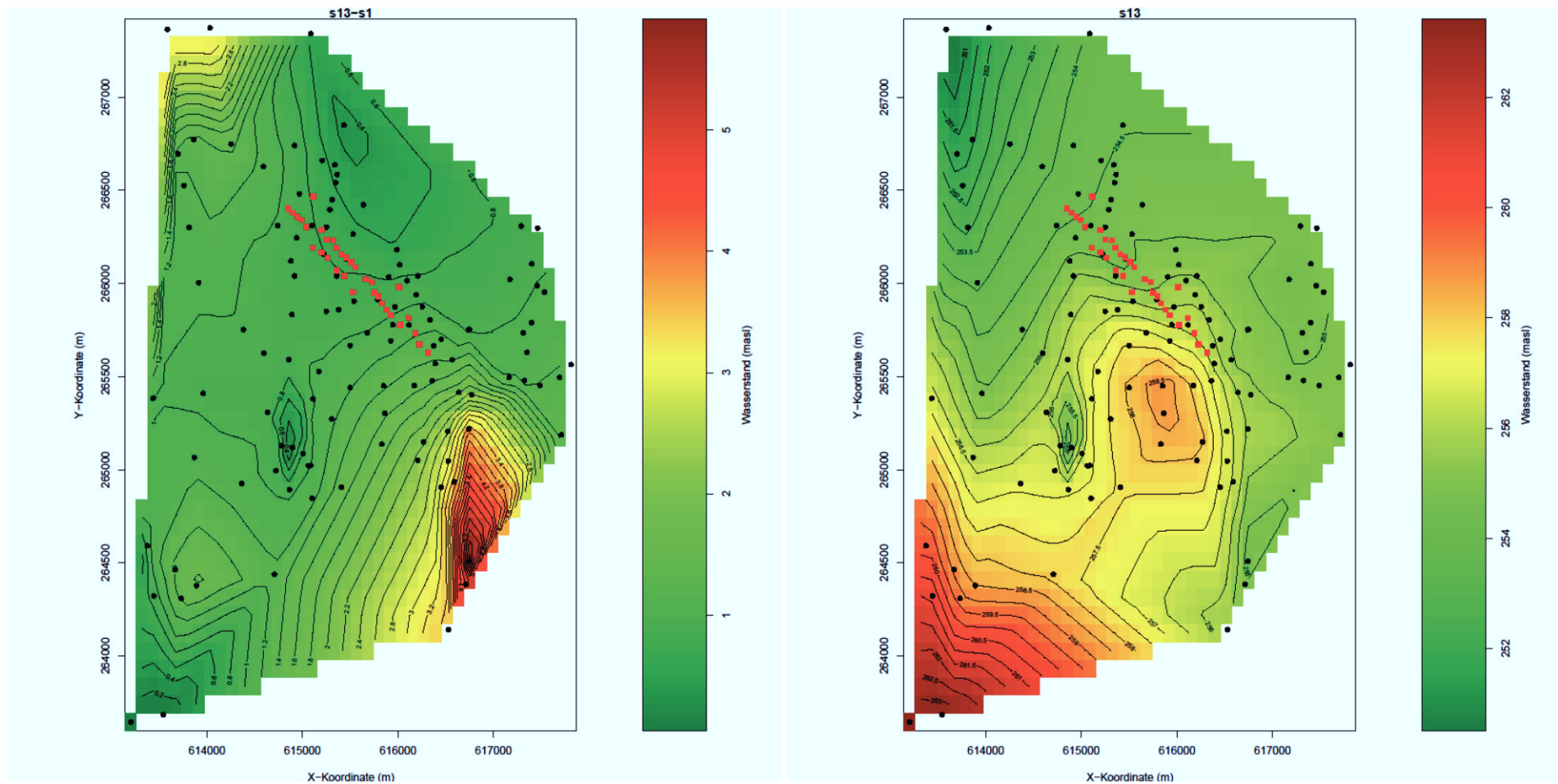


Abbildung A 78: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S13 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

