Professur für Hydrologie
Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

Svenja Voß

Untersuchungen zur Wasserqualität von Kleinstzuläufen in die Ostsee am Beispiel eines Schleswig-Holsteinischen Küstenabschnittes

Referent: Prof. Dr. Markus Weiler
Korreferent: PD Dr. Britta Schmalz

Masterarbeit unter Leitung von PD Dr. Britta Schmalz

01. August 2015

Zusammenfassung

Die Nährstoffanreicherung und die damit verbundene Eutrophierung sind seit Dekaden eines der Hauptprobleme der Ostsee. Ein großer Anteil der Einträge stammt aus diffusen Quellen, insbesondere aus der Landwirtschaft. Durch das schleswig-holsteinische Landesmessnetz werden nur 50 % der Gewässer des schleswig-holsteinischen Ostseeeinzugsgebietes untersucht, somit wird ein großer Teil der Frachteinträge nicht erfasst.

Um den Einfluss von Kleinstzuläufen auf die Ostsee in Bezug auf Nährstoffeinträge abschätzen zu können, fand im Rahmen der vorliegenden Arbeit zwischen Dezember 2014 und Februar 2015 eine Messkampagne statt. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich auf einen landwirtschaftlich geprägten Küstenabschnitt im Naturraum Dänischer Wohld. Untersucht wurden 17 Kleinstzuläufe im limnisch-marinen Übergangsbereich. Für die Bewertung der Wasserqualität wurden die Parameter Sauerstoffgehalt, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, PO_4-P, P_{ges}, Cl, SO_4, NH_4-N- NO_3-N und N_{ges} analysiert.

Für die Bewertung der Wasserqualität werden die Orientierungswerte nach LAWA und BLANO herangezogen. Keines der beprobten Gewässer konnte dabei einen guten Zustand aufweisen.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der Wasserqualität. Während Einzugsgebiete mit ökologisch bewirtschafteten Flächen oder einem hohen Waldanteil die niedrigsten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen aufweisen, finden sich die höchsten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen in Einzugsgebieten mit Anbau von Raps und Leguminosen. Die höchsten P_{ges}- und PO_4-P-Konzentrationen wurden in Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil an Siedlungen gemessen.

Durch den Vergleich der aktuellen Ergebnisse mit Untersuchungen von 2005/06 können Unterschiede der Wasserqualität aufgrund von Änderungen der Landnutzung, witterungsbedingter und hydrologischer Variabilitäten und Reduzierung punktueller Einträge festgestellt werden.

Während des Untersuchungszeitraumes wurden durch die beprobten Zuläufe 16,53 t Stickstoff und 0,46 t Phosphor in die Ostsee geleitet. Im Vergleich zu den Einträgen des Kieler-Klärwerkes sind die Einträge über den Untersuchungszeitraum hoch. Aufgrund des Anteils nicht beprobter Küstenabschnitte in Schleswig-Holstein kann davon ausgegangen werden, dass diese einen Einfluss auf die Wasserqualität der Ostsee haben.

Stichworte: Kleinstzuläufe, Stickstoff, Phosphor, Wasserqualität, Landnutzung, Eutrophierung, Ostsee

Abstract

One of the main problems facing the Baltic Sea for decades has been nutrient enrichment and associated eutrophication. A large part of the input is from diffuse sources, in particular from agriculture. The federal state monitoring system only monitors fifty percent of the sources in Schleswig-Holstein's part of the Baltic Sea watershed. This means that a large part of the load is unaccounted for.

Estimating the impact of small inflows upon the nutrient load affecting the Baltic Sea was the goal of this study of samples gathered between December, 2014 and February, 2015. The study area extended across a stretch of coastline in the Dänischer Wohld, Schleswig-Holstein, which is dominated by agriculture. Observations were made of seventeen small inflows in the limnic-marine intermediate zone. Water quality was evaluated with respect to the parameters oxygen concentration, temperature, electrical conductivity, pH, PO_4-P, P_{total}, Cl, SO_4, NH_4-N, NO_3-N und N_{total}.

Water quality was analyzed using the threshold values after LAWA and BLANO. None of the sampled inflows proved to have good status.

The results of the study indicate relationships between land use and water quality. Catchment areas containing ecologically farmed areas or large forested areas showed the lowest concentrations of N_{total} - and NO_3-N, while the highest N_{total}- and NO_3-N concentrations show up in catchments in which rapeseed and legumes are produced. The highest concentrations of P_{total}- and PO_4-P were found in urban developed catchment areas.

By comparing the results of the instant study with results of a study that took place between 2005 and 2006, it was possible to identify differences in water quality from changes in land use as well as variability based on weather and hydrology and a reduction in point sources.

During the study period, 16.53 t N_{total} and 0.46 t P_{total} entered the Baltic Sea through the investigated inflows. Compared to the loads from Kiel's sewage treatment plant, the loads detected during the investigation period were high. Because large expanses of Schleswig-Holstein's coast lie outside the study area, loads of this size can be assumed to affect the water quality of the Baltic Sea.

Keywords: small inflows, nirtogen, phosphorus, water quality, land use, eutrophication, Baltic Sea

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung i

Abstract ii

Verzeichnis der Abbildungen v

Verzeichnis der Tabellen viii

Verzeichnis der Karten ix

Verzeichnis der Abkürzungen xi

Abbildungen im Anhang x
1 Einleitung 1
2 Problemstellung und Zielsetzung 6
3 Material und Methoden 7
3.1 Untersuchungsgebiet 7
3.1.1 Landschaftsgenese 7
3.1.2 Klima 8
3.1.3 Böden 9
3.1.4 Hydrologie 11
3.1.5 Landnutzung 13
3.2 Abgrenzung der oberirdischen Einzugsgebiete 19
3.3 Geländekartierung 19
3.4 Messpunkte und Messzeitraum 19
3.5 Probenahme 22
3.6 Geländemessung 22
3.7 Laboruntersuchung 22
3.7.1 Phosphat-Komponenten 23
3.7.2 Stickstoff-Komponenten 23
3.7.3 Salzgehalt 24
3.8 Auswertung der Ergebnisse 24
3.8.1 Statistische Auswertung 24
3.8.2 Frachtberechnung 25
3.8.3 Bewertung der Wasserqualität 26
4 Ergebnisse 28
4.1 Vor-Ort-Parameter 28
4.2 Chemische Parameter 38
4.2.1 Phosphorkomponenten 38
4.2.2 Stickstoffkomponenten 43
4.3 Abhängigkeiten hydrologischer Parameter 53
4.4 Zeitlicher Vergleich zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 56
4.5 Einfluss der Landnutzung auf Wasserqualität 62
4.6 Einfluss der untersuchten Zuläufe auf die Wasserqualität der Ostsee 64
5 Diskussion 65
5.1 Bewertung der aktuellen Wasserqualität 65
5.2 Einfluss der Landnutzung auf die Wasserqualität 68

5.3 Vergleich mit Untersuchungen des Zeitraumes 2005/06 70
5.4 Einfluss der Zuläufe auf die Wasserqualität der Ostsee 72
6 Schlussfolgerung und Ausblick 77
7 Literaturverzeichnis 79
Anhang ..... A

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1-1:Klassifizierung des Eutrophierungsstatus 2003 bis 2007 gemäß HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool) basierend auf 189 Gebieten. Grün = guter Status, gelb = moderater Status, orange = mangelhafter Status, rot = schlechter Status. Große Kreise = offene Seegebiete, kleine Kreise = Küstengewässer oder Stationen (Quelle: HELCOM, 2009). 2
Abbildung 1-2:Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Ostseeeinzugsgebiet; Stickstoffeinträge: oben; Phosphoreinträge: unten (Quelle: UBA, 2009). 4
Abbildung 3-1: Klimadiagramm von Kiel für den Zeitraum 1981 – 2010 (eigene Darstellung, Daten: DWD, 2015). 9
Abbildung 4-1:Niederschlagswerte sowie Abflussmengen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Bach1 mit 778 l/s, sieht Anhang) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 29
Abbildung 4-2:Boxplots der Abflüsse, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Bach1 mit 778 l/s und Dr1 mit 33l/s nicht dargestellt)..... 30
Abbildung 4-3:Luft- und Wassertemperatur der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Temperaturdaten: DWD, 2015). 31
Abbildung 4-4: Boxplots der Lufttemperatur, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten. 32
Abbildung 4-5:Lufttemperatur und Sauerstoffgehalt der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Temperaturdaten: DWD, 2015). 33
Abbildung 4-6:Boxplots des Sauerstoffgehaltes, Gewässer: oben; Drainagen: unten. 34
Abbildung 4-7:Niederschlagsdaten und pH-Werte der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 35
Abbildung 4-8:Boxplots der pH-Werte, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten. 36
Abbildung 4-9:Niederschlagsdaten und elektrische Leitfähigkeit der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 37
Abbildung 4-10:Boxplots der elektrischen Leitfähigkeit, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten. 38
Abbildung 4-11:Niederschlagsdaten und P_{ges}-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,146 mg/l nicht dargestellt, siehe Anhang) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015). 40
Abbildung 4-12:Boxplots der P_{ges}-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,146 mg/l nicht dargestellt)..... 41
Abbildung 4-13:Niederschlagsdaten und PO_4-P-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten; (Ausreißer bei Gra3 mit 1,003 mg/l nicht dargestellt, siehe Anhang) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015). 42
Abbildung 4-14:Boxplots der PO_4-P-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,003 mg/l nicht dargestellt)..... 43

Abbildung 4-15:Niederschlagsdaten und N_{ges}-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 44
Abbildung 4-16:Boxplots der N_{ges}-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten. 45
Abbildung 4-17:Niederschlagsdaten und P_{ges}-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 46
Abbildung 4-18:Boxplots der NO_3-N-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten. 47
Abbildung 4-19:Niederschlagsdaten und NH_4-N-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,434 mg/l und Dr8 mit 0,739 mg/l nicht dargestellt) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 48
Abbildung 4-20:Boxplots der NH_4-N-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,43 mg/l und Dr8 mit 0,74 mg/l nicht dargestellt). 49
Abbildung 4-21:Niederschlagsdaten und SO_4-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 50
Abbildung 4-22:Boxplots der SO4-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten 51
Abbildung 4-23:Niederschlagsdaten und Cl-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Bach4 mit 226,64 mg/l nicht dargestellt) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015). 52
Abbildung 4-24: Boxplots der Cl-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten..... 53
Abbildung 4-25:Zusammenhang zwischen Niederschlag und Abfluss mit Regressionsgeraden; Gewässer: oben, Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015)..... 54
Abbildung 4-26:Korrelationsmatrix nach Spearman und Scatterplot (Zahl: Korrelationskoeffizient, blau: positive Korrelation, rot: negative Korrelation, dunkel: hohe Korrelation, hell: schwache Korrelation, *** p-Wert < 0,001, ** p-Wert <0,01, * p-Wert < 0,05). 55
Abbildung 4-27:Zeitlicher Vergleich der Mittelwerte der untersuchten Parameter für die einzelnen Messstellen der Untersuchungszeiträume 2005/06 (rot) und 2014/15 (blau). 57
Abbildung 4-28:Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter elektrische Leitfähigkeit (grün), Chlorid (rot) und Sulfat (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie). 58
Abbildung 4-29:Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter N_{ges} (rot), NH_4-N (grün) und NO_3-N (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie) (Bach1 NH_4-N-Abweichung von -1209 % nicht dargestellt). 59
Abbildung 4-30:Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter P_{ges}-Konzentration (rot) und PO_4-P-Konzentration (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie) (Pges-Abweichung von Gra1 mit einer Unterschreitung von 478 % nicht grafisch dargestellt). 60
Abbildung 4-31:Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter Sauerstoffgehalt (rot), pH-Wert (grün) und Temperatur (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie). 61

Abbildung 4-32:Dendrogramm der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter für alle Standorte nach der Complete-Methode (Maximaler Abstand zweier Punkte)..... 63
Abbildung 5-1:Abflusskurven des untersuchten Zulaufes Bach1 [l/s]: blaube Punkte, Bienebek am Landespegel Sensby [m3/s]:rote Linie (Daten: MELRU, 2015). 75

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3-1: Niederschlag und Temperatur der Klimaperiode (1981 – 2010) und des Untersuchungszeitraumes (DWD, 2015). ... 9
Tabelle 3-2: Untersuchte Kleinstzuläufe unterteilt nach Gruppe, Typ und Bezeichnung der untersuchten Zuläufe. ... 20
Tabelle 3-3: Datenausfälle während des Messzeitraumes. ... 20
Tabelle 3-4: Erhobene Feldparameter sowie Einheit, Methode und Messgerät. ... 22
Tabelle 3-5: Nachweismethoden und Bestimmungsgrenzen der verwendeten Labormethoden. ... 23
Tabelle 3-6: Abstufungssytem für die Beurteilung der Einhaltung bzw. Überschreitung der typspezifischen Orientierungswerte (LLUR, 2014). ... 26
Tabelle 3-7: Orientierungswerte der Parameter des LAWA- karbonatische sandgeprägte Bäche des norddeutschen Tieflandes (LAWA, 2015), sowie der Nges-Konzentration nach BLANO (2014) nach dem Abstufungssystem nach LAWA (2014). ... 27
Tabelle 4-1: Nach Ausreißerkontrolle entfernte Werte. ... 55
Tabelle 4-2: p-Werte der Varianzanalyse der untersuchten Parameter zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 für die einzelnen Standorte (rot markierter p-Wert < 0,05). ... 62
Tabelle 4-3: Mittelwerte der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter je Cluster. ... 63
Tabelle 4-4: Pges-und Nges-Frachten des Untersuchungszeitraumes der untersuchten Kleinstzuläufe. ... 64
Tabelle 5-1: Aktuelle Wasserqualität der untersuchten Zuläufe nach LAWA (2015) und BLANO (2014) Abstufungssystem nach LLUR (2014). ... 67
Tabelle 5-2: Nährstoffeinträge der beprobten Oberflächengewässer und des gesamten Untersuchungsgebietes. ... 74

