Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz

Leiter: Univ.Prof. DI Dr. Thomas Ertl

BERECHNUNG VON STROMLINIEN ZUR ERWEITERTEN BEURTEILUNG VON WASSERQUALITÄTSDATEN DES GRUNDWASSERLEITERS "UNTERE LOBAU"

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplomingenieur

eingereicht von:

GAUSTER, TOBIAS

Betreuer: Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Perfler Reinhard

Mitbetreuer: Dipl.-Ing. Mayr Ernest

Matrikelnummer 0540352

09.10.2014

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung **1**

2 Zielsetzung und Aufgabenstellung **3**

3 Allgemeine Grundlagen **6**
3.1 Bedeutung des Stofftransportes 6
3.2 Transport von gelösten und ungelösten Stoffen 6
3.2.1 Advektion und Konvektion 6
3.2.2 Hydrodynamische Dispersion 8
3.2.3 Sorption 10
3.2.4 Transportgleichung 12
3.3 Untersuchte Parameter 13
3.3.1 Elektrische Leitfähigkeit 13
3.3.2 *p*H-Wert 14
3.3.3 Wassertemperatur 14
3.3.4 Sauerstoff (O_2) 15
3.3.5 Natrium (Na) 16
3.3.6 Kalium (K) 16
3.3.7 Calcium (Ca) 16
3.3.8 Magnesium (Mg) 17

4 Material und Methoden **18**
4.1 Monitoringprogramm Untere Lobau 18
4.2 Hydraulisches Modell 18
4.3 Verfahren zur numerischen Integration von Stromlinien 20
4.3.1 Integration nach Euler 21
4.3.2 Runge-Kutta Verfahren 22
4.3.3 Vergleich der Integrationsverfahren 23
4.4 Klassifizierung von Wasserständen der Donau 23
4.5 Abgrenzung von Brunneneinzugsgebieten 26
4.6 Ermittlung der Wasserzusammensetzung 27
4.7 Abschätzung mittlerer Fließzeiten 27

5 Ergebnisse **29**
5.1 Klassifizierte Wasserstände der Donau 29
5.2 Einzugsgebiete der Brunnen 31
5.3 Wasserzusammensetzung der Brunnen 33
5.4 Fließzeiten zu den Brunnen und Monitoringmessstellen 35

5.5 Auswertung der Monitoringdaten 38

6 Interpretation und Diskussion der Ergebnisse 41
6.1 Einzugsgebiete der Brunnen 41
6.2 Wasserzusammensetzung der Brunnen 41
6.3 Fließzeiten zu den Brunnen 42
6.4 Monitoringdaten 42

7 Zusammenfassung und Ausblick 44

Literaturverzeichnis 46

Anhänge 49

Anhang A Brunneneinzugsgebiete und Fließzeiten 50

Anhang B Tabelle der Wasserzusammensetzungen 60

Anhang C Tabelle der mittleren Fließzeiten zu den Brunnen 62

Anhang D Ganglinien, Wertebereiche und Fließzeit 64
D.1 Elektrische Leitfähigkeit 65
D.2 pH-Wert 66
D.3 Temperatur 67
D.4 Sauerstoff 68
D.5 Natrium 69
D.6 Kalium 70
D.7 Calcium 71
D.8 Magnesium 72

Anhang E Lebenslauf 73

Abbildungsverzeichnis

1.1 Lage des Schutzgebietes des Grundwasserwerks Untere Lobau im Großraum Wien 1

2.1 Lage der fünf Horizontalfilterbrunnen 3

3.1 Schematische Darstellung des advektiven und tatsächlichen Transports 7
3.2 Vergleich unterschiedlicher Isothermen 11
3.3 Beiträge zur Massenbilanz am Transportvolumen 12

4.1 Mögliche, unregelmäßige Netzgeometrie eines Grundwassermodells in SUTRA . . 19
4.2 Knoten des Finite-Elemente Modells der Unteren Lobau 19
4.3 Dreidimensionale Darstellung der Grundwasseroberfläche 20
4.4 Vergleich numerischer Integrationsverfahren für Anfangswertprobleme 23
4.5 Ganglinie der Donau am Pegel Wildungsmauer 24
4.6 Dauerlinie des Pegels Wildungsmauer 25
4.7 Abgrenzung von Einzugsgebieten 27

5.1 Auswirkung des Parameters Mindestdauer $t_{\min}$ auf die Güte der Klassifizierung . 29
5.2 Klassifizierung der Donauwasserstände 30
5.3 Wasserführung der Donau zum Zeitpunkt der Beprobung der Monitoringmessstellen 30
5.4 Beispiel der Brunneneinzugsgebiete inkl. Stromlinien 31
5.5 Übersicht der Brunneneinzugsgebiete 32
5.6 Relative Abweichung der bilanzierten Zuströme/Entnahmen 33
5.7 Veränderung des Anteils an Uferfiltrat durch eine Dotation 34
5.8 Wasserzusammensetzung der Brunnen 35
5.9 Vergleich der Fließzeiten zum Brunnen für unterschiedliche Modellszenarien . . . 36
5.10 Vergleich der Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen 37
5.11 Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit von der Fließzeit 38

A.1 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 1 51
A.2 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 6 52
A.3 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 13 53
A.4 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 2 54
A.5 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 7 55
A.6 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 14 56
A.7 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 3 57
A.8 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 9 58
A.9 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 15 59

Tabellenverzeichnis

2.1 Modellszenarien mit stationären Randbedingungen 5

3.1 Peclet-Zahl 13

4.1 Unter- und Obergrenzen sowie Häufigkeiten der hydraulischen Zustände 25

5.1 Minimale und mittlere Fließzeiten zu den Brunnen 36

A.1 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 1 (RNW, $0\,m^3\,s^{-1}$) 51
A.2 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 6 (RNW, $3\,m^3\,s^{-1}$) 52
A.3 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 13 (RNW, $0\,m^3\,s^{-1}$) 53
A.4 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 2 (MW, $0\,m^3\,s^{-1}$) 54
A.5 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 7 (MW, $3\,m^3\,s^{-1}$) 55
A.6 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 14 (MW, $20\,m^3\,s^{-1}$) 56
A.7 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 3 (MW+1, $0\,m^3\,s^{-1}$) 57
A.8 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 9 (MW+1, $3\,m^3\,s^{-1}$) 58
A.9 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 15 (MW+1, $80\,m^3\,s^{-1}$) 59

B.1 Wasserzusammensetzung der Horizontalfilterbrunnen 61

C.1 Minimale und nach Zuflüssen gewichtete, mittlere Fließzeiten zu den Brunnen . . 63

Vorwort

Diese Arbeit wurde am Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz (SIG) unter der Leitung von DI Ernest Mayr und der Aufsicht von Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Reinhard Perfler durchgeführt. Beiden gilt mein herzlicher Dank für ihre Unterstützung und Geduld.

Meiner Familie danke ich für die Ermöglichung und Förderung des Studiums, meinem Freundeskreis für beständige Motivierung und Unterstützung.

Kurzfassung

Für drei Horizontalfilterbrunnen im Schutzgebiet „Untere Lobau“ wurden die Brunneneinzugsgebiete, der Anteil von Uferfiltrat der Donau an der Wasserzusammensetzung der Brunnen und die mittlere Verweilzeit bis zur Entnahme im Brunnen ermittelt. Hierfür wurden, basierend auf den Ergebnissen eines von Derx et al. (2013) in SUTRA aufgestellten, dreidimensionalen, hydraulischen Modells, mithilfe der freien, statistischen Programmiersprache R Stromlinien für neun Szenarien berechnet.

Dabei zeigte sich, dass die zwei Brunnen Rohrwörth und Ganshaufen, in Abhängigkeit des Donauwasserstands, stark unterschiedliche Ausdehnungen der Einzugsgebiete aufweisen. Steigt die Wasserführung der Donau über Mittelwasser an, so bildet sich zwischen diesen beiden Brunnen ein Bereich aus, in dem Uferfiltrat an den Brunnen vorbei in den Hauptgewässerzug der Unteren Lobau fließt.

In der Wasserzusammensetzung überwiegen bei fast allen Brunnen die Anteile an Uferfiltrat der Donau. Lediglich bei geringen Wasserständen der Donau fließen zum Brunnen Rohrwörth oder Ganshaufen beträchtliche Wassermengen an Uferfiltrat aus dem Hauptgewässerzug des Augewässers. Durch eine Dotation des Hauptgewässerzuges geht in allen Szenarien der Anteil an Uferfiltrat der Donau im geförderten Brunnenwasser zurück.

Bis inklusive Mittelwasser ist die gewichtete, mittlere Verweilzeit bis zu einer Entnahme stets größer als 60 Tage. Bei höherer Wasserführung der Donau sinken die mittleren Fließzeiten knapp an diese Grenze bzw. auch leicht darunter.

Abstract

For three horizontal filter wells withdrawing ground water from the aquifer “Untere Lobau” (a floodplain downstream of Vienna), catchment areas, the proportion of Danube bank filtrate reaching the wells and mean residence times were calculated. Based on the results of Derx et al. (2013), who set up a three-dimensional ground water model, streamlines where computed using the free statistical programming language R.

It was found that catchment area extents of two wells (Rohrwörth and Ganshaufen) are heavily dependent on the Danube water level. At high water levels, an array between the two catchments is formed, allowing groundwater seepage to bypass the wells and directly reach the main watercourse of the riparian forest.

In almost all wells, Danube bank filtrate was found to be predominant. Only at low flow periods, the wells are fed with substantial amounts of seepage water from the floodplain. Increased levels of the main water course of the riparian forest result in an increase of seepage water withdrawn at the well locations.

Up to mean water levels of the Danube, the weighted, average residence times are always exceeding 60 days. At higher water levels, average residence times decrease and occasionally fall short of this limit.

1 Einleitung

In der „Unteren Lobau“ werden von der *MA31 – Wiener Wasser* derzeit fünf Horizontalfilterbrunnen betrieben, die im Bedarfsfall für die Trinkwasserversorgung der Stadt Wien herangezogen werden. Abhängig von der Wasserführung der Donau sind Entnahmemengen von bis zu $1\,280\,\mathrm{l s^{-1}}$ möglich. Der Grundwasserleiter stellt somit eine wichtige Trinkwasserressource für die Stadt Wien dar, welche vor allem zu Bedarfsspitzen und bei Wartungsarbeiten an den Hochquellenwasserleitungen den Netzbetrieb unterstützt.

Gegen Süden wird der Grundwasserleiter durch die freie Fließstrecke der Donau begrenzt, welche sich seit der Inbetriebnahme des Kraftwerks Freudenau mit ca. 2 cm pro Jahr eintieft. Das Donauufer wird über die Länge des Grundwasserkörpers von einen Hochwasserschutzdamm, dem Hubertusdamm, begleitet. Der nordwestliche Rand wird durch das zweite Teilstück des Donau–Oder–Kanals begrenzt, welches ein stehendes Gewässer ohne direkte Anbindung an die Donau ist. Richtung Norden bilden eine Reihe von kleinen, verbundenen Oberflächengewässern (Eberschüttwasser, Mittelwasser, Kühwörther Wasser) die Grenze zum Marchfeld.

Aufgrund der unmittelbaren Nähe der Förderstellen zur Donau (siehe Abbildung 1.1) handelt es sich bei dem entnommenen Wasser großteils um Uferfiltrat der Donau. Bei geringer Wasserführung der Donau fließen jedoch auch nennenswerte Anteile aus dem Altarmsystem der Lobau, und untergeordnet auch aus dem nördlichen davon gelegenen Grundwasserleiter, zu.

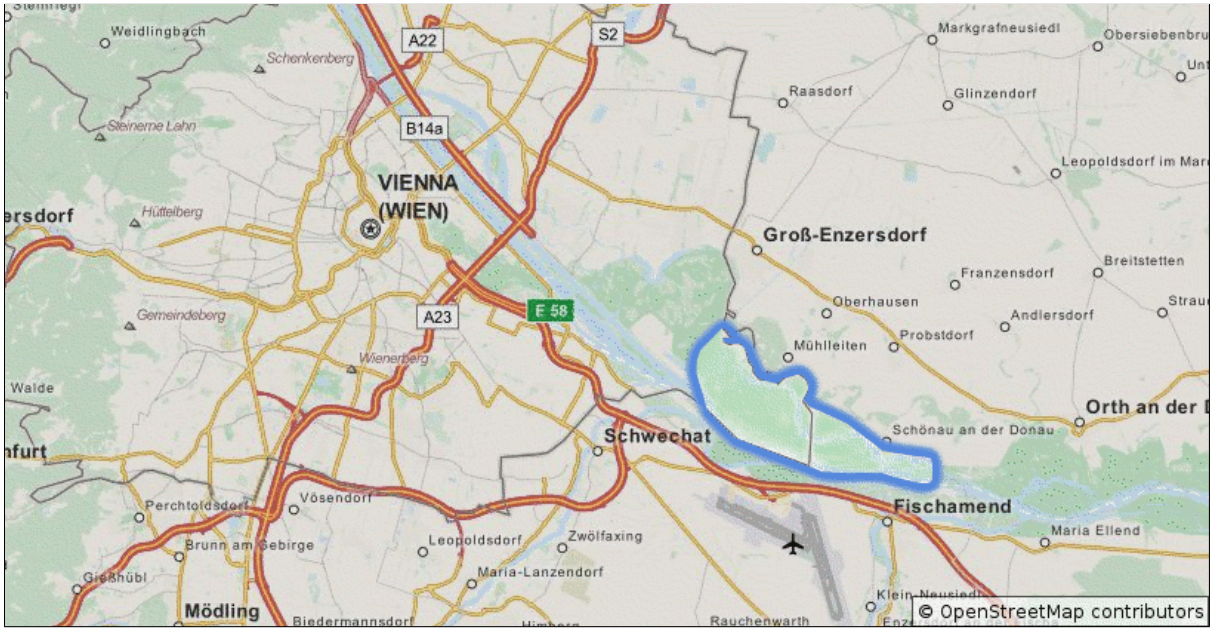


Abbildung 1.1: Lage des Schutzgebietes des Grundwasserwerks Untere Lobau im Großraum Wien

Neben der unmittelbaren Bedeutung dieses Gebietes für die Trinkwasserversorgung der Stadt Wien, ist dieses Gebiet auch Teil des Nationalparks Donau-Auen und stellt für eine Vielzahl an Pflanzen und Tieren wertvollen Lebensraum zur Verfügung. Eingriffe wie die Donauregulierung Ende des 19. Jahrhunderts, die Errichtung von Hubertus- und Marchfeldschutzdamm sowie die Inbetriebnahme des Donaukraftwerks Freudenau im Jahr 1999 führten zu einer Veränderung der ehemals sehr dynamischen Aulandschaft. Konkret sind ein Absinken der Wasserspiegel in der Au, verstärkte Verlandungstendenzen und ein Rückgang von autypischen Habitaten zu beobachten.

Mit dem Ziel, einen weiteren Fortschritt dieser Prozesse zu unterbinden, wurde von der *Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer* das wasserwirtschaftliche Projekt „Gewässervernetzung (Neue) Donau — Untere Lobau (Nationalpark Donauauen)“ gestartet. Es soll geprüft werden, welche Auswirkungen eine künstliche Dotation der Altarme der Unteren Lobau mit Oberflächenwasser der Neuen Donau bzw. der Donau hat. Seit 2005 werden im Zuge eines Monitoringprogramms in der Unteren Lobau zehn Grundwassermessstellen beprobt und auf ausgewählte Qualitätsparameter untersucht.

Diese Arbeit soll einen Beitrag zu diesem Projekt liefern, indem versucht wird, auf Basis eines von Derx et al. (2013) erstellten Grundwassermodells mögliche Änderungen der Grundwassersituation zu beschreiben. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der genauen Erfassung der Grundwasserbewegung, welche in weiterer Folge für eine Bewertung und Interpretation von Qualitätsdaten herangezogen werden kann.

Im nachfolgenden Kapitel 2 werden Zielsetzung und Aufgabenstellung, in Kapitel 3 die theoretischen Grundlagen des Wasser- und Stofftransports sowie die Bedeutung der untersuchten chemischen und physikalischen Parameter behandelt. Kapitel 4 stellt das verwendete Ausgangsmaterial sowie die angewandte Methodik zur Berechnung der Wasserbewegung vor. Die Integration von Stromlinien aus einem gegebenen Feld der Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten ist der zentrale Bestandteil dieser Arbeit. Alle Ergebnisse wie Brunneneinzugsgebiete, Wasserzusammensetzungen und Fließzeiten (Kapitel 5) lassen sich daraus ableiten. Ein Großteil der Ergebnisse befindet sich in Form von Tabellen und Abbildungen im Anhang.

2 Zielsetzung und Aufgabenstellung

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel hydraulische Grundlagen für die erweiterte Bewertung der Analyseergebnisse des Monitoringprogramms für die Untere Lobau zu schaffen. Im Zuge des 2005 gestarteten und derzeit noch laufenden Monitorings, werden im Intervall von einem Monat Wasserproben aus zehn Grundwassermessstellen analysiert. Da sich die Messstellen nur in den Einzugsgebieten der drei westlichen Brunnen Kreuzgrund, Rohrwörth und Ganshaufen befinden, erfolgen auch die Auswertungen nur für diesen Teilbereich des Grundwasserleiters. Die Brunnen Schüttelau 1 und Schüttelau 2 werden nicht betrachtet. Messstellen, welche nicht im Zuge des Monitorings beprobt werden, sind in Abbildung 2.1 durch unbeschriftete, graue Kreuze markiert.

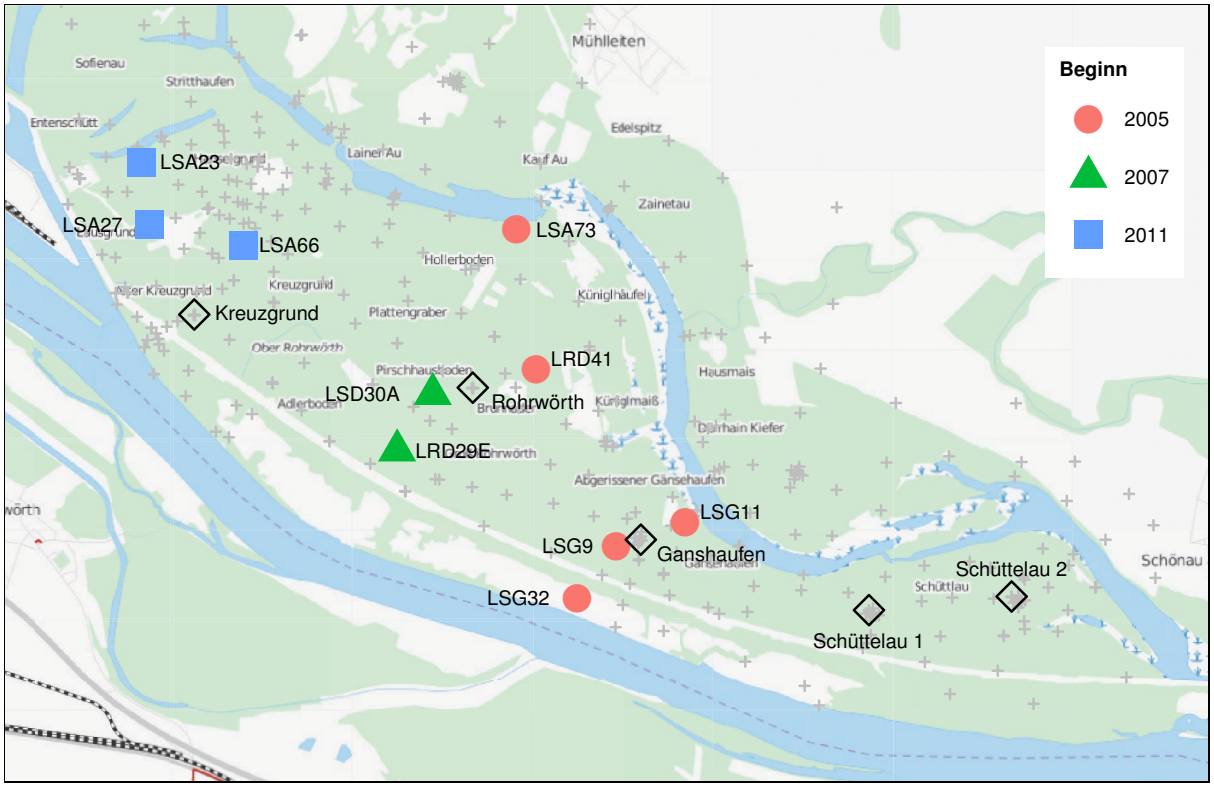


Abbildung 2.1: Lage der fünf Horizontalfilterbrunnen Kreuzgrund, Rohrwörth, Ganshaufen, Schüttelau 1 und Schüttelau 2 sowie der zehn Messstellen des Grundwassermonitoringprogramms.

Die Aufgabenstellung umfasst — neben der Bereitstellung von allgemeinen hydraulischen Grundlagen für eine erweiterte Beurteilung der im Projekt erhobenen Wasserqualitätsdaten —

(i) die Ausweisung von Grenzen der Brunneneinzugsgebiete, im Anschluss daran

(ii) die Erfassung aller Quellen innerhalb eines Brunneneinzugsgebietes um eine Wasserzusammensetzung jedes Brunnens angeben zu können, als auch

(iii) eine Abschätzung von Fließzeiten bzw. deren Änderung im Falle einer Dotation.

Durch die Ausweisung von *Brunneneinzugsgebieten* soll fürs Erste eine Zuordnung der über 1 000 Messstellen, dieses gut beobachteten Grundwasserleiters zu einem der fünf Horizontalfilterbrunnen, ermöglicht werden.

Da sich die Beschaffenheit von Uferfiltrat der Donau und infiltrierendem Oberflächenwasser aus dem Hauptgewässerzug bzw. zuströmendem Grundwasser aus dem Marchfeld deutlich voneinander unterscheiden, ist es ebenfalls von Interesse, eine etwaige Änderung der *Wasserzusammensetzung* der Brunnen festzustellen. Herrschen stationäre Zustände, ist für ein Gebiet die Summe der einströmenden Wassermenge (Quellen, z.B. Grundwasserzustrom oder Infiltration von Niederschlagswasser, etc.) gleich der Summe der ausströmenden Wassermenge (Senken, z.B. Entnahme in Brunnen oder Austritte am Modellrand). Diese Bilanzierung soll für jedes Brunneneinzugsgebiet vorgenommen werden, um eine mengenmäßige Abschätzung der Wasserzusammensetzung vornehmen zu können. Unterschieden werden soll:

(i) Wasser, welches aus Richtung Donau zuströmt,

(ii) Wasser, welches aus dem Hauptgewässerzug des Altarmsystems der Unteren Lobau in den Grundwasserleiter infiltriert und in

(iii) Wasser, welches aus nicht direkt durchflossenen Seitenarmen des Hauptgewässerzuges oder aus temporären, isolierten Wasserflächen in das Grundwasser infiltriert.

Nicht zuletzt soll versucht werden, aus den Stromlinien eine *mittlere Fließzeit* zu den Brunnen abzuleiten. Eine solche ist bereits in der rein theoretischen Behandlung der Wasserbewegung der gesättigten Bodenzone kaum eindeutig anzugeben. Die praktische Umsetzung gestaltet sich noch weitaus schwieriger, da stets zusätzlich numerische Probleme oder Diskretisierungsfehler des Modells einfließen.

Das übergeordnete Projekt „Gewässervernetzung (Neue) Donau — Untere Lobau (Nationalpark Donauauen)“ versucht Auswirkungen einer Dotation des Altarmsystems der Unteren Lobau abzuschätzen. Von Interesse ist in diesem Kontext weniger das Ergebnis eines einzelnen Szenarios (Fließzeit, Zusammensetzung, etc.), sondern vielmehr die Änderung eines Szenarios gegenüber dem Ist-Zustand (Referenzszenarien, Szenarien 1 bis 3). Insgesamt werden 16 Szenarien unterschieden, jene neun mit stationären Randbedingen sind in Tabelle 2.1 angeführt. Die Beschränkung der Aufgabenstellung auf stationäre Szenarien resultiert daher, dass instationäre Transportprozesse aufgrund ihrer kurzen Dauer nicht vollständig durch Stromlinien beschrieben werden können, hierfür benötigt es Bahnlinien.

Die betrachteten Szenarien umfassen die Kombination aus drei hydrologischen Zuständen (Wasserstände) der Donau:

- Regulierungsniederwasser (RNW),
- Mittelwasser (MW) sowie
- den um einem Meter gegenüber Mittelwasser erhöhten Wasserstand (MW + 1)

mit jeweils drei Gruppen von Dotationsmengen:

- in den Referenzszenarien erfolgt keine Zugabe von Wasser,
- in den Dotationsszenarien stets $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$.
- Für die mit „Modifikation“ bezeichnete Gruppe an Varianten ist eine Veränderung des Verlaufs des Hauptgewässerzuges des Altarmsystems erforderlich, da die bestehende Oberflächengewässergeometrie Durchflüsse, infolge einer Dotation im Ausmaß von $20\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ bis $80\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$, nicht zulässt.

Tabelle 2.1: Modellszenarien mit stationären Randbedingungen

Gruppe	Szenario	Dotation	Donau	Gewässer	Entnahme in $\mathrm{l\,s^{-1}}$			
		$Q/\mathrm{m^3\,s^{-1}}$			Kreuz.	Rohr.	Gans.	Σ
Referenz	1	0	RNW		180	150	280	610
	2	0	MW		290	210	280	780
	3	0	MW + 1		330	250	280	860
Dotation	6	3	RNW		180	150	280	610
	7	3	MW		290	210	280	780
	9	3	MW + 1		330	250	280	860
Modifikation	13	0	RNW	modifiziert	180	150	280	610
	14	20	MW	modifiziert	290	210	280	780
	15	80	MW + 1	modifiziert	330	250	280	860

3 Allgemeine Grundlagen

3.1 Bedeutung des Stofftransportes

Um den Transport von gelösten und ungelösten Stoffen im Grundwasser umfassend zu beschreiben sind nach Langguth und Voigt (2004, S. 396) zusätzlich zur Wasserbewegung meist weitere Prozesse zu betrachten:

- Transport eines Stoffes mit dem bewegenden Medium (Advektion, Konvektion)
- Auffächerung einer Stoffwolke in Fließrichtung und quer dazu (Dispersion)
- Transfer eines Stoffes an die Feststoffmatrix (Sorption)
- Stoffabbau und Stoffumbau

Abhängig von der Art des Transportproblems und den Aussagen, die aus den Ergebnissen gezogen werden sollen, sind unter Umständen nicht alle oben angeführten Punkte von Relevanz. Deshalb werden sie in den folgenden Unterkapiteln genauer behandelt.

3.2 Transport von gelösten und ungelösten Stoffen

Vergleichsweise einfach zu beschreiben sind Substanzen die durch den Transportvorgang nicht beeinflusst werden (konservative Stoffe, z.B. das Chlorid-Ion Cl^-) bzw. darüber hinaus auch vergleichbare hydrodynamische Eigenschaften wie Wasser haben, sogenannte ideale Tracer (Langguth und Voigt, 2004, S. 395).

Welcher, der zuvor aufgezählten, parallel ablaufenden Teilprozesse für die Ausbreitung eines Stoffes maßgeblich ist, hängt nicht zuletzt vom transportierten Stoff selbst ab. Betrachtet man die in der Transportgleichung 3.18 vorkommenden Größen, so wird der Transportprozess ebenfalls von Fließgeschwindigkeit, -strecke, -dauer, Aufbau der Bodenmatrix und den physikalischen Eigenschaften des Fluids beeinflusst.

Mitunter können Stofftransportprozesse derart bedeutsam sein, dass eine getrennte Betrachtung von Transport- und Strömungsproblem nicht mehr zulässig ist und eine simultane Lösung beider Probleme durch eine gekoppeltes Modell erforderlich ist (Langguth und Voigt, 2004, S. 396).

3.2.1 Advektion und Konvektion

Als advektiven bzw. konvektiven Transport bezeichnet man die Bewegung eines Stoffes ausschließlich durch die Strömung des Wassers. Gleichung 3.1 beschreibt die anisotrope, dreidimensionale Wasserbewegung (und somit auch die Advektion) in einem ungespannten Grundwasserleiter nach Darcy (Schwartz und Zhang, 2003, S. 55). In ihrer meistverwendeten Form wird,

statt dem spezifischen Durchfluss q, der missverständliche Begriff der Filtergeschwindigkeit (v_a) verwendet. Die resultierende Größe besitzt zwar die Einheit einer Geschwindigkeit, wird jedoch als Quotient aus Durchflussrate Q und Gesamtfließquerschnitt ermittelt (Langguth und Voigt, 2004, S. 40).

$$\vec{q} = (q_x, q_y, q_z) = \left(-K_{xx}\frac{\partial h}{\partial x}, -K_{yy}\frac{\partial h}{\partial y}, -K_{zz}\frac{\partial h}{\partial z}\right) = -K\vec{\nabla}h \tag{3.1}$$

$q_x/\mathrm{m\,s^{-1}}$	spezifischer Durchfluss (Filtergeschwindigkeit) in x-Richtung ($\mathrm{L^3\,T^{-1}\,L^{-2}}$)
$K_{xx}/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, Durchlässigkeit in x-Richtung. Im isotropen Fall ist der Durchlässigkeitsbeiwert K unabhängig von der Strömungsrichtung. ($\mathrm{L^3\,T^{-1}\,L^{-2}}$)
$\frac{\partial h}{\partial x}/-$	Potentialgradient in x-Richtung ($\mathrm{L^1\,L^{-1}}$)

Der advektive Massetransport J_{adv} berechnet sich schließlich als Produkt von spezifischem Durchfluss und der Konzentration des advektiv transportierten Stoffes (Schwartz und Zhang, 2003, S. 446).

$$\vec{J}_{\mathrm{adv}} = c\vec{q} \tag{3.2}$$

$\vec{J}_{\mathrm{adv}}/\mathrm{kg\,m^{-2}\,s^{-1}}$	Vektor des advektiven Masseflusses ($\mathrm{M\,L^{-2}\,T^{-1}}$)
$c/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Konzentration des gelösten Stoffes ($\mathrm{M\,L^{-3}}$)
$\vec{q}/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Vektor der spezifischen Durchflüsse ($\mathrm{L^3\,T^{-1}\,L^{-2}}$)

Abbildung 3.1 veranschaulicht den Unterschied zwischen advektivem Transport und dem tatsächlichen Transport eines Wasserinhaltstoffes. Da beim advektiven Transport mittlere Bahnlinien und mittlere Abstandsgeschwindigkeiten angenommen werden, breitet sich durch die Bewegung ein gedachtes Wasserpaket nicht aus, sondern wird nur verschoben. Bei Berücksichtigung der Dispersion kommt es infolge der Variation der Fließrichtungen im Porenraum zu einer Ausbreitung der Stofffront.

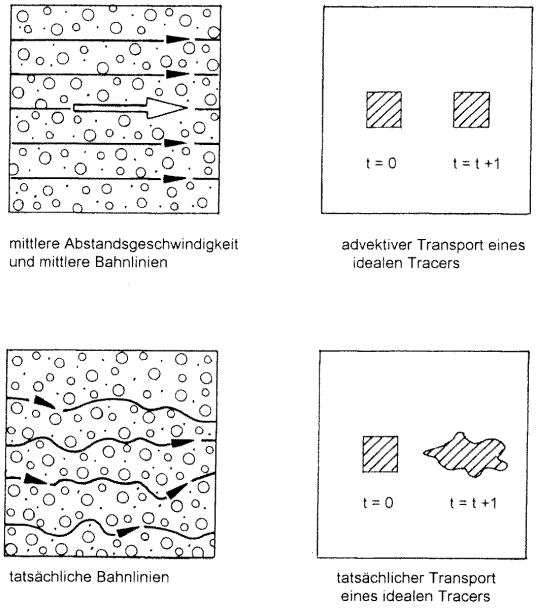


Abbildung 3.1: Schematische Darstellung des advektiven und tatsächlichen Transports nach Kinzelbach und Rausch (1995).