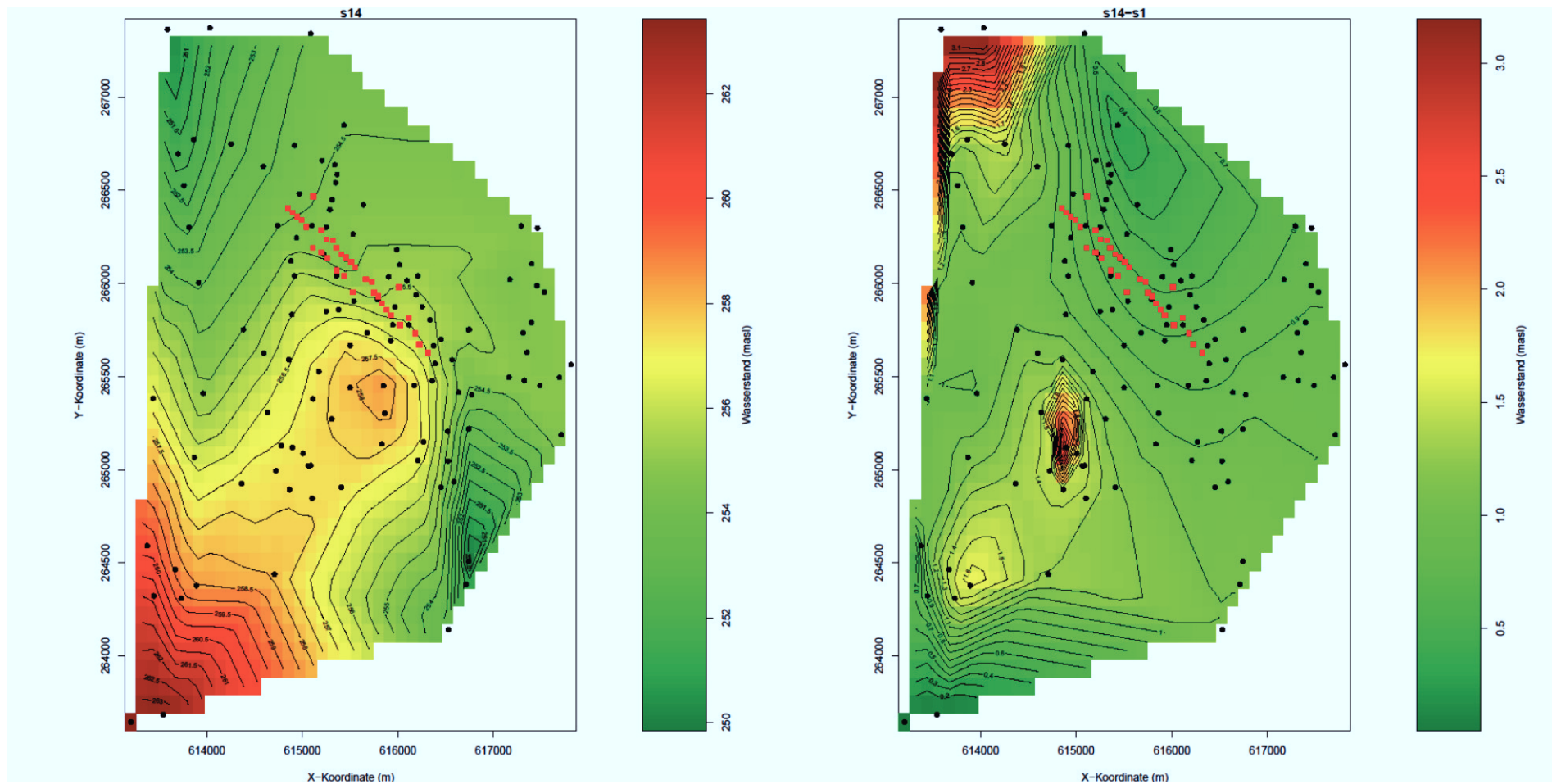


Abbildung A 79: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S14 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