Verzeichnis der Karten

Karte 3-1: Lage des Untersuchungsgebietes 7
Karte 3-2: Leitböden des Untersuchungsgebietes Bodenkarte 1:25.000 des Landes Schleswig-Holstein (LLUR, 2015). 10
Karte 3-3: Gewässernetz und Kläranlagen des Untersuchungsgebietes (Quelle: LLUR, 2015, verändert und SCHRIFTL. MTTL. JANSON, 2015b; SCHRIFTL. MTTL. ROEWER, 2015). 12
Karte 3-4: Landnutzung des Untersuchungsgebietes 14
Karte 3-6: Messpunkte im Untersuchungsgebiet 21

Abbildungen im Anhang

Tabelle I: Messergebnisse der erhobenen chemisch-physikalischen Parameter des Untersuchungszeitraumes……A

Karte I: Landnutzung Untersuchungszeitraum 2005/06……B

Tabelle II: Messergebnisse der erhobenen Nährstoffe des Untersuchungszeitraumes……B

Abbildung I: Korrelationsmatrix nach Spearman und Scatterplot (Zahl: Korrelationskoeffizient, blau: positive Korrelation, rot: negative Korrelation, dunkel: hohe Korrelation, hell: schwache Korrelation, *** p-Wert < 0,001, ** p-Wert <0,01, * p-Wert < 0,05……F

Verzeichnis der Abkürzungen

Symbol	Einheit	Name
P_{ges}	mg/l	Gesamtphosphor
PO_4-P	mg/l	Orthophosphat
N_{ges}	mg/l	Gesamtstickstoff
NO_3-N	mg/l	Nitrat-Stickstoff
NO_2-N	mg/l	Nitrit-Stickstoff
NH_4-N	mg/l	Ammonium-Stickstoff
SO_4	mg/l	Sulfat
Cl	mg/l	Chlorid
EG-WRRL		EG-Wasserrahmenrichtlinie
HEAT		Eutrophication Assessment Tool

1 Einleitung

Die Ostsee ist ein halb geschlossenes Meer mit der einzigen Verbindung zum Atlantik über das Kattegat und hat eine Größte von 393.000 km^2. Das Einzugsgebiet ist 1.720.000 km^2 groß, wovon über 90 % innerhalb der neun Anrainerstaaten liegt. Das Einzugsgebiet hat mit 85 Mio. Menschen eine vergleichsweise hohe Bevölkerungsdichte. Neben Nährstoffeinleitungen aufgrund des großen Bevölkerungsanteils weist das Einzugsgebiet zusätzlich Einträge aus der Landwirtschaft und der wachsenden Wirtschaft auf (BERNET CATCH, 2006, NAUSCH ET AL., 2005).

Die Nährstoffanreicherung und die damit verbundene Eutrophierung ist seit Jahrzehnten ein Hauptproblem der Ostsee. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts hat sich die Ostsee von einem oligotrophen Meer zu einem hoch eutrophen Meer verändert (HELCOM, 2015). Mit Ausnahme der Bottenwiek und dem schwedischen Bereich des nordöstlichen Kattegats sind alle offenen Meeresgebiete der Ostsee durch Eutrophierung beeinflusst. Nach dem HELCOM Eutrophication Assessment Tool (HEAT) Bewertungsverfahren werden lediglich 13 der 189 untersuchten Ostseegebiete im Bewertungszeitraum 2001 – 2006 als nicht eutrophiert klassifiziert (Abbildung 1-1). Sowohl nach der Klassifizierung nach HEAT als auch nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG, 2000) werden die deutschen Küsten- und Übergangsgewässer als nährstoffbelastet bewertet (UBA, 2011).

Die Eutrophierung ist zu einem großen Teil durch anthropogene Einleitungen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor bedingt. Dies führt zu übermäßigen Nährstoffanreicherungen, zu erhöhten Mikroalgenkonzentrationen und -blüten, Sauerstoffmangelsituationen mit Tiersterben in Tiefenwässern und zu einer Änderung der Artenzusammensetzung. Die erhöhte Wassertrübung und das vermehrte Aufkommen von Makroalgen und Seegras in flachen Bereichen führt zu einer Verschlechterung des Lichtklimas (MLUV & MLUR, 2009; HELCOM, 2015; ELMGREN & LARSSON, 2001).

Aufgrund der weiträumigen Problematik müssen alle Anrainerstaaten die Nährstoffeinträge reduzieren (HELCOM, 2013a). Durch die Unterzeichnung des HELCOM Baltic Sea Plans haben die Vertragspartner zugestimmt die Nährstoffeinträge zu reduzieren, um bis 2021 einen guten ökologischen Zustand der Ostsee zu erzielen (HELCOM, 2007). Hierfür sollten die landseitigen Einträge von Stickstoff und Phosphor zwischen 1985 und 2000 um 50 % reduziert werden (BERNET CATCH, 2006; BLMP AG WRRL, 2007). Aufgrund umfangreicherer Datensätze, verbesserter Modelle und wissenschaftlich abgeleiteter Zielwerte wurden die Reduktionsziele erneuert. Für das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes dürfen die jährlichen wassergebundenen und atmosphärischen Einträge des gesamten Ostseeeinzugsgebietes nicht mehr als 792.209 t Stickstoff und 21.716 t Phosphor betragen. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen in Deutschland die jährlichen Einträge um 7.670 t Stickstoff und 170 t Phosphor im Vergleich zu den Einträgen von 2006 reduziert werden (HELCOM, 2013b).

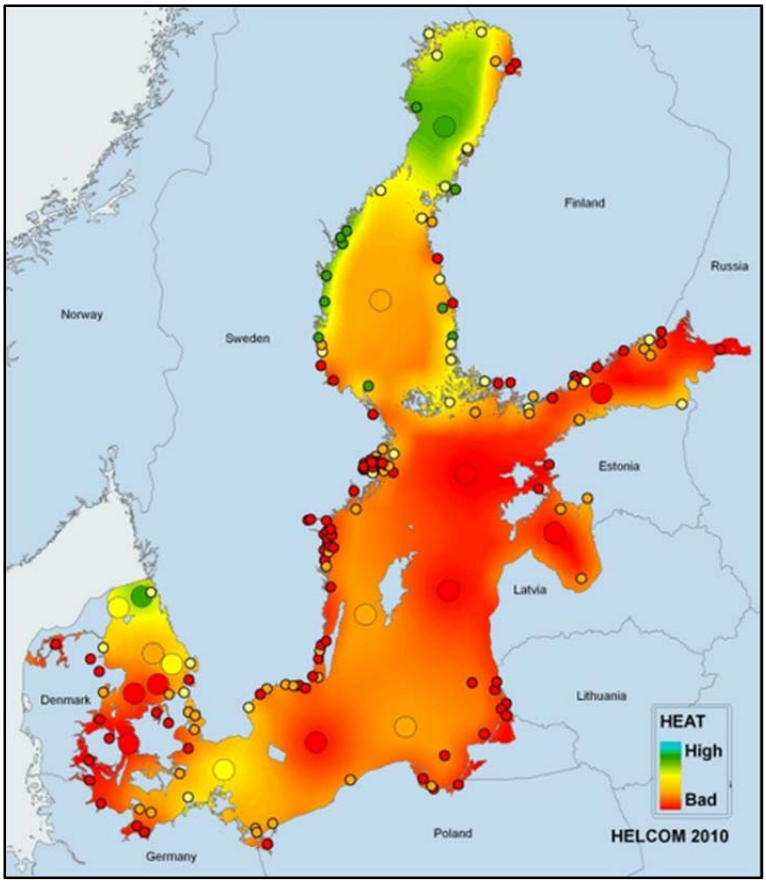


Abbildung 1-1: Klassifizierung des Eutrophierungsstatus 2003 bis 2007 gemäß HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool) basierend auf 189 Gebieten. Grün = guter Status, gelb = moderater Status, orange = mangelhafter Status, rot = schlechter Status. Große Kreise = offene Seegebiete, kleine Kreise = Küstengewässer oder Stationen (Quelle: HELCOM, 2009).

Im Zeitraum von 2001 bis 2006 wurden jährlich durchschnittlich 641.000 t Stickstoff und 30.200 t Phosphor in die Ostsee geleitet. Dabei hat Polen jeweils den größten Anteil des eingeleiteten Stickstoffes mit 27 % und des Phosphors mit 34 % (HELCOM, 2009). In den letzten Dekaden haben die Nährstoff-einträge in die Ostsee abgenommen (CARTENSEN ET AL., 2006; NEUMANN & SCHERNEWSKI, 2008; HELCOM, 2009; NAUSCH ET AL., 1999; BACHOR, 2005; GUSTAFSOON ET AL., 2012). Zwischen den Zeiträumen 1997 – 2003 und 2008 – 2010 haben die Stickstoff- und Phosphoreinträge des Ostseeeinzugsgebietes um 10 % bzw. 9 % abgenommen (HELCOM, 2015).

Durch die reduzierten Nährstoffeinträge verringern sich ebenfalls die Nährstoffkonzentrationen der Ostsee. Die Stickstoffkonzentrationen haben sich zwischen 2000 und 2005 in den Ästuaren und Küstengewässern um bis zu 44 % reduziert. Eine Abnahme der Konzentrationen kann ebenfalls in den offenen Meeresgebieten festgestellt werden, allerdings mit geringeren Raten (CARTENSEN ET AL., 2006). Eine Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen in der Ostsee und den damit verbundenen Eutrophierungseffekten erfolgt verzögert durch die reduzierten Einträge der Flüsse. Ursachen dafür sind u.a. die hohe Verweilzeit des Wassers in der Ostsee, Rückkopplungseffekte, wie interne Remobilisierungen aus dem Sediment, und das Vorhandensein von Nitrat fixierenden Blaualgenblüten (HELCOM, 2015).

Ein weiteres länderübergreifendes Abkommen für den Schutz aller Oberflächengewässer, einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer, und des Grundwassers ist die EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) (EG-WRRL). Sie ist am 22. Dezember 2000 in Kraft getreten. Als Ziel wird das Erreichen

des guten Zustandes der Gewässer bis zum Jahr 2015 gesetzt. Dieses beinhaltet bei den Oberflächengewässern sowohl einen guten ökologischen als auch einen guten chemischen Zustand. Die EG-WRRL gilt flächendeckend für alle Gewässer innerhalb der EU (BMU, 2010). Allerdings gilt die Berichts- und Überwachungspflicht erst für Flüsse ab einer Einzugsgebietsgröße von > 10 km^2 und Seen ab einer Größe von 50 ha (EG, 2000).

Mit einer Größe von 29.000 km^2 hat Deutschland den geringsten Anteil (1,7 %) am gesamten Ostseeeinzugsgebiet. Mecklenburg-Vorpommern hat einen Anteil an der deutschen Einzugsgebietsfläche von 60 %, Schleswig-Holstein von 18 % und Brandenburg und Sachsen machen zusammen einen Anteil von 22 % aus. Schleswig-Holstein hat eine Küstenlänge von 535 km, Mecklenburg-Vorpommern 1.470 km, wovon 340 km auf unmittelbare Außenküsten entfallen. Die Flächen Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns werden zu 80 % bzw. 70 % intensiv landwirtschaftlich genutzt. Der Anteil an Waldgebieten, Seen und bebauten Gebieten ist gering. Der mittlere jährliche Abfluss aus dem deutschen Ostseeeinzugsgebiet beträgt 5,3 km^3 und wird zu einem Großteil aus kleinen Flüssen und Gräben eingeleitet (Nausch et al., 2005).

Zwischen 2006 – 2008 wurden jährlich 26.616 t Stickstoff in die Ostsee geleitet. Verglichen mit dem Zeitraum 1983 – 1987 haben sich die Stickstoffeinträge um 58 % verringert. Gründe für diese geringe Abnahme der Stickstoffeinträge ist der mit 92 % hohe Anteil diffuser Quellen. Dabei werden 82 % der diffusen Einträge von der Landwirtschaft generiert (UBA, 2009). Der Eintragspfad diffuser Quellen konnte zwischen 1985 und 2000 um 35 % vermindert werden (BLMP AG WRRL, 2007). Haupteintragspfade des Stickstoffes der diffusen Quellen sind mit 42 % Drainagen und mit 33 % das Grundwasser (MEWES, 2009). Aufgrund der hohen mittleren Aufenthaltszeiten von Stickstoff im Grundwasser (10 – 30 Jahre) werden Managementmaßnahmen erst nach Jahren Auswirkungen zeigen (BLMP AG WRRL, 2007).

In dem Zeitraum 2006 – 2008 wurden jährlich 1.000 t Phosphor in die Ostsee eingetragen. Dies ist eine Minderung von 72 % im Vergleich zu den Jahren 1983 – 1987 (UBA, 2009). Diese hohe Reduzierung konnte durch eine Effektivitätssteigerung der Kläranlagen und der damit einhergehenden Minderung ihrer Phosphoreinträge um 80 – 90 % erlangt werden (HELCOM, 2009; BLMP AG WRRL, 2007). Der Anteil punktueller Quellen an den gesamten Phosphoreinträgen betrug zwischen 2006 und 2008 18 %. 1985 betrug der Anteil noch 72 %. Die 81 % der diffusen Phosphoreinträge werden zu 64 % von der Landwirtschaft generiert. Insgesamt wurde der Eintrag aus diffusen Quellen um 20 % reduziert, wobei sich die Einträge durch Erosion und Drainagen erhöht haben (UBA, 2009). Die wichtigsten diffusen Phosphoreintragsquellen sind die Erosion (34 %) und das Grundwasser (22 %) (BLMP AG WRRL, 2007).