3.2.2 Hydrodynamische Dispersion

In der Größe der hydrodynamischen Dispersion werden die Effekte der molekularen Diffusion und der mechanischen Dispersion zusammengefasst (Schwartz und Zhang, 2003, S. 455).

$$J_{\mathrm{dis}} = J_{\mathrm{mdis}} + J_{\mathrm{dif}} = -n(D_{\mathrm{mdis}} + \tau D_{\mathrm{dif}})\vec{\nabla}c = -nD\vec{\nabla}c \tag{3.3}$$

$$D = \begin{pmatrix} D_x & D_{xy} & D_{xz} \\ D_{yx} & D_y & D_{yz} \\ D_{zx} & D_{zy} & D_z \end{pmatrix} \tag{3.4}$$

$J_{\mathrm{dis}}/\mathrm{kg\,s^{-1}\,m^{-2}}$	hydrodynamische Dispersion ($\mathrm{ML^{-2}T^{-1}}$)
$J_{\mathrm{mdis}}/\mathrm{kg\,s^{-1}\,m^{-2}}$	mechanische Dispersion ($\mathrm{ML^{-2}T^{-1}}$)
$J_{\mathrm{dif}}/\mathrm{kg\,s^{-1}\,m^{-2}}$	molekulare Diffusion ($\mathrm{ML^{-2}T^{-1}}$)
$n/-$	Porosität, Anteil des Porenvolumens ($\mathrm{L^3L^{-3}}$)
$\tau/-$	Tortuosität, „Umwegigkeit“ eines Fließweges ($\mathrm{L^1L^{-1}}$)
$D_{\mathrm{mdis}}/\mathrm{m^2\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, Tensor des mech. Dispersionskoeffizientens ($\mathrm{L^2T^{-1}}$)
$D_{\mathrm{dif}}/\mathrm{m^2\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, Tensor des molekularen Diffusionskoeffizientens ($\mathrm{L^2T^{-1}}$)
$D/\mathrm{m^2\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, Tensor welcher die mechanische Dispersion und die molekulare Diffusion vereint ($\mathrm{L^2T^{-1}}$)
$c/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Konzentration der gelösten Substanz ($\mathrm{ML^{-3}}$)

Diffusion kommt durch die Brown'sche Molekularbewegung zustande (Langguth und Voigt, 2004, S. 402). Der diffusive Fluss (in x-Richtung) $J_{\mathrm{dif},x}$ wird durch das erste Fick'sche Gesetz beschrieben:

$$J_{\mathrm{dif},x} = -D_{\mathrm{dif},x} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \tag{3.5}$$

$J_{\mathrm{dif},x}/\mathrm{kg\,s^{-1}\,m^{-2}}$	diffusiver Massestrom in x-Richtung; er entspricht der Masse der gelösten Substanz, die sich pro Zeiteinheit durch eine senkrecht zur x-Achse stehende Einheitsfläche bewegt ($\mathrm{ML^{-2}T^{-1}}$)
$D_{\mathrm{dif},x}/\mathrm{m^2\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, molekularer Diffusionskoeffizient in x-Richtung ($\mathrm{L^2T^{-1}}$)
$c/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Konzentration der gelösten Substanz ($\mathrm{ML^{-3}}$)

Aus Gleichung 3.5 geht hervor, dass sowohl bei niedrigen Konzentrationsgradienten als auch bei Stoffen mit geringem, molekularen Diffusionskoeffizient nur kleine Beiträge der molekularen Diffusion zur hydrodynamischen Dispersion zu erwarten sind. Nach Langguth und Voigt (2004, S. 404) kann die Diffusionsstrecke in sehr grober Näherung durch Gleichung 3.6 beschrieben werden.

$$l = \sqrt{D_{\mathrm{dif}} \cdot t} \tag{3.6}$$

l/m	typische Diffusionsstrecke (L)
$D_{\mathrm{dif}}/\mathrm{m^2\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, molekularer Diffusionskoeffizient ($\mathrm{L^2\,T^{-1}}$)
t/s	typische Diffusionszeit (T)

Für eine Fließzeit von einem Jahr ($t \approx 3{,}15 \times 10^7\,\mathrm{s}$) und einem für gelöste Ionen üblichen Diffusionskoeffizient von $D_{\mathrm{dif}} = 1 \times 10^{-9}\,\mathrm{m^2\,s^{-1}}$ (Schwartz und Zhang, 2003, S. 447) ergibt sich eine typische Fließstrecke von $l = 0{,}18\,\mathrm{m}$. Kinzelbach und Rausch (1995) schlagen deshalb vor, die Diffusion bei Abstandsgeschwindigkeiten größer $1 \times 10^{-6}\,\mathrm{m\,s^{-1}}$ zu vernachlässigen.

Zur Abschätzung der diffusionsbedingten Konzentrationsänderung an einem Ort muss das zweite Fick'sche Gesetz herangezogen werden, welches — für eine mit konstanter (mittlerer) Geschwindigkeit q fließende, inkompressible Flüssigkeit — wie folgt lautet (Langguth und Voigt, 2004, S. 403):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_{\mathrm{dif}} \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \right) - q \frac{\partial c}{\partial x} = D_{\mathrm{dif}} \vec{\nabla}^2 c - q \frac{\partial c}{\partial x} \tag{3.7}$$

$\frac{\partial c}{\partial t}/\mathrm{kg\,m^{-3}\,s^{-1}}$	zeitliche Konzentrationsänderung der gelösten Substanz ($\mathrm{ML^{-3}T^{-1}}$)
$c/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Konzentration der gelösten Substanz ($\mathrm{ML^{-3}}$)
$D_{\mathrm{dif}}/\mathrm{m^2\,s^{-1}}$	Proportionalitätsfaktor, molekularer Diffusionskoeffizient ($\mathrm{L^2\,T^{-1}}$)
$\frac{\partial c}{\partial x}, \frac{\partial c}{\partial y}, \frac{\partial c}{\partial z}/\mathrm{kg\,m^{-4}}$	Konzentrationsänderung in x-, y- und z-Richtung ($\mathrm{ML^{-4}}$)
$q/\mathrm{m\,s^{-1}}$	spezifischer Durchfluss (Filtergeschwindigkeit) ($\mathrm{L^3\,T^{-1}\,L^{-2}}$)
$\frac{\partial c}{\partial x}, \frac{\partial c}{\partial y}, \frac{\partial c}{\partial z}/\mathrm{kg\,m^{-4}}$	Konzentrationsänderung in x-, y- und z-Richtung ($\mathrm{ML^{-4}}$)
$\vec{\nabla}^2$	Laplace-Operator. Andere, diesem Ausdruck gleichwertige Schreibweisen sind: $\Delta c = \mathrm{div}\,(\mathrm{grad}\ c) = \nabla \cdot (\nabla c) = \nabla^2 c$

Weitaus größeren Anteil an der hydrodynamischen Dispersion hat die *mechanische Dispersion*. Da sie in unbewegten Flüssigkeiten nicht vorkommt, werden dispersive Massenbewegungen stets von der Wasserbewegung (Advektion) überlagert.

Dispersion entsteht infolge der Mitbewegung einer Konzentrationsfront mit der Strömung. Der vormals klar abgrenzbare Bereich eines gelösten Stoffes erweitert sich stetig in Fließrichtung (longitudinale Dispersion) als auch quer dazu (transversale Dispersion). Da nun dieselbe Masse des Stoffes auf ein größeres Volumen verteilt wird, muss es zwingend zu einer Abnahme der Konzentrationen kommen. Die Wasserbewegung führt demnach einen Konzentrationsausgleich mit umliegenden Zonen herbei.

Die unregelmäßige Porenraumgeometrie eines Grundwasserleiters führt zu einer Variation der Bahngeschwindigkeit des Fluids und in weiterer Folge auch zu einer Variation der Konzentration. Dafür verantwortlich sind (Langguth und Voigt, 2004, S. 404):

Variation der Geschwindigkeit innerhalb einer Pore: In einer Pore nehmen die Fließgeschwindigkeiten in radialer Richtung zu. Das sich ausbildende Geschwindigkeitsprofil weist in der Porenachse ein Maximum auf.

Variation der Porendurchmesser: Natürliche Böden weisen eine Porengrößenverteilung auf. Bedingt durch die verschiedenen Porendurchmesser ergeben sich unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten.

Variation der Fließrichtung: Bei der Durchströmung des Porenraums wird die Wasserbewegung durch die einzelnen Körner seitlich abgelenkt. Mit zunehmender Fließstrecke erfolgt somit auch eine fortschreitende laterale Ausbreitung der Stofffront.

Differenziert man für kleine Skalenbereiche die Abstandsgeschwindigkeit u aufgrund der zuvor angestellten Überlegungen in Mittelwert $\overline{u}$ und Abweichung u' so ergeben sich für Geschwindigkeit und Konzentration

$$u = \overline{u} + u' \tag{3.8}$$

$$c = \overline{c} + c' \tag{3.9}$$

und in weiterer Folge für den advektiven Massenflussvektor unter Berücksichtigung der Dispersion (Langguth und Voigt, 2004, S. 406):

$$\overline{\vec{J}_{\mathrm{adv}}} = n\overline{\left(\overline{\vec{u}} + \vec{u}'\right)\left(\overline{c} + c'\right)} \tag{3.10}$$

$$\overline{\vec{J}_{\mathrm{adv}}} = n\left(\underbrace{\overline{\vec{u}}\,\overline{c}}_{\text{Advektion}} + \underbrace{\vec{u}'c'}_{\text{Dispersion}}\right) \tag{3.11}$$

$\overline{\vec{J}_{\mathrm{adv}}}/\mathrm{kg\,m^{-2}\,s^{-1}}$	mittlerer, advektiver und dispersiver Masseflussvektor ($\mathrm{M\,L^{-2}\,T^{-1}}$)
$n/-$	Porosität, Anteil des Porenvolumens ($\mathrm{L^3L^{-3}}$)
$\overline{\vec{u}}/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Vektor der mittleren Abstandsgeschwindigkeiten ($\mathrm{L\,T^{-1}}$)
$\vec{u}'/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Vektor der Abweichungen von der mittleren Abstandsgeschwindigkeit ($\mathrm{L\,T^{-1}}$)
$\overline{\vec{c}}/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Vektor der mittleren Konzentrationen ($\mathrm{M\,L^{-3}}$)
$\vec{c}'/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Vektor der Abweichungen von der mittleren Konzentration ($\mathrm{M\,L^{-3}}$)

In einer Vielzahl an Säulenversuchen wurde ermittelt, dass die longitudinale Dispersivität annähernd proportional zur Fließgeschwindigkeit ist (Langguth und Voigt, 2004, S. 410). Für Transportwege von hundert Metern liegt der mechanische Dispersionskoeffizient D_{mdis} in der Größenordnung von $1{,}2 \times 10^{-4}\,\mathrm{m^2\,s^{-1}}$ und somit um einen Faktor 1×10^5 höher als der molekulare Diffusionskoeffizient.

Transversale Dispersivitäten liegen in den Laborversuchen von Klotz und Seiler (1980) (zit. nach Langguth und Voigt, 2004, S. 412) bei 5 % bis 10 % der longitudinalen Dispersivität, in Feldversuchen wurden Werte zwischen 1 % und 30 % beobachtet.

3.2.3 Sorption

Unter Sorption versteht man den Übergang eines im Grundwasser gelösten Stoffes auf die Feststoffmatrix. Es kann nach dem Ort der Anlagerung unterschieden werden: kommt es zu einer Bindung des Sorptionsmittels an die Kornoberfläche wird von Adsorption gesprochen, bei einer Einlagerung in das Kristallgitter des Feststoffes hingegen von Absorption. Kommt es bei der Einlagerung zu einem Tausch mit einem gleichwertigen Ion spricht man von Ionenaustausch (Langguth und Voigt, 2004, S. 413). Die Affinitätsreihe des Kationen- und Anionentauschs lautet nach Langguth und Voigt (2004, S. 340f):

$$\mathrm{Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > NH_4{}^+ > Na^+ > H_2{}^+ > K^+ > Li^+} \tag{3.12}$$

$$\mathrm{SeO^{3-} > AsO_4{}^{3-} = PO_4{}^{4-} > SiO_4{}^{4-} \gg Cl^- > F^-} \tag{3.13}$$

Sorptionsvorgänge sind in der Regel reversibel und werden durch Isotherme beschrieben. Isotherme geben an, in welchem Umfang ein Stoff von der wässrigen Phase auf den Festkörper übergeht. Die Form des Zusammenhangs wird im Wesentlichen durch Temperatur, Adsorptionsmittel und Zusammensetzung der Feststoffphase bestimmt.

Es existieren mehrere Modelle zur Beschreibung von Isothermen, das Einfachste unterstellt einen strikt linearen Zusammenhang (Henry-Isotherme, Gleichung 3.14). Die Freundlich-Isotherme (3.15) hingegen hängt nichtlinear von der sich einstellenden Gleichgewichtskonzentration ab und die Langmuir-Isotherme (3.16) berücksichtigt zusätzlich eine Obergrenze der verfügbaren Flächen für den Ionenaustausch (Langguth und Voigt, 2004, S. 414). Siehe Abbildung 3.2.

$$q = K_\mathrm{d} \cdot c_\mathrm{eq} \tag{3.14}$$

$$q = K_\mathrm{Fr} \cdot c_\mathrm{eq}^{1/n} \tag{3.15}$$

$$q = \frac{K_\mathrm{L} \cdot q_\mathrm{max} \cdot c_\mathrm{eq}}{1 + K_\mathrm{L} \cdot c_\mathrm{eq}} \tag{3.16}$$

$q/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Konzentration des Lösungsmittels im Feststoff ($\mathrm{M\,L^{-3}}$)
$c_\mathrm{eq}/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Gleichgewichtskonzentration des Lösungsmittels in der flüssigen Phase ($\mathrm{M\,L^{-3}}$)
$K_\mathrm{d}/-$	Henry-Koeffizient ($\mathrm{M\,L^{-3}\,M^{-1}\,L^3}$)
$K_\mathrm{Fr}/-$	Freundlich-Koeffizient ($\mathrm{M\,L^{-3}\,M^{-1}\,L^3}$)
$K_\mathrm{L}/-$	Langmuir-Koeffizient ($\mathrm{M\,L^{-3}\,M^{-1}\,L^3}$)

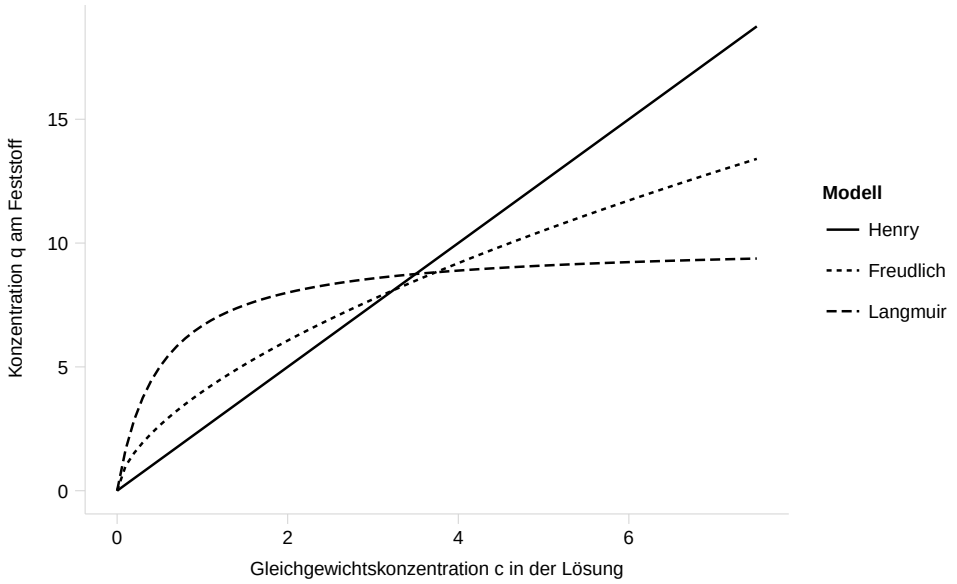


Abbildung 3.2: Vergleich von Henry-Isotherme ($K_\mathrm{d} = 2{,}5$), Freudlich-Isotherme ($K_\mathrm{Fr} = 4$, $n = 0{,}6$) und Langmuir-Isotherme ($K_\mathrm{L} = 2$, $q_\mathrm{max} = 10$).

Ändern sich nach einem Sorptionsvorgang die Gleichgewichtsbedingungen, kann es zur Resorption, zur teilweisen, verzögerten Abgabe des sorbierten Stoffes an die flüssige Phase kommen. Die feste Phase spielt in dem Fall die Rolle eines Speichers, der Stofftransport erfolgt somit langsamer als die Wasserbewegung. Das Verhältnis beider Geschwindigkeiten wird als Retardierungsfaktor bezeichnet (Langguth und Voigt, 2004, S. 415).

$$R = \frac{v_a}{v_\mathrm{Stoff}} \tag{3.17}$$

$R/-$	Retardierungsfaktor ($\mathrm{L\,T^{-1}\,L^{-1}\,T}$)
$v_a/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Abstandsgeschwindigkeit des transportierenden Mediums ($\mathrm{L\,T^{-1}}$)
$v_\mathrm{Stoff}/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Transportgeschwindigkeit des Stoffes ($\mathrm{L\,T^{-1}}$)

3.2.4 Transportgleichung

Bilanziert man analog zu Abbildung 3.3 alle zuvor angeführten Massenflüsse für ein Kontrollvolumen $\Delta x \Delta y \Delta z$ so gelangt man zur allgemeinen, advektiv-dispersen Transportgleichung, einer Differentialgleichung zweiter Ordnung (Langguth und Voigt, 2004, S. 416).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \underbrace{-v \nabla c}_{\text{Advektion}} + \underbrace{\nabla (D_H \cdot \nabla c)}_{\text{Dispersion + Diffusion}} + \underbrace{\sigma}_{\text{Quellen + Senken}} + \omega \cdot (c - c_{\text{in}}) \tag{3.18}$$

$\frac{\partial c}{\partial t}$/kg m^{-3} s^{-1}	Konzentrationsänderung im Kontrollvolumen (M L^{-3} T^{-1})
v/m s^{-1}	Abstandsgeschwindigkeit (L T^{-1})
c/kg m^{-3}	Konzentration (M L^{-3})
D_H/m^2 s-1	hydrodynamische Dispersion (L^2 T^{-1})
σ/kg m^{-3} s^{-1}	externer Quellen- und Senkenterm der nicht mit dem Wasserfluss verbunden ist (M L^{-3} T^{-1})
ω/kg m^{-3} s^{-1}	Zugabe/Entnahme von Wasser bezogen auf das Kontrollvolumen (M L^{-3} T^{-1})
c_{in}/kg m^{-3}	Konzentration des Zugabewassers (M L^{-3})

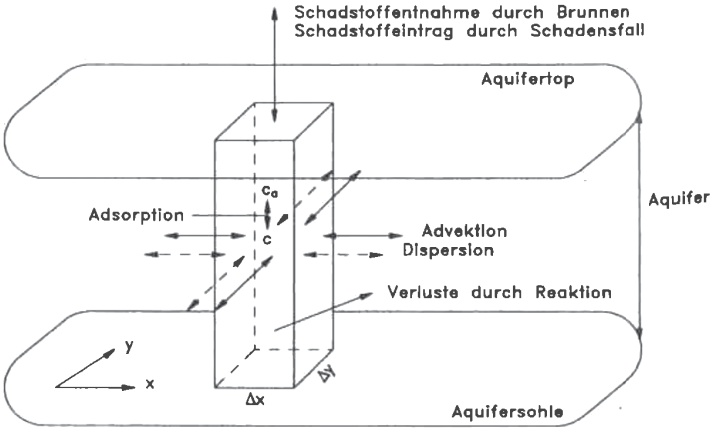


Abbildung 3.3: Beiträge zur Massenbilanz am Transportvolumen (Langguth und Voigt, 2004, S. 416).

Je nachdem, ob in der Stofftransportgleichung Dispersions- oder Advektionsterm überwiegen, ergibt sich ein anderer mathematischer Grundtypus der partiellen Differentialgleichung, welcher mithilfe der Peclet-Zahl einfach angegeben werden kann (Langguth und Voigt, 2004, S. 418). Partielle Differentialgleichungen erster Ordnung sind immer hyperbolisch. Vergleiche hierzu Tabelle 3.1.

$$Pe = \frac{L \cdot v_a}{D_L} \tag{3.19}$$

Pe/–	Peclet-Zahl (L^2 T^{-1} L^{-2} T)
L/m	relevante Längenskala des Transportproblems (L)
v_a/m s^{-1}	Abstandsgeschwindigkeit (L T^{-1})
D_L/m^2 s-1	hydrodynamische Dispersion in Längsrichtung (L^2 T^{-1})

Tabelle 3.1: Differenzierung des Grundtyps partieller Differentialgleichungen nach der Peclet-Zahl

Peclet-Zahl	Transport	Charakter der Gleichung
$Pe \gg 1$	überwiegend Advektion	hyperbolisch
$Pe \ll 1$	überwiegend Dispersion	parabolisch

3.3 Untersuchte Parameter

Nachfolgend werden ausgewählte Parameter, die im Monitoringprogramm Untere Lobau untersucht werden, und deren Bedeutung für die Ressource Trinkwasser vorgestellt. Sofern es für die Parameter normative Grenzwerte lt. Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) gibt, werden diese angeführt. Eine Bewertung und Diskussion der tatsächlichen Analyseergebnisse erfolgt in den Kapiteln 5 und 6.

Zunächst werden die physikalischen Parameter spezifische elektrische Leitfähigkeit, *p*H-Wert und Wassertemperatur beschrieben. Es folgen die Alkalimetalle Natrium (Na) und Kalium (K) sowie weiters die Erdalkalimetalle und Härtebildner Calcium (Ca) und Magnesium (Mg), welche allesamt gelöst nur als dissoziierte Ionen vorliegen.

3.3.1 Elektrische Leitfähigkeit

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit κ_{25} ist ein Maß für die Summe der im Wasser gelösten Ladungsträger (Ionen). Sie wird meist in der Einheit $\mu S\,cm^{-1}$ oder seltener auch in $mS\,m^{-1}$ angegeben. Da die „Beweglichkeit“ von Ionen in Wasser um rund 1,5 % bis 2 % je Grad zunimmt, ist es notwendig, die elektrische Leitfähigkeit auf eine Referenztemperatur zu beziehen (Höll und Nießner, 2010, S. 59). Meist wird hierfür die von der IUPAC aufgestellte Standardtemperatur für chemische Laboratorien von 25 °C verwendet.

Langguth und Voigt (2004, S. 324) geben eine Formel an, mit der elektrische Leitfähigkeiten im Bereich von $60\,\mu S\,cm^{-1}$ bis $1\,000\,\mu S\,cm^{-1}$ auf beliebige Referenztemperaturen umgerechnet werden können:

$$\kappa_t = \kappa_{25} \cdot (1 + 0{,}021(t - 25)) \tag{3.20}$$

$\kappa_t / \mu S\,cm^{-1}$	spezifische elektrische Leitfähigkeit bei der Temperatur t ($M^{-1}\,L^{-3}\;I^2T^3$)
$\kappa_{25} / \mu S\,cm^{-1}$	spezifische elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C ($M^{-1}\,L^{-3}\;I^2T^3$)
$t / °C$	gewünschte Bezugstemperaturtemperatur (Θ)

Durch die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit sind keine spezifischen Rückschlüsse auf die Wasserqualität möglich, da die Konzentration der einzelnen, gelösten Ionen (Elektrolyte) unbekannt bleibt. Trotzdem zählt der Summenparameter elektrische Leitfähigkeit zu einem physikalischen Standardparameter, der für nahezu jede Wasserprobe bestimmt wird. Die Gründe dafür liegen in erster Linie in der einfachen Messmethode: Sensoren zur Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit sind günstig, erfordern kaum Kalibrationsaufwand und eignen sich daher hervorragend für eine kontinuierliche Messung. Zeitliche Variationen der Leitfähigkeit sind zwingend auf Änderungen der Ionenkonzentrationen zurückzuführen.

Gut mineralisierte Grundwässer weisen nach Hütter (1994, S. 86) in der Regel Leitfähigkeiten zwischen $500\,\mu S\,cm^{-1}$ und $2\,000\,\mu S\,cm^{-1}$ auf, schwach mineralisierte Grund- und Oberflächen-

wässer liegen um einen Faktor 10 darunter ($50\,\mu S\,cm^{-1}$ bis $200\,\mu S\,cm^{-1}$). Niederschlagswässer besitzen nochmals geringere Leitfähigkeiten von $10\,\mu S\,cm^{-1}$ bis $100\,\mu S\,cm^{-1}$.

Die österreichische Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) sieht die elektrische Leitfähigkeit als einen Parameter mit Indikatorfunktion an. Als Wert für den Indikatorparameter wird $\kappa_{20} = 2\,500\,\mu S\,cm^{-1}$ vorgeschrieben, umgerechnet auf die in der Analytik üblicherweise verwendete Bezugstemperatur von 25 °C entspricht das $\kappa_{25} = 2\,790\,\mu S\,cm^{-1}$.

3.3.2 *p*H-Wert

Der *p*H-Wert ist eine Maßzahl für den sauren oder alkalischen Charakter einer wässrigen Lösung (Kölle, 2010, S. 76) und ist definiert als der „negative, dekadische Logarithmus der in $mmol\,l^{-1}$ gemessenen Aktivität der Hydronium-Ionen im Wasser“ (Höll und Nießner, 2010, S. 64). Liegt die Lösung in ausreichender Verdünnung vor, so wird mit brauchbarer Näherung, statt der Hydronium-Ionen-Aktivität, deren Stoffmengenkonzentration zur Berechnung des *p*H-Wertes herangezogen.

$$p\mathrm{H} = -\log_{10}\left(a\left(\mathrm{H_3O^+}\right)\right) \tag{3.21}$$

$$p\mathrm{H} \approx -\log_{10}\left(c\left(\mathrm{H_3O^+}\right)\right) \tag{3.22}$$

$^{p\mathrm{H}}/_{-}$	*p*H-Wert (−)
$^{a(\mathrm{H_3O^+})}/_{\mathrm{mmol\,l^{-1}}}$	Aktivität der Hydronium-Ionen ($L^{-3}\,N$)
$^{c(\mathrm{H_3O^+})}/_{\mathrm{mmol\,l^{-1}}}$	Stoffmengenkonzentration der Hydronium-Ionen ($L^{-3}\,N$)

Der *p*H-Wert wird im Wesentlichen durch das Verhältnis der Stoffmengenkonzentrationen von freier Kohlensäure (CO_2 und H_2CO_3) zu Hydrogencarbonat-Ion (HCO_3^+) bestimmt. In gut gepufferten Grundwässern (mittlere Härte) liegt der *p*H-Wert zwischen 6,5 und 7,5, weiche Wässer sind etwas saurer (bis *p*H 4), Carbonatreiche hingegen deutlich basischer, bis zu *p*H 9 (Hütter, 1994, S. 87).

Die Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) verwendet den *p*H-Wert als einen Parameter mit Indikatorfunktion, für den ein Bereich von *p*H 6,5 bis 9,5 festgelegt ist.

3.3.3 Wassertemperatur

Viele (wenn nicht gar alle) im Grundwasser ablaufenden Prozesse sind mehr oder weniger von der Wassertemperatur abhängig. Beispielsweise verdoppelt sich die Reaktionsgeschwindigkeit biologisch katalysierter Prozesse bei einem Temperaturanstieg von 10 °C. Die Löslichkeit von Gasen nimmt mit zunehmender Temperatur ab (Höll und Nießner, 2010, S. 56), die von Feststoffen hingegen zu. Darüber hinaus beeinflusst die Wassertemperatur den Geschmack.

Hydrodynamische Eigenschaften des Wassers sind meist auch Funktionen der Temperatur z.B. dynamische und kinematische Viskosität, Dichte, Oberflächenspannung sowie die Durchlässigkeit (Langguth und Voigt, 2004, S. 8ff).

Die Grundwassertemperatur hat einen mitunter nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die hydraulische Durchlässigkeit und in weiterer Folge auf die Ergiebigkeit eines Brunnens. Da sowohl die Dichte $\rho_w = f(T)$ des Wassers als auch die dynamische Viskosität $\mu = f(T)$ Funktionen der Temperatur sind, weist auch der Durchlässigkeitsbeiwert K eine Temperaturabhängigkeit auf (Schwartz und Zhang, 2003, 52).

$$K = \frac{k\rho_w g}{\mu} \tag{3.23}$$

$K/\mathrm{m\,s^{-1}}$	Durchlässigkeitsbeiwert ($\mathrm{L^3\,T^{-1}\,L^{-2}}$)
$k/\mathrm{m^2}$	spezifische (intrinsische) Permeabilität ($\mathrm{L^2}$)
$\rho_w/\mathrm{kg\,m^{-3}}$	Dichte des Wassers ($\mathrm{ML^{-3}}$)
$g/\mathrm{m\,s^{-2}}$	Erdbeschleunigung ($\mathrm{MT^{-2}}$)
$\mu/\mathrm{kg\,s^{-1}\,m^{-1}}$	dynamische Viskosität ($\mathrm{ML^{-1}T^{-1}}$)

3.3.4 Sauerstoff (O_2)

Unter der Sauerstoffkonzentration eines Wassers versteht man die Konzentration des darin *gelösten, molekularen* Gases Sauerstoff (O_2). Sauerstoff kann darüber hinaus auch noch in ebenfalls im Wasser vorhandenen Verbindungen wie z.B. im Nitrat-Ion ($NO_3{}^+$) vorkommen. Nitratsauerstoff ist für viele Mikroorganismen ebenso leicht verfügbar wie gelöster Sauerstoff (Kölle, 2010, S. 86).

Wie für alle Gase, gibt es auch für Sauerstoff eine stark temperatur- und druckabhängige Obergrenze der Löslichkeit in Wasser. Sie hat bei Normaldruck mit $14{,}9\,\mathrm{mgl^{-1}}$ bei $0{,}1\,^\circ\mathrm{C}$ ihr Maximum und nimmt bis $20\,^\circ\mathrm{C}$ um ca. die Hälfte ab auf $9{,}1\,\mathrm{mgl^{-1}}$ (Hütter, 1994, S. 94). Konzentrationen oberhalb der Sättigungskonzentration können eintreten, wenn sich das Sättigungsgleichgewicht beispielsweise bei einem höheren Druck als dem atmosphärischen eingestellt hat (Kölle, 2010, S. 86).

Statt der Angabe einer Sauerstoffkonzentration in $\mathrm{mgl^{-1}}$ kann der Gehalt an Sauerstoff auch als Sauerstoffsättigung in Prozent (bei einer bestimmten Referenztemperatur) gegeben sein.

Sauerstoffsättigungen in der Nähe der Gleichgewichtskonzentration sind meist nur dort zu finden, wo intensiver Atmosphärenkontakt gegeben ist (z.B.: Niederschlagswässer, turbulente Fließgewässer) und bei gleichzeitiger Abwesenheit von sauerstoffzehrenden, biologischen Prozessen. In stehenden, intakten Oberflächengewässern sollte die Sauerstoffkonzentration nicht unter $5\,\mathrm{mgl^{-1}}$ fallen (Hütter, 1994, S. 94). Innerhalb des Grundwassers führt die Oxidation von organischem und anorganischem Material (Selbstreinigung) zu einer Reduktion des Gehalts an gelöstem Sauerstoff, Tiefengrundwässer können sogar gänzlich frei von gelöstem Sauerstoff sein.

Kölle (2010, S. 88) führt mehrere Ursachen an, die Änderungen der Sauerstoffkonzentration in Gewässern bewirken:

- Aufwirbeln von Sedimenten mit der anlaufenden Welle eines Hochwassers in einem Fließgewässer
- Einflüsse hoher Temperaturen und niedriger Wasserführung im Sommer
- plötzliche Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer (Regenwasserüberlauf)
- plötzliches, witterungsbedingtes Absterben hoher Konzentrationen von Algen

Normative Grenzen für eine maximale bzw. minimale Sauerstoffkonzentration existieren nicht, jedoch werden zumeist bei sehr geringen Sauerstoffgehalten andere Parameter oder Parameter mit Indikatorfunktion (Eisen, Mangan, Ammonium) nicht eingehalten. Weiters sind im Hinblick auf die Korrosionswirkung Sauerstoffkonzentrationen von $\geq 5\,\mathrm{mgl^{-1}}$ zu bevorzugen.

3.3.5 Natrium (Na)

Natrium zählt zu den Elementen der Alkalimetalle und liegt im Wasser gelöst als einfach positiv geladenes Ion (Na^+) vor. Kochsalz (NaCl), das Natriumsalz der Salzsäure ist die wichtigste Natriumverbindung.

Im Grundwasser liegt die Konzentration an Na^+-Ionen meist bei wenigen Milligramm pro Liter bis $50\,mgl^{-1}$. Natürliche Einträge erfolgen durch Ionenaustauschprozesse an natriumhältigen Feldspäten sowie durch Eluation von Salzlagerstätten. Meist sind erhöhte Natriumgehalte jedoch auf anthropogene Maßnahmen wie z.B. Düngung oder Streusalzeintrag zurück zu führen (Hütter, 1994, S. 88).

Die Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) führt Natrium als einen Parameter mit Indikatorfunktion und gibt als Wert $200\,mgl^{-1}$ vor. Dieser Grenzwert leitete sich aus der Geschmacksgrenze von Kochsalz ab. Es ist jedoch umstritten, ob durch eine Beschränkung der Natriumkonzentration im Trinkwasser eine übermäßige Aufnahme von Kochsalz nennenswert reduziert werden kann (Kölle, 2010, S. 129).

3.3.6 Kalium (K)

Kalium ist ebenfalls ein Alkalimetall mit einwertigen Ionen K^+. Wasserlösliche Kaliumsalze werden in der modernen Landwirtschaft als Dünger eingesetzt.

In natürlichen Grundwässern ist Kalium, aufgrund der geringeren Löslichkeit der Kaliumsilikate und der niedrigen Austauschkapazität von Kalium (siehe Kapitel 3.2.3), meist in wesentlich niedrigeren Konzentrationen ($1\,mgl^{-1}$ bis $2\,mgl^{-1}$) als Natrium anzutreffen (Hütter, 1994, S. 88). Bei Abwesenheit eines Carbonatpuffers und einem damit verbundenen Absinken des *p*H-Wertes kann Kalium aus Tonmineralen gelöst werden, wodurch die Kaliumkonzentration im Grundwasser ansteigt (Kölle, 2010, S. 131f).

Kölle (2010, S. 133) gibt für Deutschland die mittlere Kaliumkonzentration von 2 745 Trinkwässern (Probenahme 1989) mit $2{,}2\,mgl^{-1}$ an.

In der Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) existieren keine Werte für Kalium, trotzdem sind die Kunden vom Betreiber einer Wasserversorgungsanlage zumindest einmal jährlich über den Gehalt an Kalium im Trinkwasser zu informieren.

3.3.7 Calcium (Ca)

Das Erdalkalimetall Calcium liegt in der Natur meist als Carbonat (Calcit, Marmor, Kalkstein, Kreide, Mergel, Dolomit, …) oder als Sulfat (Gips, Anhydrit) vor. Mit der im Sickerwasser meist vorhandenen Kohlensäure reagieren die grundsätzlich schlecht löslichen Calciumcarbonate ($CaCO_3$) zu Calciumhydrogencarbonaten ($Ca(HCO_3)_2$). Diese sind in Wasser gut löslich, sie dissoziieren in das Calcium- (Ca^{2+}) und Hydrogencarbonation (HCO_3^-) (Hütter, 1994, S. 89).