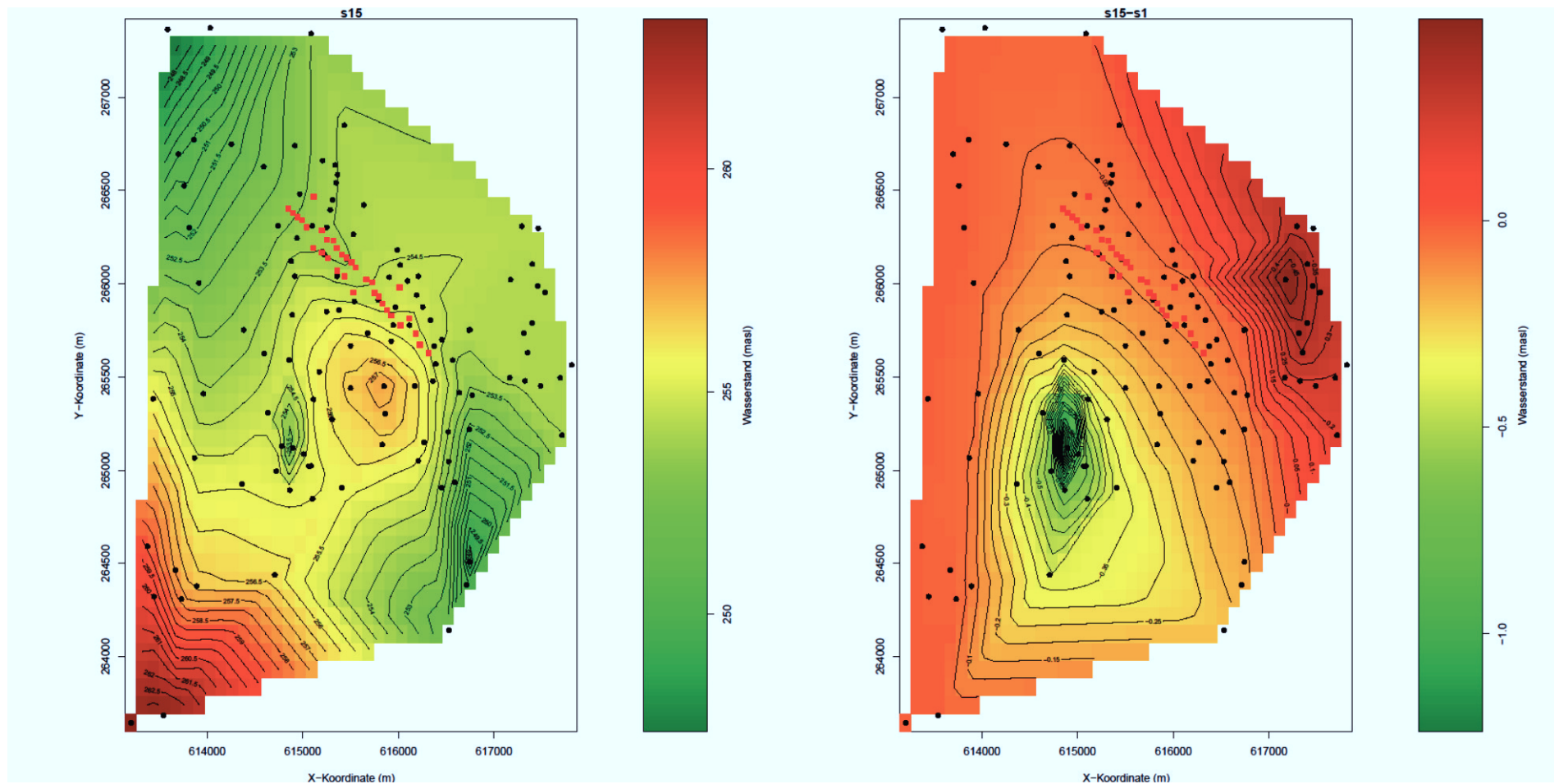


Abbildung A 80: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S15 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.