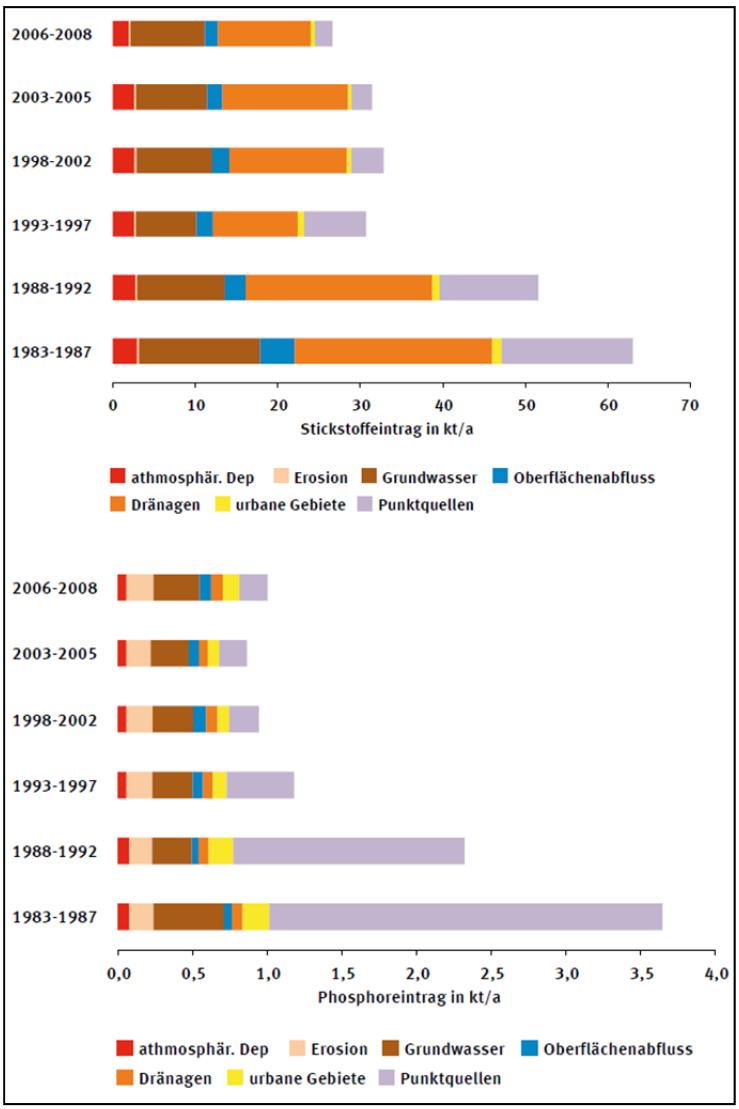


Abbildung 1-2: Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Ostseeeinzugsgebiet; Stickstoffeinträge: oben; Phosphoreinträge: unten (Quelle: UBA, 2013).

Durch die Abnahme der punktuellen Einträge hat die Bedeutung der diffusen Einträge in Bezug auf die Nährstofffrachten zugenommen (LITKE, 1999); CHAPMAN ET AL. 2001), wobei Drainagen davon den Haupteintragspfad ausmachen (BEHRENDT & BACHOR, 1998; KAHLE ET AL., 2005; MEWES, 2009; MLUV & MLUR, 2009). Aufgrund anderer Betrachtungs(-zeit-)räume und daraus differierender Zahlen werden diese nicht weiter aufgeführt.

Das schleswig-holsteinische Einzugsgebiet der Ostsee umfasst ein 5.203 km^2 großes Gebiet, wobei in dem Frachtmessnetz nur 50 % des Einzugsgebietes beprobt werden. Für den Zeitraum 2008 – 2012 wurden mittlere jährliche Stickstoff- und Phosphorfrachten von 8.038 t bzw. 250 t ermittelt. Trotz des steuernden Einflusses des Abflusses auf die Nährstofffrachten konnten seit 1980 die Einträge stark verringert werden (LLUR, 2014). Dabei muss berücksichtigt werden, dass ein großer Teil der Nährstoff-einträge durch das Frachtmessnetz nicht erfasst wird und somit die Einträge in die Ostsee unterschätzt werden. Simulationen über die Nährstoffeinträge des schleswig-holsteinischen Küsten-einzugsgebietes wurden von MEWES (2004) durchgeführt. Im Zeitraum 1993 – 1997 wurden 216 t Phosphor aus diffusen und punktuellen Quellen in die Ostsee geleitet. Der Anteil der diffusen Einträ-

ge betrug dabei 64,9 %. Durch das gleiche Gebiet wurden 7.499 t Stickstoff in die Ostsee geleitet. Dabei war der Anteil diffuser Einträge 67 %, wovon die Drainagen 37 % ausmachten.

In den Küstengewässern der Flussgebietseinheit Schlei/ Trave, in der sich das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit befindet, kommt es zu Eutrophierungserscheinungen aufgrund von erhöhten Stickstoff- und Phosphoreinträgen. Diese gelangen hauptsächlich aus diffusen Quellen in die Fließgewässer und anschließend in die Ostsee. Aufgrund dieser Problematik verfehlen die Küstengewässer der Flussgebietseinheit Schlei/ Trave den guten Zustand nach EG-WRRL (MELUR, 2015). Wird die Phytoplanktonkonzentration zur Bewertung des ökologischen Zustandes herangezogen, muss die Stickstoff- und Phosphorbelastung in der Planungseinheit Schlei/ Eckernförder Bucht um 20 % reduziert werden, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen (MLUV & MLUR, 2009).

Untersuchungen von Kleinstzuläufen im Übergangsbereich limnisch-marin lagen zum Zeitpunkt dieser Arbeit nicht vor. Aufgrund des hohen Anteils der diffusen Quellen an den Nährstoffeinträgen in die Ostsee ist eine detaillierte Beprobung von Kleinstzuläufen, die nicht regelmäßig beprobt werden, von großem Interesse. Dieses ist wichtig, um daraus den Einfluss der Zuläufe eines Küstenabschnittes auf die Ostsee abschätzen zu können. Der große Anteil nicht beprobter Gewässer des schleswig-holsteinischen Ostsee-Einzugsgebietes verdeutlicht, dass eine Betrachtung dieser Thematik von großer Wichtigkeit ist.

2 Problemstellung und Zielsetzung

Um den Zustand der Ostsee zu verbessern, müssen die Nährstoffeinträge reduziert werden. In dem schleswig-holsteinischen Landesmessnetz werden im Rahmen der gesetzlichen Regelung nur 50 % der Flüsse des Ostseeeinzugsgebietes untersucht. Aufgrund fehlender Daten zu der Wasserqualität von Kleinstzuläufen, die direkt in die Ostsee münden, können nur unzureichende Aussagen über den gesamten schleswig-holsteinischen Nährstoffeintrag in die Ostsee durchgeführt werden. Der hohe Anteil diffuser Quellen, insbesondere von Drainagen, an den Nährstoffeinträgen in die Ostsee verdeutlicht die Wichtigkeit detaillierter Beprobungen von Drainagen und weiteren Zuläufen, die nicht regelmäßig beprobt werden. Nur so können genaue Aussagen über den Einfluss der Zuläufe eines Küstenabschnittes auf die Ostsee getroffen werden.

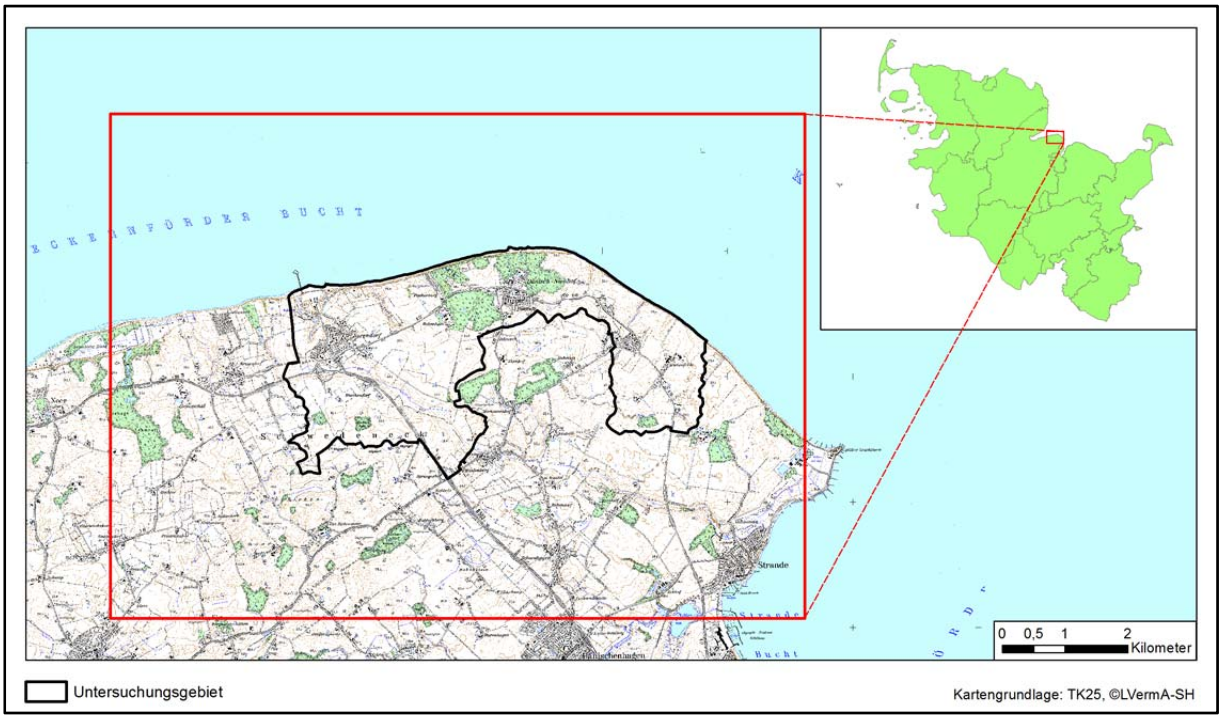
Das Ziel dieser Studie ist die Untersuchung der Nährstoffeinträge von 17 Kleinstzuläufen eines schleswig-holsteinischen Ostseeküstenabschnittes. In diesem Zusammenhang wird die Wasserqualität der Zuläufe beprobt und überprüft welche Faktoren die Wasserqualität beeinflussen. Aufgrund bereits vorhandener Untersuchungen in dem Küstenabschnitt aus dem Winterhalbjahr 2005/06 können Änderungen der Wasserqualität analysiert werden. Daraus ergeben sich die folgenden wissenschaftlichen Fragestellungen:

- Wie ist die aktuelle Wasserqualität der untersuchten Gewässer zu beurteilen?
- Besteht ein Zusammenhang zwischen der Wasserqualität und der Landnutzung?
- Hat sich die aktuelle Wasserqualität im Vergleich zu den Untersuchungen von 2005/06 verändert?
- Welchen Einfluss haben die Gewässer des Untersuchungsgebietes auf die Wasserqualität der Ostsee?

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Das 13,2 km² große Untersuchungsgebiet befinden sich auf der Halbinsel Dänischer Wohld, welche sich im Osten Schleswig-Holsteins zwischen der Eckernförder Bucht und der Kieler Förde erstreckt. Die Ausdehnung in Nord-Süd-Richtung beträgt 3,4 km und in West-Ost-Richtung 6,7 km. Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes erfolgte entlang der Umrisse der Einzugsgebiete der untersuchten Gewässer und ist in Karte 3-1 dargestellt.



Karte 3-1: Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet umfasst Teile der Gemeinden Schwedeneck und Strande. Die Gemeinde Schwedeneck hat ca. 2900 Einwohner (Stat. Amt HH & S-H, 2013), wobei Surendorf, Dänisch-Nienhof und Stohl die größten Ortschaften sind. Die Gemeinde Strande nimmt etwa 10% der Fläche des Untersuchungsgebietes ein. Ortschaften kommen in diesem Bereich nicht vor, sondern lediglich vier Bauernhöfe. Im Sommer wird die Ostseeküste stark touristisch genutzt. Die Zahl der Gästeübernachtungen lag im Jahr 2014 in Schwedeneck bei ca. 64.000 und in Strande bei ca. 27.000. (Stat. Amt HH & S-H, 2015).

3.1.1 Landschaftsgenese

Die Oberflächenform Schleswig- Holsteins und speziell des Östlichen Hügellandes wurde durch die drei nordeuropäischen Eiszeiten und die dazwischen liegenden Erwärmungsperioden geprägt. Die ältesten in Schleswig-Holstein gefundenen glazialen Ablagerungen, können der Elstereiszeit zugeordnen werden, wobei diese keine große Bedeutung für das heutige Relief haben, da sie von den späteren Eiszeiten überprägt worden sind (Russok 2006). Die saaleeiszeitlichen Ablagerungen bilden das heutige Altmoränengebiet, welches dem Naturraum der Hohen Geest entspricht (Schmidtke, 1995). Die zwischen der Saale- und Weichseleiszeit liegende Warmzeit (Eem- Interglazial) führte zum Auftauen des Permafrostes und des Toteises. Reliefveränderungen und Bodenbildungen waren die Folge (Fränzle, 2004). Ostwärts an die Altmoränenlandschaft grenzt das weichseleiszeitlich geprägte Jung-

moränengebiet. Entscheidend bei der Entstehung der beiden Landschaften ist das unterschiedlich weite Vordringen der beiden Eiszeiten (Schmidtke, 1995). Im Bereich des Dänischen Wohlds teilte sich der weichseleiszeitliche Großgletscher in zwei Gletscherzungen. Durch das Voranschreiten des Eckernförder Lobus und des Holsteiner Lobus kam es zu Aufstauchungen in den umliegenden Gebieten, so dass sich der Dänische Wohld bildete. Ebenfalls wurde durch das Voranschreiten der Eismassen die heutige Küsten- und Buchtenstruktur geformt (Russok, 2006).

Das Gebiet Dänischen Wohld besteht aus Moränenschutt der als Grundmoräne abgelagert wurde. Die Grundmoräne entstand beim Abschmelzen des Gletschers an dem Ort der früheren Gletschersohle. Sie setzte sich aus der Basismoräne und aus den ausgeschmolzenen, erdigen Sedimenten zusammen. Diese bestehen hauptsächlich aus feinkörnigen Fragmenten (Ton, Schluff und Sand), denen kleinere und größere Steine (Kies) und Blöcke (Findlinge) in ungeregelter Lage beigemischt sind. In dem Untersuchungsgebiet bildete sich eine dünne Grundmoräne aus tonarmen aber kalk- und sandreichem Material (Thome, 1998). Der Dänische Wohld ist durch eine stark reliefierte Grundmoränenlandschaft gekennzeichnet. In diesem Naturraum zieht sich ein von Senken durchzogener flacher Höhenzug vom Wittensee bis zur Küste nahe der Kieler Förde (Russok, 2006).