Neben der Lösung kann Calcium auch durch Neutralisationsreaktionen ins Grundwasser eingetragen werden. Bei der Neutralisation einer Säure mit einer Base werden Salz und Wasser gebildet. Das entstehende Salz dissoziiert in seine Ionen. Enthielt die Base Calcium, so liegt dieses nun gelöst im Grundwasser vor (Kölle, 2010, S. 115). Die Säure wird entweder durch das Niederschlagswasser (H_2CO_3, Kohlensäure) eingetragen oder bildet sich im Grundwasser im Zuge der Nitrifikation (HNO_3, Salpetersäure) (Kölle, 2010, S. 118).

Übliche Calciumgehalte in Grundwässern liegen zwischen $40\,\mathrm{mgl^{-1}}$ und $100\,\mathrm{mgl^{-1}}$, wobei Konzentrationen über $100\,\mathrm{mgl^{-1}}$ nur bei gleichzeitigem Vorhandensein von Nitrat- (NO_3^-) oder Sulfationen (SO_4^{2-}) zu erwarten sind, da sonst der Gehalt an „zugehörigem CO_2“ fehlt (Kölle, 2010, S. 117).

Hinsichtlich der Regelung in der Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) gelten für Calcium die gleichen Ausführungen wie für Kalium. Es existiert kein Grenzwert, der Abnehmer ist jedoch über die Calciumkonzentration zu informieren.

3.3.8 Magnesium (Mg)

Magnesium kommt ebenso wie Calcium als Carbonat bzw. Sulfat vor, weitaus häufiger jedoch als Silicat. Magnesiumcarbonate sind nochmals schlechter löslich als Calciumcarbonate, weshalb — abgesehen von silikatischen Grundwasserleitern — die Magnesiumkonzentration meist zwischen einem Zehntel und einem Drittel der Calciumkonzentration liegt (Kölle, 2010, S. 120).

Ebenso wie für Calcium, besteht laut Trinkwasserverordnung (TWV, 2012) für den Magnesiumgehalt nur eine Informationspflicht.

4 Material und Methoden

Die Berechnungen der vorliegenden Arbeit wurden zur Gänze mit der freien, statistischen Programmiersprache R (R Core Team, 2012) durchgeführt.

4.1 Monitoringprogramm Untere Lobau

Im Grundwassermonitoring Untere Lobau werden monatlich zehn GW-Sonden beprobt und an jeder Messstelle 26 physikalisch-chemische und mikrobiologische Parameter untersucht. Erstmalig seit Beginn des Monitoringprogramms wurden im Jahr 2012 auch in den Wintermonaten (Jänner und Februar) Proben gezogen und ausgewertet, eine Beprobung im Monat Dezember findet schon seit 2011 statt (Mayr et al., 2013).

Der Untersuchungsumfang umfasst, neben den in Kapitel 3 bereits vorgestellten Parametern, auch die Nährstoffe NH_4^+, NO_3^- und PO_4^{3-} sowie ausgewählte mikrobiologische Parameter (KBE, E. coli, Coliforme, Enterokokken und C. perfringens).

Das Monitoringprogramm ist derzeit noch nicht abgeschlossen, es werden weiterhin monatliche Proben gezogen und analysiert. In dieser Arbeit werden jedoch nur Daten bis Ende 2013 berücksichtigt. Für eine detaillierte Beschreibung der Ergebnisse des Monitorings sei auf Mayr et al. (2013) verwiesen.

4.2 Hydraulisches Modell

Derx et al. (2013) stellten für den Grundwasserleiter der Unteren Lobau ein hydraulisches Modell auf. Für dieses dreidimensionale, mit den Oberflächengewässern gekoppeltes Modell wurde die Modellierungssoftware SUTRA 2.2 (Voss und Provost, 2010) herangezogen. SUTRA steht für ***s**aturated-**u**nsaturated **tra**nsport* und ist, wie schon aus dem Namen hervorgeht, in der Lage die Wasserbewegung in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone zu modellieren. Darüber hinaus bietet SUTRA die Möglichkeit entweder Energietransport (Wärmebewegung) oder dispersiven Stofftransport zu beschreiben. Stromlinien können nicht berechnet werden.

Die im vorhergehenden Kapitel angeführte Transportgleichung 3.18 wird von SUTRA durch einen hybriden Ansatz gelöst, zur Anwendung gelangt eine Mischform aus Finiter-Elemente Modellierung und integrierter Finite-Differenzen Modellierung. Finite Elemente erlauben die Generierung von Netzgeometrien mit hoher, lokaler Genauigkeit während reine Finite-Differenzen Modelle numerisch wesentlich effizienter zu lösen sind, jedoch nur beschränkt die Möglichkeit bieten lokale Verfeinerungen des Netzes durchzuführen (Voss und Provost, 2010, S. 7).

Die räumliche Diskretisierung dreidimensionaler Modelle erfolgt in SUTRA durch hexagonale Elemente mit viereckiger Grundfläche (siehe Abbildung 4.1).

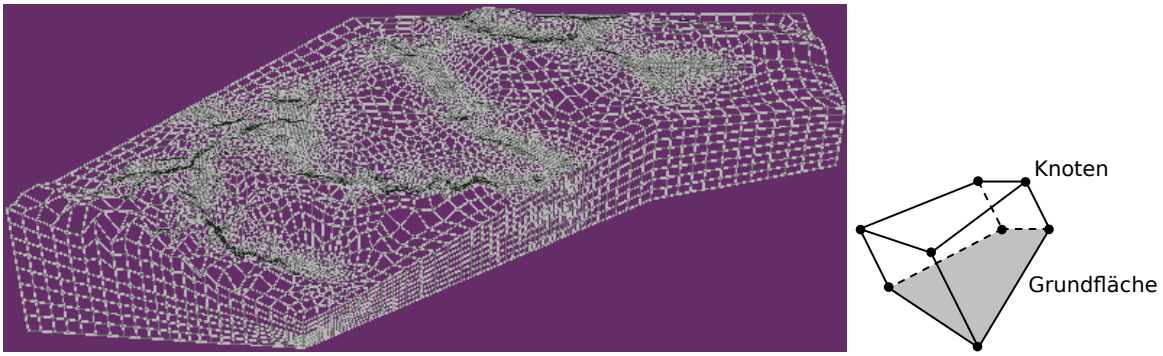


Abbildung 4.1: Mögliche, unregelmäßige Netzgeometrie eines Grundwassermodells in SUTRA und allgemeine Form eines Finiten Elements (Voss und Provost, 2010, S. 54).

Abbildung 4.2 zeigt die Knoten des Finite-Elemente Modells der Unteren Lobau, Knoten mit Randbedingungen sind hervorgehoben. Randbedingungen sind zwingend an den Modellrändern erforderlich und an Knoten, welche Schnittstellen zum Oberflächenwassermodell bilden. Während die Netzgeometrie für alle Szenarien dieselbe ist, variieren die Randbedingen. Gut zu erkennen ist die hohe Netzdichte im Bereich der Altarme, nördlich des Hauptgewässerzuges sind wiederum große Knotenabstände zu finden. In Summe besteht das Modell aus einer halben Million Knoten (562 928) verteilt auf 16 Tiefenstufen. Pro Tiefenstufe gibt es 34 951 Elemente. In x-Richtung beträgt die Ausdehnung des Modells knapp 12 km in y-Richtung etwa 9 km. Der höchste Knoten liegt 159,59 m ü.A., der tiefste Punkt des Untersuchungsgebietes auf 139,38 m ü.A.

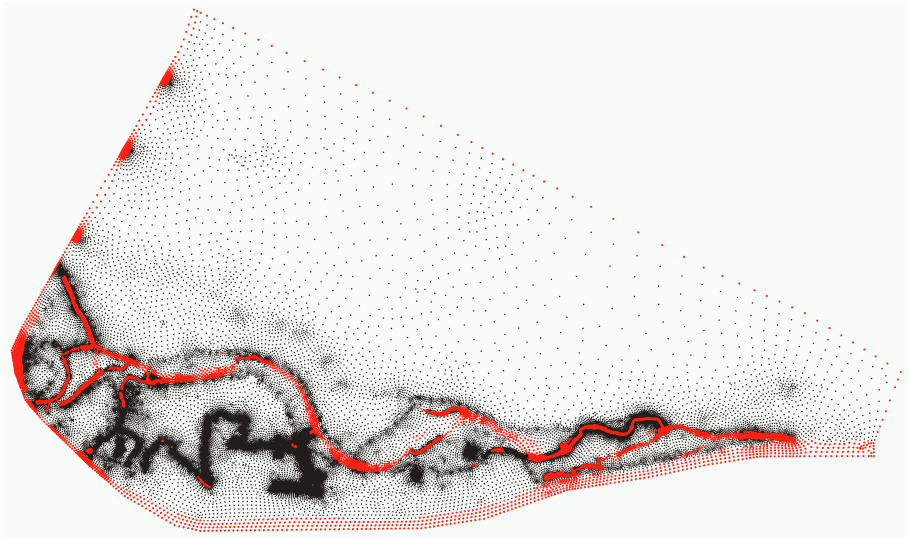


Abbildung 4.2: Knoten des Finite-Elemente Modells der Unteren Lobau. Die Knoten des südlichen Modellrandes werden durch das Ufer der Donau gebildet. Ebenfalls gut erkennbar sind die aktiven Knoten des Hauptgewässerzuges sowie die hohe Netzdichte im Bereich von Altarmen.

Für die weitere Berechnung von Stromlinien wurden SUTRA Input- bzw. Ergebnisdateien mit folgenden Dateiendungen verwendet:

.ele Dateien beinhalten für jeden Elementschwerpunkt den Vektor der Grundwasserfließgeschwindigkeiten und sind die wichtigste Eingangsgröße zur Berechnung von Stromlinien.

.bcs Dateien definieren die Randbedingungen wie z.B. den Wasserstand an den Modellrändern und die Entnahmemengen in den Brunnen. Sie werden zur Bestimmung von Anfang und Ende einer Stromlinie verwendet.

.nod Dateien geben neben dem Wasserstand in den Knoten auch die Sättigung an. Sie werden vorwiegend zur Interpolation der Grundwasserspiegeloberfläche vergleichbar zu Abbildung 4.3 verwendet.

.bcop Dateien haben für alle Elemente mit aktiven Randbedingungen die Speicheränderung des Elements zum Inhalt.

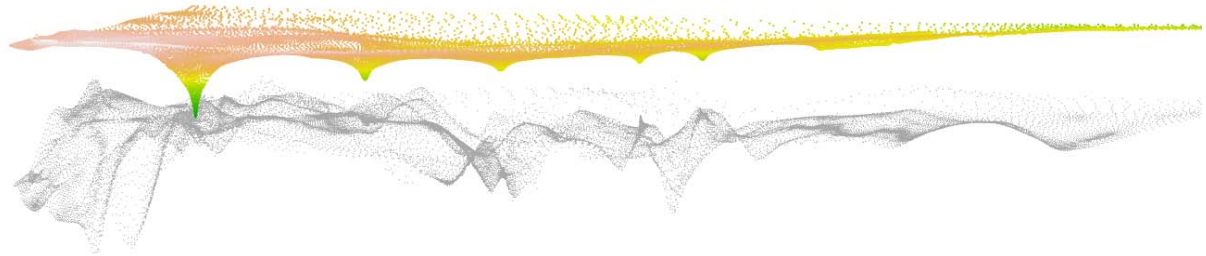


Abbildung 4.3: Dreidimensionale Darstellung der interpolierten Grundwasseroberfläche (z-Richtung 100-fach überhöht) inkl. Absenktrichter der fünf Horizontalfilterbrunnen für Szenario 3. Grau dargestellt ist die Höhe des Grundwasserstauers.

Für jedes in Tabelle 2.1 angegebene Szenario wurden diese Ergebnisdateien übermittelt. Da die Berechnung von Stromlinien für einen stationären Zustand erfolgen sollte, wurde jeweils nur der letzte Zeitschritt behalten. Alle Ergebnisdateien eines Szenarios benötigen etwa 10 GB Speicherplatz.

4.3 Verfahren zur numerischen Integration von Stromlinien

Folgt man in einem (zeitlich invarianten) Geschwindigkeitsfeld stets den Richtungsvektoren der Wasserbewegung, so entspricht der zurückgelegte Weg einer Stromlinie. Hat man nun Kenntnis über das dreidimensionale Geschwindigkeitsfeld eines Grundwasserleiters, das jedem beliebigen Punkt $\vec{p} = (p_x, p_y, p_z)$ innerhalb des stationären Feldes einen Geschwindigkeitsvektor $\vec{v} = (v_x, v_y, v_z)$ zuordnet, kann für jeden dieser Punkte $\vec{p}$ genau *eine einzige* Stromlinie bestimmt werden, die durch $\vec{p}$ geht. Mathematisch betrachtet muss hierfür eine Differentialgleichung erster Ordnung integriert werden, deren Lösung lediglich vom Anfangspunkt $\vec{p}$ der Stromlinie abhängt, weshalb man auch von einem Anfangswertproblem spricht.

Wird Wasser aus einem Grundwasserleiter gefördert, welcher seitlich durch Fließgewässer begrenzt ist und sonst keine weiteren Quellen und Senken aufweist, so werden die meisten Stromlinien am Gewässerrand beginnen und im Brunnen enden. Ziel ist es nun, diese Stromlinien aus einem gegebenen Geschwindigkeitsfeld und einem gewählten Punkt zu berechnen um den Fließweg zum Brunnen zu erhalten.

Meist liegt das Vektorfeld der Grundwasserfließgeschwindigkeiten nicht als stetige Funktion vor, sondern ist nur an bestimmten, diskreten Punkten auswertbar, beispielsweise an den Elementen eines Finite-Elemente-Modells. Das hat zur Folge, dass auch das Integral der Stromlinie nicht geschlossen lösbar ist und man auf Näherungsverfahren der numerischen Integration zurückgreifen muss (Papula, 2011, S. 472).

Das einfachste Verfahren hierfür ist das Eulersche Polygonzugverfahren, das verglichen mit z.B. dem Runge-Kutta Verfahren ein deutlich schlechteres Konsistenzverhalten zeigt. Zur Veranschaulichung soll die einfache Differentialgleichung erster Ordnung

$$y' = \sin(x)^2 \cdot y$$

mit der analytischen Lösung

$$y = 2 \cdot \exp\left(\frac{x - sin(x)cos(x)}{2}\right)$$

in dem Intervall $x \in [0, 5]$ mit der festen Schrittweite $h = 0{,}5$ mit beiden Methoden gelöst werden. Als Anfangswert wird $x_0 = 0$ gewählt.

In weiterer Folge wird auf beide Verfahren der numerischen Integration von Anfangswertproblemen genauer eingegangen und deren Implementierung in R vorgestellt.

4.3.1 Integration nach Euler

Es sei das Anfangswertproblem

$$y' = f(x, y)$$

gegeben, welches mit der Schrittweite $h > 0$ und dem Startwert $y(x_0) = y_0$ gelöst werden soll. Somit ergibt sich für die ersten beiden Schritte

$$\begin{aligned} y(x_0) &= y_0 \\ y(x_1) &\approx y_1 = y_0 + h \cdot f(x_0, y_0) \end{aligned}$$

und in allgemeiner Form

$$y(x_{k+1}) \approx y_{k+1} = y_k + h \cdot f(x_k, y_k) \qquad (k = 1, 2, \ldots, n).$$

Ausgehend von einem gewählten Anfangspunkt $P_0 = (x_0, y_0)$ geht man h Einheiten in Richtung der Tangentensteigung $f(x_0, y_0)$ und erhält einen Ordinatenwert y_1, welcher als Anfangswert für den darauffolgenden Schritt gewählt wird.

Dieses Verfahren liefert nur eine grobe Näherung der exakten Lösungskurve, da zur Schätzung nur die Tangentensteigung im Ausgangspunkt berücksichtigt wird. Ausreichende Genauigkeiten sind nur mit hohem Rechenaufwand durch kleine Schrittweiten h zu erhalten (Papula, 2011, S. 475).

In R lässt sich dieses Verfahren vergleichsweise einfach als Einzeiler implementieren,

```
1 euler <- function(x, y, h, fun) c(x + h, y + h * fun(x, y))
```

wobei die Funktion die Argumente

`x` Vektor, Anfangswert der unabhängigen Variable x

`y` Vektor, Anfangswert der abhängigen Variable y

`h` Vektor, Schrittweite in Richtung x

`fun` Funktion, welche zu integrieren ist und als Argumente x und y akzeptiert

erfordert und als Rückgabewert die Approximation des nächsten Punktes $(x+h, y_{k+1})$ liefert.

4.3.2 Runge-Kutta Verfahren

Explizite Runge-Kutta Verfahren werten die zu integrierende Funktion in s Zwischenstufen der Schrittweite h aus. Es wird eine mittlere Steigung durch Gewichtung der s Zwischenstufen gebildet. Das klassische Runge-Kutta Verfahren besitzt die Ordnung $s = 4$ und ist definiert mit

$$y_{k+1} = y_k + \frac{1}{6} \cdot (k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4)$$

mit den vier Zwischenstufen

$$\begin{aligned} k_1 &= h \cdot f(x_k, y_k) \\ k_2 &= h \cdot f(x_k + h/2, y_k + k_1/2) \\ k_3 &= h \cdot f(x_k + h/2, y_k + k_2/2) \\ k_4 &= h \cdot f(x_k + h, y_k + k_3). \end{aligned}$$

Für einen Schritt sind somit vier Auswertungen der zu integrierenden Funktion notwendig (Papula, 2011, S. 478).

```
2 runge <- function(x, y, h, fun) {
    k <- numeric(4)
4   k[1] <- h * fun(x, y)
    k[2] <- h * fun(x + h / 2, y + k[1] / 2)
6   k[3] <- h * fun(x + h / 2, y + k[2] / 2)
    k[4] <- h * fun(x + h, y + k[3])
8
    return(c(x + h, y + 1 / 6 * sum(k * c(1, 2, 2, 1))))
10 }
```

4.3.3 Vergleich der Integrationsverfahren

Wie in Abbildung 4.4 zu sehen, weist das Euler-Verfahren bei gleicher Schrittweite deutlich größere lokale Fehler auf als das Runge-Kutta Verfahren. Eine dem Runge-Kutta-Verfahren 4. Ordnung vergleichbare Genauigkeit erhält man für das explizite Euler Verfahren erst bei ca. einem Tausendstel der Schrittweite ($h = 5 \times 10^{-4}$). Dies macht sich vor allem in Bereichen plötzlicher Richtungsänderung (z.B große Grundwasserspiegelabsenkung in Brunnennähe bzw. Infiltration aus einem Fließgewässer) durch höhere, lokale Diskretisierungsfehler nachteilig bemerkbar. Deshalb wird in dieser Arbeit zur Berechnung von Stromlinien nur das Runge-Kutta-Verfahren angewendet.

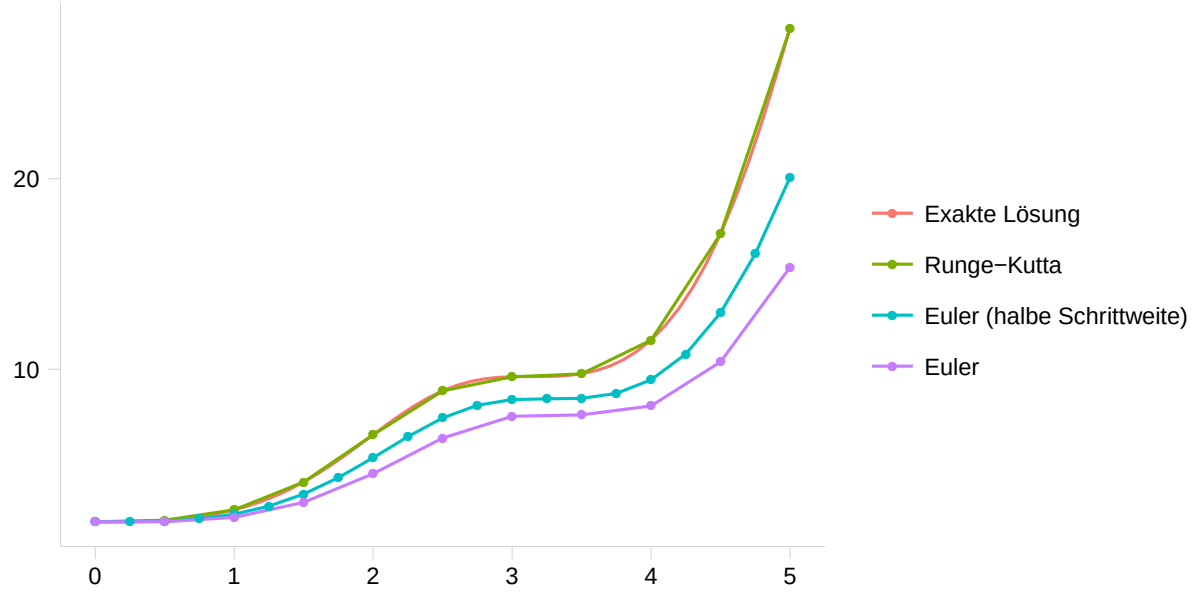


Abbildung 4.4: Vergleich numerischer Integrationsverfahren für Anfangswertprobleme. Man beachte die großen, lokalen Fehler des Euler-Verfahrens selbst bei Halbierung der Schrittweite.

4.4 Klassifizierung von Wasserständen der Donau

Im Zuge des Grundwassermonitorings Untere Lobau wurden im Zeitraum von Juni 2005 bis Dezember 2013 insgesamt an 87 Tagen Proben gezogen und analysiert. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen, soll jedem Probenahmetermin der jeweilige Wasserstand der Donau zugeordnet werden.

Hierfür wird die Ganglinie der Donauwasserstände am Pegel Wildungsmauer (vgl. Abbildung 4.5) herangezogen und gemäß den von der *via donau, Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH* festgelegten „Kennzeichnenden Wasserstände der österreichischen Donau“ bewertet. Der Pegel Wildungsmauer liegt ca. 20 km flussabwärts des Projektgebiets und wird zur Steuerung der maximal zulässigen Entnahmemengen der Brunnen herangezogen. Er wird von

via donau betrieben, seit 1940 liegen Aufzeichnungen des Wasserstandes vor, seit 1996 auch Daten über die Abflussmenge.

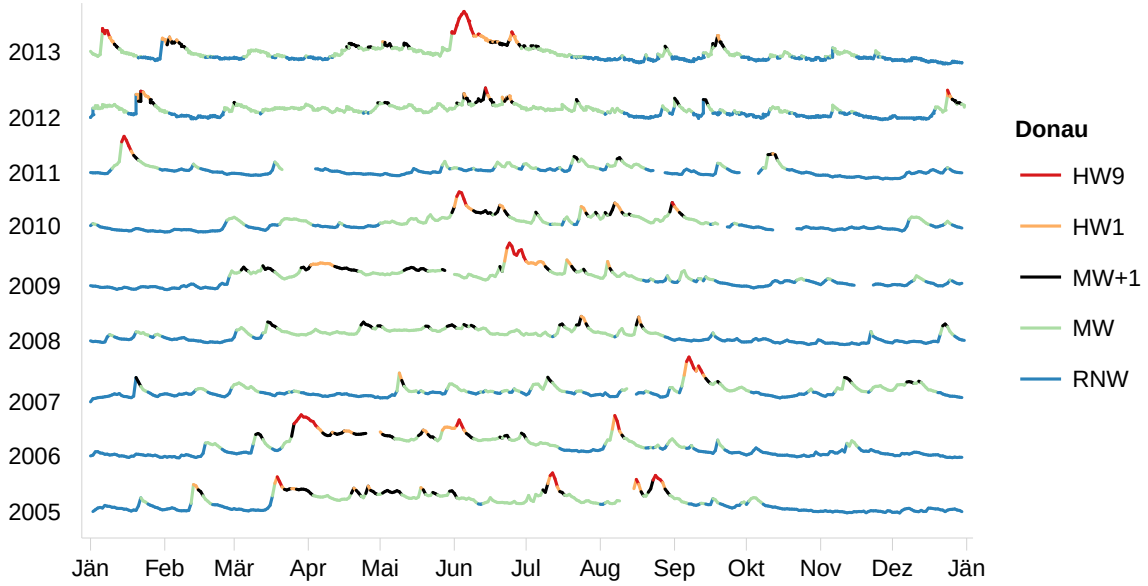


Abbildung 4.5: Ganglinie der Donau am Pegel Wildungsmauer. Farblich hervorgehoben sind die in Anlehnung an die KWD 2012 klassifizierten, Wasserstände der Donau.

Als Unternehmen des *bmvit* (Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie) ist *via donau* primär zuständig für die Bundeswasserstraßenverwaltung. Sie betreibt das Schifffahrtsinformationssystems DoRIS und veröffentlicht regelmäßig für die Schifffahrt relevante Pegelwerte der wichtigsten Pegel. Zuletzt wurden diese im Jahr 2012 veröffentlicht und berücksichtigen eine Periode von 30 Jahren (1981 - 2010).

Analog zu den Richtlinien der Donaukommission wird unter dem Regulierungsniederwasser (RNW) jener Wasserstand verstanden, der an mindestens 22 Tagen im Jahr (94 %) erreicht bzw. überschritten wird. Mittelwasser bezeichnet jenen Wasserstand, der dem 30-jährigen Mittel der Abflussjahresmittel entspricht (viadonau, 2012). Zusätzlich zu den „Kennzeichnenden Wasserständen der Donau“ (KWD) wurden weitere Zustände festgelegt: Mittelwasser plus ein Meter (MW+1) und die Wasserstände von einjährlichem (HW1) und neunjährlichem Hochwasser (HW9).

Aus diesen fünf Wasserständen wurden nun fünf Klassen mit gleichlautenden Bezeichnungen definiert. Diese sind in Tabelle 4.1 angeführt, wobei der Klasse RNW alle Wasserstände kleiner RNW zugeordnet wurden, der Klasse MW die Wasserstände zwischen RNW und MW+1, usw.

Tabelle 4.1: Unter- und Obergrenzen sowie Häufigkeiten der hydraulischen Zustände

Donauwasserstand	Pegel / m	Klasse	Klassengrenzen / m	Häufigkeit	
Regulierungsniederwasser	142,10	RNW	$[0, 142{,}10)$	185 d	51 %
Mittelwasser	142,41	MW	$[142{,}10, 143{,}41)$	138 d	38 %
Mittelwasser plus 1 m	143,41	MW+1	$[143{,}41, 144{,}12)$	25 d	7 %
einjährliches Hochwasser	144,12	HW1	$[144{,}12, 145{,}00)$	11 d	3 %
neunjährliches Hochwasser	145,00	HW9	$[145, \infty]$	2 d	2 %

Aus Tabelle 4.1 und der Dauerlinie in Abbildung 4.6 geht hervor, dass mehr als 50 % der Zeit Wasserspiegel kleiner oder gleich Regulierungsniederwasser auftreten und dass extreme Ereignisse selten verzeichnet werden.

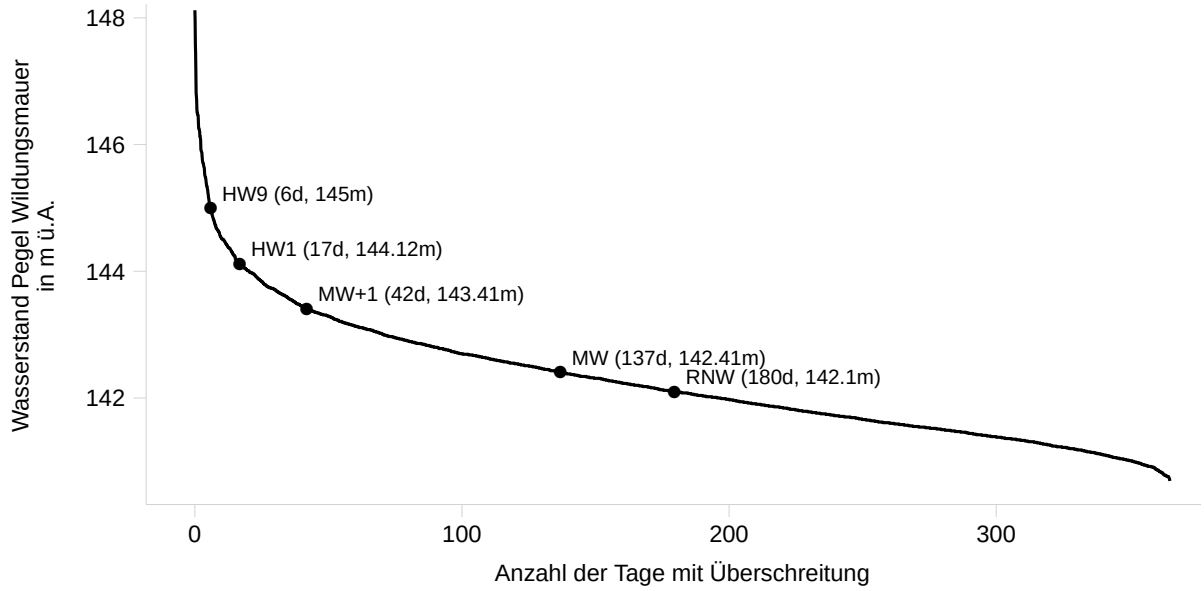


Abbildung 4.6: Dauerlinie des Pegels Wildungsmauer des Zeitraums 2003 bis 2013.

Führt man nun eine Zuordnung durch, der streng die in Tabelle 4.1 festgelegten Intervalle zugrunde liegen, so würde sich in der Nähe einer Intervallgrenze bei kleinen Variationen des Wasserstandes häufig der hydrologische Zustand ändern. Um eine robustere Zuordnung zu erreichen, wurde eine Klassifizierungsvorschrift entwickelt, die unbedeutende, kurzzeitige Änderungen des Pegelstands ignoriert, gleichzeitig jedoch extreme Ereignisse (HW, RNW), ungeachtet ihrer Dauer, behält. Sie lautet:

1. Klassifiziere die Wasserstände zunächst streng nach den festgelegten Intervallgrenzen.

2. Fasse angrenzende Zeitpunkte gleichen Zustandes zu einem Ereignis zusammen.

3. Identifiziere Ereignisse die jedenfalls erhalten bleiben sollen (extreme Ereignisse, Ereignisse die eine bestimmte Dauer $t_{\min}$ überschreiten). Verbleibende Ereignisse sind kürzer als $t_{\min}$ und keine Extremereignisse (MW bzw. MW+1).

4. Mit den verbleibenden Ereignissen wird wie folgt verfahren: Wenn vorhergehendes und nachfolgendes Ereignis den gleichen hydrologischen Zustand haben, ordne dieser Ereignis auch dem gleichen Zustand zu. Anderenfalls ordne immer den extremeren Zustand zu, wobei Hochwässer gegenüber RNW als extremer angesehen werden.

5. Fasse aufeinanderfolgende Ereignisse gleichen Zustands zusammen.

Je nach Wahl der Mindestlänge eines Ereignisse $t_{\min}$ kommt es zu mehr oder weniger „Fehlklassifikationen“. Beispielsweise kann ein Wasserstand, der einer Wasserführung bei Mittelwasser entspricht, als Regulierungsniederwasser klassifiziert werden, da er nur für kurze Zeit außerhalb des Intervalls liegt. Eine Evaluierung für die Fragestellung günstiger Werte des Parameters $t_{\min}$ erfolgt in Kapitel 5.1.

Weiters ist es sinnvoll, die ansteigende und ablaufende Welle eines Hochwassers stets dem extremsten Zustand des Zeitraumes zuzuordnen. Setzt nun ein 20-jährliches Hochwasser im Anschluss an eine Mittelwasserperiode (MW) ein, so werden zunächst die Intervalle MW+1 und HW1 durchlaufen bevor der Scheitelpunkt der Welle als HW9 klassifiziert wird. Da es sich zu jedem Zeitpunkt des Hochwassers aber um das gleiche Ereignis handelt, werden auch die angrenzenden Ereignisse nach folgendem Schema dem gleichen Zustand zugeordnet wie der Hochwasserscheitel:

1. Suche die nächste Folge von zusammenhängenden Ereignissen, wobei jedes MW+1 überschreitet.

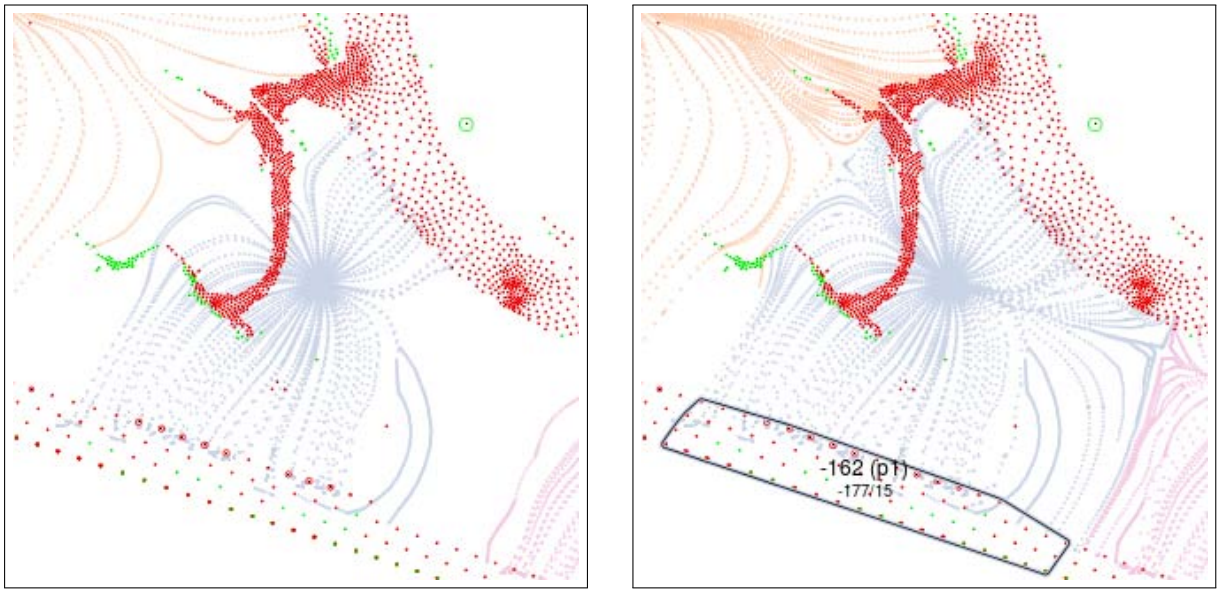
2. Fasse diese Folge zu einem Ereignis zusammen und ordne sie dem extremsten hydrologischen Zustand dieser Folge zu.