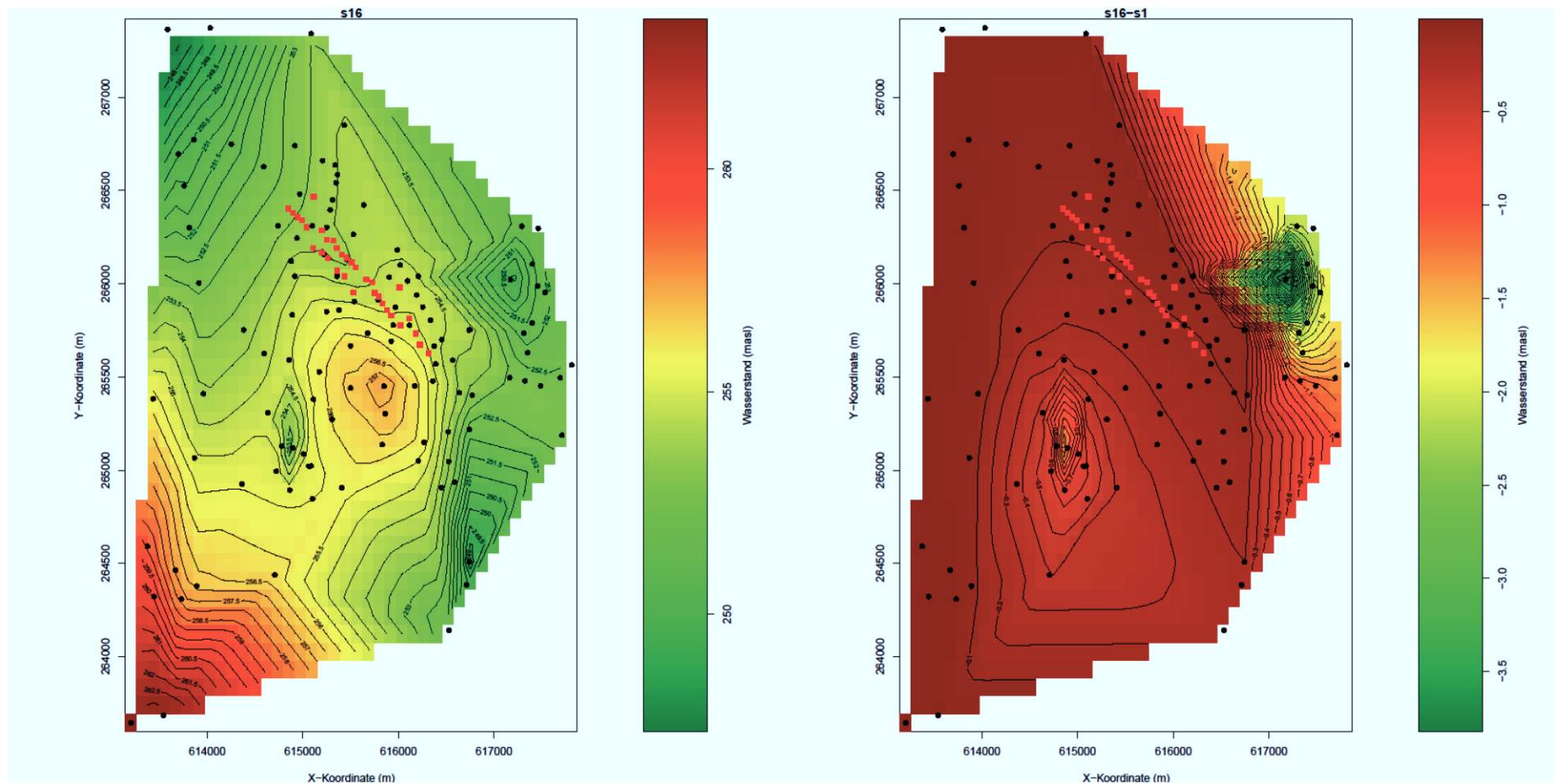


Abbildung A 81: Isolinenplan als Ergebnis der Modellierung des weiteren Szenarios S16 (links, s. a. Kapitel 4.6.6) sowie Differenzkarte des Grundwasserstands bezogen auf das Ausgangsszenario S1.