Das Relief im Dänischen Wohld wird hauptsächlich durch den Wechsel von Kuppen- und Hanglagen, von kolluvierten und vermoorten Niederungen, von Strandwällen sowie von Flach- und Steilküsten gebildet. Diese unruhige Oberflächenform ist neben der ungleichen Verteilung des Grundmoränenschuttes innerhalb des Gletschers auch auf glazifluviale Prozesse zurückzuführen, wodurch Schmelzwasserrinnen und Sanderflächen entstanden (Ziogas, 1995).

Im Untersuchungsgebiet wurden die Ränder der höher gelegenen Grund- und Endmoränenbereiche durch Brandungserosion zu 3 bis 25 m ü. NN hohe Steilküsten geformt (Klug et al., 1988). Durch östliche und nordöstliche Starkwinde mit einhergehendem Seegang wird das Lockermaterial der Außenküsten und Steilufer auch heutzutage erodiert (Russok, 2006). Welches zu einem durchschnittlichen Rückgang der Steilküste von 0,24 cm/ Jahr im Bereich des Untersuchungsgebietes führt (LLUR, 2004).

3.1.2 Klima

Das Klima des Untersuchungsgebietes lässt sich als gemäßigt, feucht-ozeanisch mit vorherrschenden Westwind-Wetterlagen charakterisieren (TIEDEMANN, 1988). Beeinflusst wird das Klima von der Lage zur Nord- und Ostsee durch einen temperaturdämpfenden und feuchtigkeitsspendenden Effekt (MUNL, 2004). In der Arbeit werden die Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes der Station Kiel-Holtenau herangezogen, die etwa 11 km von dem Untersuchungsgebiet entfernt ist. Die während des Untersuchungszeitraumes im Gebiet beobachteten Witterungsbedingungen, stimmen mit den Klimadaten überein. Das Klimadiagramm zeigt die klimatischen Bedingungen für Kiel in dem Zeitraum 1981 – 2010 (Abbildung 3-1). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,9 °C. Die Monatstemperaturen haben ihr Maximum im Juli und August. Im November werden in der Klimaperiode durchschnittlich 5,2 °C gemessen, im Dezember 2,2 °C, im Januar und Februar 1,5 °C (Tabelle 3-1). Für die Periode liegt die jährliche Niederschlagssumme bei 778 mm. Die monatlichen Summen betragen im November 70 mm, Dezember 67 mm, Januar 70 mm, und Februar 47 mm (DWD, 2015). Je nach Bewuchs beträgt die jährliche Verdunstung zwischen 420 und 550 mm des Niederschlages (MUNL, 2004), MUNF (1998) gibt eine aktuelle Evapotranspiration von 436 mm an.

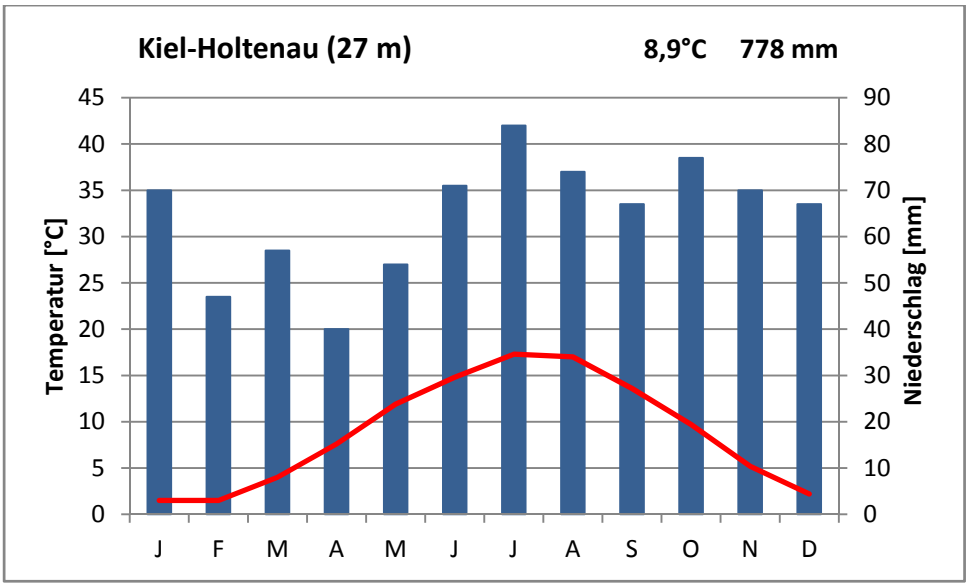


Abbildung 3-1: Klimadiagramm von Kiel für den Zeitraum 1981 – 2010 (eigene Darstellung, Daten: DWD, 2015).

Die durchschnittlichen Temperaturen während des Untersuchungszeitraumes betragen im November 7,7 °C, im Dezember 3,7 °C, im Januar 3,0 °C und im Februar 2,4 °C. Somit sind die Durchschnittstemperaturen während des Untersuchungszeitraumes zwischen 0,9 °C und 2,5 °C wärmer gegenüber der Klimaperiode 1981-2010.

Die Niederschlagssummen innerhalb des Untersuchungszeitraumes liegen im November bei 24 mm, Dezember 188 mm, Januar 132 mm und Februar bei 26 mm (DWD, 2015). Während die Niederschläge im langzeitlichen Vergleich für die Monate November und Februar mit -66 % bzw. -45 % deutlich unterschritten werden, liegen sie für Dezember und Januar mit +181 % bzw. +89 % deutlich über dem langzeitlichen Durchschnitt.

Tabelle 3-1: Niederschlag und Temperatur der Klimaperiode (1981 – 2010) und des Untersuchungszeitraumes (DWD, 2015).

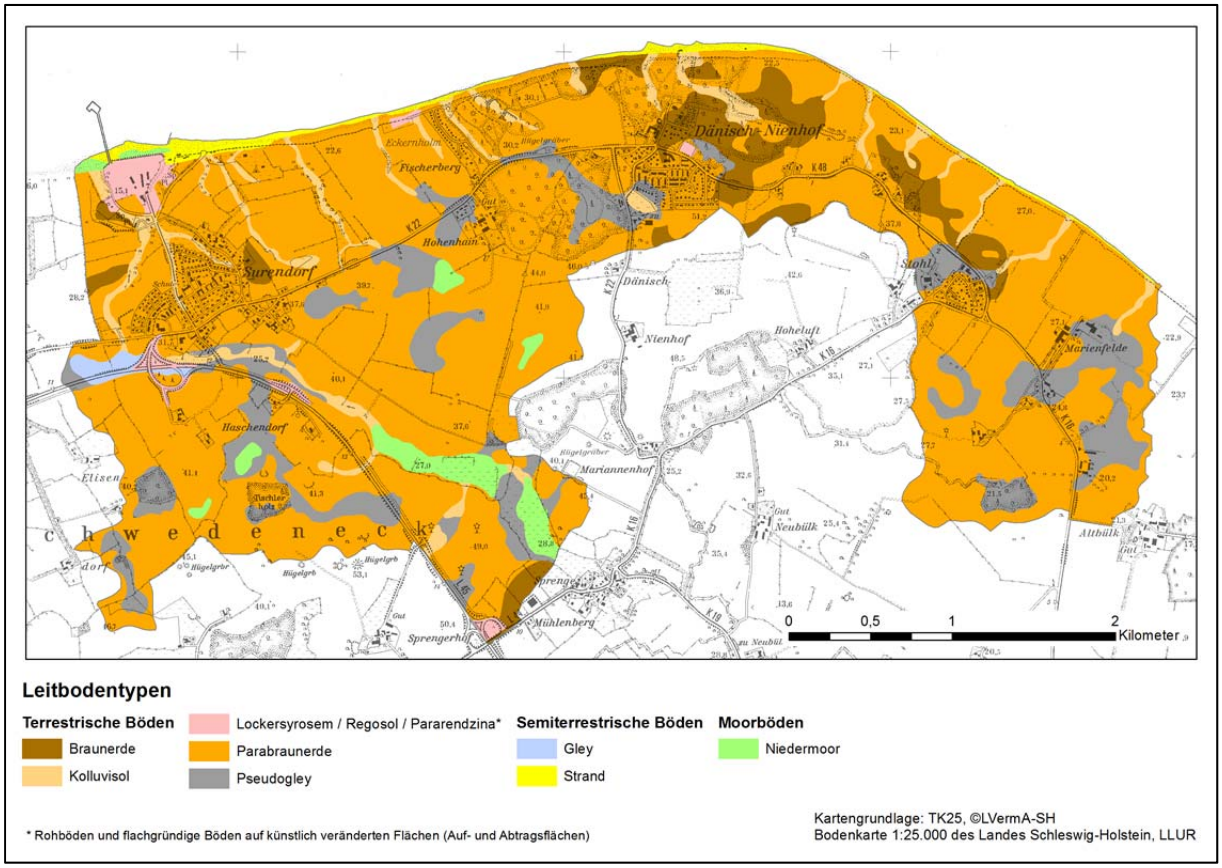
	Niederschlag [mm]			Temperatur [°C]	
	Klimaperiode (1981 – 2010)	Untersuchungs-zeitraum	Abweichung [%]	Klimaperiode (1981 – 2010)	Untersuchungs-zeitraum
November	70	24	- 66	5,2	7,7
Dezember	67	188	181	2,2	3,7
Januar	70	132	89	1,5	3,0
Februar	47	26	- 45	1,5	2,4

3.1.3 Böden

Böden sind Teil des Ökosystems und der in ihm ablaufenden Prozesse. Sie erfüllen zahlreiche ökologische und wirtschaftliche Funktionen. Es wird zwischen den natürlichen Bodenfunktionen, der Archivfunktion für Natur- und Kulturgeschichte und den Nutzungsfunktionen unterschieden. Für Tiere, Pflanzen und Menschen sind Böden Lebensraum bzw. -grundlage. Ihre Abbau-, Puffer- und Speicherfähigkeit hat Auswirkungen auf den Wasserkreislauf, die Nährstoffversorgung und die Schadstoffkonzentrationen. Böden werden land- und forstwirtschaftlich genutzt, dienen als Fläche für Siedlungen oder werden zur Nutzung von Rohstoffen abgegraben (BBodSchG, 2012).

Grundlage für die Beschreibung der Böden im Untersuchungsgebiet bildet die Bodenkarte 1:25.000 des Landes Schleswig-Holstein (LLUR, 2015), die auch Informationen über das Ausgangsgestein enthält. Ergänzend wird die Bodenbewertung Schleswig-Holsteins hinzugezogen, die das Untersuchungsgebiet allerdings nicht vollständig abdeckt, sondern nur die landwirtschaftlich oder gartenbaulich genutzten Flächen.

Aus den von der letzten Eiszeit geschaffenen geologischen Rahmenbedingungen haben sich, je nach Substrat und weiteren bodenbildenden Faktoren (z.B. Grundwasserstand, Relief, Klima) unterschiedliche Bodentypen entwickelt. Die Karte 3-2 stellt die vorhandenen Bodentypen dar.



Karte 3-2: Leitböden des Untersuchungsgebietes Bodenkarte 1:25.000 des Landes Schleswig-Holstein (LLUR, 2015).

Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung besteht hauptsächlich aus Geschiebelehm oder Geschiebedecksand über Geschiebelehm, der wiederum häufig über Geschiebemergel liegt. Bei Geschiebelehm handelt es sich um durch Verwitterung entkalktes Geschiebematerial. Die durchschnittliche Entkalkungstiefe wird von QADIRIE (1990) auf 1,4 m beziffert. Mit einem Flächenanteil von 73 % haben sich hauptsächlich Parabraunerden entwickelt. Dieser Bodentyp zeichnet sich durch den Prozess der Tonverlagerung aus, bei dem insbesondere Tonminerale und Eisenoxide aus einem entkalkten Oberboden mit dem Sickerwasser in den Unterboden verlagert werden. Dadurch kann es zu einer Verdichtung im Unterboden kommen, welche zu Staunässe führt. So haben viele der Parabraunerden des Untersuchungsgebietes auch Merkmale der Pseudovergleyung. Pseudogleye sind zudem der Bodentyp mit dem zweitgrößten Flächenanteil (12 %). Neben der Tonverlagerung kann auch die Schichtung des Ausgangsmaterials für die Entstehung verantwortlich sein. In den Bereichen wo sandigere eiszeitliche Ablagerungen dominieren, wie es z.B. bei Dänisch-Nienhof der Fall ist, haben sich hauptsächlich Braunerden (6 %) entwickelt. In Senken und Hanglagen, wie sie vermehrt entlang der Fließgewässer