3. Wiederhole die Punkte 1 und 2 bis alle Hochwässer bearbeitet wurden.

4.5 Abgrenzung von Brunneneinzugsgebieten

Fasst man alle Stromlinien, die zu einer Senke (z.B. Brunnen) gehen, zusammen, so gelangt man zu einer räumlichen Abgrenzung des Einzugsgebietes dieser Senke. Im zweidimensionalen Fall der Wasserbewegung zu einem Brunnen bezeichnet man jene Stromlinie, welche gerade noch im Brunnen endet, als Randstromlinie.

Um diese aufzufinden werden zunächst Stromlinien berechnet, welche in den Knoten des Horizontalfilterbrunnens beginnen. Dieser Vorgang ist in Abbildung 4.7 (a) für Brunnen Ganshaufen gezeigt. Anschließend folgt eine manuelle Verdichtung in den Randbereichen des Brunneneinzugsgebietes analog zu Abbildung 4.7 (b). Knoten an denen Wasser ins Grundwasser infiltriert sind rot dargestellt, Knoten an denen Wasser austritt grün.



(a) (b)

Abbildung 4.7: Vorgangsweise bei der Abgrenzung von Einzugsgebieten.

4.6 Ermittlung der Wasserzusammensetzung

Erfasst man alle Quellen eines Einzugsgebietes, kann daraus die Wasserzusammensetzung im Brunnen (Senke) abgeleitet werden. In Abbildung 4.7 sind beispielsweise die Elemente am Donauufer des Brunnens Ganshaufen zu einem Polygon p_1 zusammengefasst. Von Seiten der Donau strömen $177\,\mathrm{l\,s^{-1}}$ in das Polygon und $15\,\mathrm{l\,s^{-1}}$ heraus, was einem Nettofluss von $162\,\mathrm{l\,s^{-1}}$ in Richtung Brunnen entspricht.

Fehler dieser Methode können darin liegen, dass ein Knoten immer nur einem Polygon/Brunnen zugeordnet werden kann. Aufgrund der räumlichen Diskretisierung des Modells und der mitunter geringen Anzahl an Stromlinien, kann es vorkommen, dass nicht alle Quellen eines Brunnens aufgefunden werden. Zu einer Abschätzung der Größe dieses Fehlers gelangt man, indem die dem Brunnen zuströmende Wassermenge der tatsächlich aus dem Brunnen entnommenen Wassermenge gegenübergestellt wird. Die daraus resultierende Differenz kann entweder auf eine fehlerhafte Zuordnung der Knoten zu Brunnen oder auf eine unzureichende Erfassung des Einzugsgebietes zurückgeführt werden.

4.7 Abschätzung mittlerer Fließzeiten

Um an den Monitoringstellen beobachtete Messwerte im Kontext eines Infiltrationsprozesses interpretieren zu können werden für jedes stationäre Szenario Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen ermittelt.

Mit einem dreidimensionalen, hydraulischen Modell kann für einen Punkt in der xy-Koordinatenebene kein einzelner Wert der „Fließzeit“ angegeben werden, da über die ganze Höhe

der gesättigten Bodenzone unendlich viele Stromlinien eine Messstelle durchströmen. Vielmehr besitzt die Variable Fließzeit t eine Verteilung, welche durch Lageparameter (minimale Fließzeit $t_{\min}$, Medianwert der Fließzeit t_{med}) und Streuungsparameter (Standardabweichung σ) beschrieben werden kann.

Um über eventuelle, kleinräumig unbedeutende Variationen des Fließverhaltens in der Nähe einer Messstelle zu mitteln werden Fließzeiten nicht nur für die exakten xy-Koordinaten der Messstelle berechnet, sondern auch für fünf entlang eines Kreises mit dem Radius $r = 20\,\text{m}$ gelegene Punkte. Die Diskretisierung der Stromlinien in z-Richtung erfolgt analog zur Lage der gesättigten Modellknoten. Somit werden pro Messstelle im Mittel 40 Stromlinien berechnet.

Die Relevanz eines Messwertes für die Wasserqualität im Horizontalfilterbrunnen ist umso höher, je näher die Messstelle beim Brunnen gelegen ist. Deshalb wird für jede Messstelle zusätzlich die Aufenthaltszeit des Wassers bis zum Brunnen angegeben.

Zu einer gewichteten, mittleren Fließzeit $\bar{t}_{\text{med}}$ pro Brunnen gelangt man, indem die einem finiten Element i zuordenbare Fließzeit $t_{\text{med},i}$ mit der Quellenstärke Q_i gewichtet wird. Da eine eindimensionale Stromlinie mit dem Durchmesser 0 definitionsgemäß keinen Durchfluss haben kann, werden die Volumenströme für Bündel an Stromlinien ähnlicher Fließzeit und Elemente mit vergleichbarer Quellenstärke ermittelt.

$$\bar{t}_{\text{med}} = \frac{\sum_{i=1}^{n} Q_i \cdot t_{\text{med},i}}{\sum_{i=1}^{n} Q_i} \tag{4.1}$$

$\bar{t}_{\text{med}}/\text{s}$	gewichtete, mittlere Fließzeit (T)
$n/-$	Anzahl der Gewichte (Quellenpolygone) (1)
$Q_i/\text{l}\,\text{s}^{-1}$	Zufluss zum Brunnen aus der i-ten Quelle (L^3T^{-1})
$t_{\text{med},i}/\text{s}$	Medianwert der Fließzeit von der i-ten Quelle zum Brunnen (T)

Für Stromlinien welche am Modellrand (z.B. Donau) „enden“ ist keinesfalls anzunehmen, dass die Fließzeit gleichzusetzen ist mit der Aufenthaltszeit des Uferfiltrats. Diese ist wesentlich höher anzunehmen, denn Fließgewässer dieser Größe weisen einen ausgeprägten Grundwasserbegleitstrom auf.

Da die Donau selbst und ihr Gewässerbett nicht mehr Teil des Modells sind, werden die Stromlinien durch den Modellrand abgeschnitten. Deshalb ist vor allem den absoluten Beträgen der angegebenen Fließzeiten mit ausreichender Skepsis zu begegnen. Betrachtet man jedoch die Änderung der Fließzeiten zwischen den Szenarien, so wird der Nullpunktfehler, welcher durch die Unkenntnis des wahren Beginns der Stromlinie auftritt, durch Differenzenbildung eliminiert bzw. zumindest reduziert.

5 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt. Detaillierte Abbildungen und umfangreiche Tabellen für jedes Szenario sind im Anhang zu finden.

5.1 Klassifizierte Wasserstände der Donau

Verwendet man den in Kapitel 4.4 vorgestellten Klassifizierungsalgorithmus, werden — abhängig von der Wahl der Mindestlänge eines Ereignisses (Parameter $t_{\min}$) — gleiche Wasserstände unter Umständen unterschiedlichen Klassen zugeordnet. Diese „Fehlzuordnung“ ist durchwegs erwünscht, da sie dazu führt, dass es keine Perioden von sehr kurzer Dauer ($< t_{\min}$) gibt.

Betrachtet man Abbildung 5.1 so ist zu erkennen, dass für Werte von $t_{\min} \leq 5$ die Anzahl der unterschiedlichen Ereignisse annähernd linear und stark abnimmt. Für größere Werte scheint ebenfalls ein linearer Zusammenhang vor zu liegen, jedoch verbunden mit einem wesentlich schwächeren Rückgang der Anzahl an Ereignissen. Bis zu einer Mindestdauer von ca. 20 Tagen scheint auch für den Anteil der korrekt klassifizierten Ereignisse ein approximativ linearer Zusammenhang zu bestehen.

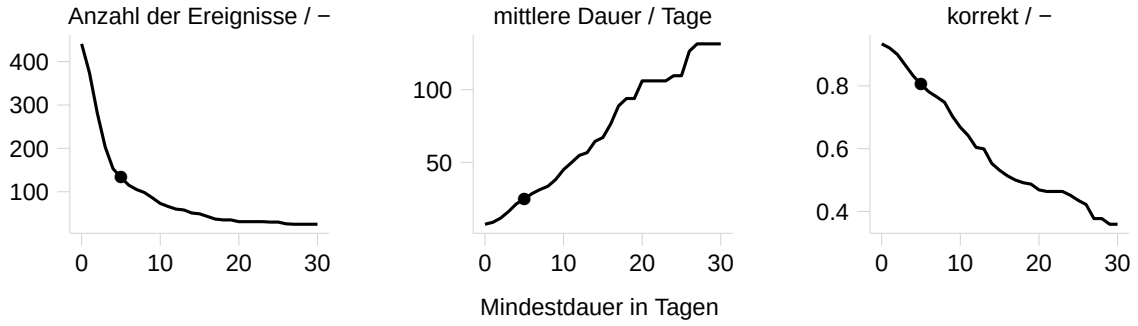


Abbildung 5.1: Auswirkung des Parameters Mindestdauer $t_{\min}$ auf die Güte der Klassifizierung. Der gewählte Wert für $t_{\min} = 5\,\mathrm{d}$ ist markiert.

Gewählt wurde nun der Wert $t_{\min} = 5\,\mathrm{d}$ für die Mindestdauer da er schon zu einer Reduktion der Anzahl an Ereignissen auf ein Viertel des Ausgangswertes führt.

Abbildung 5.2 zeigt die Ganglinie des Donaupegels Wildungsmauer für den gesamten Zeitraum des bisherigen Monitoringprogramms. Der hydrologische Zustand (Wasserführung) der Donau ist als grau hinterlegte Fläche dargestellt. Liegt die Ganglinie außerhalb dieser Fläche, so handelt es sich hierbei um ein unbedeutendes Ereignis von kurzer Dauer.

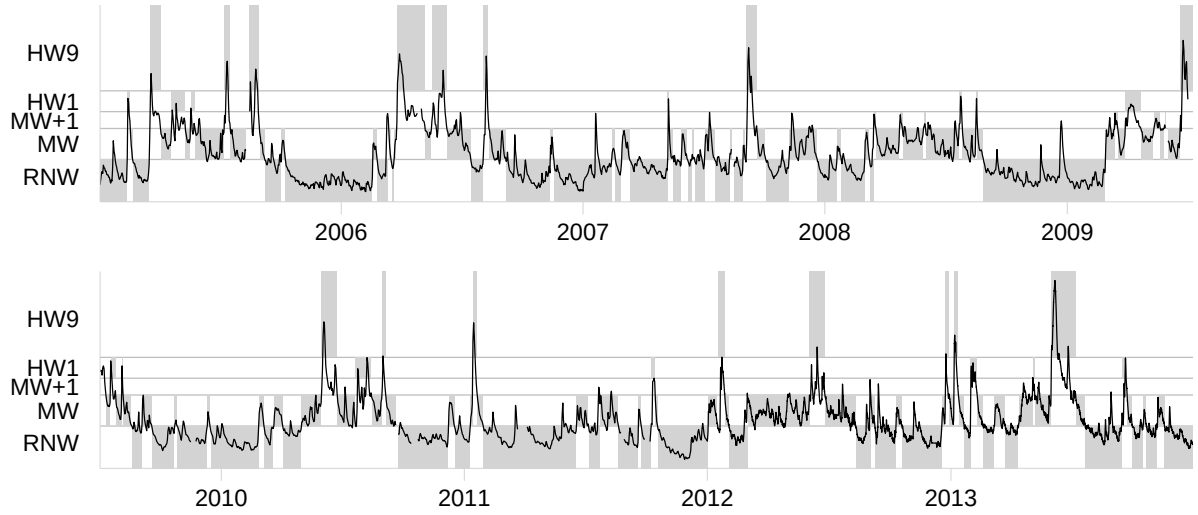


Abbildung 5.2: Klassifizierung der Donauwasserstände anhand der Pegelstände Wildungsmauer für den Untersuchungszeitraum 2005 bis 2013. Dunkle Flächen weisen die Zeiträume einem Donauwasserstand zu.

Betrachtet man die Wasserführung der Donau nur zu Zeitpunkten, an denen tatsächlich Proben entnommen wurden, so gelangt man zu Abbildung 5.3. Hier ist außerdem zu erkennen, dass in den Anfangsjahren des Monitoringprogramms nur in den Monaten Mai bis Oktober Probenahmen durchgeführt wurden. 2007 bis 2011 wurden jeweils neun Monate im Jahr Proben entnommen, ab 2012 auch in den Wintermonaten. Weiße Flächen zeigen an, dass in diesem Monat keine Probe gezogen wurde. Während des Hochwassers im Juni 2013 fand zusätzlich zur regulären Probenahme bei (MW + 1) ein ereignisbasiertes Monitoring statt.

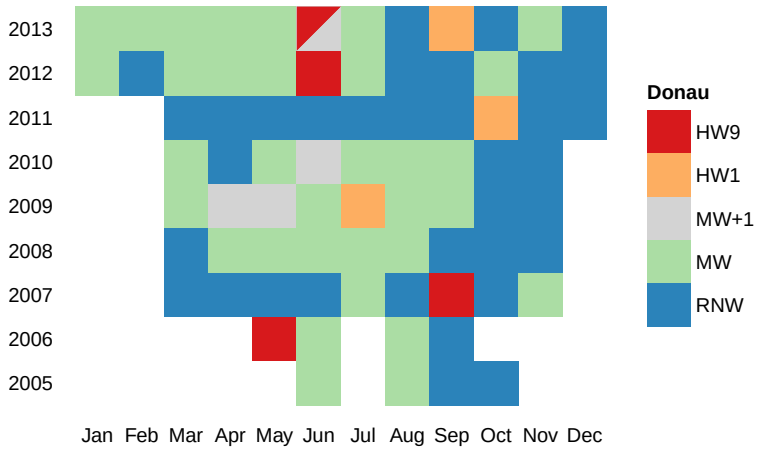


Abbildung 5.3: Wasserführung der Donau zum Zeitpunkt der Beprobung der Monitoringmessstellen

5.2 Einzugsgebiete der Brunnen

In Anhang A werden für jedes stationäre Szenario die Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen und die Brunneneinzugsgebiete inklusive Stromlinien der Brunnen Kreuzgrund, Rohrwörth und Ganshaufen — wie beispielhaft in Abbildung 5.4 für Szenario 3 dargestellt — angegeben. Abbildung 5.5 soll eine Übersicht über die Lage Einzugsgebiete und deren Veränderung in Abhängigkeit von Donauwasserstand und Dotationswassermenge geben. Die eingezeichnete schwarze Linie zeigt die Wasserscheide zwischen Donau und Hauptgewässerzug, die Lage der Grundwassermessstellen ist durch schwarze Kreuze gekennzeichnet, jene der Brunnen durch Kreise.

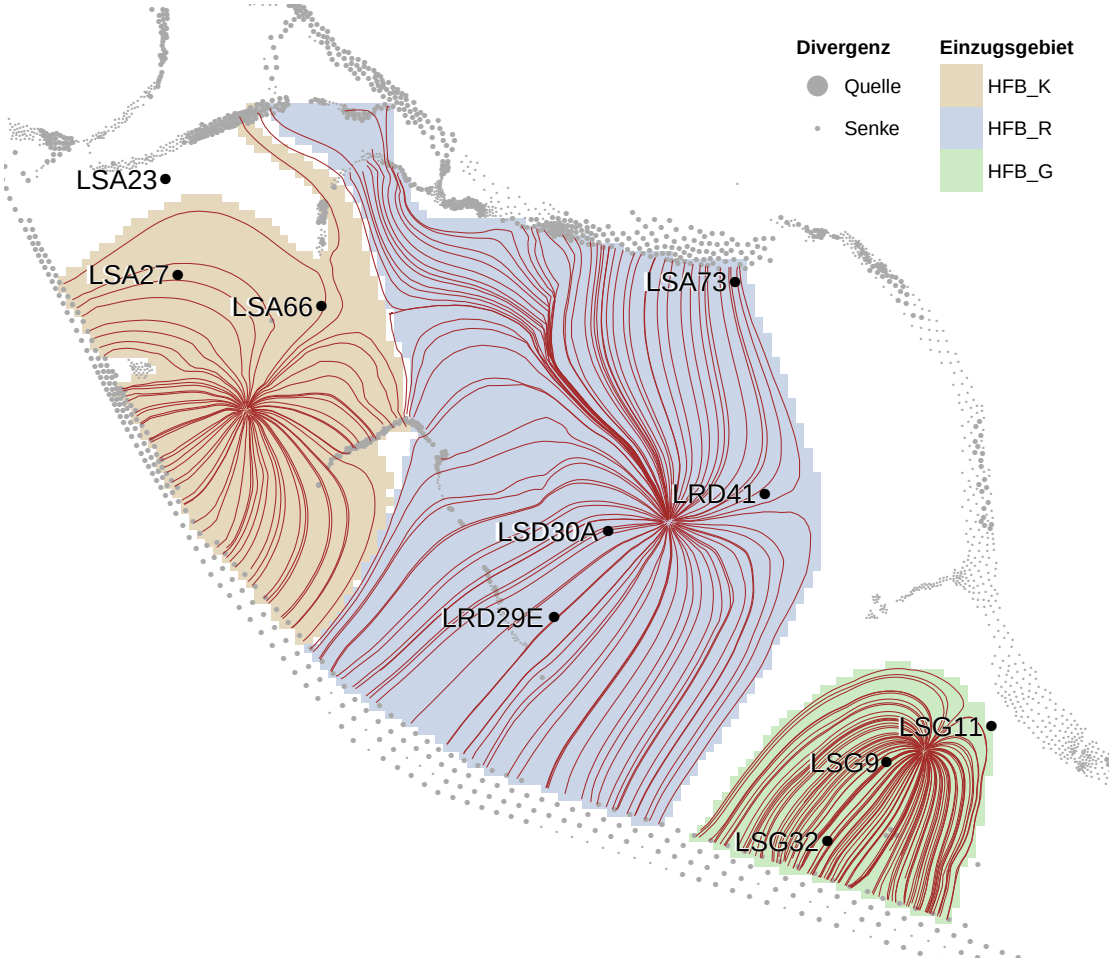


Abbildung 5.4: Beispiel der Brunneneinzugsgebiete inkl. Stromlinien (Szenario 3, MW + 1, keine Dotation). Für jedes Szenario ist eine solche Abbildung in Anhang A zu finden.

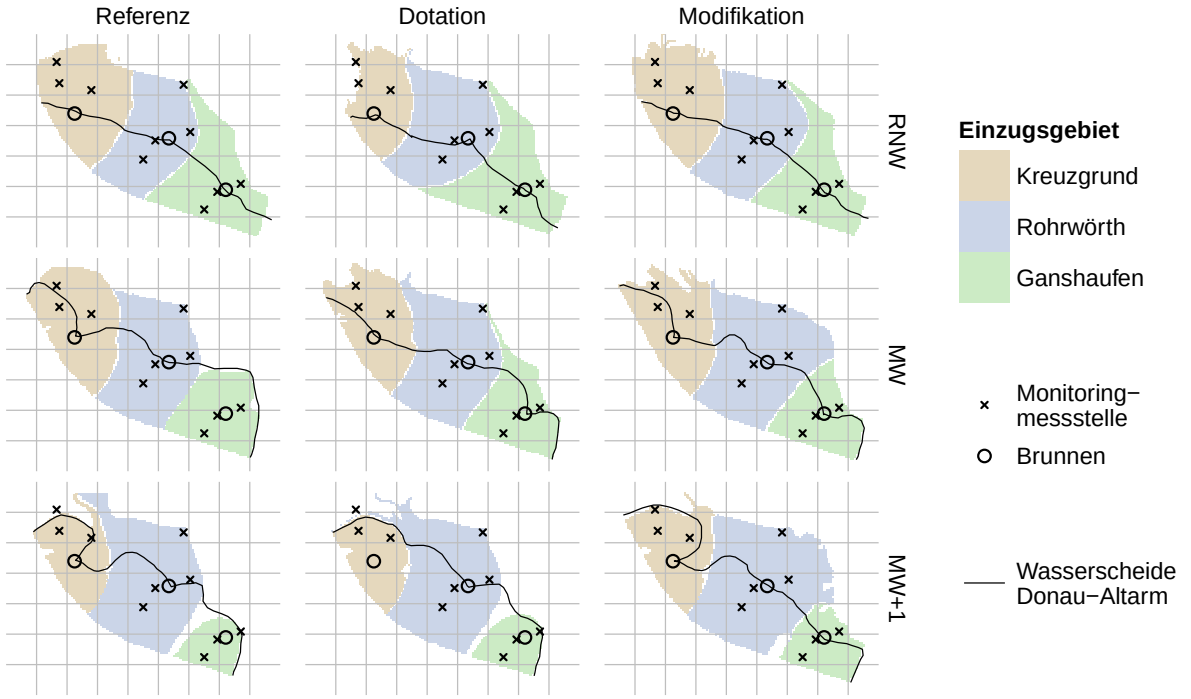


Abbildung 5.5: Übersicht der Brunneneinzugsgebiete. Die Rasterweite beträgt 500 m.

Gerade in den Randbereichen der Einzugsgebiete bilden sich Wasserscheiden mit sehr flachen Gradienten und geringen Wasserbewegungen aus. In der Realität sind die Einzugsgebiete nicht durch eine exakt definierbare Grenze getrennt, vielmehr bilden sich dort Zonen mit geringen Fließgeschwindigkeiten aus; eine Zuordenbarkeit der Grenzbereiche zu einem bestimmten Brunnen ist nicht gegeben.

Bei starker Wasserführung der Donau (MW + 1) tritt der Fall ein, dass die Einzugsgebiete von HFB Rohrwörth und HFB Ganshaufen einander nicht berühren, es strömt aufgrund des hohen Gradienten Uferfiltrat durch den Grundwasserleiter Richtung Nordosten und exfiltriert in den Hauptgewässerzug.

Grundsätzlich wird beobachtet, dass bis Mittelwasser die Einzugsgebiete der Brunnen sowohl das Donauufer beinhalten, als auch Hauptgewässerzug bzw. Seitenarme. Erst bei hohen Donauwasserständen (MW + 1) beziehen die Brunnen Kreuzgrund und Ganshaufen fast ausschließlich Uferfiltrat der Donau. Bei höheren Wasserständen als Mittelwasser ist die Wasserspiegeldifferenz zwischen Donau und Hauptgewässerzug so groß, dass sich ein Bereich ausbildet, in dem infiltriertes Donauwasser an den Brunnen Rohrwörth und Ganshaufen vorbei, in den Hauptgewässerzug fließen.

Ein sehr ausgedehntes Einzugsgebiet des Brunnen Ganshaufen ist bei Regulierungsniederwasser zu beobachten. Dieser erfasst noch Wasser, welches oberhalb der Mühlleitner Furt in der Nähe der Messstelle LSA 73 infiltriert. Bei hohen Donauwasserständen (MW + 1) ist ebenfalls eine Vergrößerung des Einzugsgebietes von Brunnen Rohrwörth feststellbar.

5.3 Wasserzusammensetzung der Brunnen

Für die Brunnen Kreuzgrund, Rohrwörth und Ganshaufen erfolgte die Erfassung der zugehörigen Quellen mit hoher Genauigkeit (siehe Abbildung 5.6). Die Differenz zwischen zuströmender Wassermenge und der tatsächlichen Entnahmemenge des Brunnens ist stets kleiner als 3 %. Das bedeutet auch, dass die Einzugsgebiete mit ausreichender Präzision erfasst wurden und demnach keine nennenswerten Zuströme aus dem Grundwasserleiter nördlich des Hauptgewässerzuges zu den Brunnen Kreuzgrund, Rohrwörth und Ganshaufen existieren. Die in dieser Arbeit nicht beschriebenen Brunnen Schüttelau 1 und Schüttelau 2 hingegen zeigen bei Regulierungsniederwasser und Mittelwasser einen Zufluss von nördlich des Hauptgewässerzuges zwischen 5 % bis 23 % der Entnahmemenge.

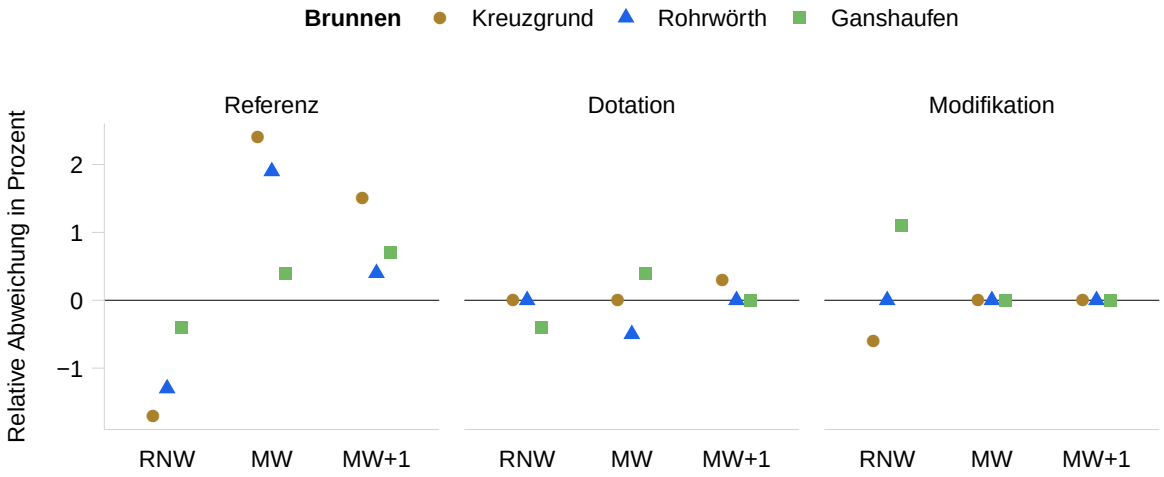


Abbildung 5.6: Relative Abweichung der bilanzierten Zuströme/Entnahmen

Tabelle B.1 in Anhang B weist für alle Brunnen und alle Szenarien die relativen und absoluten Anteile der Wasserzusammensetzung aus. Negative Zuflüsse stellen, sowohl in der Tabelle B.1 als auch in den nachfolgenden Abbildungen, einen Nettoaustrag von Grundwasser in das betreffende Oberflächenwasser dar.

Es zeigt sich, dass bei fast allen Brunnen die Anteile an Uferfiltrat der Donau mengenmäßig überwiegen. Die Mehrzahl der Punkte in Abbildung 5.7 liegen über der strichlierten 50 %-Linie. Mit zunehmender Wasserführung der Donau steigen nicht nur die absoluten Anteile von Donauwasser im Brunnen (höhere, zulässige Entnahmemengen, vgl. Tabelle 2.1), sondern auch der relative Anteil aufgrund höherer Gradienten zwischen Donau und Entnahmestelle. Nur Brunnen Ganshaufen zeigt bei MW+1 einen geringeren Zufluss von Seiten der Donau als bei Mittelwasser (Abbildung 5.7).

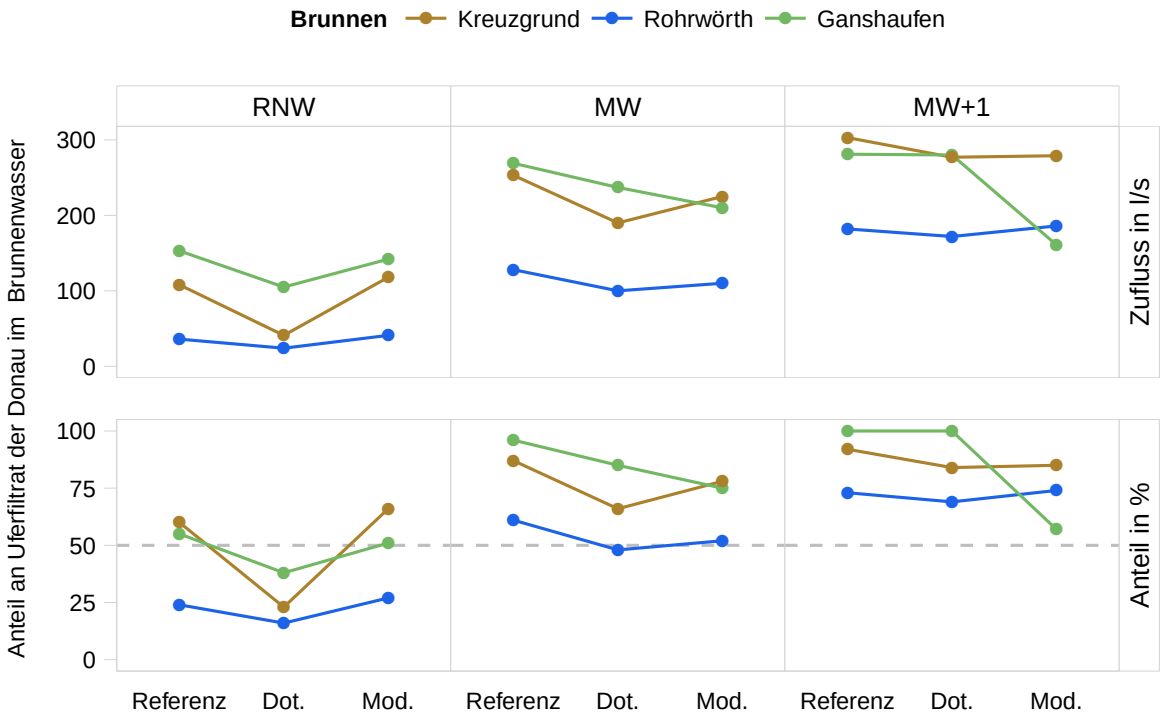


Abbildung 5.7: Veränderung des Anteils an Uferfiltrat durch eine Dotation. Der jeweils verbleibende Anteil auf 100 % stellt den Zufluss von Hauptgewässerzug und von Seitenarmen bzw. Wasserflächen dar.

Durch die Dotation des Hauptgewässerzuges geht in 15 von 18 Fällen der Anteil an Donauwasser im geförderten Brunnenwasser zurück. Die drei Ausnahmen davon sind nur in Modifikationsszenarien zu finden, HFB Kreuzgrund und Rohrwörth bei Niederwasser sowie HFB Rohrwörth bei MW + 1. Dieser Rückgang nimmt mit steigender Wasserführung der Donau ab, bei MW + 1 beträgt die Abnahme des Donauwasseranteils infolge der Dotation nur mehr wenige Prozent. Siehe insbesondere Abbildung 5.7.

In den Dotationsszenarien ist demnach — sofern überhaupt ein Zufluss aus dem Hauptgewässerzug erfolgt — stets ein Rückgang des Donauwasseranteils zu beobachten. Für die Modifikationsszenarien trifft das nicht mehr uneingeschränkt zu. Hier erfolgt in sechs Fällen ebenfalls eine Abnahme von Uferfiltrat, in drei Fällen eine Zunahme, wenngleich auch eine geringe. Siehe Abbildung 5.7.

Lediglich bei geringen Wasserständen der Donau fließen aus dem Hauptgewässerzug zum Brunnen Rohrwörth (70 % bis 80 %) oder Ganshaufen (50 % bis 60 %) beträchtliche Wassermengen. Brunnen Kreuzgrund bezieht als einziger Brunnen so gut wie gar kein Wasser direkt aus dem Hauptgewässerzug, dafür einen Anteil zwischen 33 % und 75 % aus einem Seitenarm. Hingegen ist für die beiden östlichen Horizontalfilterbrunnen der Zufluss aus Seitenarmen bzw. Wasserflächen vernachlässigbar gering. Bis auf zwei Ausnahmen (Brunnen Kreuzgrund und Ganshaufen,

MW + 1, Modifikationsszenario) beziehen die Brunnen Wasser aus dem Hauptgewässerzug oder den Seitenarmen/Wasserflächen, nicht jedoch aus beiden Quellen gleichzeitig (Abbildung 5.8).

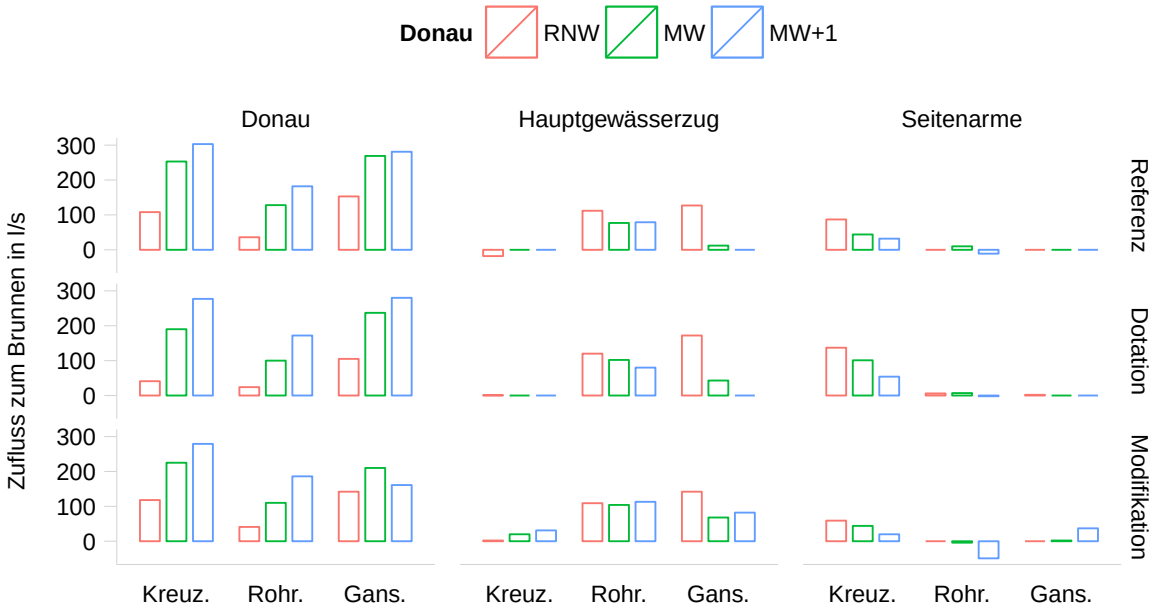


Abbildung 5.8: Wasserzusammensetzung der Brunnen

5.4 Fließzeiten zu den Brunnen und Monitoringmessstellen

Betrachtet man Tabelle 5.1 und Abbildung 5.9 so stellt man fest, dass für den Referenzzustand die mittlere Fließzeit zu den drei Brunnen bis auf eine Ausnahme höher als 60 Tage ist, die Mehrzahl der Werte liegt sogar weit über 100 Tagen. Die längsten, minimalen Fließzeiten sind stets beim Brunnen Rohrwörth zu finden, die kürzesten beim Brunnen Kreuzgrund. Ebenfalls erkennbar ist, dass mit steigender Wasserführung der Donau die Fließzeiten zu den Brunnen geringer ausfallen. Eine Ausnahme stellt hier der Brunnen Rohrwörth dar, der die längsten Fließzeiten meist bei Mittelwasser aufweist.

Tabelle 5.1: Minimale ($t_{\min}$) und mittlere Fließzeiten ($\bar{t}_{\text{med}}$) zu den Brunnen in Tagen. Werte in Klammer geben die Veränderung zum Referenzszenario an.

		Referenz		Dotation		Modifikation	
	Brunnen	$t_{\min}$ d	$\bar{t}_{\text{med}}$ d	$t_{\min}$ d	$\bar{t}_{\text{med}}$ d	$t_{\min}$ d	$\bar{t}_{\text{med}}$ d
RNW	Kreuzgrund	19	140	6 (−13)	160 (+20)	19 (+0)	130 (−10)
	Rohrwörth	55	130	56 (+1)	230 (+100)	61 (+6)	150 (+20)
	Ganshaufen	16	110	13 (−3)	110 (+0)	15 (−1)	96 (−14)
MW	Kreuzgrund	12	130	7 (−5)	100 (−30)	10 (−2)	120 (−10)
	Rohrwörth	57	210	51 (−6)	200 (−10)	71 (+14)	210 (+0)
	Ganshaufen	22	80	24 (+2)	88 (+8)	22 (+0)	84 (+4)
MW+1	Kreuzgrund	11	60	12 (+1)	51 (−9)	11 (+0)	72 (+12)
	Rohrwörth	75	130	68 (−7)	200 (+70)	86 (+11)	190 (+60)
	Ganshaufen	20	36	21 (+1)	44 (+8)	10 (−10)	65 (+29)

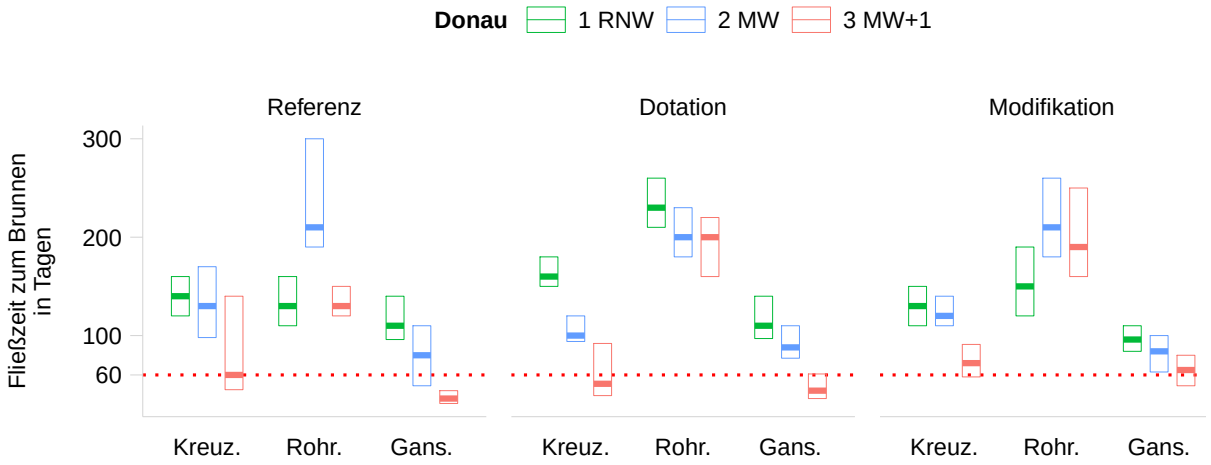


Abbildung 5.9: Vergleich der Fließzeiten zum Brunnen für unterschiedliche Modellszenarien.

Abbildung 5.9 zeigt die Verteilung der Fließzeiten ähnlich einem Boxplot. Die 60-Tagegrenze ist durch eine rote, strichlierte Linie markiert. Die mittlere, gewichtete Fließzeit wird durch den dick gedruckten Balken angezeigt, die Box umfassen die gewichteten 25 % und 75 % Quantile. Da extrem lange Fließzeiten einen nachteiligen Einfluss auf die Skalierung der Ordinate haben, wurde auf eine Darstellung von Werten außerhalb dieser Quantile verzichtet.

Deutlich zu erkennen ist der Rückgang der Aufenthaltszeit mit steigender Wasserführung der Donau um 10 Tage bis 60 Tage bei Mittelwasser und 30 Tage bis 110 Tage bei MW + 1 gegenüber Regulierungsniederwasser. Brunnen Rohrwörth scheint in diesem Zusammenhang eine Ausnahme zu bilden, denn die kürzeste Fließzeit von 60 Tagen wird bei niedrigsten Donauwasserständen beobachtet.

Die zusätzlichen $3\,m^3\,s^{-1}$, die in den Dotationsszenarien in der Nähe des Kreuzgrunds eingeleitet werden, führen zu einem mitunter bedeutenden Rückgang der minimalen Fließzeit, die mittlere Fließzeit wird zumeist erhöht.

Für die Modifikationsszenarien ist hingegen nur mehr am Brunnen Ganshaufen bei starker Wasserführung der Donau (MW + 1) ein Rückgang der minimalen Fließzeit von 20 Tagen auf 10 Tage zu verzeichnen. Die mittleren Fließzeiten liegen über denen des Referenzzustandes. Eine Dotation von $20\,m^3\,s^{-1}$ bzw. $80\,m^3\,s^{-1}$ führt, gemeinsam mit eine Veränderung der Gewässergeometrie nur vereinzelt zu einem Rückgang der Aufenthaltszeiten.

In Anhang C ist in Tabelle C.1 eine nach Wasserquelle differenzierte Aufstellung der Fließzeiten zu finden. Sie zeigt, dass durch die Dotation die Aufenthaltszeiten des Uferfiltrats der Donau eher zunehmen bzw. sich unwesentlich verkürzen und im Gegenzug die Fließzeiten aus Richtung der Seitenarme und dem Hauptgewässerzug tendenziell abnehmen.

Betrachtet man in Abbildung 5.10 die Fließzeiten zu den zehn Monitoringmessstellen und deren Lage relativ zu den Brunneneinzugsgebieten, so ist zu erkennen, dass zwar jede Messstelle immer dem gleichen Einzugsgebiet zugeordnet ist, das an der Grundwassermessstelle vorbeifließende Wasser jedoch — je nach Wasserführung der Donau und Dotationswassermenge — von einer anderer Quelle kommen kann. Stets von Wasser derselben Quelle werden jene Messstellen angeströmt, welche in unmittelbarer Nähe eines Oberflächengewässers liegen: LRD 29E (Donau) sowie LRD 41, LSA 73, LSG 32 und LSG 9 (alle vier Hauptgewässerzug). Die verbleibenden Grundwassermessstellen zeigen ein heterogenes Anstromverhalten.

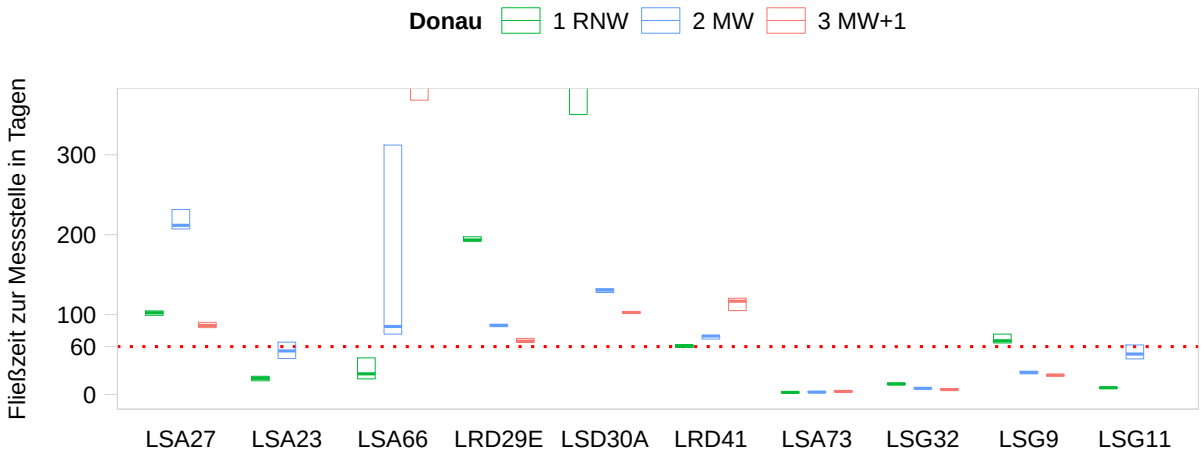


Abbildung 5.10: Vergleich der Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen. Ist für eine Messstelle keine Box abgebildet bzw. nur teilweise dargestellt, so liegen die Fließzeiten über einem Jahr.

LSA 23 und LSG 11 nehmen eine Sonderstellung ein, diese werden zwar stets von Wasser derselben Quelle angeströmt (Seitenarm bzw. Donau), liegen jedoch bei hoher Wasserführung der Donau nur mehr im Randbereich der Brunneneinzugsgebiete, mitunter sogar deutlich außerhalb. Eine Karte der Brunneneinzugsgebiete ist in Anhang A, A1–A9 ersichtlich.

Große Varianzen der Fließzeiten im Umkreis der Messstellen sind für LSA 66 und LRD 29E zu beobachten. Bei LSA 66 ist das auf den Umstand zurückzuführen, dass diese bei Mittelwasser

Wasser von einem naheliegenden Seitenarm (kurze Fließzeit) und auch von einem entfernten Seitenarm erhält. Bei MW + 1 hingegen liegt die Messstelle in der Nähe einer Wasserscheide und wird somit kaum bis gar nicht angeströmt. Ähnliches trifft auch auf LSD 30A zu, wo bei Niederwasser das Grundwasser stagniert.

Für die Grundwassermessstelle LRD 41 ist eine Zunahme der Fließzeiten mit der Wasserführung der Donau zu beobachten, da sie auf der donauabgewandten Seite des Brunnen liegt und höhere Wasserstände zu einer geringeren Infiltration aus dem Seitenarm und in weiterer Folge zu längeren Fließzeiten führen.

5.5 Auswertung der Monitoringdaten

In Anhang D sind ausgewählte Parameter beschrieben die im Zuge des Monitoringprogramms an den Grundwassermessstellen analysiert wurden. Ganglinien dienen der Beurteilung des zeitlichen Verlaufs eines Parameters, Boxplots sollen einen Überblick geben, welchen Wertebereich ein Parameter einnimmt. Des Weiteren ist die Änderung der Parameterkonzentrationen mit zunehmender Fließzeit für jede Quelle analog zu Abbildung 5.11 grafisch dargestellt. Eine Ausgleichsgerade soll helfen einen etwaigen linearen Zusammenhang zu erkennen. Aufgrund der geringen Anzahl an Monitoringmessstellen und der daraus resultierenden geringen Anzahl unterschiedlicher Fließzeiten wird für das lineare Modell nicht zwischen den verschiedenen Brunnen unterschieden.

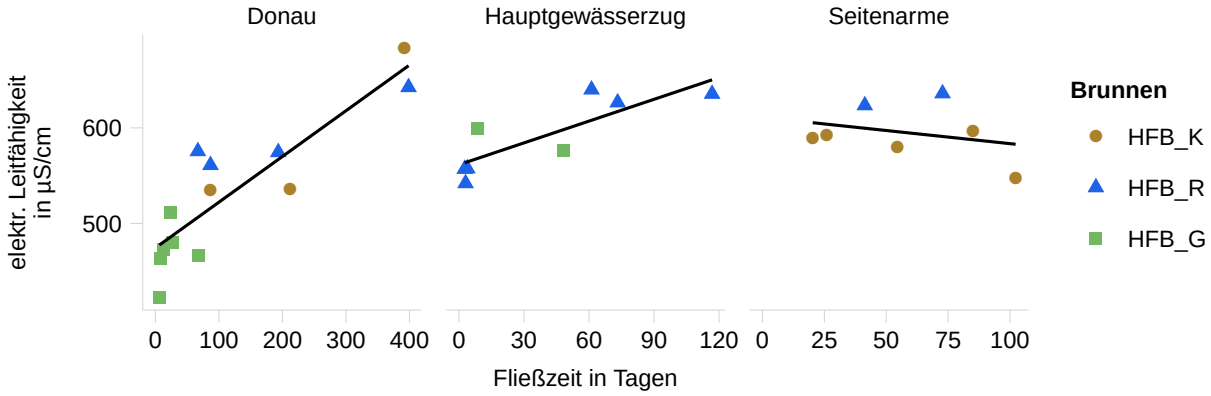


Abbildung 5.11: Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit von der Fließzeit

Eine verbale Beschreibung der Ergebnisse erfolgt an dieser Stelle, für die zugehörigen Abbildungen sei auf Anhang D verwiesen. Für jeden der im Folgenden beschriebenen Parameter ist im Anhang eine eigene Seite zu finden.

Die *spezifische elektrische Leitfähigkeit* liegt im Schutzgebiet des Grundwasserwerks Untere Lobau meist zwischen 520 µS cm^{-1} und 620 µS cm^{-1}, die Extremwerte sind 234 µS cm^{-1} und 876 µS cm^{-1}. Vorwiegend oberflächenwasserbeeinflusste Messstellen zeigen generell größere Varianzen und vermehrt Extremwerte. Bei Infiltration aus der Donau und dem Hauptgewässerzug ist ein Zunehmen der Werte auf etwa 600 µS cm^{-1} zu beobachten, versickerndes Wasser der Seitenarme zeigt ein Abnahme der Leitfähigkeit. An den Messstellen im Bereich des Ganshaufen

(LSG 32, LSG 9, LSG 11) und an LRD 73 liegt die mittlere Amplitude des Jahresgangs über $50\,\mu S\,cm^{-1}$.

Der *pH-Wert* liegt im Mittel zwischen 7,4 und 7,6 und ist demnach schwach alkalisch. Einen ausgeprägten, gleichmäßigen Jahresgang mit einer Amplitude von 0,3 *p*H Stufen weist nur die sehr nahe am Hauptgewässerzug gelegene Messstelle LSA 73 auf (Minimum im August/September, Maximum zu Jahresbeginn). Die niedrigsten beobachteten Werte lagen bei 7,3, vereinzelt auch 6,4 (LSG 32). Der höchste Wert mit fast 8,0 wurde an der Messstelle LSG 9 registriert, welche räumlich sehr nahe zu LSG 32 liegt. Generell ist zu beobachten, dass die Messstellen im Einzugsgebiet des Brunnen Ganshaufen im Mittel eher hohe *p*H-Werte aufweisen, jedoch auch die meisten Ausreißer in den sauren Bereich dort anzutreffen sind. Im Zuge der Infiltration von Donauwasser ist zwischen den Messstellen LSG 32 und LSG 9 eine leichte Zunahme der Werte zu beobachten, von LRD 29E auf LSD 30A (ebenfalls von Donauwasser angeströmt) und von LSA 23 zu LSA 27 (Seitenarme) hingegen eine Abnahme.

Die mittleren *Grundwassertemperaturen* liegen zwischen 10,5 °C und 14,6 °C. Extreme Temperaturamplituden sind an den oberflächenwassernahen Messstellen LSA 73 (±6 °C) und LSG 32 (±4 °C) zu finden. Mit zunehmender Entfernung von Donau bzw. Hauptgewässerzug nehmen sowohl die Amplituden als auch die Medianwerte ab. Messstellen wie LSA 66, LSG 11 oder LRD 29E — welche in der Nähe von temporären Wasserflächen liegen — weisen vermehrt Ausreißer auf.

Die mittlere *Sauerstoffkonzentration* liegt zwischen $2{,}0\,mg\,l^{-1}$ (LSA 23, Kreuzgrund) und $6{,}1\,mg\,l^{-1}$ (LRD 41, Rohrwörth). Generell werden eher niedrige O_2-Konzentrationen gemessen, vereinzelte Ausreißer nach oben hin treten auf (vgl. Boxplot). Mehr als ein Viertel an einer Messstelle beobachteten Werte liegt unter $2{,}0\,mg\,l^{-1}$, 75 % der Werte übersteigen $5\,mg\,l^{-1}$ nicht. Ein deutlicher Jahresgang mit einer Amplitude von $3{,}1\,mg\,l^{-1}$ ist an der Grundwassermessstelle LSA 73 zu verzeichnen. Wasser welches von der Donau infiltriert nimmt im Mittel von $5\,mg\,l^{-1}$ (LSG 32) auf $3\,mg\,l^{-1}$ (LSG 9) ab, aus dem Hauptgewässerzug einströmendes Wasser nimmt hingegen zu.

Die *Natrium*-Konzentrationen aller Monitoringmessstellen sind sehr ähnlich, weisen im Mittel $10\,mg\,l^{-1}$ bis $12\,mg\,l^{-1}$ auf und haben meist einen sehr kleinen Schwankungsbereich von $\pm 0{,}5\,mg\,l^{-1}$ bis $\pm 1\,mg\,l^{-1}$. Nur die sehr donaunahe Messstelle LSG 32 hat einen auffällig hohen, mittleren Jahresgang von $\pm 2\,mg\,l^{-1}$, ihre Extremwerte liegen gar zwischen $7{,}3\,mg\,l^{-1}$ und $15{,}6\,mg\,l^{-1}$. Von Seiten der Donau ist eine leichte Zunahme der Konzentrationen festzustellen, vom Hauptgewässerzug oder von Seitenarmen zuströmende Wässer nehmen in ihrer Na^+-Konzentration ab.

Der Parameter *Kalium* zeigt ebenfalls eine sehr gleichmäßige Konzentrationsverteilung im Untersuchungsgebiet. Die Mediankonzentration liegt stets zwischen $2{,}1\,mg\,l^{-1}$ bis $2{,}3\,mg\,l^{-1}$, eine stärkere saisonale Variation ($\pm 0{,}2\,mg\,l^{-1}$) ist nur bei LSG 32 auszumachen. Auffallend sind Extremwerte in der Ganglinie zu zwei Zeitpunkten: August 2005 und nach dem Junihochwasser 2013.

Calziumgehalte liegen im Mittel zwischen $66\,mg\,l^{-1}$ und $94\,mg\,l^{-1}$, Maximalkonzentrationen von $130\,mg\,l^{-1}$ wurden gemessen und Minimalkonzentrationen von $43\,mg\,l^{-1}$. Nennenswerte Jahresgänge sind nur an den Stationen LRD 41 und LSG 32 zu verzeichnen. Sowohl von der Donau als auch vom Hauptgewässerzug infiltrierende Wässer nehmen im Calziumgehalt zu.

Die mittleren *Magnesium*-Gehalte liegen meist zwischen $20\,mg\,l^{-1}$ und $25\,mg\,l^{-1}$, nur an den donauseitigen Messstellen des Horizontalfilterbrunnen Ganshaufens (LSG 9 und LSG 32) sind

die Konzentrationen etwas niedriger. Es gibt kaum räumliche und zeitliche Variationen der Konzentrationen. Sehr deutlich erkennbar hingegen ist die Zunahme der Magnesium-Gehalte mit der Fließzeit.

6 Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

Inhalt dieses Kapitels und gleichzeitig Ziel der Arbeit ist, aufzuzeigen, welche Auswirkungen, die im vorigen Kapitel vorgestellten Ergebnisse, auf die Bewertung der Daten haben.

6.1 Einzugsgebiete der Brunnen

Betrachtet man die Lage der Messstellen, welche für das Grundwassermonitoring herangezogen werden, so ist festzustellen, dass Messstellen in verschiedenen Szenarien stets den gleichen Einzugsgebieten zuordenbar sind. Die Messstelle LSG 11, welche zwischen Brunnen Ganshaufen und Hauptgewässerzug errichtet ist, liegt bei hoher Wasserführung der Donau (MW + 1) an der Grenze des Einzugsgebiets. Die Messstellen LSA 27 und LSA 23, befinden sich in der Nähe des Brunnens Kreuzgrund, liegen jedoch in manchen Szenarien außerhalb dessen Einzugsgebietes. Somit ist für die Interpretation der dort gemessenen Parameter jedenfalls die zeitweise geringe Anströmung zu beachten. Messstellen, welche außerhalb der ausgewiesen Brunneneinzugsgebiete oder in deren Randbereichen liegen, besitzen nur eine geringe Aussagekraft im Hinblick auf die Wasserqualität im Brunnen.

6.2 Wasserzusammensetzung der Brunnen

Zwischen Modifikationsszenarien (Veränderung des Gewässerbettes und Dotation mit erheblich höheren Wassermengen) und den Dotationszenarien besteht, was die Wasserzusammensetzung betrifft, in den meisten Fällen kein wesentlicher Unterschied. Durch die Ertüchtigung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Hauptgewässerzuges, führt eine Steigerung der Dotationsmenge auf das 7- bis 25-fache kaum zu einer Erhöhung des Wasserstands im Oberflächenwasser. Somit vergrößert sich zwar die benetzte Wasser- und potentielle Infiltrationsfläche, der Gradient zwischen Entnahmebrunnen und Wasserspiegel im Hauptgewässerzug bleibt jedoch weitgehend unverändert.

In Grenzfällen — wie zum Beispiel im Referenzszenario bei Regulierungsniederwasser — ist ein Nettoaustrag aus dem Einzugsgebiet des Brunnens Kreuzgrund in den Hauptgewässerzug ausgewiesen. Gerade in diesem Bereich ist keine sinnvolle Differenzierung der Oberflächenwässer in Hauptgewässerzug und Seitenarme möglich; besser wäre es, beide Gewässer zu einer Gruppe zusammenzufassen. Ähnliches tritt für Brunnen Rohrwörth bei MW + 1 und einer Dotation von $80\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ ein. Dort bildet sich bei der hohen Wasserführung im Hauptgewässerzug ein großflächiger Seitenarm aus, der an der Einzugsgebietsgrenze bis Brunnen Ganshaufen und Messstelle LSG 9 reicht. Auch in diesem Fall scheint eine Unterscheidung zwischen Hauptgewässerzug und Seitenarm nicht angebracht.

In allen Fällen wo eine Nettoaustrag ins Oberflächenwasser auftritt, kann keine brauchbare Angabe zur Wasserzusammensetzung der Brunnen gemacht werden. Es wird daher vorgeschla-

gen für diese Zustände die Zuflüsse aus Hauptgewässerzug und Seitenarmen zu addieren und als eine einzelne Quelle aufzufassen.

6.3 Fließzeiten zu den Brunnen

Wie schon in Kapitel 4 erwähnt, ist den angegebenen, absoluten Fließzeiten Richtung Donau besondere Kritik entgegenzubringen, da die Grenze des hydraulischen Modells des Grundwasserleiters mit der Uferlinie der Donau zusammenfällt und Stromlinien genau an dieser Grenze „abgeschnitten“ werden. Diese Fließzeiten stellen somit eine Untergrenze, einen unwahrscheinlichen Fall dar. Mehr Bedeutung ist der Änderung der Fließzeit gegenüber dem Referenzszenario beizumessen, denn durch die Differenzenbildung wird der Nullpunktfehler des unbekannten Ursprungs der Stromlinie reduziert.

Bewertet man die Fließzeiten anhand der in der ÖVGW Richtlinie W72 Schutz- und Schongebiete (ÖVGW, 2004) empfohlenen und im Wasserrechtsgesetz (WRG, 2014) festgelegten 60-Tagesgrenze, so kommt man zu dem Schluss, dass bis inklusive Mittelwasser die gewichtete, mittlere Fließzeit stets darüber liegt. Bei stärkerer Wasserführung der Donau sinken die mittleren Fließzeiten knapp an diese Grenze bzw. auch darunter. Für diesen Rückgang verantwortlich ist das vermehrte Eindringen von Donauwasser aufgrund des erhöhten Potentialgefälles. Es gelten, die im vorigen Absatz genannten Einschränkungen bezüglich der Interpretation der Fließzeit.

Infolge einer Dotation von $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ (Dotationsszenarien) kommt es nur in Szenario 9 (MW+1) und bei der Infiltration aus den Seitenarmen bzw. Wasserflächen in Richtung Horizontalfilterbrunnen Kreuzgrund zu einer Reduktion der Fließzeit auf einen Wert unter 60 Tagen. Beträgt dieser im Referenzzustand noch rund 100 Tage, führt die Dotation — welche genau an dieser Stelle im Hauptgewässerzug erfolgt — zu einer Verkürzung der Fließzeit auf 33 Tage. Dieser deutliche Rückgang ist in weiterer Folge auch in der mittleren Fließzeit aller Quellen zu dem Brunnen erkennbar. In drei Fällen führt die zusätzliche Einleitung von $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ zu einer Erhöhung der Verweildauer, welche zuvor unter der 60-Tagegrenze lag.

Die Modifikationsszenarien zeigen teils wesentliche Erhöhungen der mittleren Fließzeiten, gegenüber den Referenzszenarien, nur mehr der Zufluss aus einer Quelle erfolgt in unter 60 Tagen (MW + 1, von Hauptgewässerzug Richtung Brunnen Ganshaufen: 48 Tage).

Betrachtet man hingegen die minimalen Fließzeiten in Tabelle C.1 von Hauptgewässerzug und Seitenarmen/Wasserflächen zu den Brunnen so sind natürlich mehr Unterschreitungen der 60-Tagegrenze feststellbar. Waren es in den drei Referenzszenarien noch neun, sinkt die Anzahl in den Dotations- und Modifikationsszenarien auf jeweils sieben. In neun bzw. acht Fällen ist eine Erhöhung der minimalen Verweilzeit zu verzeichnen, in jeweils fünf Fällen eine Reduktion. Davon wiederum fallen drei sehr stark aus.

6.4 Monitoringdaten

Grundsätzlich können die zehn Messstellen in ihrer relativen Lage zu Brunnen und Oberflächenwasser eingeteilt werden: donaunah (LSG 32), donaufern (LSA 27, LRD 29E, LSD 30A, LSG 9), altarmfern (LSA 66, LRD 41) und altarmnah (LSA 23, LSA 73, LSG 11). Die geringe Anzahl an Messstellen in unmittelbarer Nähe zur Donau erschwert eine Interpretation ufernaher Prozesse. Die Mehrzahl der Grundwassermessstellen liegt günstig verteilt in Brunnennähe und

deckt somit den oberen Bereich der Fließzeiten in einem breiten Spektrum ab.

Die sehr oberflächenwassernahen Messstellen LSG 32 (Donau, mittlere Fließzeit: 6–16 Tage), LSA 23 (Seitenarm, mittlere Fließzeit: 20–55 Tage), LSA 73 (Hauptgewässerzug, mittlere Fließzeit: 3–4 Tage) und LSG 11 (Hauptgewässerzug, mittlere Fließzeit: 9–51 Tage) zeigen den größten Einfluss von Oberflächenwasser und die ausgeprägtesten saisonalen Schwankungen. Sie eignen sich deshalb besonders zur frühzeitigen Erkennung von extremen Wasserqualitätsänderungen. Aufgrund der kurzen Fließzeit und der daraus resultierenden geringen Dispersion sind extreme Ereignisse jedoch nur kurz zu beobachten und werden mitunter von einer monatlichen Probenahme gar nicht erfasst. Sie eignen sich in erster Linie für ein ereignisbasiertes Überwachungsprogramm.

Die verbleibenden Messstellen befinden sich in der Nähe der Brunnen und reagieren somit nicht unmittelbar, dafür hingegen anhaltend auf den Einfluss von Oberflächenwasser. Ihnen kommt aufgrund der kürzeren Fließzeit von der Messstelle zum Brunnen besondere Bedeutung zu, wenn es um die Vorhersage der Wasserqualität in den Horizontalfilterbrunnen geht. Ihre Relevanz ist umso höher, je mehr Wasser an der Messstelle vorbei Richtung Brunnen strömt. Dies ist stark von den jeweiligen hydrologischen Randbedingungen wie Wasserstand der Donau und der in den Hauptgewässerzug eingebrachten Dotationsmenge abhängig und somit nicht pauschal zu bewerten. Siehe Tabelle C.1 in Anhang C.

Zu den linearen Modellen, welche für jeden Parameter die Konzentration in Abhängigkeit der Verweildauer beschreiben, wurde bewusst auf eine Angabe einer Geradengleichung und eines Bestimmtheitsmaßes verzichtet, da die Rohdaten einige Voraussetzungen für lineare Modelle nicht erfüllen. Diese verlangen neben Varianzhomogenität auch eine Normalverteilung der Residuen, welche für einige Parameter erst mit einer geeigneten statistischen Transformation (z.B. Box-Cox–Transformation) erreicht wird. Der Schnittpunkt der Regressionsfunktion mit der Ordinate (Fließzeit $t = 0$ Tage) kann als Parameterkonzentration zum Zeitpunkt der Infiltration interpretiert werden. Manche der in Anhang D abgebildeten Modelle zeigen unrealistische Verläufe (z.B.: Zunahme der Temperatur nach Infiltration aus den Seitenarmen), andere wiederum legen nahe, dass scheinbar kein linearer Zusammenhang besteht (beispielsweise O_2-Konzentration von Uferfiltrat der Donau).

7 Zusammenfassung und Ausblick

Zunächst wurden in Kapitel 2 die Zielsetzung und Aufgabenstellung erläutert. Es galt, hydraulische Grundlagen für die erweiterte Bewertung der Analyseergebnisse des Monitoringprogramms für die „Untere Lobau“ zu schaffen. Diese Resultate werden in dem von der *Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer* initiierten, wasserwirtschaftlichen Projekt „Gewässervernetzung (Neue) Donau — Untere Lobau (Nationalpark Donauauen)“ verwendet, um die Auswirkungen einer künstlichen Dotation der Unteren Lobau zu beschreiben. Seit 2005 wurden im Zuge eines Monitoringprogramms in der Unteren Lobau zehn Grundwassermessstellen beprobt und auf ausgewählte Qualitätsparameter untersucht.

Für drei Horizontalfilterbrunnen des Wasserwerks „Untere Lobau“ der *MA31 – Wiener Wasser* sollten

(i) Brunneneinzugsgebiete,

(ii) der Anteil von Uferfiltrat der Donau an der Wasserzusammensetzung der Brunnen und

(iii) die mittlere Verweilzeit bis zur Entnahme im Brunnen

berechnet werden.

In Kapitel 3 wurden die theoretischen Grundlagen des Wasser- und Stofftransports sowie die Bedeutung der untersuchten chemischen und physikalischen Parameter behandelt.

Kapitel 4 stellt das verwendete Ausgangsmaterial, sowie die angewandte Methodik zur Berechnung der Wasserbewegung vor. Basierend auf den Ergebnissen eines von Derx et al. (2013) in SUTRA aufgestellten, dreidimensionalen, hydraulischen Modells, wurden mithilfe der freien, statistischen Programmiersprache R (R Core Team, 2012) für neun Szenarien Stromlinien berechnet. Drei unterschiedliche Wasserführungen der Donau wurden mit folgenden Dotationsmengen kombiniert: $0\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ (keine Dotation, Referenzzustand), $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ (geringe Dotation, „Dotationsszenarien“) sowie $0\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$, $20\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ und $80\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ (erweiterte Dotation, verbunden mit einer Modifikation der Oberflächenwassergeometrie, „Modifikationsszenarien“).

Die Integration von Stromlinien aus einem gegebenen Feld der Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten war der zentrale Bestandteil dieser Arbeit. Alle gewonnenen Ergebnisse wie Brunneneinzugsgebiete, Wasserzusammensetzungen und Fließzeiten (Kapitel 5) ließen sich daraus ableiten.

Durch Zusammenfassen aller Stromlinien, welche in einem Brunnen enden, wurde die Ausdehnung ihrer Einzugsgebiete ermittelt. Es wurde festgestellt, dass nicht alle Grundwassermessstellen, welche für das Monitoringprogramm „Untere Lobau“ beprobt werden, eindeutig einem Brunneneinzugsgebiet zugeordnet werden können. Des Weiteren wurden für die zwei Brunnen Rohrwörth und Ganshaufen, in Abhängigkeit des Donauwasserstands, stark unterschiedliche Ausdehnungen der Einzugsgebiete ermittelt. Steigt die Wasserführung der Donau über Mittelwasser an, so bildet sich außerdem zwischen diesen beiden Brunnen ein Bereich aus, in dem Uferfiltrat, an den Brunnen vorbei, in den Hauptgewässerzug der Unteren Lobau fließt.