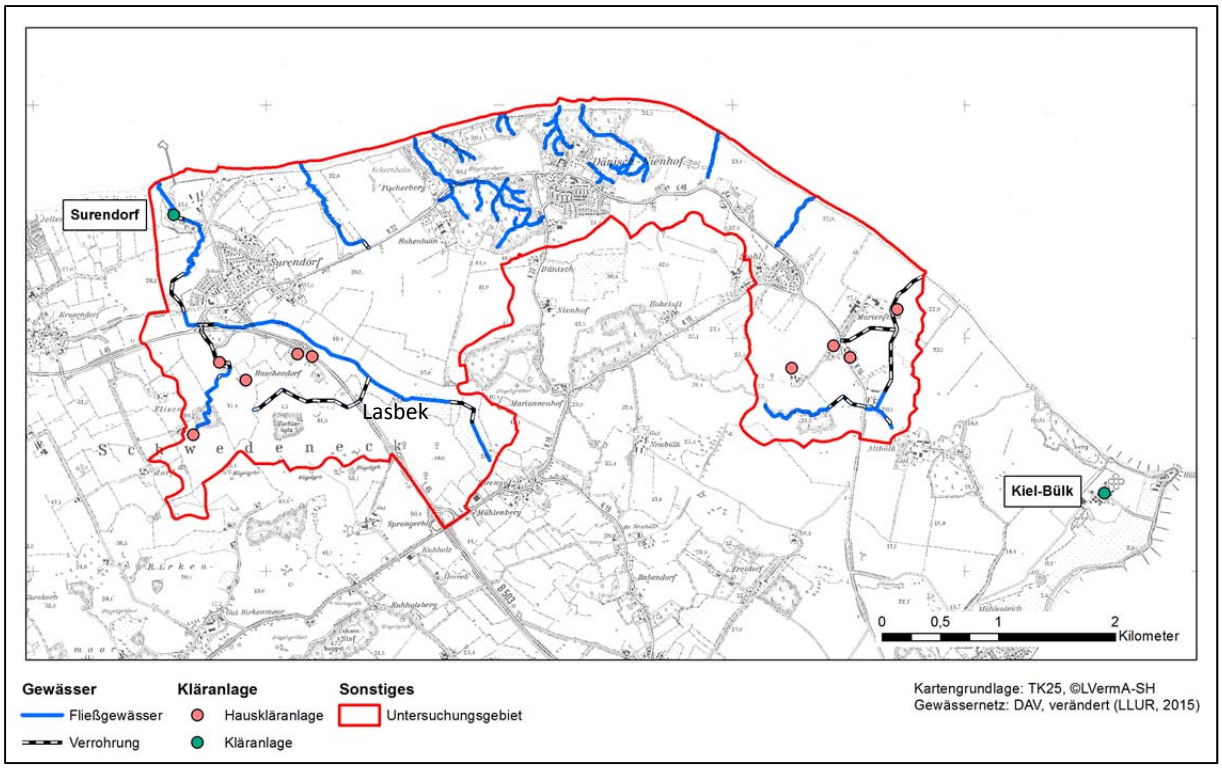
vorkommen, befinden sich vor allem Kolluvisole (4 %). Infolge von Bodenerosion sind sie am Ablagerungsort des abgetragenen Bodenmaterials entstanden. Weitere Bodentypen der Senken sind Niedermoore (2 %) und Gleye (<1 %). Bei den Niedermoorböden handelt es sich um Mineralbodenwasser ernährte Moortypen unterschiedlicher Genese. Vorwiegend handelt es sich um Versumpfungs- oder Verlandungsmoore. Der Bodentyp Strand kommt auf 1,5 % der Fläche des Untersuchungsgebietes vor. Auf dem Bundeswehrgelände in Surendorf und bei den Auf- und Abfahrten der Landesstraße 45 befinden sich anthropogen veränderte Böden. Durch Abgrabungen und Aufschüttungen sind Rohböden und flachgründigen Boden auf künstlich veränderten Flächen entstanden. Darauf entwickeln sich Lockersyroseme, Regosole und Pararendzinen.

Insgesamt dominieren die fruchtbaren Geschiebelehme, so dass die Böden im Untersuchungsgebiet größtenteils landwirtschaftlich genutzt werden. Verbreitet liegen die Bodenwertzahlen über 50. Die höchsten Werte werden zwischen Stohl und dem Gut Altbülk erreicht. Das Maximum liegt bei 68 Bodenpunkten. Niedrigere Werte zwischen 25 und 40 werden in den sandigeren Bereichen erreicht (LLUR, 2015).

3.1.4 Hydrologie

Das Untersuchungsgebiet ist Bestandteil der Flussgebietseinheit Schlei/ Trave und wird der Planungseinheit Schlei zugeordnet. In der Flussgebietseinheit gibt es einige größere und viele kleine Gewässer, die unabhängig voneinander direkt in die Ostsee entwässern. Das Fließgewässernetz, dessen Einzugsgebiete eine Größe von mindestens 10 km^2 aufweisen, beträgt 2.100 km (MLUV & MLUR, 2009).

Das Gewässernetz des Untersuchungsgebietes hat eine Länge von 20,4 km, wovon 5,0 km verrohrt sind (Karte 3-3). Dabei besteht das Gewässernetz zu einem Großteil aus grabenartig ausgebauten Bächen und Gräben, die nach kurzer Fließstrecke direkt in die Ostsee entwässern. Mit einer Länge von 4,4 km ist der Lasbek das einzige Gewässer mit einem Namen. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen werden meist durch Drainagen entwässert. Dabei enden die Drainagen der nördlichen Flächen direkt an der Steilküste und entwässern in die Ostsee (QADIRIE, 1990). Bei einer Geländebegehung nach langanhaltenden Niederschlägen konnten auf einem 7,2 km langen Küstenabschnitt aktive 60 Drainagen kartiert werden. Dabei weisen diese unterschiedliche Dimensionen auf. Mehrere Drainagen sind z.B. Drainagesammler mit einem maximalen Abfluss von 33 l/s. Dahingegen gibt es auf einer Länge von 600 m alle 10 bis 60 m Drainagen mit einem Durchmesser von 5 cm, welche nur während des starken Niederschlagsereignissen um den 23.12.2014 eine Schüttung aufwiesen. Bei einer weiteren Geländebegehung am 25.07.2015 konnten während eines starken Niederschlagsereignisses, welches eine längere Trockenphase beendete, wurden entlang des Küstenabschnittes acht aktive Drainagen kartiert.



Karte 3-3: Gewässernetz und Kläranlagen des Untersuchungsgebietes sowie die Kläranlage Kiel-Bülk (Quelle: LLUR, 2015, verändert und SCHRIFTL. MTTL. JANSON, 2015b; SCHRIFTL. MTTL. ROEWER, 2015).

In der FGE Schlei/ Trave liegen die Grundwasserkörper in zwei Tiefenniveaus vor. Die Grundwasserkörper im Hauptgrundwasserleiter liegen mit einer Fläche von 6.164 km^2 flächendeckend vor. Diese werden z.T. von tiefen Grundwasserkörpern des norddeutschen Tertiärs, vor allem im Südwesten mit einer Fläche von 1.928 km^2 unterlagert. Die Grundwasserkörper haben aufgrund von diffusen Nährstoffeinträgen einen schlechten chemischen Zustand. Dabei erfolgt eine Grenzwertüberschreitung von Nitrat aufgrund von landwirtschaftlicher Düngung (MLUV & MLUR, 2009). Für das Gebiet Dänischer Wohld wird eine Grundwasserneubildung in Höhe von 10 % des jährlichen Niederschlags angegeben. Somit beträgt die Grundwasserneubildung 78 mm (MUNF, 1998).

In dem Untersuchungsgebiet liegen Grundwasserflurabständen von 1,3 – 2,0 m vor (TETZLAFF ET AL., 2014). Durch die 5 bis 10 m mächtigen und gering durchlässigen Geschiebemergel sind die Grundwasserkörper im Bereich des Untersuchungsgebietes abgedeckt und weisen somit keine Verbindung zu den untersuchten Kleinstzuläufen auf (MÜNDL. MTTL. SCHREY, 2015).

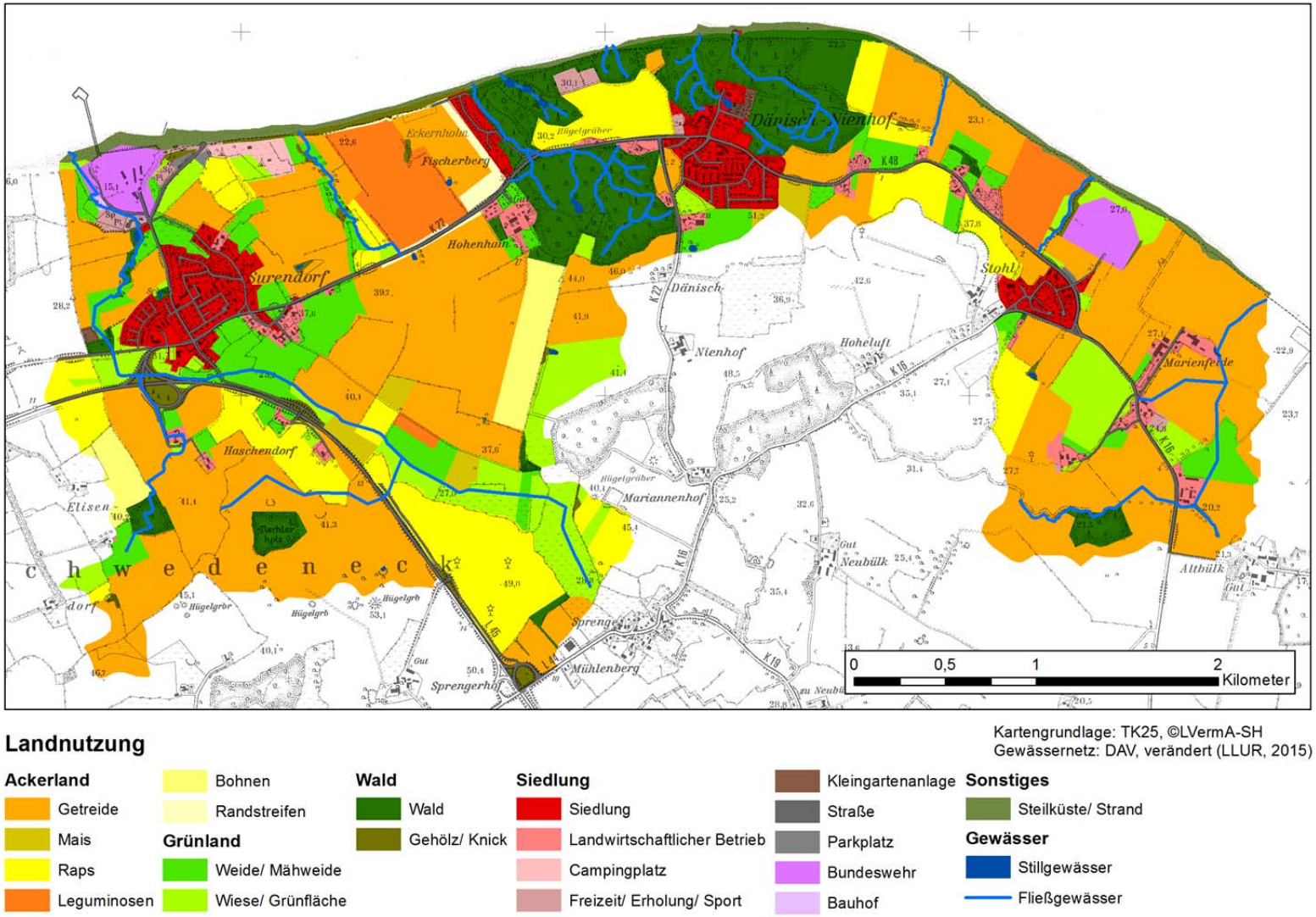
Größere Stillgewässer kommen im Untersuchungsgebiet nicht vor. Die verstreut liegenden kleineren Stillgewässer sind zum einen natürlichen Ursprungs in Toteislöchern entstanden zum anderen künstlich angelegt. Dazu zählen ehemalige Mergelgruben, die bis ins 20. Jhd. hinein angelegt und zum Abbau von Baumaterial genutzt wurden (QADIRIE, 1990).

Die Ortschaft Surendorf hatte bis zum 31.12.2006 eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 11.000 Einwohnerwerten mit einer zulässigen Jahresschmutzwassermenge 260.000 m^3 und zulässigen Phosphor- und Stickstoff-Überwachungswerten von 2 mg/l bzw. 18 mg/l (SCHRIFTL. MTTL. JANSON, 2015a). In dem Untersuchungsgebiet gab es neun Hauskläranlagen mit einer Ausbaugröße von zusammen 104 Einwohnerwerten. Aufgrund des Anschlusses an das kommunale Abwassersystem wurden diese Hauskläranlagen stillgelegt (SCHRIFTL. JANSON, 2015b; SCHRIFTL. ROEWER, 2015).

3.1.5 Landnutzung

In der Gemeinde Schwedeneck bewirtschaften 31 landwirtschaftliche Betriebe eine Fläche von ca. 2.160 Hektar. Die durchschnittliche landwirtschaftliche Fläche je Betrieb beträgt 70 Hektar. Der Viehbestand der viehhaltenden Betriebe Schwedenecks beträgt zusammen etwa 1.200 Rinder sowie 3.500 Schweine. Zehn Betriebe betreiben Ackerbau auf einer Fläche von ca. 1.920 Hektar. Es wird hauptsächlich Winterweizen (807 Hektar) angebaut. Rund 19 % der Ackerflächen werden mit Winterraps bestellt. Es gibt zwei Betriebe mit ökologischem Landbau (STAT. AMT HH & S-H, 2015).

Das Untersuchungsgebiet ist landwirtschaftlich geprägt mit einem Hauptanteil von 56 % Ackerland (Karte 3-4). Dabei werden Getreide, Mais, Raps und Leguminosen angebaut. Weiterhin sind in dem Untersuchungsgebiet 31 % Siedlungsflächen enthalten. In dieser Klasse sind Flächen zusammengefasst, die überwiegend versiegelt sind, wie Siedlungen, Straßen, landwirtschaftliche Betriebe. Darüber hinaus gibt es in dem Untersuchungsgebiet 9 % Grünland und 4 % Wald.



Kartengrundlage: TK25, ©LVermA-SH
Gewässernetz: DAV, verändert (LLUR, 2015)

Landnutzung

Ackerland
- Getreide
- Mais
- Raps
- Leguminosen
- Bohnen
- Randstreifen

Grünland
- Weide/ Mähweide
- Wiese/ Grünfläche

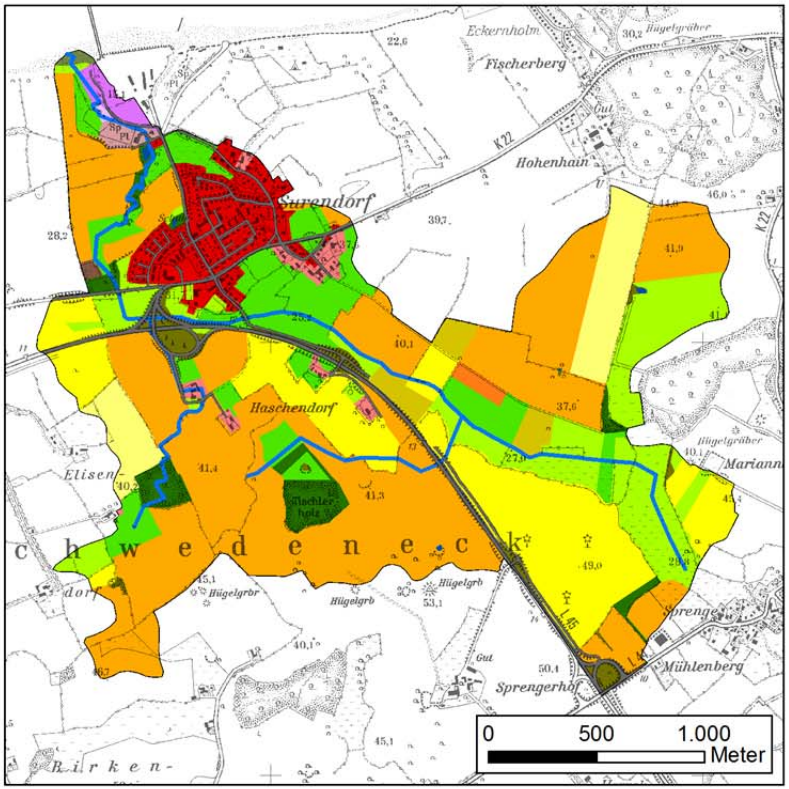
Wald
- Wald
- Gehölz/ Knick

Siedlung
- Siedlung
- Landwirtschaftlicher Betrieb
- Campingplatz
- Freizeit/ Erholung/ Sport
- Kleingartenanlage
- Straße
- Parkplatz
- Bundeswehr
- Bauhof

Sonstiges
- Steilküste/ Strand

Gewässer
- Stillgewässer
- Fließgewässer

Karte 3-4: Landnutzung des Untersuchungsgebietes.



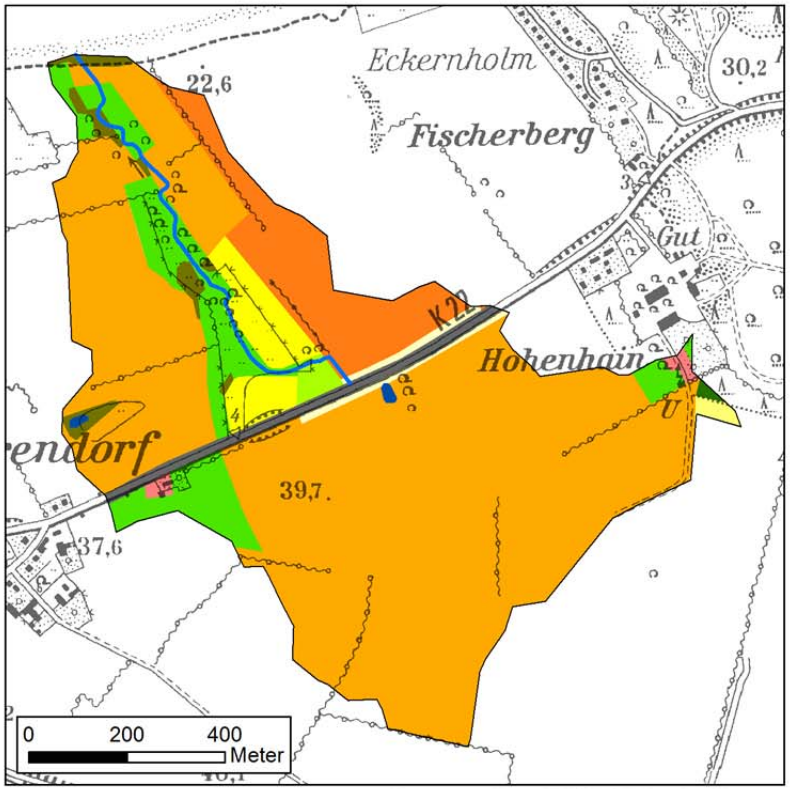
Bach1

Einzugsgebietsgröße: 518,6 ha

Fließgewässerlänge: 7.450 m

Landnutzung: 62 % Acker, 22 % Grünland,
11 % Siedlung, 5 % Wald

Besonderheit: viele verrohrte Abschnitte



Kartengrundlage: TK25, ©LVermA-SH
Gewässernetz: DAV, verändert (LLUR, 2015)

Bach2

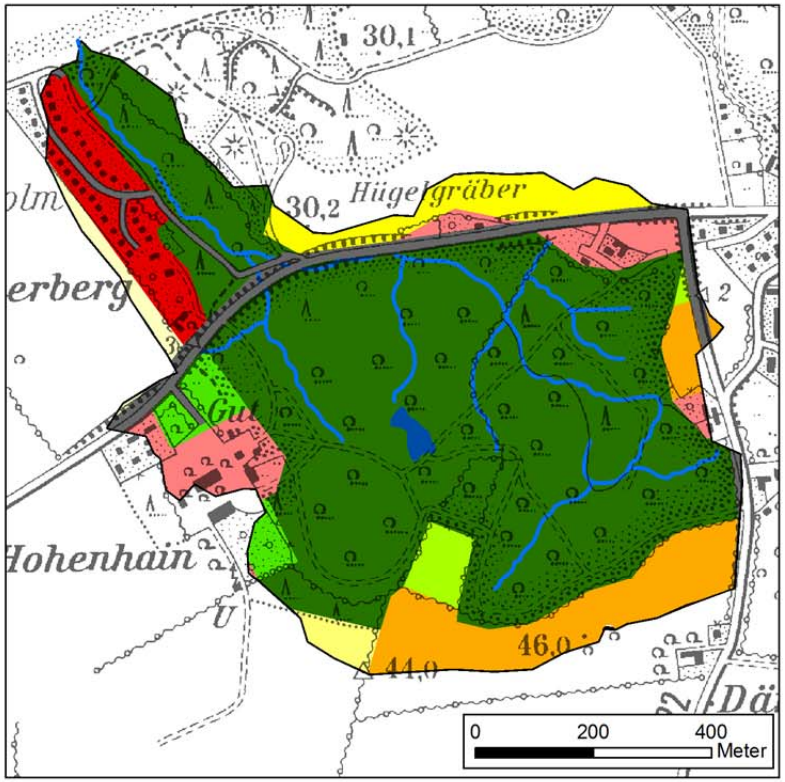
Einzugsgebietsgröße: 90,2 ha

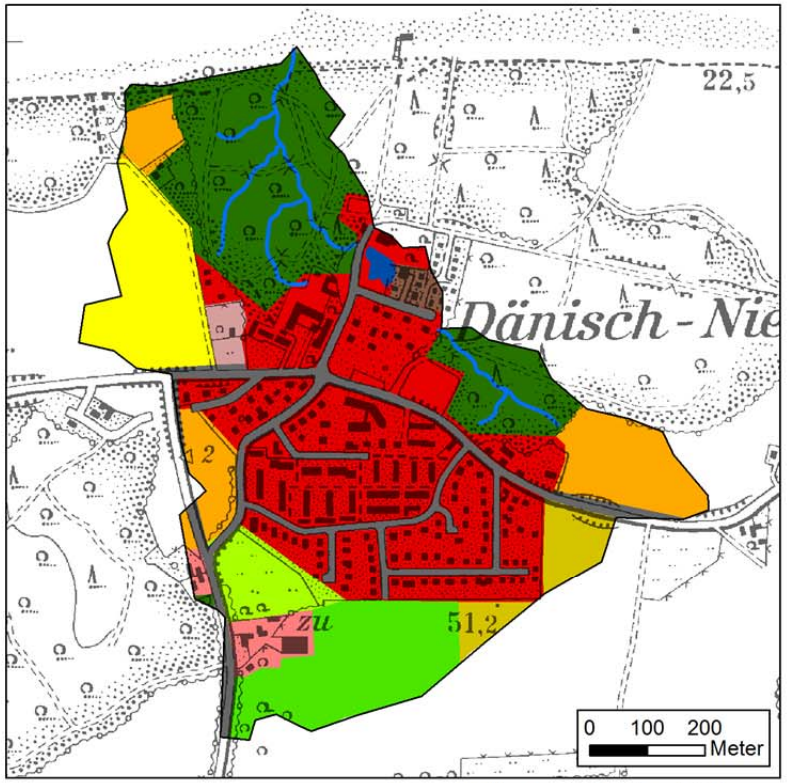
Fließgewässerlänge: 1.110 m

Landnutzung: 85 % Acker, 10 % Grünland,
2 % Siedlung, 2 % Wald

Besonderheit: Rinderweide mit Zugang zum Gewässer, ökologisch bewirtschaftete Flächen

Karte 3-5: Landnutzung Bach1 und Bach2 (Legende siehe Karte 3-4).





Kartengrundlage: TK25, ©LVermA-SH
Gewässernetz: DAV, verändert (LLUR, 2015)

Bach3

Einzugsgebietsgröße: 74,5 ha

Fließgewässerlänge: 3.580 m

Landnutzung: 64 % Wald, 16 % Acker,
15 % Siedlung, 4 % Grünland

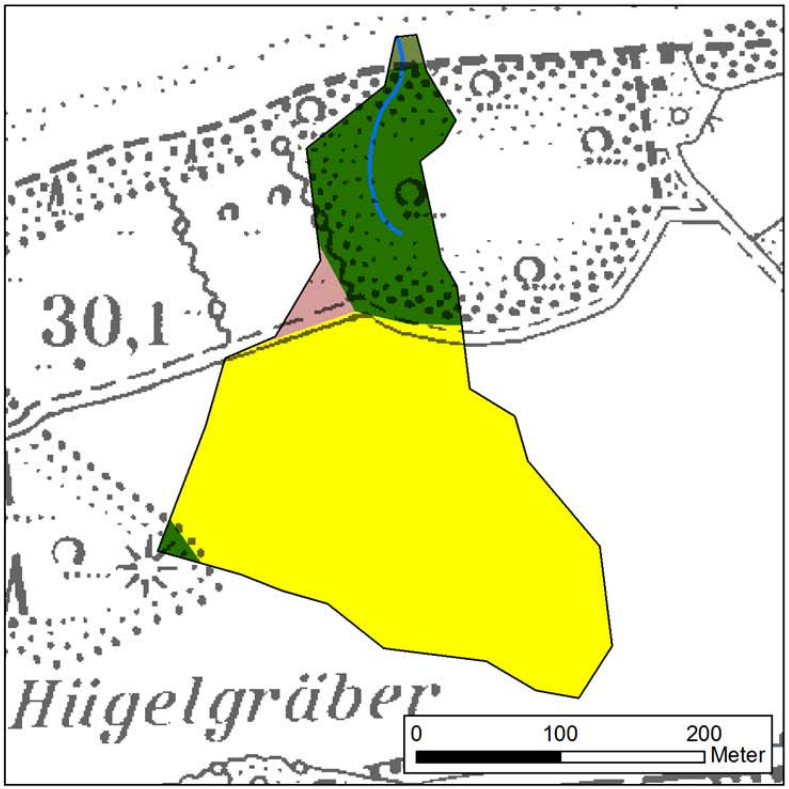
Bach4

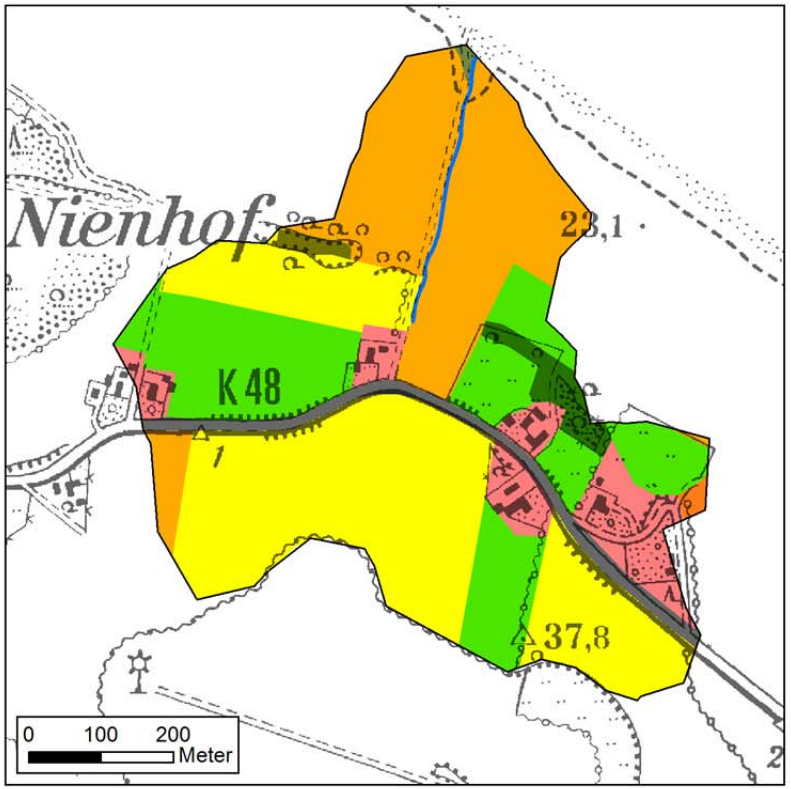
Einzugsgebietsgröße: 64,6 ha

Fließgewässerlänge: 1.360 m

Landnutzung: 45 % Siedlung, 22 % Wald,
20 % Acker, 13 % Grünland

Karte 3-6: Landnutzung Bach3 und Bach4 (Legende siehe Karte 3-4).