Hinsichtlich der Wasserzusammensetzung zeigte sich, dass bei fast allen Brunnen die Anteile an Uferfiltrat mengenmäßig überwiegen. Lediglich bei geringen Wasserständen der Donau fließen zum Brunnen Rohrwörth oder Ganshaufen beträchtliche Wassermengen aus dem Hauptgewässerzug. Zu den Brunnen Kreuzgrund, Rohrwörth und Ganshaufen konnten keine nennenswerten Zuströme aus dem Grundwasserleiter nördlich des Hauptgewässerzuges identifiziert werden.

Durch eine Dotation des Hauptgewässerzuges geht bei allen Brunnen und bei allen Szenarien der Anteil an Donauwasser im geförderten Brunnenwasser zurück. Dieser Effekt nimmt mit steigendem Pegel der Donau ab, bei MW + 1 beträgt der Rückgang an Donauwasser infolge der Dotation nur mehr wenige Prozent. Zwischen Modifikationsszenarien und den Dotationszenarien besteht, was die Wasserzusammensetzung der Horizontalfilterbrunnen betrifft, in den meisten Fällen kein wesentlicher Unterschied.

Auch wenn die zwischen Donau und Brunnen ermittelten Fließzeiten aufgrund von Einschränkungen durch die Modellgeometrie mit Sicherheit zu niedrig ausfallen, konnte gezeigt werden, dass bis inklusive Mittelwasser die gewichtete, mittlere Fließzeit stets größer als 60 Tage ist. Bei stärkerer Wasserführung der Donau sinken die mittleren Fließzeiten knapp an diese Grenze bzw. auch leicht darunter.

Infolge einer Dotation von nur $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$ (Dotationsszenarien) kommt es lediglich bei MW + 1 und bei der Infiltration aus den Seitenarmen bzw. Wasserflächen in Richtung Horizontalfilterbrunnen Kreuzgrund zu einer Reduktion der Fließzeit auf einen Wert unter 60 Tagen. Die Modifikationsszenarien zeigen gegenüber den Referenzszenarien ebenfalls wesentliche Erhöhungen der mittleren Fließzeiten.

Ausblickend gilt es nun, im Zuge des Projekts „Gewässervernetzung (Neue) Donau — Untere Lobau (Nationalpark Donauauen)“, die gewonnenen Erkenntnisse über die hydraulischen Bedingungen im Grundwasserleiter der Unteren Lobau auf ihre Bedeutung für die Wasserqualität zu bewerten.

Ein Ansatz könnte sein, die Änderung der Verweilzeiten infolge einer mögliche Dotation mithilfe passender Regressionsfunktionen auf eine Änderung der im Monitoring beobachteten Wasserqualitätsparameter umzulegen. Gelingt dies, so wäre eine Abschätzung der mittleren Parameterkonzentrationen ohne aufwändiger Modellierung des Stofftransports möglich. Für einige in Anhang D beschriebene Parameter scheint eine Abhängigkeit der Konzentration von der Fließzeit gegeben zu sein.

Weiters sind die verbleibenden zwei Horizontalfilterbrunnen ohne zugeordneten Monitoringmessstellen (Schüttelau 1 und Schüttelau 2) hinsichtlich Brunneneinzugsgebieten, Wasserzusammensetzung und mittleren Fließzeiten zu beurteilen. Anschließend kann versucht werden auch für diese beiden Brunnen die Änderung der Wasserqualität auf Grund einer Dotation abzuschätzen.

Für die elektrische Leitfähigkeit und die Grundwassertemperatur liegen im Untersuchungsgebiet langjährige, kontinuierliche Messdaten an ca. 40 Messstellen vor. Diese können herangezogen werden um einerseits bereits aufgestellte Regressionsmodelle zu validieren oder diese mit einer umfangreicheren Datenbasis zu entwickeln.

Literaturverzeichnis

Albers, S., Klapper, D., Konradt, U., Walter, A., Wolf, J. (2009). Methodik der empirischen Forschung. 3. Ausgabe. Gabler, Wiesbaden, Germany.

Bivand, R., Lewin-Koh, N. (2014). maptools: Tools for reading and handling spatial objects.

Bivand, R., Rundel, C. (2014). rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS).

Bivand, R. S., Pebesma, E., Gomez-Rubio, V. (2013). Applied spatial data analysis with R. 2. Ausgabe. Springer, New York.

Derx, J., Blaschke, A., Reiner, P. (2013). Bericht Nr. 4.11 - Modellerstellung TU Wien. Gewässervernetzung (Neue) Donau - Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Vienna, Austria.

Fox, J., Weisberg, S. (2011). An R Companion to Applied Regression. 2. Ausgabe. Sage, Thousand Oaks CA.

Höll, K., Niessner, R. (2010). Wasser: Nutzung im Kreislauf; Hygiene, Analyse und Bewertung. 9. Ausgabe. De Gruyter, Berlin, Germany.

Hütter, L. A. (1994). Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. 6. Ausgabe. Salle; Sauerländer, Frankfurt am Main, Germany.

Kinzelbach, W., Rausch, R. (1995). Grundwassermodellierung: eine Einführung mit Übungen. Borntraeger, Berlin, Germany.

Kummert, R., Stumm, W. (1992). Gewässer als Ökosysteme: Grundlagen des Gewässerschutzes. 3. Ausgabe. VdF, Zürich, Switzerland.

Kölle, W. (2010). Wasseranalysen - richtig beurteilt: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie. 3. Ausgabe. Wiley-VCH, Weinheim, Germany.

Langguth, H. R., Voigt, R. (2004). Hydrogeologische Methoden. 2. Ausgabe. Springer, Berlin, Germany.

Mayr, E., Perfler, R., Gauster, T. (2013). Fachbericht Grundwasserqualität, Ist-Zustandsdarstellung der physikalisch-chemischen und der mikrobiologischen Grundwasserqualität 2012. Universität für Bodenkultur, Vienna, Austria.

Papula, L. (2011). Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler Band 2: Ein Lehr- und Arbeitsbuch für das Grundstudium. Vieweg+Teubner Verlag / Springer Fachmedien, Wiesbaden, Germany.

Pebesma, E., Bivand, R. (2005). Classes and methods for spatial data in R. R News 5 (2).

R Core Team (2012). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Schwartz, F. W., Zhang, H. (2003). Fundamentals of ground water. Wiley, New York, NY.

Sigg, L., Stumm, W. (2011). Aquatische Chemie: Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer. 5. Ausgabe. vdf, Zürich, Switzerland.

TWV (2012). Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV), Fassung 2012. Republik Österreich.

viadonau (2012). Die kennzeichnenden Wasserstände der österreichischen Donau. via donau Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH, Vienna, Austria.

Voss, C. I., Provost, A. M. (2010). SUTRA — A Model for Saturated-Unsaturated, Variable-Density Ground-Water Flow with Solute or Energy Transport. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia.

Wickham, H. (2007). Reshaping Data with the reshape Package. *Journal of Statistical Software*, 21(12):1–20.

Wickham, H. (2009). ggplot2: elegant graphics for data analysis. Springer New York.

WRG (2014). Wasserrechtsgesetz 1959. Republik Österreich.

ÖVGW (2004). Richtlinie W72, Schutz- und Schongebiete. Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach, Vienna, Austria.

Anhänge

Abbildungsverzeichnis

A.1 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 1 51
A.2 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 6 52
A.3 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 13 53
A.4 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 2 54
A.5 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 7 55
A.6 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 14 56
A.7 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 3 57
A.8 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 9 58
A.9 Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 15 59

Tabellenverzeichnis

A.1 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 1 (RNW, $0\,m^3\,s^{-1}$) 51
A.2 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 6 (RNW, $3\,m^3\,s^{-1}$) 52
A.3 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 13 (RNW, $0\,m^3\,s^{-1}$) 53
A.4 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 2 (MW, $0\,m^3\,s^{-1}$) 54
A.5 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 7 (MW, $3\,m^3\,s^{-1}$) 55
A.6 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 14 (MW, $20\,m^3\,s^{-1}$) 56
A.7 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 3 (MW+1, $0\,m^3\,s^{-1}$) 57
A.8 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 9 (MW+1, $3\,m^3\,s^{-1}$) 58
A.9 Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 15 (MW+1, $80\,m^3\,s^{-1}$) 59

B.1 Wasserzusammensetzung der Horizontalfilterbrunnen 61

C.1 Minimale und nach Zuflüssen gewichtete, mittlere Fließzeiten zu den Brunnen . . 63

A Brunneneinzugsgebiete und Fließzeiten zu den Messstellen

Auf den folgenden Seiten ist für jedes der betrachteten, stationären Szenarien die Dauer der Fließzeit zu den Monitoringmessstellen in tabellarischer Form angegeben und die Lage der Brunneneinzugsgebiete schematisch dargestellt. Die Reihung der Szenarien erfolgt nach Wasserstand der Donau und anschließend nach Dotationswassermenge.

Die einer Messstelle zugeordnete Fließzeit ist in den Tabellen als Summe angegeben. Für das Szenario 1 (beschrieben in Tabelle A.1) und Messstelle LSA 27 ist die mittlere Fließzeit $t_{\min}$ beispielsweise mit $102 + 65$ Tagen angegeben. Die erste Zahl (102 Tage) stellt die Aufenthaltszeit vom Oberflächenwasser (in diesem Fall von einem Seitenarm) bis zur Messstelle LSA 27 dar, die zweite Zahl (65 Tage) steht für die Zeit, die das Wasser von der Messstelle zum jeweiligen Brunnen braucht. Addiert man beide Zahlen, erhält man jene Zeit, die das Wasser, auf dem Weg der durch die Messstelle verlaufenden Stromlinie, bis zum Brunnen fließt (vergleiche hierzu Kapitel 4.7). Angeführt ist die

- minimale Fließzeit $t_{\min}$ in Tagen,
- die gewichtete, mittlere Fließzeit $\bar{t}_{\text{med}}$ in Tagen sowie die
- Standardabweichung σ der mittleren Fließzeit

für jede Messstelle.

Unterhalb der Tabelle der Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen sind die Brunneneinzugsgebiete und eine aussagekräftige Anzahl an Stromlinien abgebildet. Die Fließzeit zum Brunnen ist farblich kodiert, wobei die Farbskala Werte bis 60 Tage umfasst.

Es sei nochmals ausdrücklich darauf hingewiesen, dass Stromlinien, welche sich in Richtung Donau erstrecken, durch die vorgegebene Grenze des hydraulischen Modells „abgeschnitten“ sind, obwohl sie weiter unter das Gewässerbett der Donau in den Grundwasserbegleitstrom reichen würden. Die in der Tabelle angegebenen Fließzeiten stellen demnach nicht die Verweilzeit seit dem Infiltrationszeitpunkt dar, sondern vielmehr eine Untergrenze. Es ist anzunehmen, dass die tatsächliche Verweilzeit auf Seiten der Donau stets über dem angegeben Wert liegt.

Tabelle A.1: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 1 (RNW, $0\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA27							97+60	102+65	4+3
LSA23							13+142	20+147	4+4
LSA66							14+32	26+34	13+2
LRD29E	187+70	193+76	4+4						
LSD30A	336+7	398+10	127+2	1219+8	1223+8	12+0			
LRD41				59+26	61+31	11+3			
LSA73				1+76	3+95	1+12			
LSG32	10+24	13+25	2+1						
LSG9	53+2	67+4	91+1						
LSG11				4+10	9+12	2+1			

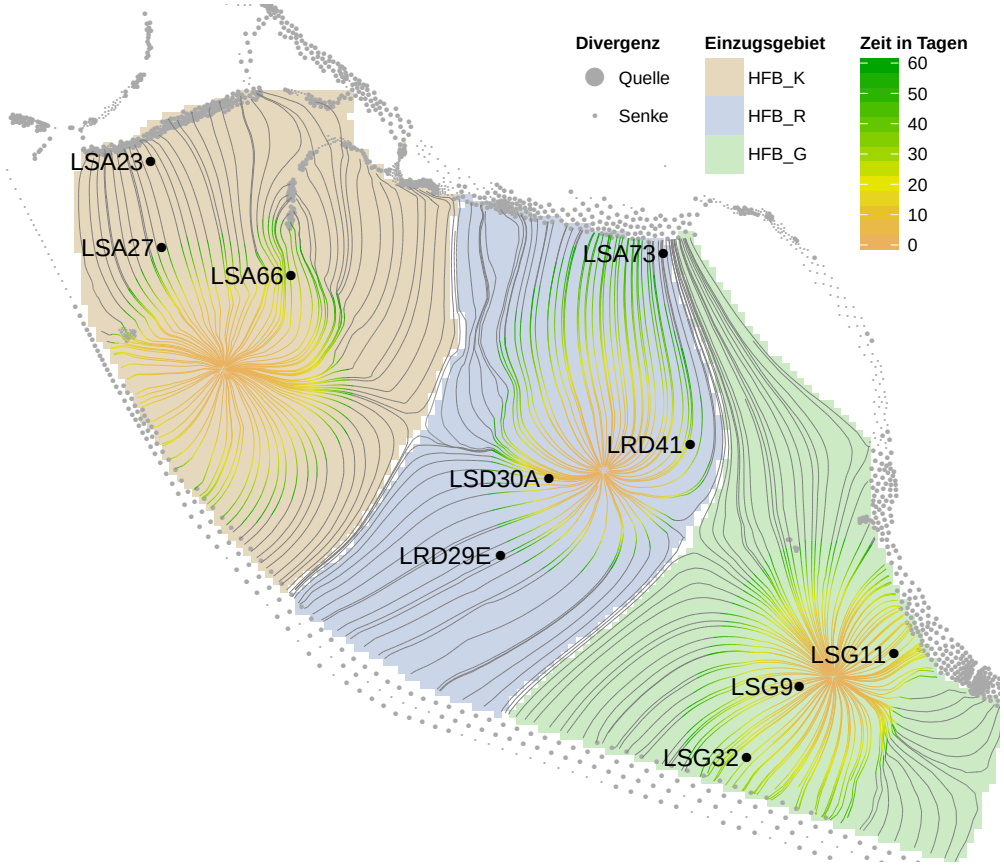


Abbildung A.1: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 1

Tabelle A.2: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 6 (RNW, $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA66							4+29	7+33	1+3
LRD29E	282+95	294+103	8+6						
LSD30A				217+8	670+11	248+2			
LRD41				61+25	64+30	2+3			
LSA73				1+71	3+85	1+9			
LSG32	15+31	18+33	2+1						
LSG9	103+3	122+4	84+1						
LSG11				2+9	7+11	5+1			

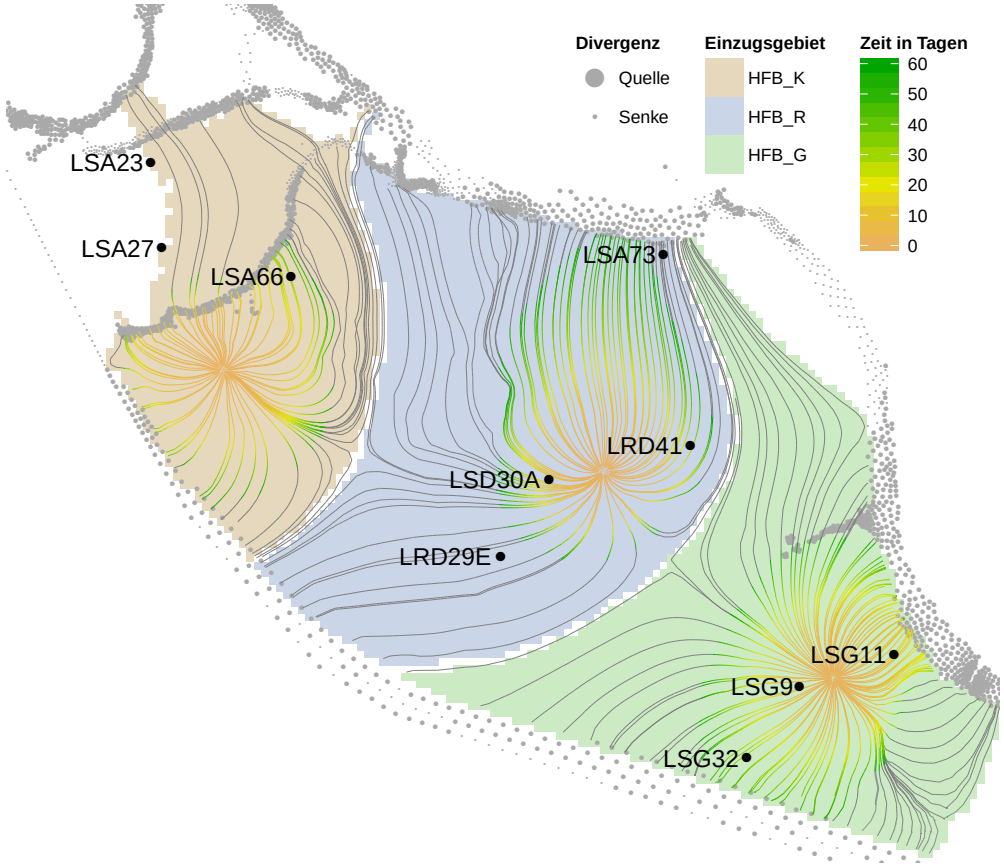


Abbildung A.2: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 6

Tabelle A.3: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 13 (RNW, $0\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA27							113+63	123+68	5+3
LSA23							15+162	27+171	6+6
LSA66							19+34	94+36	29+2
LRD29E	171+64	178+69	4+3						
LSD30A	266+7	285+9	20+1						
LRD41				77+22	83+25	4+3			
LSA73				1+95	3+108	1+17			
LSG32	11+25	14+27	2+1						
LSG9	56+3	71+4	9+1						
LSG11				4+10	8+12	1+1			

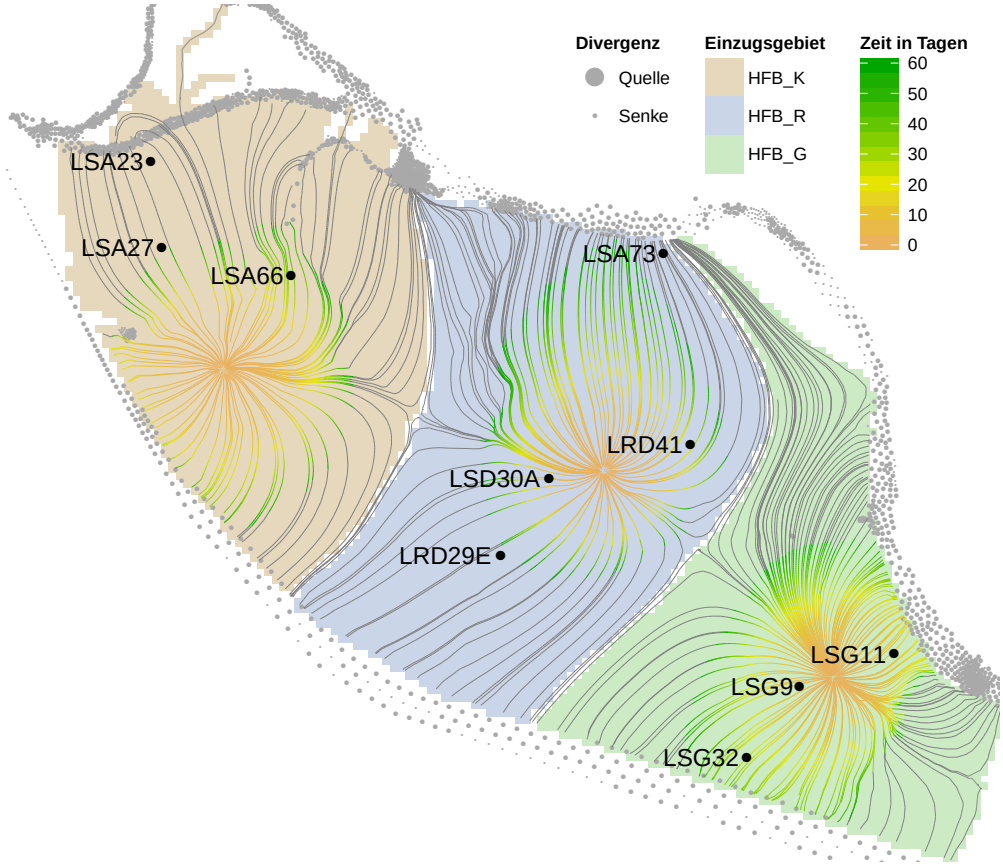


Abbildung A.3: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 13

Tabelle A.4: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 2 (MW, $0\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\min}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA27	205+63	212+70	11+4						
LSA23							30+218	55+231	14+9
LSA66							40+28	85+31	133+3
LRD29E	83+35	87+38	2+2						
LSD30A	127+5	131+6	3+1				55+6	73+6	26+0
LRD41				68+20	73+25	3+3			
LSA73				2+85	3+113	7+19			
LSG32	6+18	8+19	1+1						
LSG9	24+2	27+4	2+1						
LSG11	897+22	1080+29	252+4	36+22	48+29	8+4			

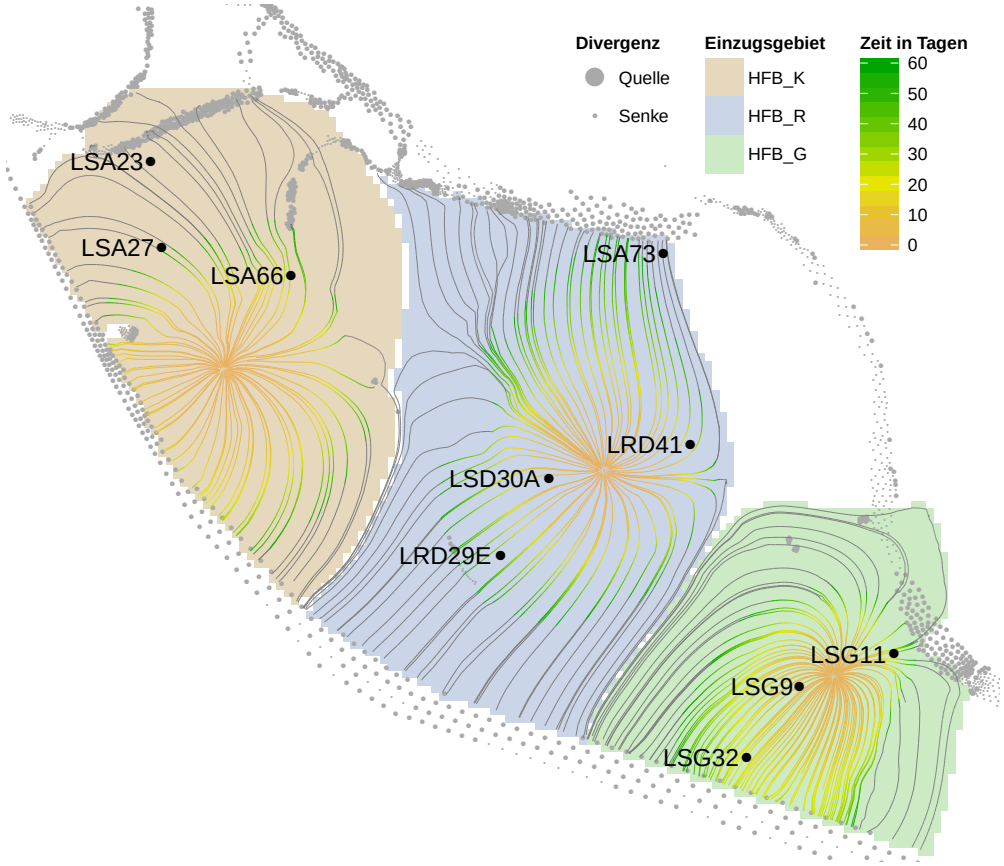


Abbildung A.4: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 2

Tabelle A.5: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 7 (MW, $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA27							368+107	381+116	8+5
LSA23							271+463	428+487	82+21
LSA66							5+29	9+32	2+2
LRD29E	98+41	101+44	2+2				64+43	64+43	0+0
LSD30A	151+5	155+7	3+1				61+7	61+7	0+0
LRD41				71+21	77+24	3+2			
LSA73				2+79	3+95	1+13			
LSG32	7+20	9+21	1+13						
LSG9	8+2	33+4	6+1						
LSG11				10+16	22+20	14+2			

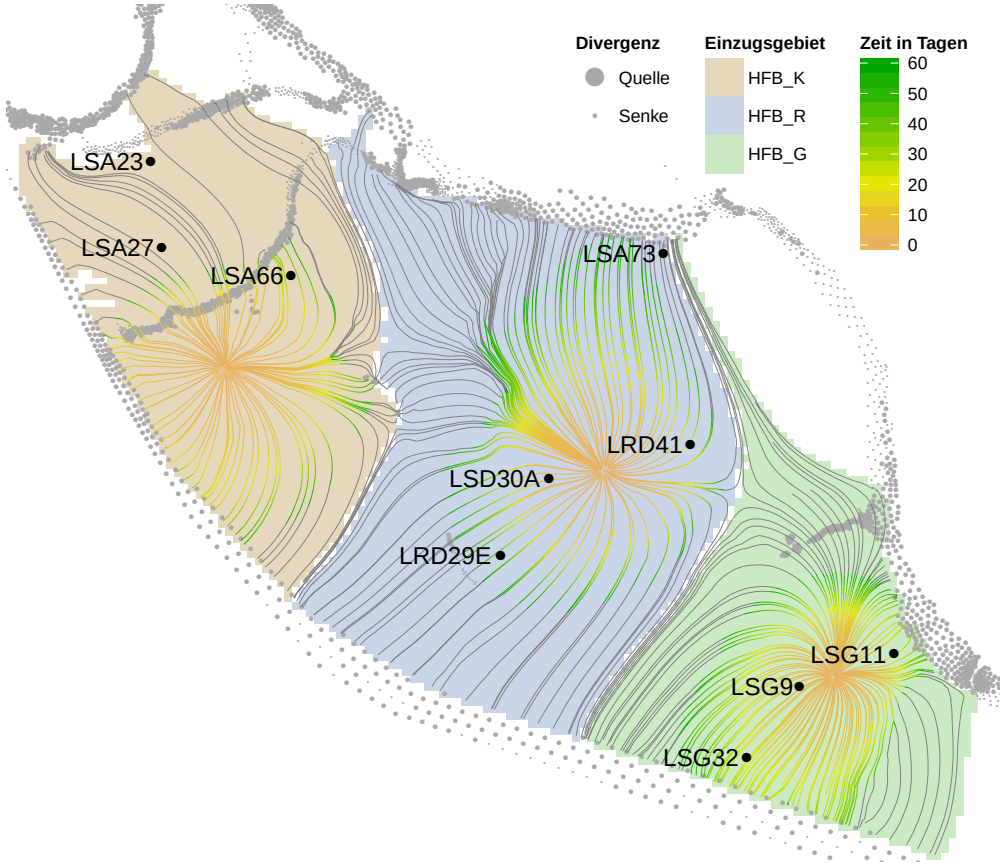


Abbildung A.5: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 7

Tabelle A.6: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 14 (MW, 20 $m^3 s^{-1}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	t_{min}/d	$\bar{t}_{med}/d$	σ/d	t_{min}/d	$\bar{t}_{med}/d$	σ/d	t_{min}/d	$\bar{t}_{med}/d$	σ/d
LSA27	269+72	309+78	21+6						
LSA23							151+344	291+366	54+18
LSA66							5+28	9+32	2+2
LRD29E	93+40	98+44	3+2						
LSD30A	144+5	148+7	3+1						
LRD41				131+17	151+20	14+2			
LSA73				1+102	3+113	9+14			
LSG32	8+22	10+23	1+1						
LSG9	33+3	38+4	6+1						
LSG11				5+13	10+16	7+2			

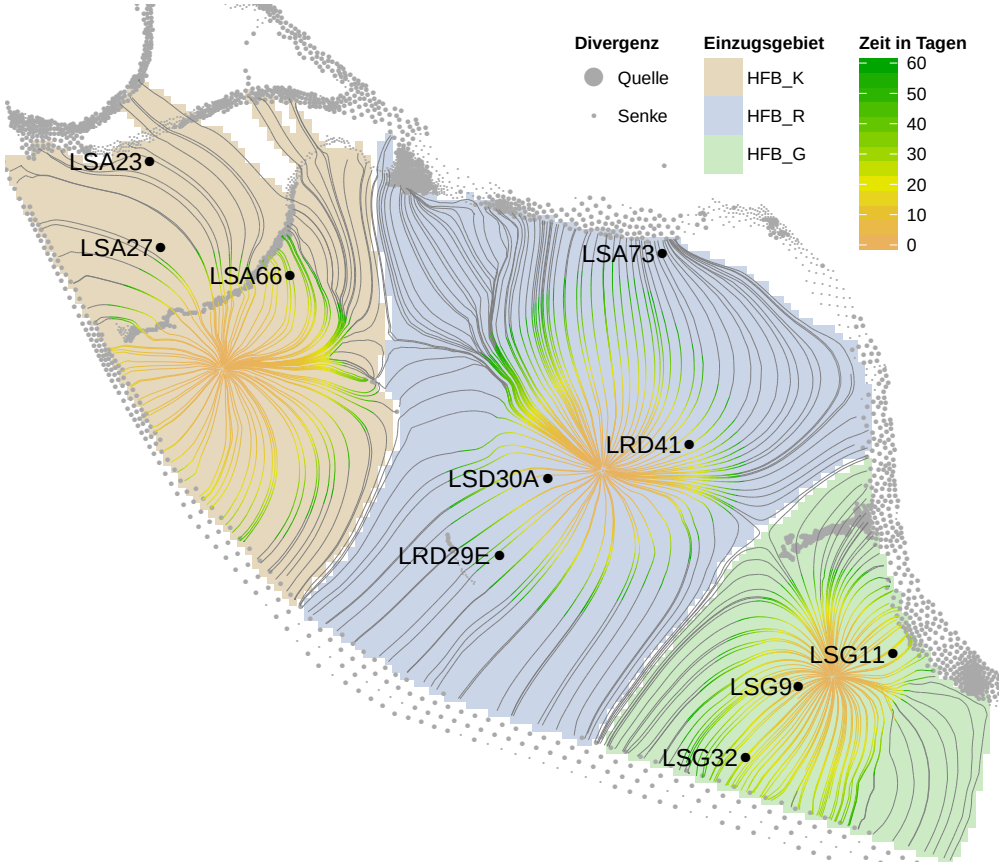


Abbildung A.6: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 14

Tabelle A.7: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 3 (MW+1, $0\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA27	82+90	86+104	4+13						
LSA66	357+38	392+42	21+3						
LRD29E	62+28	67+31	5+1						
LSD30A	98+4	103+5	2+1				41+5	41+6	1+1
LRD41				103+19	117+22	16+2			
LSA73				2+94	4+119	1+18			
LSG32	5+16	6+17	148+301						
LSG9	21+2	24+4	400+1				284+3	284+3	0+0

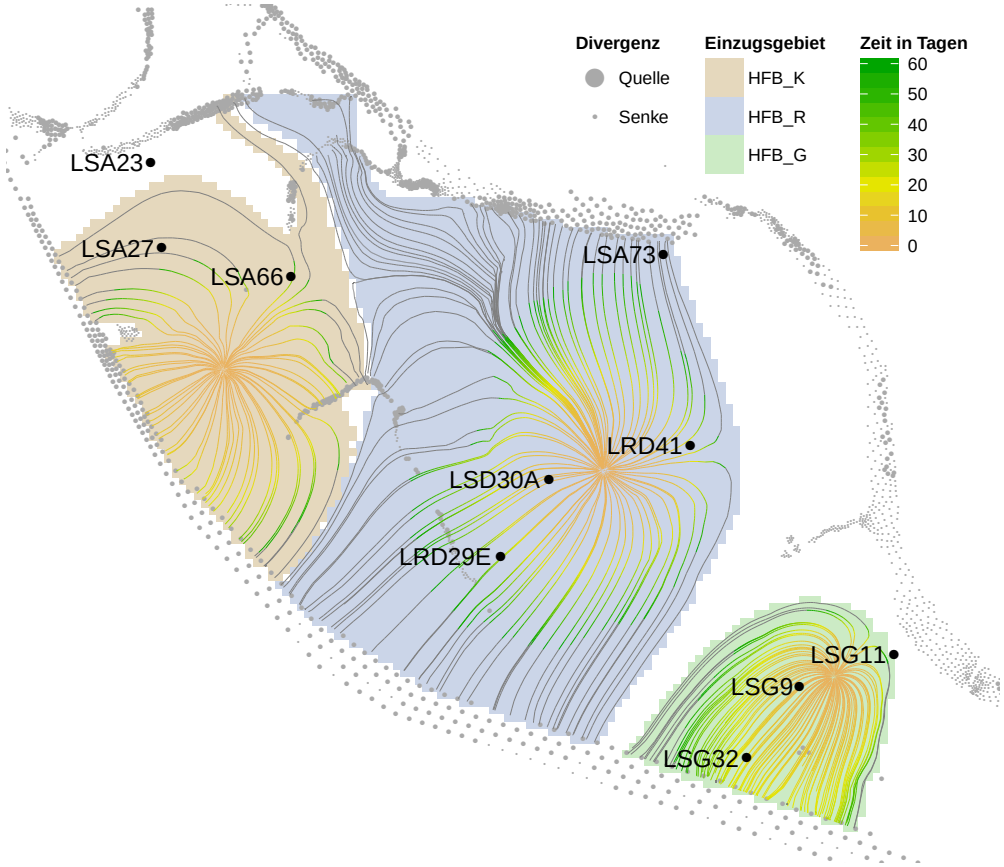


Abbildung A.7: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 3

Tabelle A.8: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 9 (MW+1, $3\,\mathrm{m^3\,s^{-1}}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d	$t_{\mathrm{min}}/\mathrm{d}$	$\bar{t}_{\mathrm{med}}/\mathrm{d}$	σ/d
LSA27	103+121	111+139	6+15						
LSA66	498+34	532+41	18+4				10+34	18+39	8+4
LRD29E	68+30	72+33	3+2						
LSD30A	108+4	111+5	10+1				41+5	42+6	1+1
LRD41				88+19	97+23	6+2			
LSA73				2+96	3+118	2+27			
LSG32	5+17	7+18	196+187						
LSG9	23+2	25+4	1+1						
LSG11	108+55	216+87	39+35				41+87	52+96	12+35