Kartengrundlage: TK25, ©LVermA-SH

Gra1

Einzugsgebietsgröße: 6,6 ha

Fließgewässerlänge: 150 m

Landnutzung: 77 % Acker, 20 % Wald, 2 % Siedlung

Gra2

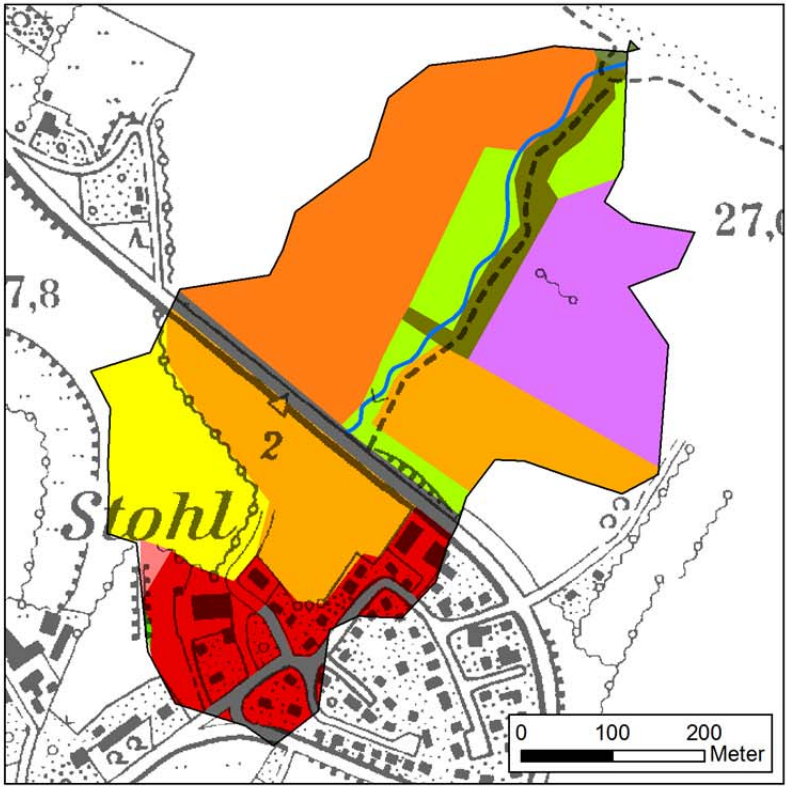
Einzugsgebietsgröße: 41,9 ha

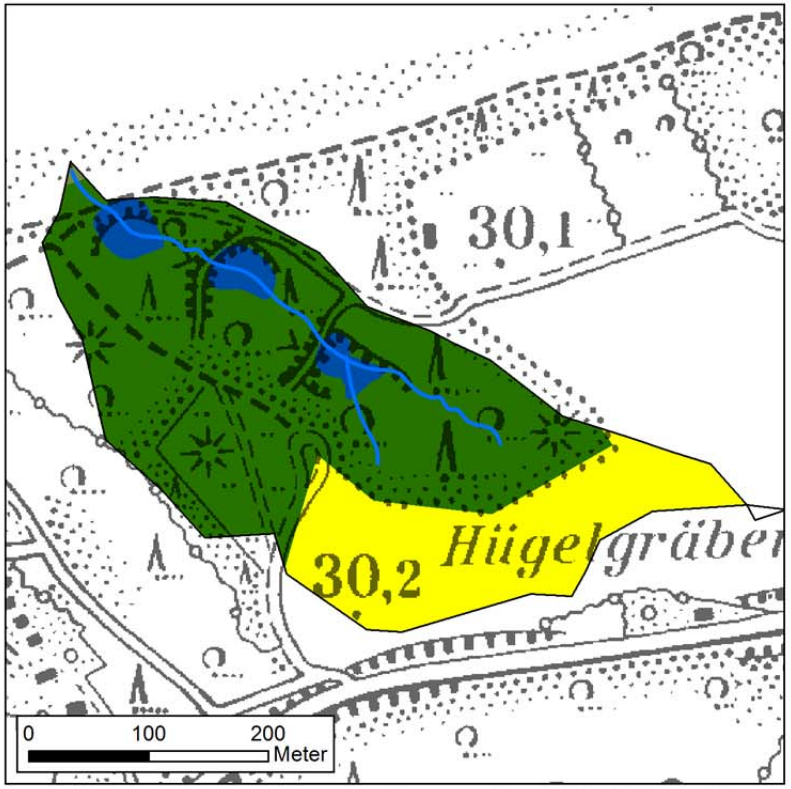
Fließgewässerlänge: 360 m

Landnutzung: 63 % Acker, 22 % Grünland,
12 % Siedlung, 3 % Wald

Besonderheit: Sammler mehrerer Drainagen

Karte 3-7: Landnutzung Gra1 und Gra2 (Legende siehe Karte 3-4).





Kartengrundlage: TK25, ©LVermA-SH
Gewässernetz: DAV, verändert (LLUR, 2015)

Gra3

Einzugsgebietsgröße: 27,5 ha

Fließgewässerlänge: 580 m

Landnutzung: 56 % Acker, 31 % Siedlung,
9 % Grünland, 6 % Wald

Besonderheit: Einzugsgebiet grenzt an Schweinemastbetrieb

Still

Einzugsgebietsgröße: 10,9 ha

Fließgewässerlänge: 540 m

Landnutzung: 67 % Wald, 28 % Acker, 5 % Stillgewässer

Besonderheit: Stillgewässer sind z.T. stark verlandet

Karte 3-8: Landnutzung Gra3 und Still (Legende siehe Karte 3-4).

3.2 Abgrenzung der oberirdischen Einzugsgebiete

Für die Bestimmung des oberirdischen Einzugsgebietes werden zunächst die Einzugsgebiete des Digitalen Anlagenverzeichnisses der Wasser- und Bodenverbände (DAV, 2015) herangezogen. Für eine genaue Abgrenzung des Untersuchungsgebietes werden mithilfe des ArcGIS die oberflächlichen Einzugsgebiete der einzelnen Gewässer berechnet. Als Eingabedatei dient das DGM10. Das DGM10 hat ein Raster von 10 x 10 Metern und weist eine Höhengenauigkeit von 15 Zentimetern auf. Durch das ArcGIS Tool „Fill“ werden abflusslose Senken geschlossen. Im Anschluss daran werden mit den Tools „Flow-Direction“ und „Flow-Akkumulation“ die Fließgewässer generiert. Das erzeugte Gewässernetz weist im Vergleich zu dem Gewässernetz aus dem der DAV gute Übereinstimmungen auf. Als nächster Schritt werden mit dem Tool „Watershed“ die oberflächlichen Einzugsgebiete berechnet.

Es bestehen keine Angaben über das Drainagenetz auf den landwirtschaftlichen Flächen. Daher sind die Größen der Drainageeinzugsgebiete nicht ermittelbar.

3.3 Geländekartierung

Um das Untersuchungsgebiet charakterisieren zu können wurden Geländekartierungen durchgeführt und die Landnutzung, die Drainagen und das Gewässernetz aufgenommen.

Auf Grundlage der ermittelten oberirdischen Einzugsgebiete wurde zunächst im Juni 2014 und erneut im Mai 2015 die aktuelle Landnutzung des Untersuchungsgebietes kartiert. Dabei wurde nach folgenden Landnutzungen unterschieden:

- Siedlung: Siedlungsflächen, Straßen, Parkplätze, landwirtschaftliche Betriebe, Kleingartenanlagen, Bundeswehr, Bauhof, Freizeit/ Erholung/ Sport
- Ackerland: Getreide, Raps, Leguminosen, Mais, Bohnen, Randstreifen
- Grünland: Weide/ Mähweide, Wiese/ Grünfläche
- Wald: Wald, Knick/ Gehölz
- Sonstiges: Strand, Teiche

Die Kartierung der Drainagen und des Gewässernetzes erfolgte nach langanhaltenden Starkniederschlägen am 25. und 26.12.2014. Bei einer weiteren Geländebegehung am 25.07.2015 konnten während eines starken Niederschlagsereignisses, welches eine längere Trockenphase beendete, wurden entlang des Küstenabschnittes acht aktive Drainagen kartiert

3.4 Messpunkte und Messzeitraum

In dem Küstenabschnitt des Dänischen-Wohlds zwischen Surendorf und Marienfelde wurden 17 Zuläufe ausgewählt, die direkt in die Ostsee entwässern. Die Messpunkte befinden sich im Übergangsbereich limnisch-marin. In Tabelle 3-2 sind die 17 Messpunkte des Untersuchungsgebietes aufgeführt. Acht Drainagen, eine Regenwassereinleitung und acht Gewässer inklusive eines Auslasses einer Teichkette (Still) wurden beprobt. Die beprobten Zuläufe werden in zwei Gruppen unterteilt: Gewässer und Drainagen. Karte 3-9 stellt die Lage der Messpunkte dar. Bei der Wahl der Messstandorte wurde zum Teil auf die Standorte von DIETRICH (2008) zurückgegriffen. Zusätzlich ist der Messpunkt Dr3 in das Messprogramm aufgenommen. Zudem wurden die Messpunkte Bach3, Dr4 und Dr6 über den gesamten Messzeitraum beprobt.

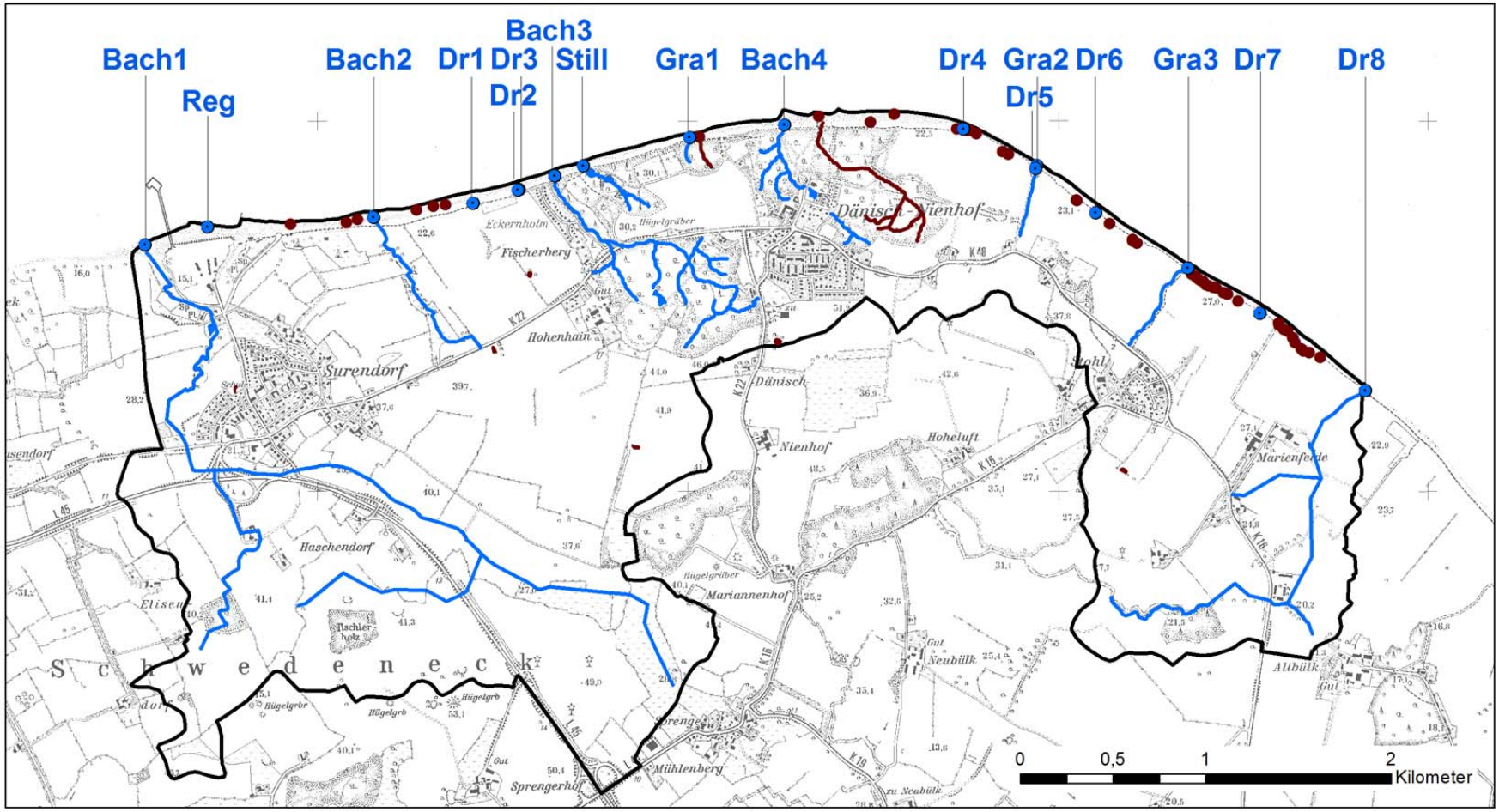
Tabelle 3-2: Untersuchte Kleinstzuläufe unterteilt nach Gruppe, Typ und Bezeichnung der untersuchten Zuläufe.

Gruppe	Typ	Bezeichnung
Gewässer	Bach	Bach1, Bach2, Bach3, Bach4
	Graben	Gra1, Gra2, Gra3
	Auslass einer Teichkette	Still
	Regenwassereinleitung	Reg
Dränagen	Dränage	Dr1, Dr2, Dr3, Dr4, Dr5, Dr6, Dr7, Dr8

Die Messstellen wurden zwischen dem 03.12.2014 und dem 13.02.2015 in einem wöchentlichen Turnus beprobt, wobei nicht alle Standorte an jedem Messtag untersucht werden konnten. So war Dr5 vor dem 14.01.2015 trocken. Bei Dr8 überstieg meist der Meeresspiegel der Ostsee den Auslass der Drainage, wodurch eine Probennahme dieses Standortes nur selten möglich war (Tabelle 3-3). Es wurden maximal 12 Proben von einem Standort genommen. 14 Standorte wurden zwischen zehn- und 12-mal beprobt. Dr3, Dr5 und Dr8 wurden zwischen fünf- und sechsmal untersucht. An einigen Standorten wurde bereits am 6.11.2014 im Rahmen einer Vorerkundung die Wasserqualität untersucht.

Tabelle 3-3: Datenausfälle während des Messzeitraumes.

Grund	Datum	Standort
Witterungsverhältnisse	23.12.2014	Still, Gra1, Bach4
Einfluss der Ostsee	Alle Termine außer: 10.12.2014, 30.12.2014, 07.01.2015, 14.01.2015, 13.02.2015	Dr8
trocken	vor dem 14.01.2015 03.12.2014	Dr5 Bach3
sonstiges	06.11.2014 vor dem 07.01.2015 3.12.2014	Bach3, Gra1, Bach4, Gra2, Dr4, Dr6 Dr3 Bach3, Dr6



Fließgewässer
- untersucht
- nicht untersucht

Stillgewässer
- untersucht
- nicht untersucht

Sonstiges
- Messstellen
- nicht untersuchte Drainagen
- Untersuchungsgebiet

Kartengrundlage: TK25, ©LVermA-SH
Gewässernetz: DAV, verändert (LLUR, 2015)

Karte 3-9: Messpunkte im Untersuchungsgebiet.