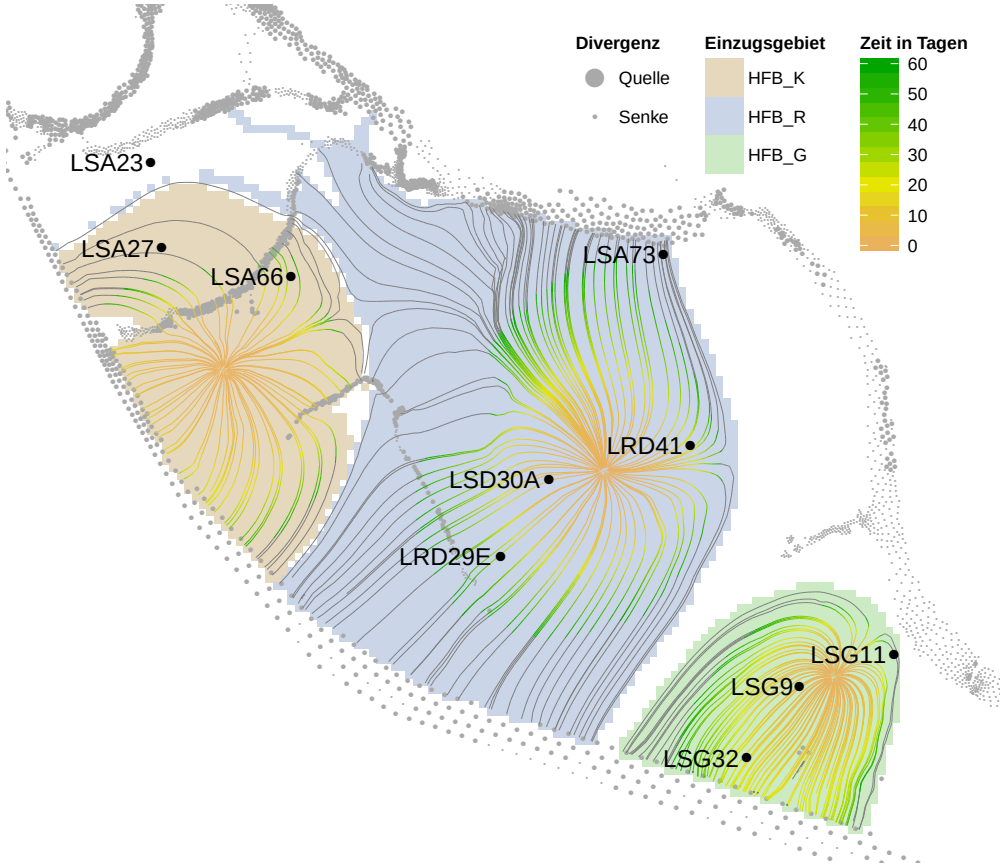


Abbildung A.8: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 9

Tabelle A.9: Fließzeiten zu den Monitoringmessstellen, Szenario 15 (MW+1, 80 $m^3\,s^{-1}$)

	Donau			Hauptgewässerzug			Seitenarme		
	t_{min}/d	$\bar{t}_{med}/d$	σ/d	t_{min}/d	$\bar{t}_{med}/d$	σ/d	t_{min}/d	$\bar{t}_{med}/d$	σ/d
LSA27	147+102	156+114	8+13						
LSA23	232+922	245+1108	11+104						
LSA66	444+34	467+39	16+4				9+34	16+39	4+4
LRD29E	75+41	79+44	5+2						
LSD30A	124+5	134+7	3+1				59+5	62+7	2+1
LRD41				147+15	168+17	23+1	94+17	94+17	0+1
LSA73				4+88	7+93	5+4			
LSG32	9+26	11+28	385+177						
LSG9	39+3	42+4	386+1				3+5	9+6	9+1
LSG11				1+14	8+18	2+2			

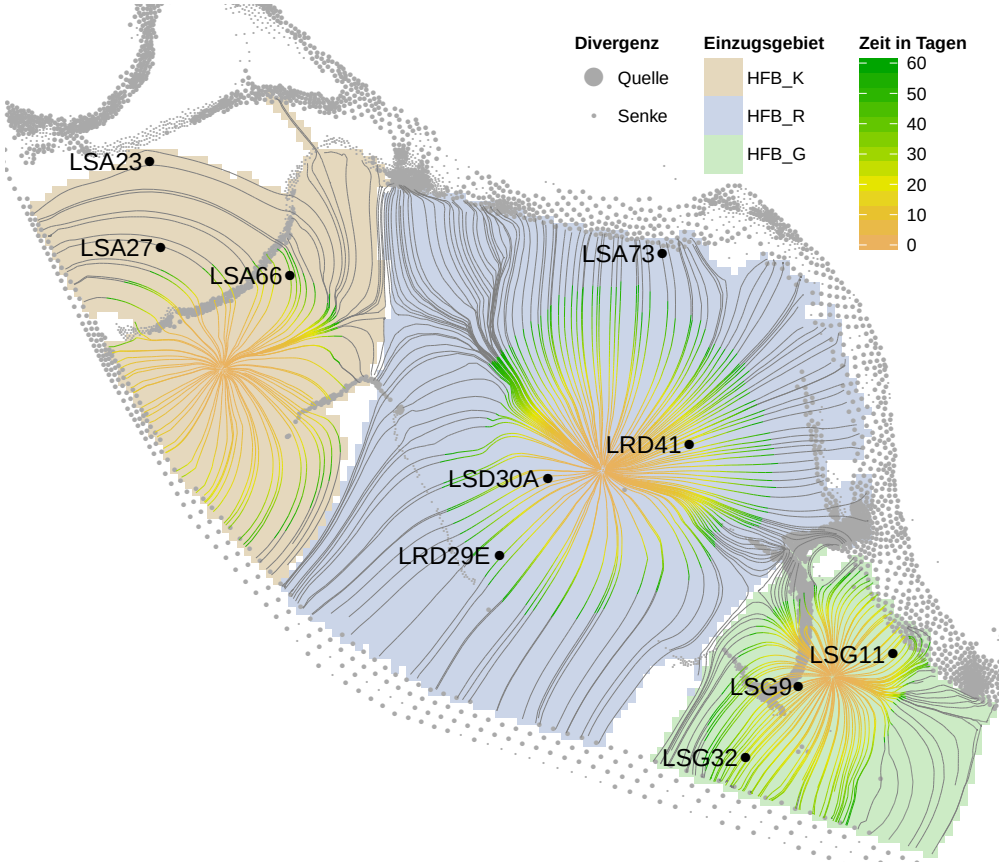


Abbildung A.9: Stromlinien und Brunneneinzugsgebiete, Szenario 15

B Tabelle der Wasserzusammensetzungen

Tabelle B.1 beschreibt die aus den Zuflüssen abgeleitete Wasserzusammensetzung der Horizontalfilterbrunnen für alle berechneten Szenarien. Hinsichtlich der Quellen wurde differenziert in

(i) Uferfiltrat der Donau,

(ii) aus dem Hauptgewässerzug infiltrierendes Oberflächenwasser und

(iii) aus den Seitenarmen bzw. Wasserflächen dem Brunnen zufließende Wässer.

Ebenfalls angegeben ist die im Modellszenario angenommene Entnahmemenge des Brunnens (abhängig von der Wasserführung der Donau). Eine etwaige Differenz zur Entnahmemenge resultiert aus einer unvollständigen Erfassung des Einzugsgebietes. Die jeweiligen Anteile sind sowohl in absoluten Werten (ls^{-1}) und als Prozentsatz der Entnahmemenge (Werte in Klammern) ausgewiesen. Entnahmen im Brunnen und Nettoabflüsse aus den Brunneneinzugsgebiet in das Oberflächengewässer besitzen ein negatives Vorzeichen.

Tabelle B.1: Wasserzusammensetzung der Horizontalfilterbrunnen.

			Zufluss $Q/\mathrm{l\,s^{-1}}$ zum Brunnen					
	Brunnen	Quelle	Referenz		Dotation		Modifikation	
RNW	Kreuzgrund	Donau	108	(+60 %)	41	(+23 %)	118	(+66 %)
		Hauptgewässerzug	−18	(−10 %)	1	(+1 %)	2	(+1 %)
		Seitenarme	87	(+48 %)	137	(+76 %)	59	(+33 %)
		Entnahme	−180	(−100 %)	−180	(−100 %)	−180	(−100 %)
		Differenz Entnahme	−3	(−2 %)	0	(0 %)	−1	(−1 %)
	Rohrwörth	Donau	36	(+24 %)	24	(+16 %)	41	(+27 %)
		Hauptgewässerzug	112	(+75 %)	120	(+80 %)	109	(+73 %)
		Seitenarme	0	(0 %)	6	(+4 %)	0	(0 %)
		Entnahme	−150	(−100 %)	−150	(−100 %)	−150	(−100 %)
		Differenz Entnahme	−2	(−1 %)	0	(0 %)	0	(0 %)
	Ganshaufen	Donau	153	(+55 %)	105	(+38 %)	142	(+51 %)
		Hauptgewässerzug	127	(+45 %)	172	(+61 %)	142	(+51 %)
		Seitenarme	0	(0 %)	2	(+1 %)	0	(0 %)
		Entnahme	−280	(−100 %)	−280	(−100 %)	−280	(−100 %)
		Differenz Entnahme	−1	(0 %)	−1	(0 %)	3	(+1 %)
MW	Kreuzgrund	Donau	253	(+87 %)	190	(+66 %)	225	(+78 %)
		Hauptgewässerzug	0	(0 %)	0	(0 %)	20	(+7 %)
		Seitenarme	44	(+15 %)	101	(+35 %)	44	(+15 %)
		Entnahme	−290	(−100 %)	−290	(−100 %)	−290	(−100 %)
		Differenz Entnahme	7	(+2 %)	0	(0 %)	0	(0 %)
	Rohrwörth	Donau	128	(+61 %)	100	(+48 %)	110	(+52 %)
		Hauptgewässerzug	77	(+37 %)	102	(+49 %)	104	(+50 %)
		Seitenarme	10	(+5 %)	7	(+3 %)	−4	(−2 %)
		Entnahme	−210	(−100 %)	−210	(−100 %)	−210	(−100 %)
		Differenz Entnahme	4	(+2 %)	−1	(0 %)	0	(0 %)
	Ganshaufen	Donau	269	(+96 %)	237	(+85 %)	210	(+75 %)
		Hauptgewässerzug	12	(+4 %)	43	(+15 %)	68	(+24 %)
		Seitenarme	0	(0 %)	0	(0 %)	2	(+1 %)
		Entnahme	−280	(−100 %)	−280	(−100 %)	−280	(−100 %)
		Differenz Entnahme	1	(0 %)	1	(0 %)	0	(0 %)
MW+1	Kreuzgrund	Donau	303	(+92 %)	277	(+84 %)	279	(+85 %)
		Hauptgewässerzug	0	(0 %)	0	(0 %)	31	(+9 %)
		Seitenarme	32	(+10 %)	54	(+16 %)	20	(+6 %)
		Entnahme	−330	(−100 %)	−330	(−100 %)	−330	(−100 %)
		Differenz Entnahme	5	(+2 %)	1	(0 %)	0	(0 %)
	Rohrwörth	Donau	182	(+73 %)	172	(+69 %)	186	(+74 %)
		Hauptgewässerzug	79	(+32 %)	80	(+32 %)	113	(+45 %)
		Seitenarme	−11	(−4 %)	−2	(−1 %)	−49	(−20 %)
		Entnahme	−250	(−100 %)	−250	(−100 %)	−250	(−100 %)
		Differenz Entnahme	1	(0 %)	0	(0 %)	0	(0 %)
	Ganshaufen	Donau	281	(+100 %)	280	(+100 %)	161	(+57 %)
		Hauptgewässerzug	0	(0 %)	0	(0 %)	82	(+29 %)
		Seitenarme	0	(0 %)	0	(0 %)	37	(+13 %)
		Entnahme	−280	(−100 %)	−280	(−100 %)	−280	(−100 %)
		Differenz Entnahme	2	(+1 %)	0	(0 %)	0	(0 %)

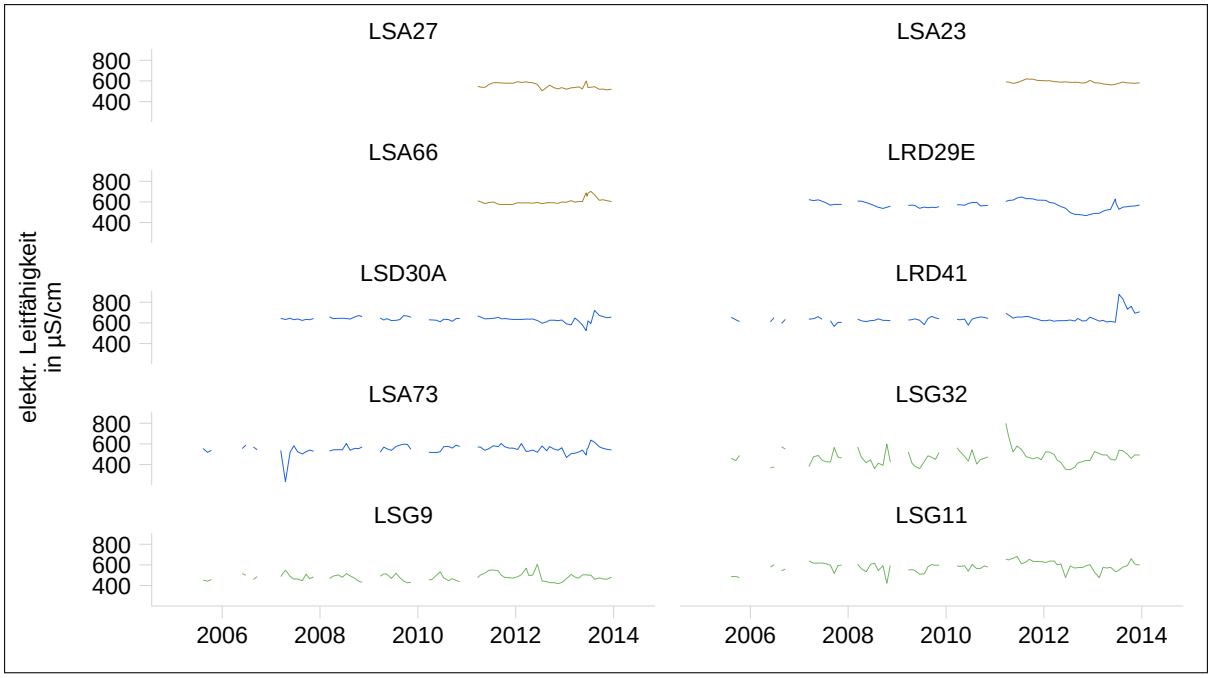
C Tabelle der mittleren Fließzeiten zu den Brunnen

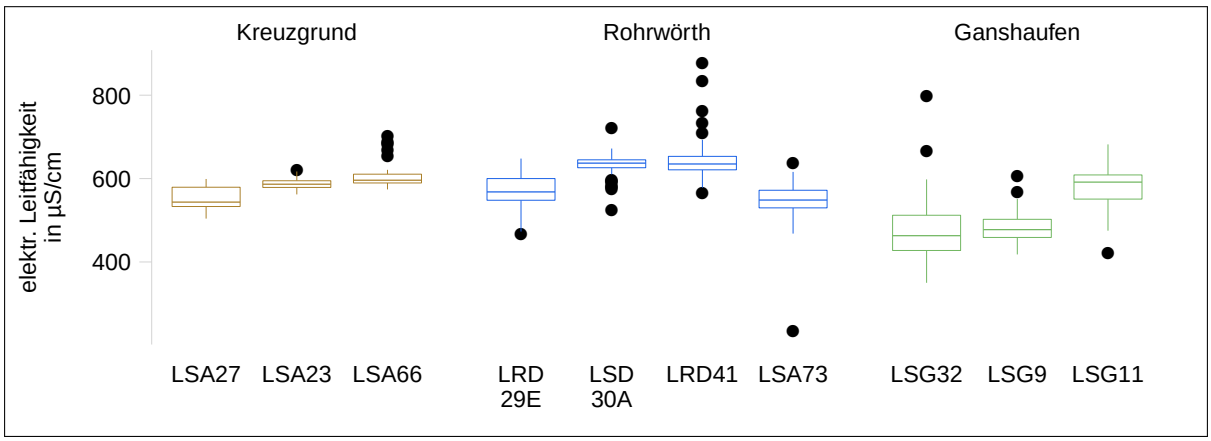
Tabelle C.1: Minimale ($t_{\min}$) und nach Zuflüssen gewichtete, mittlere Fließzeiten ($\bar{t}_{\mathrm{med}}$) zu den Brunnen. Klein gedruckte Beträge stellen die Änderung zum Referenzzustand dar. Für jeden Brunnen ist auch die gewichtete Fließzeit des gesamten Einzugsgebietes (EZG) angegeben. Fehlende Werte zeigen an, dass für den betreffenden Donauwasserstand kein nennenswerter Zufluss (Fließzeit kleiner drei Jahre oder $Q > 10\,\mathrm{l s^{-1}}$) von dieser Quelle zum Brunnen erfolgt.

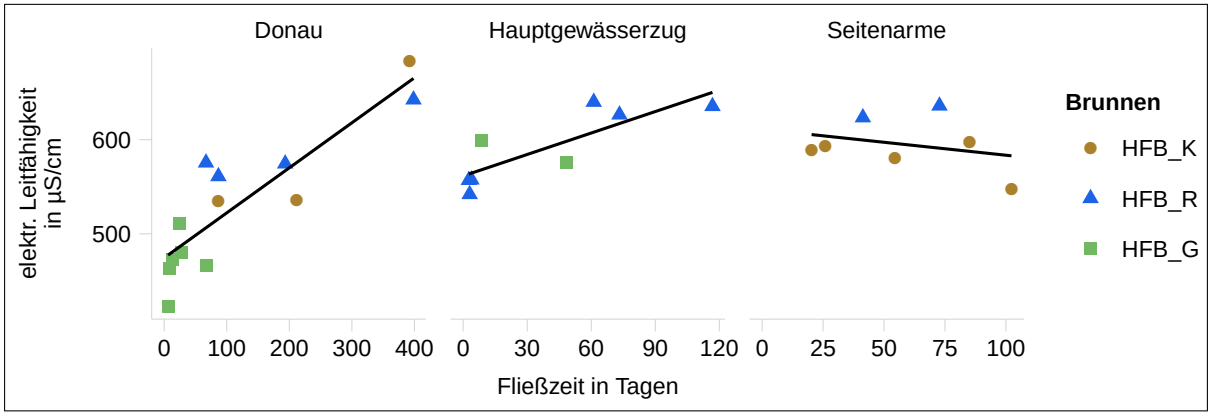
			Referenz		Dotation		Modifikation	
	Brunnen	Quelle	$t_{\min}$ d	$\bar{t}_{\mathrm{med}}$ d	$t_{\min}$ d	$\bar{t}_{\mathrm{med}}$ d	$t_{\min}$ d	$\bar{t}_{\mathrm{med}}$ d
RNW	Kreuzg.	**EZG**	**19**	**140**	**6** (−13)	**160** (+20)	**19** (+0)	**130** (−10)
		Donau	19	59	29 (+10)	69 (+10)	19 (+0)	60 (+1)
		Hauptg.					440	800
		Seitena.	46	230	6 (−40)	200 (−30)	50 (+4)	230 (+0)
	Rohrw.	**EZG**	**55**	**130**	**56** (+1)	**230** (+100)	**61** (+6)	**150** (+20)
		Donau	270	310	330 (+60)	450 (+140)	250 (−20)	290 (−20)
		Hauptg.	55	100	56 (+1)	140 (+40)	61 (+6)	130 (+30)
	Gansh.	**EZG**	**16**	**110**	**13** (−3)	**110** (+0)	**15** (−1)	**96** (−14)
		Donau	32	65	42 (+10)	79 (+14)	34 (+2)	82 (+17)
		Hauptg.	16	160	13 (−3)	130 (−30)	15 (−1)	110 (−50)
		Seitena.			69	69		
MW	Kreuzg.	**EZG**	**12**	**130**	**7** (−5)	**100** (−30)	**10** (−2)	**120** (−10)
		Donau	12	55	14 (+2)	55 (+0)	13 (+1)	59 (+4)
		Seitena.	50	530	7 (−43)	200 (−330)	10 (−40)	340 (−190)
	Rohrw.	**EZG**	**57**	**210**	**51** (−6)	**200** (−10)	**71** (+14)	**210** (+0)
		Donau	99	180	130 (+31)	170 (−10)	130 (+31)	180 (+0)
		Hauptg.	59	87	60 (+1)	120 (+33)	71 (+12)	230 (+143)
		Seitena.	57	1300	51 (−6)	920 (−380)		
	Gansh.	**EZG**	**22**	**80**	**24** (+2)	**88** (+8)	**22** (+0)	**84** (+4)
		Donau	22	81	24 (+2)	70 (−11)	27 (+5)	83 (+2)
		Hauptg.	55	64	27 (−28)	190 (+126)	22 (−33)	85 (+21)
		Seitena.					130	130
MW+1	Kreuzg.	**EZG**	**11**	**60**	**12** (+1)	**51** (−9)	**11** (+0)	**72** (+12)
		Donau	11	53	12 (+1)	56 (+3)	12 (+1)	67 (+14)
		Seitena.	12	100	12 (+0)	33 (−67)	11 (−1)	96 (−4)
	Rohrw.	**EZG**	**75**	**130**	**68** (−7)	**200** (+70)	**86** (+11)	**190** (+60)
		Donau	90	120	95 (+5)	190 (+70)	120 (+30)	160 (+40)
		Hauptg.	75	100	68 (−7)	97 (−3)	86 (+11)	220 (+120)
		Seitena.	220	710	100 (−120)	1000 (+290)	91 (−129)	190 (−520)
	Gansh.	**EZG**	**20**	**36**	**21** (+1)	**44** (+8)	**10** (−10)	**65** (+29)
		Donau	20	36	21 (+1)	44 (+8)	33 (+13)	74 (+38)
		Hauptg.					19	48
		Seitena.	28	28			10 (−18)	62 (+34)

D Ganglinien, Wertebereiche und Abhängigkeit von der Fließzeit ausgewählter Monitoringparameter

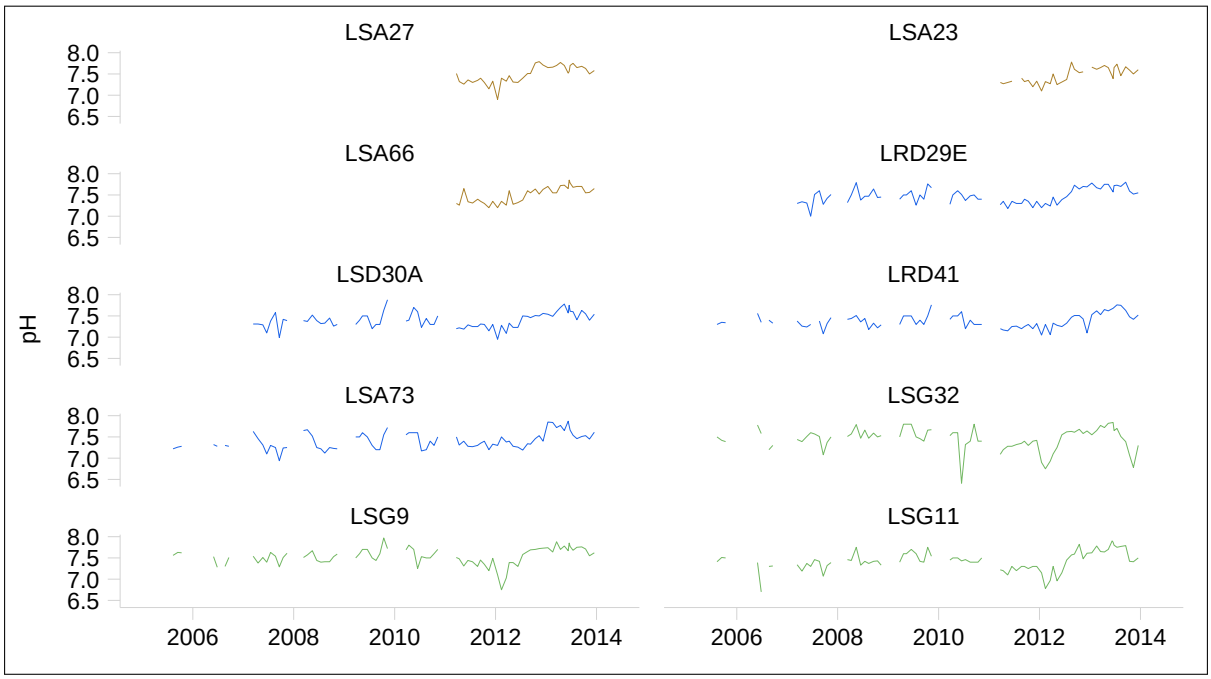
D.1 Elektrische Leitfähigkeit

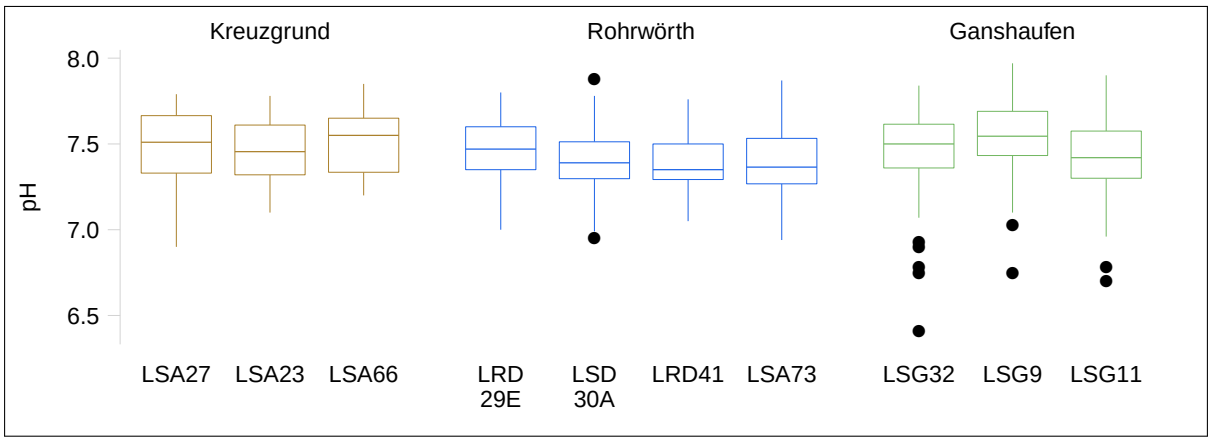


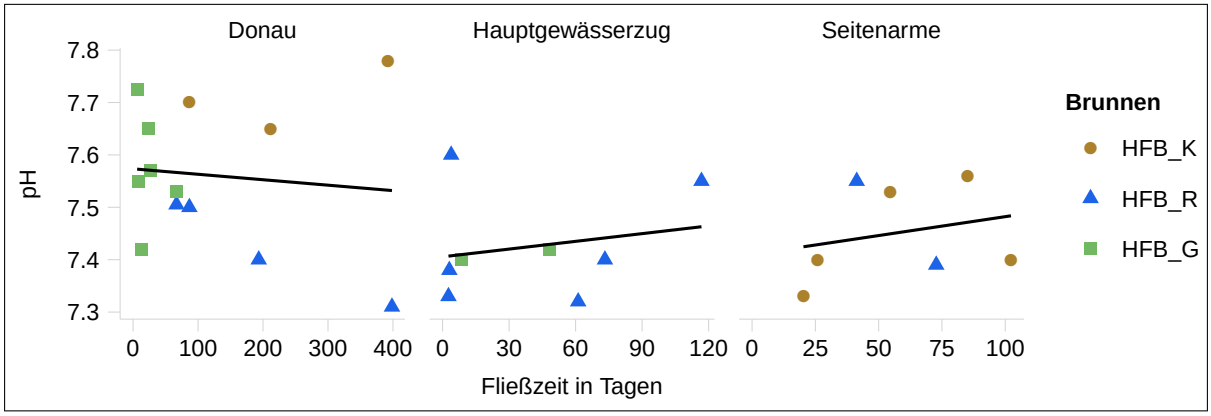




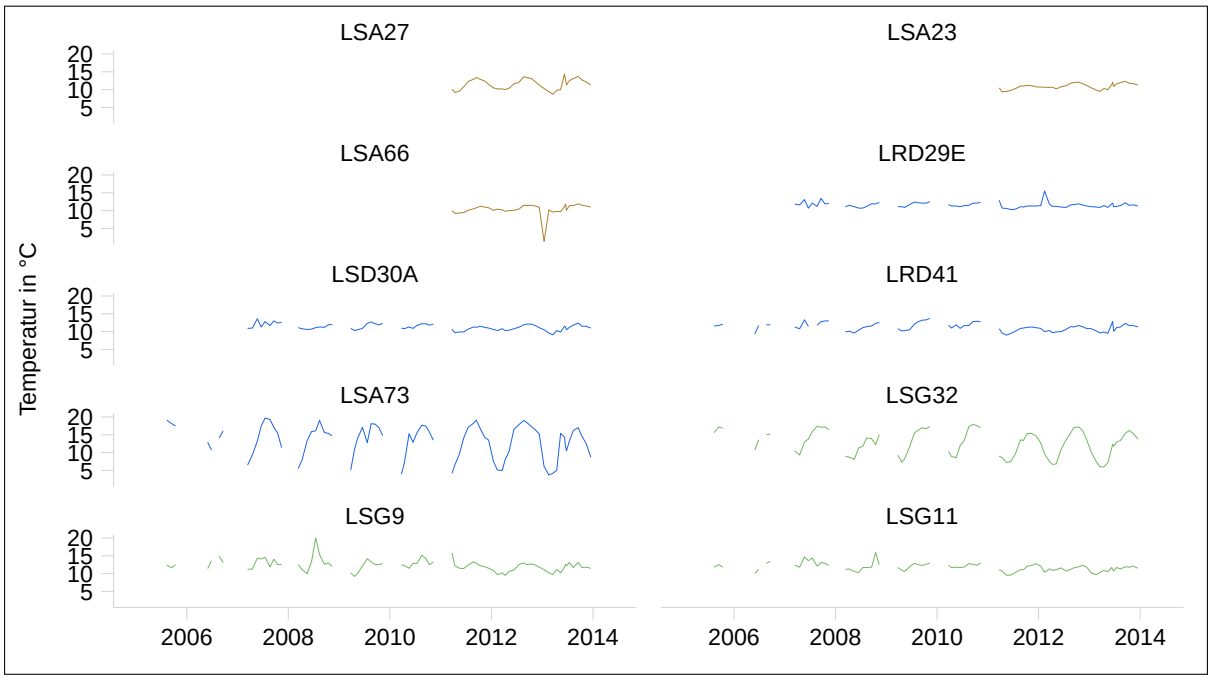
D.2 pH-Wert

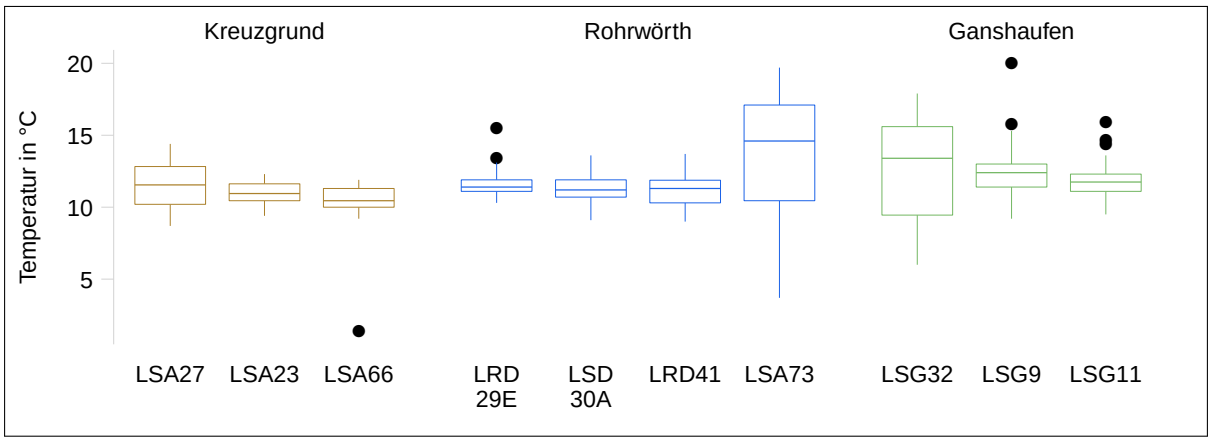

LSA27
LSA23
LSA66
LRD29E
LSD30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11
pH
8.0
7.5
7.0
6.5
2006
2008
2010
2012
2014

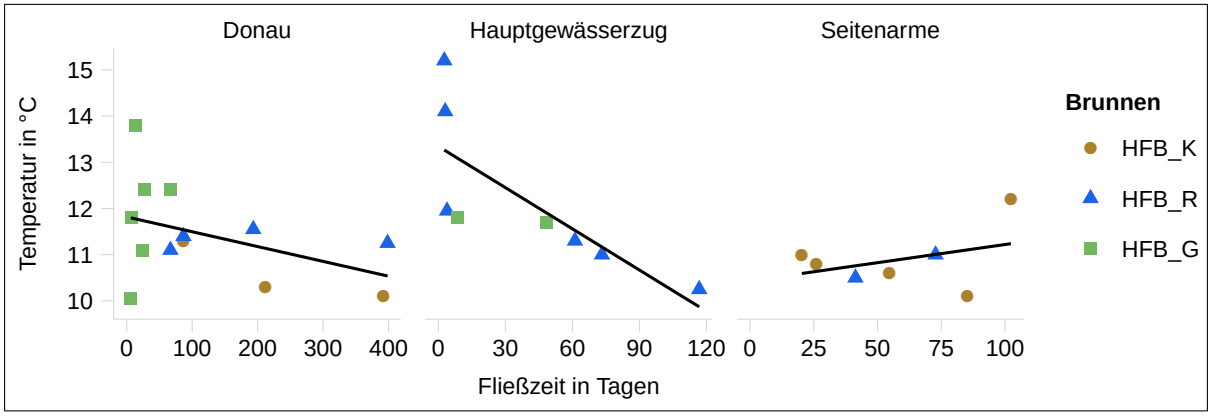

Kreuzgrund
Rohrwörth
Ganshaufen
pH
8.0
7.5
7.0
6.5
LSA27
LSA23
LSA66
LRD 29E
LSD 30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11


Donau
Hauptgewässerzug
Seitenarme
pH
7.8
7.7
7.6
7.5
7.4
7.3
0
100
200
300
400
30
60
90
120
25
50
75
100
Fließzeit in Tagen
Brunnen
HFB_K
HFB_R
HFB_G

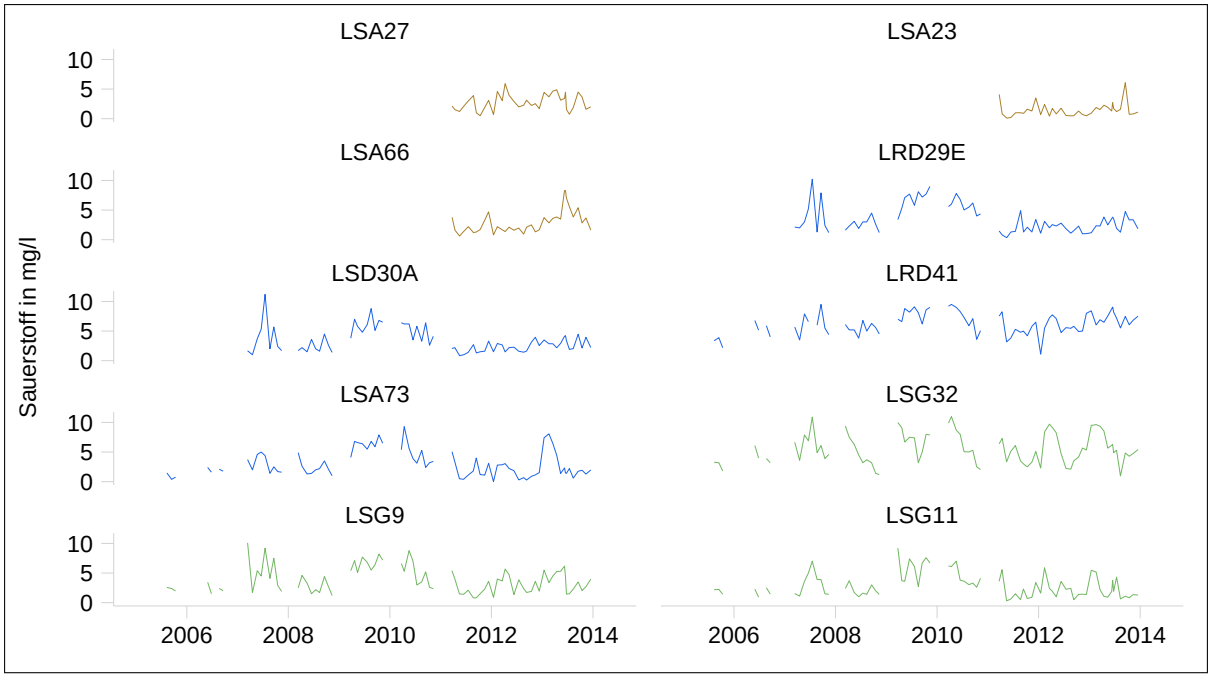
D.3 Temperatur

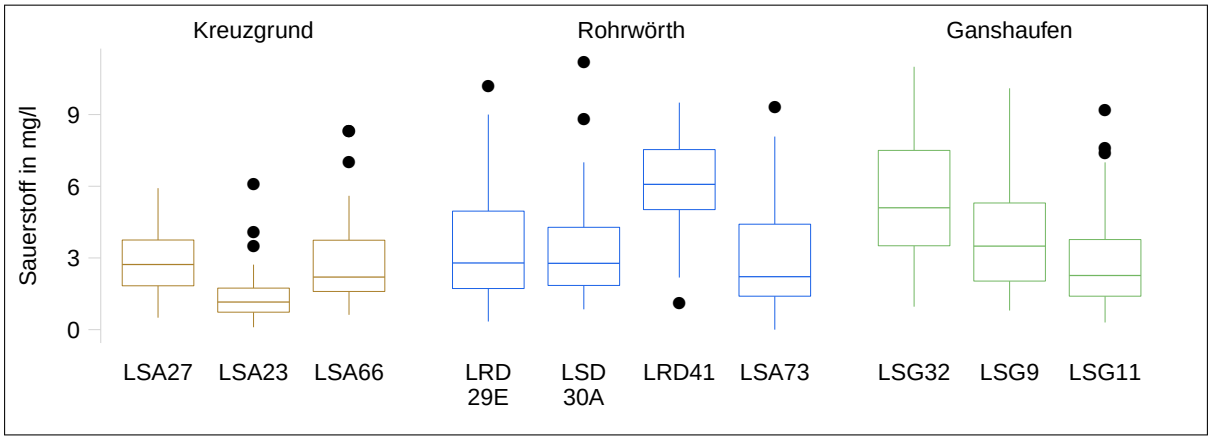


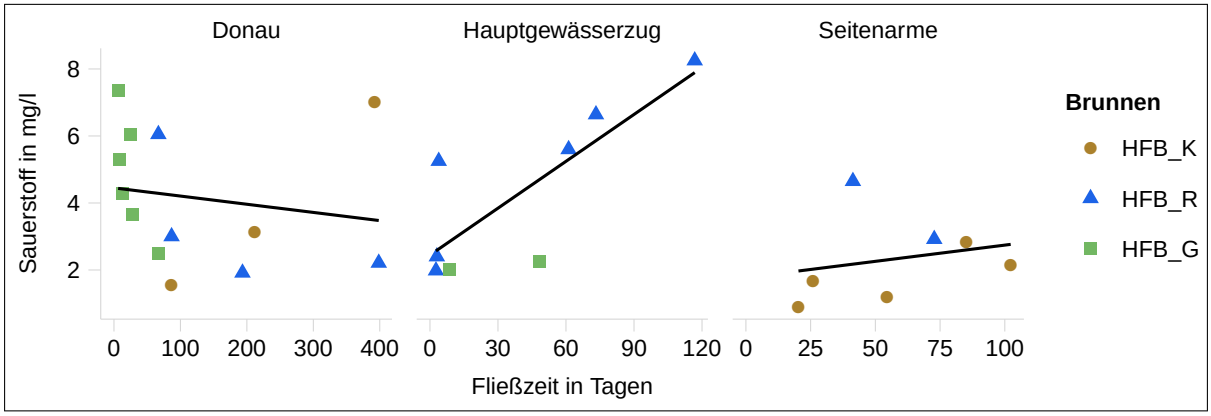




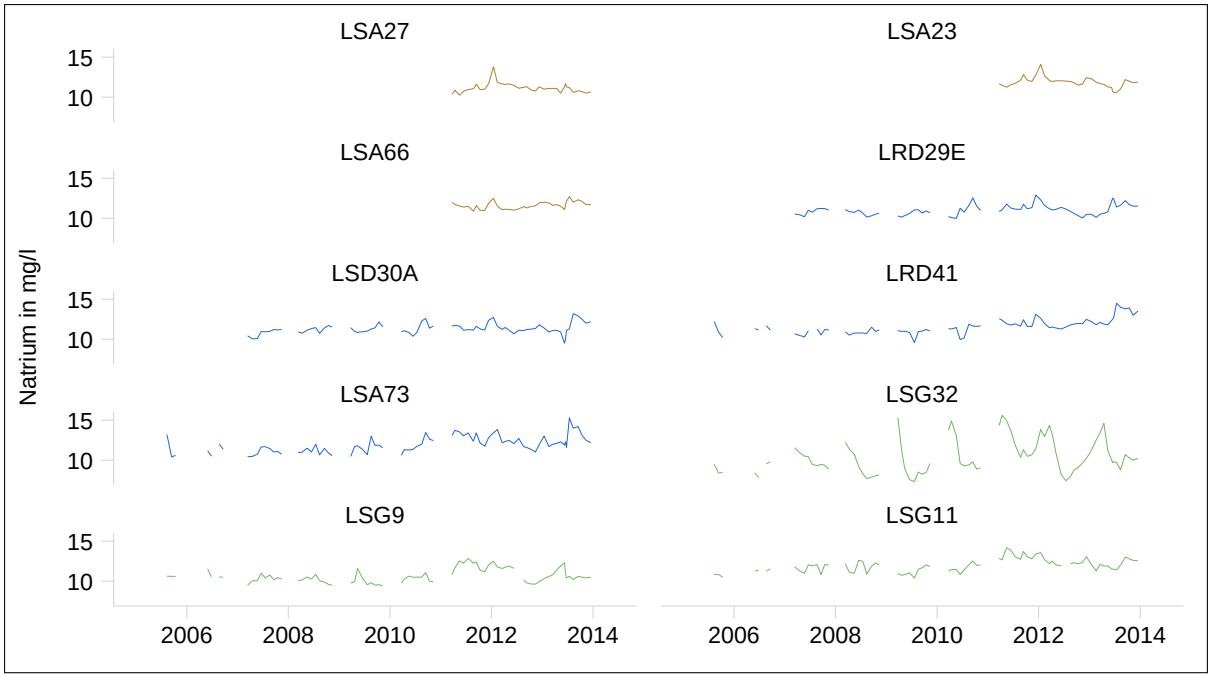
D.4 Sauerstoff

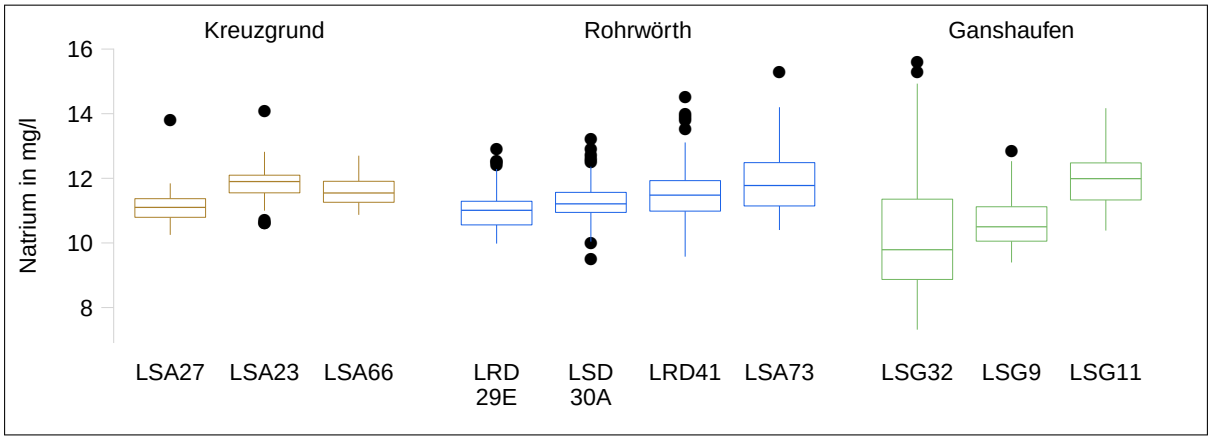


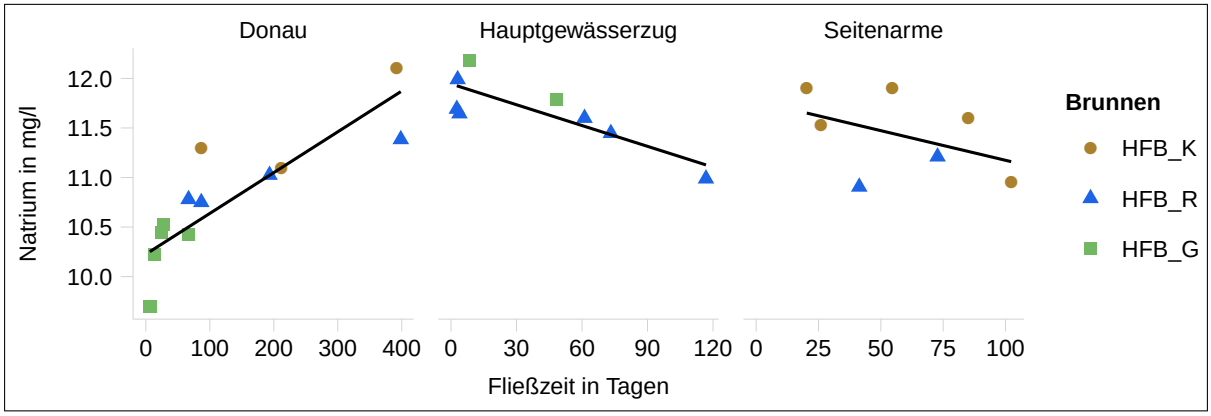




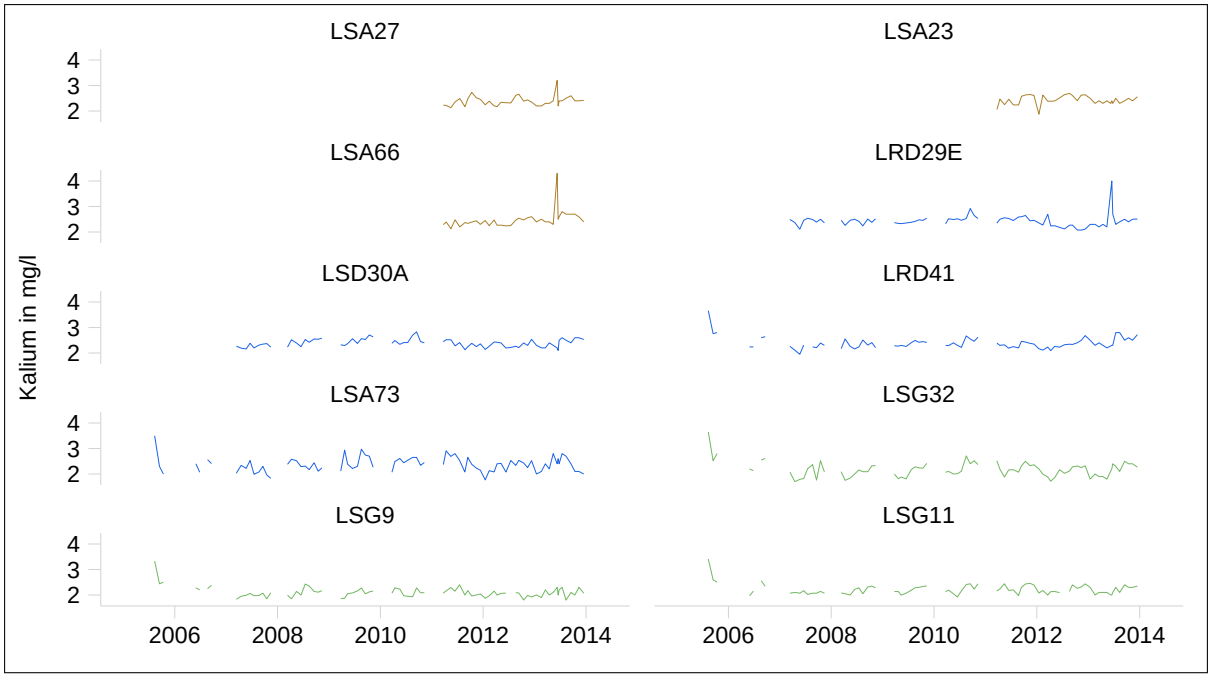
D.5 Natrium

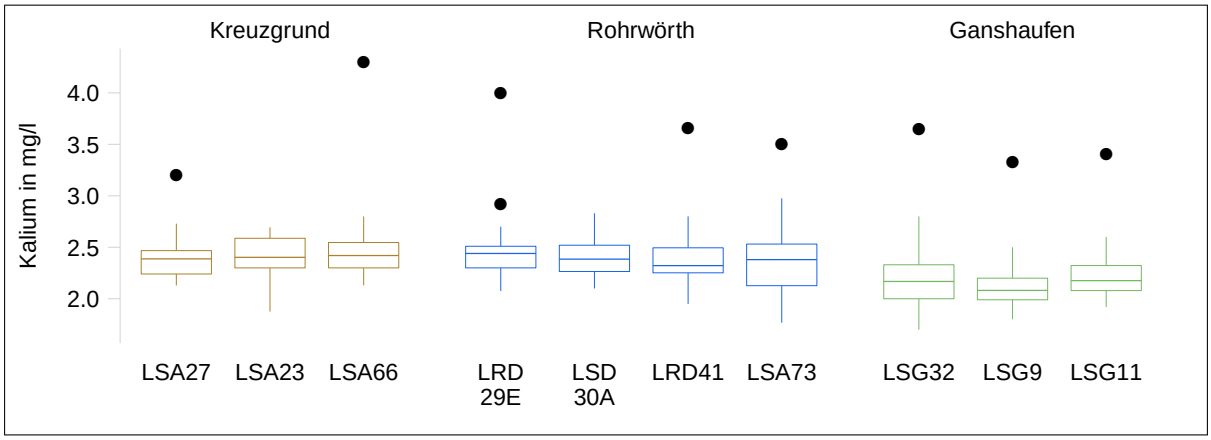

LSA27
LSA23
LSA66
LRD29E
LSD30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11
Natrium in mg/l
15
10
2006
2008
2010
2012
2014

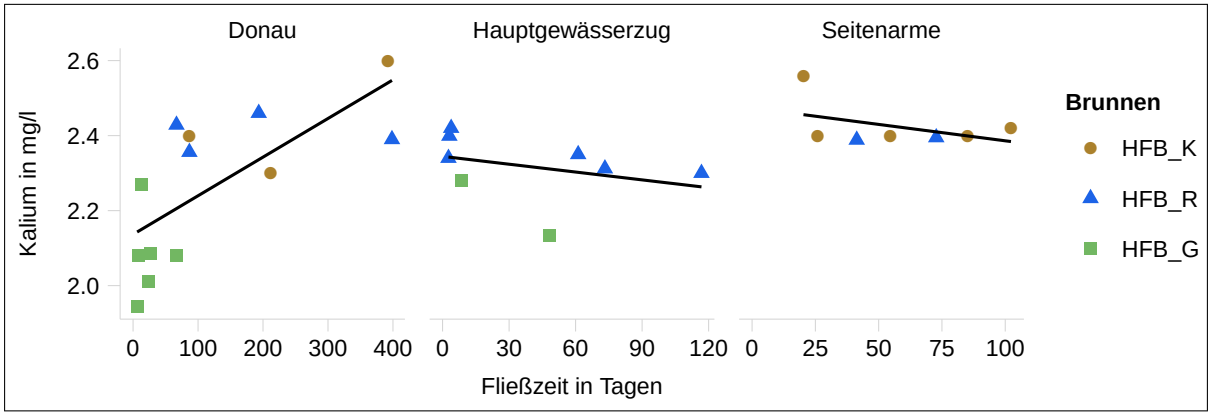

Kreuzgrund
Rohrwörth
Ganshaufen
Natrium in mg/l
16
14
12
10
8
LSA27
LSA23
LSA66
LRD 29E
LSD 30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11


Donau
Hauptgewässerzug
Seitenarme
Natrium in mg/l
12.0
11.5
11.0
10.5
10.0
0
100
200
300
400
30
60
90
120
25
50
75
100
Fließzeit in Tagen
Brunnen
HFB_K
HFB_R
HFB_G

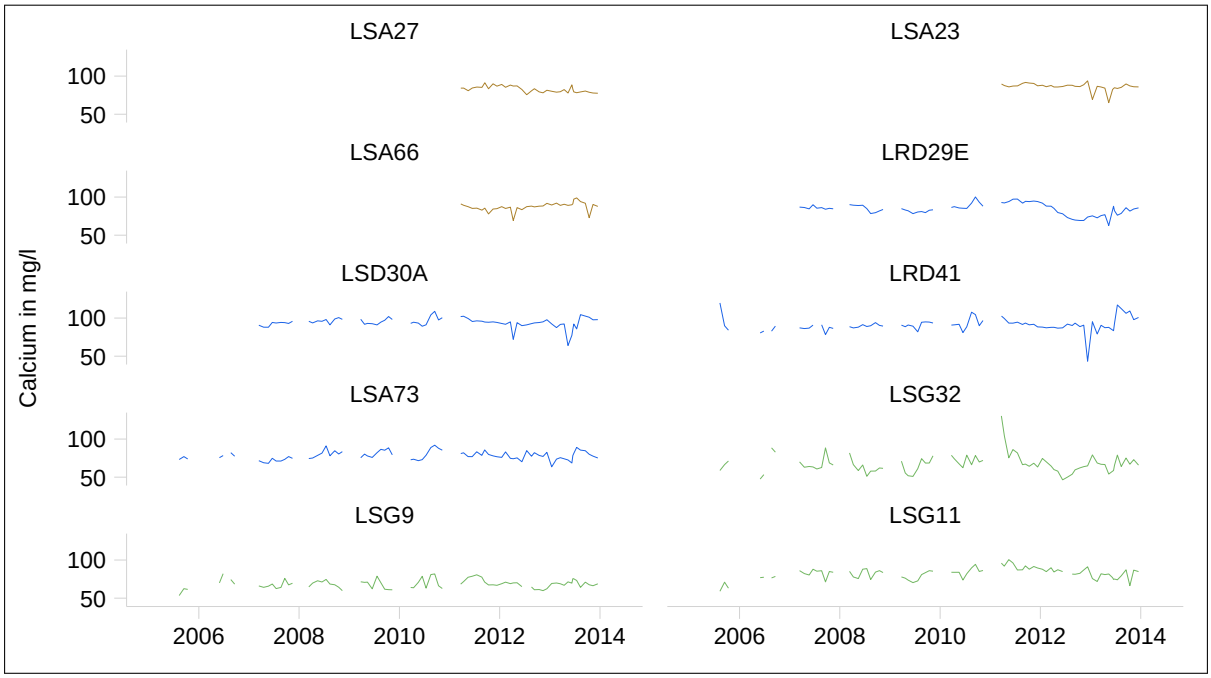
D.6 Kalium

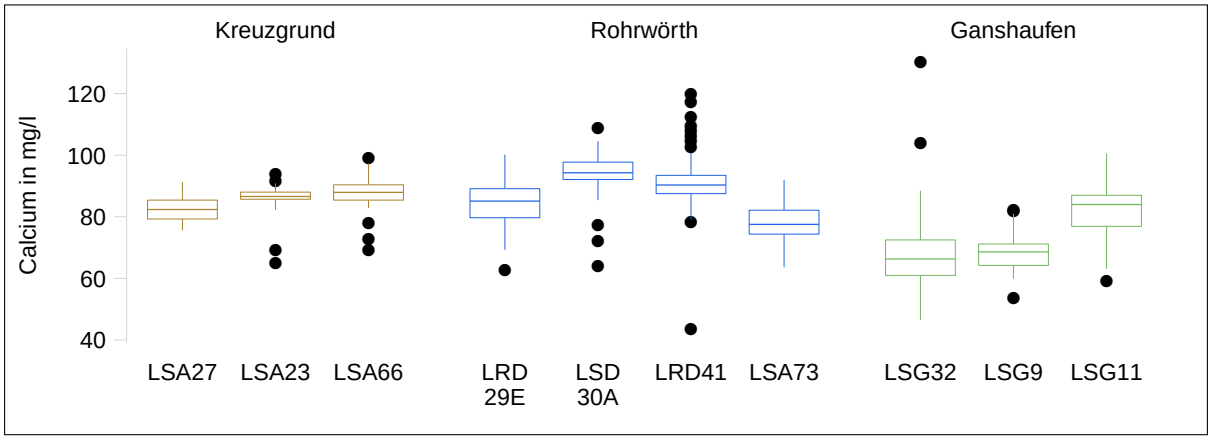

LSA27
LSA23
LSA66
LRD29E
LSD30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11
Kalium in mg/l
2006
2008
2010
2012
2014

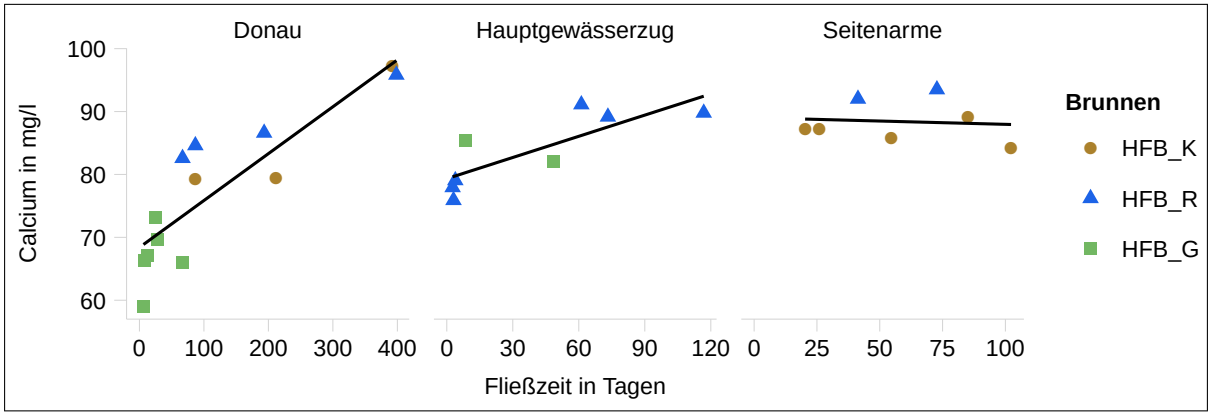

Kreuzgrund
Rohrwörth
Ganshaufen
Kalium in mg/l
LSA27
LSA23
LSA66
LRD 29E
LSD 30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11


Donau
Hauptgewässerzug
Seitenarme
Kalium in mg/l
Fließzeit in Tagen
Brunnen
HFB_K
HFB_R
HFB_G

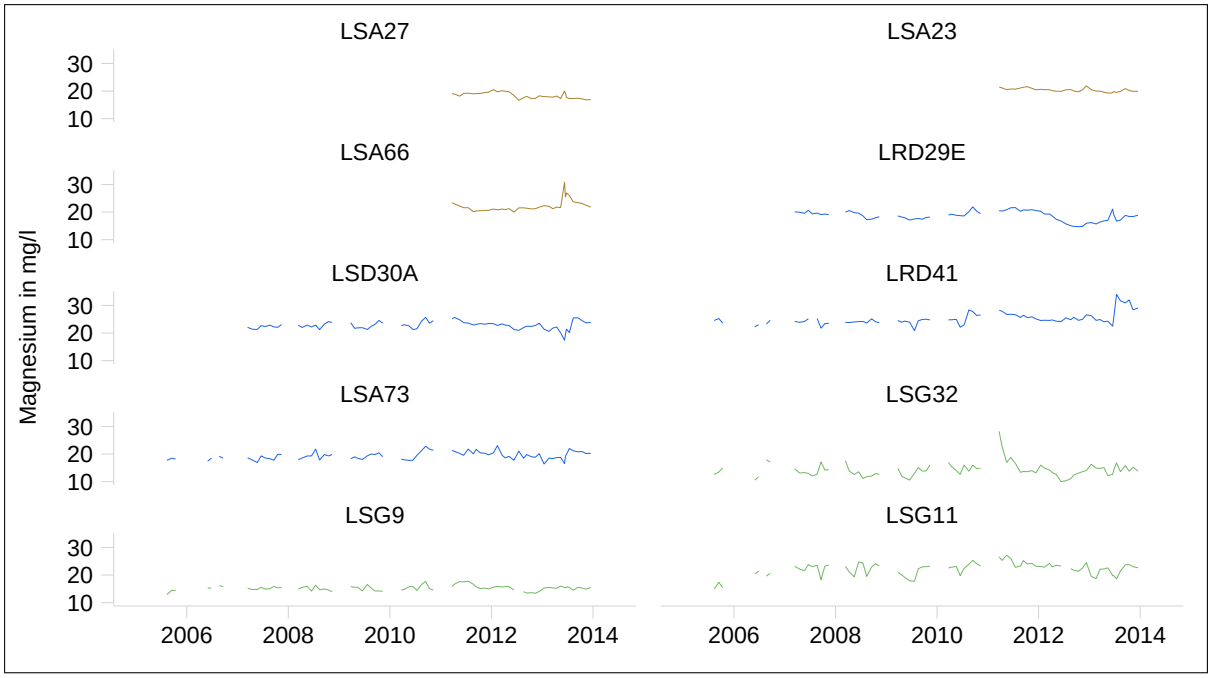
D.7 Calcium

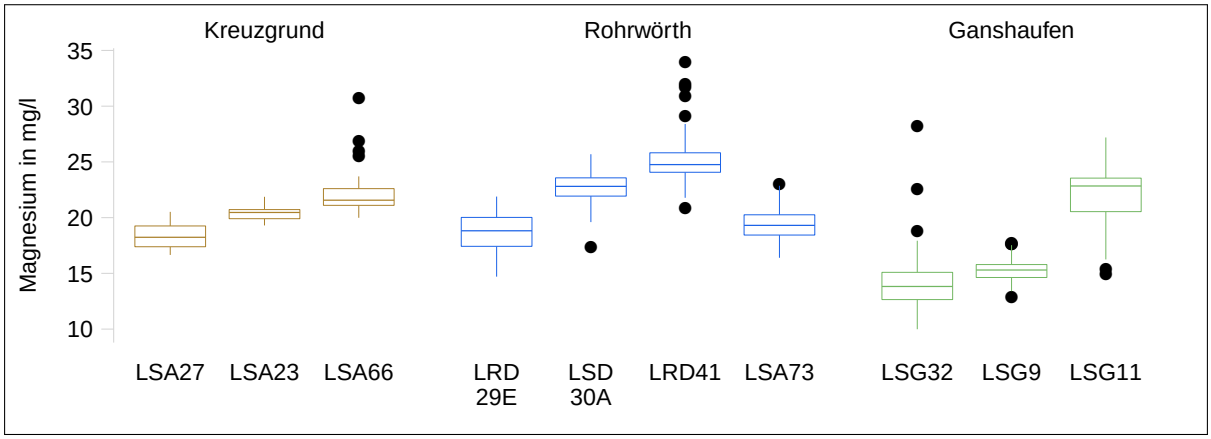

LSA27
LSA23
LSA66
LRD29E
LSD30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11
Calcium in mg/l
100
50
2006
2008
2010
2012
2014

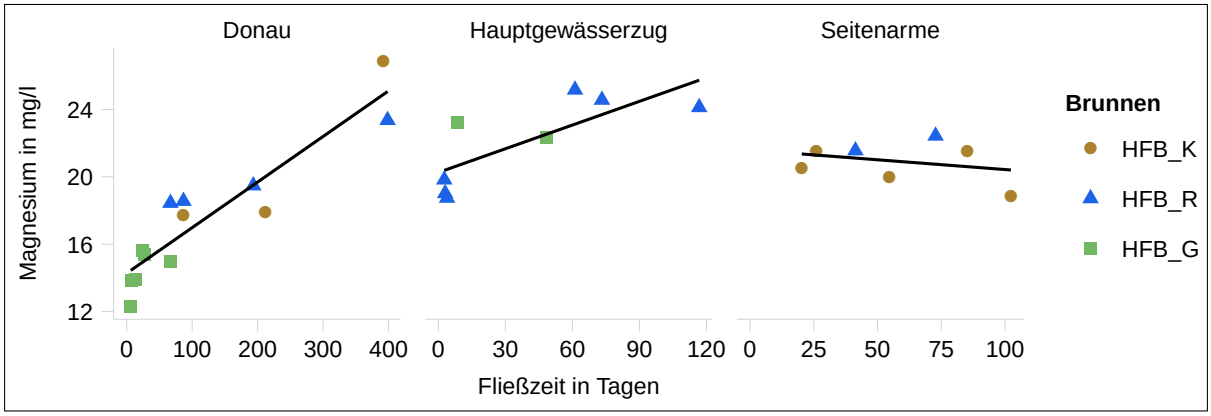

Kreuzgrund
Rohrwörth
Ganshaufen
Calcium in mg/l
120
100
80
60
40
LSA27
LSA23
LSA66
LRD 29E
LSD 30A
LRD41
LSA73
LSG32
LSG9
LSG11


Donau
Hauptgewässerzug
Seitenarme
Calcium in mg/l
100
90
80
70
60
0
100
200
300
400
30
60
90
120
25
50
75
Fließzeit in Tagen
Brunnen
HFB_K
HFB_R
HFB_G

D.8 Magnesium







E Lebenslauf

Tobias Gauster

t.gauster@gmail.com

* 9. Juli 1983, Wien

Berufserfahrung

2008–laufend	**Institut für Siedlungswasserbau, Universität für Bodenkultur.** Projektmitarbeiter. Entwicklung von R-Paketen zur automatisierten Analyse großer Datensätze, Erstellung von dynamischen Berichten
2004–2008	Geocare GmbH. Technischer Angestellter. Durchführung von Pumpversuchen und Probenahmen, Sanierung von Kohlenwasserstoffschäden, Planung von Abwasserreinigungsanlagen.

Ausbildung

2009– laufend	**Masterstudium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.**
2005–2009	Bakkelaureatsstudium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
2003–2005	Kolleg für Hochbau, Camillo-Sitte Lehranstalt, Wien.

Sprachen

Deutsch	Muttersprache
Englisch	Wort und Schrift
Französisch	Grundkenntnisse
R	Wort und Bild