3.5 Probenahme

Die Kleinstzuläufe wurden kurz vor der Mündung in die Ostsee beprobt. Durch äußere Einflüsse (wie z.B. niederschlagsbedingte Abflusszunahme) konnte die Lage der Messstellen um ± 2 m abweichen. Um tageszeitabhängige Schwankungen der Wasserqualität zu reduzieren, wurden die Messstellen an jedem Messtermin in etwa zur selben Uhrzeit beprobt. Die Proben wurden in den Bächen unterhalb der Gewässeroberfläche entgegen der Fließrichtung mit einem 1 l Schöpfbecher entnommen. Bei den Drainagen und der Regenwasserausleitung wurden die Proben direkt am Rohrauslass entnommen. Aufgrund hohen Abflusses konnte nicht immer verhindert werden, dass bei der Wasserentnahme zusätzlicher Sauerstoff in die Proben gelangen konnte. Anschließend erfolgte die Untersuchung der Vor-Ort-Parameter (Kapitel 3.6). Für die Laboruntersuchungen wurden Wasserproben in PE-Flaschen luftblasenfrei abgefüllt, die zuvor mit dem Probenwasser mehrmals ausgespült wurden. Während des Transportes wurden die Proben vor Licht geschützt. Aufgrund der Probenahme im Winter konnte auf eine Kühlung verzichtet werden.

3.6 Geländemessung

Während der Vor-Ort-Untersuchungen wurden die physikalisch-chemischen Parameter elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Temperatur in einem Messbecher mithilfe der entsprechenden Sonden gemessen. In Tabelle 3-4 sind die untersuchten Parameter mit den Nachweismethoden und Messgeräten aufgelistet. Um die Nährstofffrachten berechnen zu können, wurde ebenfalls die Schüttung ermittelt. Die Abflussmessung wurde durch Auslitern von Hand in jeweils dreifacher Wiederholung durchgeführt. War dies aufgrund hoher Abflüsse nicht möglich, wurden Fließgeschwindigkeiten mit einer Flügelmessung innerhalb eines Querschnittes gemessen. Der Querschnitt wurde vertikal in 10 cm breite Profile unterteilt. Die Anzahl der horizontalen Messungen ist abhängig von der Gewässertiefe. Es wird alle 10 cm eine Fließgeschwindigkeitsmessung in der Mitte des zu untersuchenden Abschnittes vorgenommen. Berechnet wird der Abfluss unter den Angaben von Fließgeschwindigkeit, Gewässerbreite, Entfernung zwischen Messpunkt und Ufer, Wassertiefe und Messtiefe mittels einer von MESSAL (2013) entwickelten Berechnungsvorlage.

Tabelle 3-4: Erhobene Feldparameter sowie Einheit, Methode und Messgerät.

Parameter	Einheit	Methode	Messgerätetyp/ Hersteller
elektrische Leitfähigkeit [eL]	[µS/cm]	DIN 27888	Sensor: Tetra Con 325/ WTW Gerät: Mulit 340i/ WTW
pH-Wert	[-]	pH-Elektrode, DEV C5	Sensor: SenTix41/ WTW Gerät: Mulit 340i/ WTW
Sauerstoffgehalt [O_2]	[mg/l]	Sauerstoffsonde, DEV G23	Sensor: CellOx 325/ WTW Gerät: Mulit 340i/ WTW
Temperatur	[°C]		integrierter Temperaturfühler bei o.g. Sensoren
Abfluss Fließgeschwindigkeit	l/s m/s	Schöpfbecher, Flügelmessung	MiniWater20/ Schildknecht

3.7 Laboruntersuchung

Im Labor der Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft des Institutes für Natur- und Ressourcenschutz der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel wurden Analysen der Parameter Gesamtphosphor (P_{ges}), Orthophosphat-P (PO_4-P), Gesamtstickstoff (N_{ges}), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), Sulfat (SO_4) und Chlorid (Cl) durchgeführt. Die Analysen der Nährstoffkomponenten beruhen auf den Nachweismethoden nach dem „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwas-

ser und Schlammuntersuchung“ (DEV, 2005) bzw. DIN. Die Nachweismethoden, die Bestimmungsgrenzen und Messgeräte der untersuchten Parameter sind in Tabelle 3-5 dargestellt. Für die Analyse von PO_4-P, NO_3-N, NH_4-N, SO_4 und Cl werden die Wasserproben mittels eines 0,45 µm Membranfilters filtriert. Zur Stabilisierung werden 50 µl NaOH zu 50 ml der filtrierten Proben von NO_3-N, SO_4 und Cl hinzugegeben. Im Anschluss daran werden die Proben bis zur weiteren Bearbeitung eingefroren.

Tabelle 3-5: Nachweismethoden und Bestimmungsgrenzen der verwendeten Labormethoden.

Parameter	Einheit	Nachweismethode	Messgerät/ Hersteller	Bestimmungsgrenze [mg/l]
P_{ges}	mg/l	Oxidation zu Orthophosphat nach DEV H36, Bestimmung mittels Ammonium-molybdat nach DEV D11	UV Spektralphotometer/ Firma Shimadzu	0,005
PO_4-P	mg/l	Bestimmung mittels Ammoniummolybdat nach DEV D11	UV Spektralphotometer/ Firma Shimadzu	0,005
N_{ges}	mg/l	DIN 38409	DIMA-TOC 100 & DIMA-N/ Dimatec	0,522
NO_3-N	mg/l	DEV D19	Ionenchromatograph/ Metrohm	0,110 für NO_3
NH_4-N	mg/l	DEV E5	UV Spektralphotometer/ Firma Shimadzu	0,024
SO_4	mg/l	DEV D19	Ionenchromatograph/ Metrohm	0,185
Cl	mg/l	DEV D19	Ionenchromatograph/ Metrohm	0,165

3.7.1 Phosphat-Komponenten

Gesamtphosphor

Bei der Analyse von P_{ges} werden sowohl die wasserlöslichen als auch die unlöslichen Phosphat-Konzentrationen erfasst. Dabei werden für die Ermittlung der P_{ges}-Konzentration drei Parallelen angesetzt. Zudem beinhaltet jeder Durchgang eine Blindprobe. Die Proben werden nach DIN 1189 analysiert. Nach einer Reaktionszeit von 30 min erfolgt die Analyse bei 880 nm im UV Spektralphotometer. Die Analyse wird wiederholt, wenn zwei der drei Parallelen Konzentrationsabweichungen von > 10 % aufweisen.

Orthophosphat-P

Für die Bestimmung von PO_4-P werden für jede Probe drei Parallelen nach DEV D11 angesetzt. Ebenfalls beinhaltet jeder Analysedurchgang eine Blindprobe. Nach einer Reaktionszeit von 30 min werden die Proben mit dem Photometer bei einer Wellenlänge von 880 nm gemessen. Zwei der drei Parallelen müssen eine Konzentrationsabweichung von < 5 % aufweisen, ansonsten muss die Analyse wiederholt werden.

3.7.2 Stickstoff-Komponenten

Gesamtstickstoff

N_{ges} umfasst sowohl den organischen und als auch den anorganischen Stickstoff. Die Analyse erfolgt durch eine Mitarbeiterin des Institutes für Ökosystemforschung der CAU Kiel. Dabei wird bei der Ana-

lyse die DIN 38409 angewendet. Die Analyse erfolgt unter Anwendung der DIN 38409 mit dem Messgerät DIMA-TOC 100 & DIMA-N. Die N_{ges}-Konzentration wird anhand einer Parallele ermittelt.

Nitrat-Stickstoff

NO_3-N wird von einer Mitarbeiterin des Institutes für Natur- und Ressourcenschutz der CAU Kiel durchgeführt. Es wird die DEV D19 angewendet. Die Analyse erfolgte durch einen Ionenchromatographen. Dabei wird pro Probe eine Parallele untersucht.

Ammonium-Stickstoff

Für die Analyse von NH_4-N werden je Probe drei Parallelen angesetzt und bei jedem Analysedurchlauf wird eine Blindprobe analysiert. Die Analyse erfolgt unter Anwendung von DEV E5. Liegen Konzentrationen von < 1,2 mg/l vor, wird die Konzentration mit einem Verdünnungsfaktor von 1:5 gemessen. Liegen höhere Konzentrationen vor, muss aufgrund der Eichkurve ein höherer Verdünnungsfaktor gewählt werden. So musste bei einer Probe ein Verdünnungsfaktor von 1:10 gewählt werden. Nach 90 min Reaktionszeit wird die NH_4-N-Konzentration im UV Spektralphotometer bei einer Wellenlänge von 690 nm ermittelt. Zwei der drei Parallelen müssen eine Konzentrationsabweichung von < 5 % aufweisen, ansonsten muss die Analyse wiederholt werden.

3.7.3 Salzgehalt

Sulfat und Chlorid

Die Konzentration von SO_4 und Cl werden von einer Mitarbeiterin des Institutes für Natur- und Ressourcenschutz der CAU Kiel analysiert. Dies erfolgt unter der Anwendung von DEV D19 mit einem Ionenchromatographen. Von jeder Probe wird eine Parallele angesetzt.

3.8 Auswertung der Ergebnisse

Das Datenmanagement der Arbeit erfolgte mit dem Programm Excel. Eine die Aufbereitung und Auswertung der Daten erfolge mit der Programmiersprache R.

Für die Auswertung werden die Analyseergebnisse der einzelnen Parameter graphisch dargestellt. Bei der grafischen Darstellung der Zeitreihen werden die Messungen der verschiedenen Tage durch gestrichelte Linien miteinander verbunden. Eine Verbindung der einzelnen Messungen ist als kritisch zu bewerten, da eine wöchentliche Messung keine kontinuierliche Zeitreihe darstellt und keine Anhaltspunkte über die Entwicklungen der Nährstoff-Konzentrationen zwischen den jeweiligen Messtagen vorliegen. Somit dürften die einzelnen Werte nicht mit einander verbunden werden. Es wurde sich dennoch für diesen Schritt entschieden, da so die zeitliche Variabilität deutlicher zu erkennen ist. Werden bei den Parametern P_{ges}, PO_4-P und NH_4-N Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen, werden diese trotzdem in den Grafiken dargestellt. Durch die Darstellung der Konzentrationen auch unterhalb der Bestimmungsgrenze wird dennoch die zeitliche Variation des Parameters deutlich. Die Bestimmungsgrenze wird in den folgenden Grafiken durch eine gestrichelte Linie dargestellt. Für die weitere Auswertung werden Werte kleiner der Bestimmungsgrenze gleich der halben Bestimmungsgrenze gesetzt.

3.8.1 Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung wurden drei verschiedene Verfahren verwendet. Es wurden sowohl Boxplots, Scatterplots als auch Korrelationsanalysen erstellt.

Boxplot

Boxplot werden genutzt, um die Lage und Streuung von Daten grafisch darzustellen. Die Box zeigt

den Interquartilsabstand (25 %-Quantil bis 75 %-Quantil) auf. Der Strich in der Box bildet den Median ab. Die Linien werden aus Datenpunkten gebildet, die maximal das 1,5-fache vom Interquartilsabstand entfernt sind. Werte außerhalb dieses Bereiches werden als Punkte dargestellt.

Scatterplot

Für die Scatterplots wurden die Messergebnisse der einzelnen Parameter gegeneinander aufgetragen. Diese ermöglichen eine erste einfache grafische Darstellung über die Korrelation der Parameter. Darüber hinaus wird der Scatterplot genutzt um Ausreißer zu identifizieren und diese für die weitere Auswertung aus dem Datensatz zu entfernen.

Korrelationsanalyse

Für die Betrachtung der statistischen Zusammenhänge zwischen den physikalisch-chemischen Komponenten und dem Abfluss ist es zunächst notwendig die Verteilung der einzelnen Parameter zu überprüfen. Da keine Normalverteilung vorliegt, werden Rangkorrelationen nach Spearman erstellt. In R wurde hierfür das Packet „corrgram“ genutzt.

Die jeweiligen Korrelationskoeffizienten werden sowohl als Zahl angegeben als auch farblich dargestellt. Treten hohe Werte eines Parameters mit niedrigen Werten eines anderen auf, besteht eine negative Korrelation, welches mit roter Farbe bzw. einem negativen Vorzeichen symbolisiert wird. Dagegen werden positive Korrelationen mit blauer Farbe bzw. Korrelationskoeffizienten ohne Vorzeichen dargestellt. Die Farbintensität bildet das Ausmaß des Zusammenhanges ab. Dunkle Farben stehen für einen starken Zusammenhang zwischen zwei Parametern. Helle Farben weisen einen schwachen Zusammenhang auf.

Ein Korrelationskoeffizient von $r \leq 0{,}5$ weist einen schwachen Zusammenhang auf. Mittlere Zusammenhänge weisen Werte zwischen 0,5 und 0,7 auf. Ein starker Zusammenhang tritt bei Werten zwischen 0,7 und 0,9 auf. Ein sehr starker Zusammenhang liegt vor bei $r > 0{,}9$. Für die Beurteilung, ob der festgestellte Zusammenhang auf die Grundgesamtheit anderer Wasserproben übertragbar ist, muss darüber hinaus das Signifikanzniveau berücksichtigt werden. Eine Signifikanz von < 0,05 wird als signifikanter Zusammenhang betrachtet und entspricht einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %, dargestellt als *. Ein hoch signifikanter Zusammenhang (Signifikant < 0,01, Irrtumswahrscheinlichkeit 1 %) wird als ** dargestellt und ein sehr hoch signifikanter Zusammenhang (Signifikanz < 0,001, Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,1 %) wird als *** dargestellt. Bei Signifikanzen > 0,05 oder Korrelationen > 0,5 wird davon ausgegangen, dass keine Zusammenhänge zwischen den Parametern vorhanden sind.

3.8.2 Frachtberechnung

Aus den gemessenen Nährstoffkonzentrationen und Abflüssen werden Nährstofffrachten berechnet. Die Fracht der beprobten Zuläufe werden für den gesamten Untersuchungszeitraum mittels Interpolation zwischen den Messtagen berechnet. Dafür wird für jeden Messtag die Fracht berechnet und für die Tage zwischen den Messungen werden die Frachten interpoliert. TIEMEYER ET AL. (2008) haben ermittelt, dass für ihr untersuchtes durch Drainagen entwässerndes Tieflandeinzugsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern eine Interpolation der Nährstoffkonzentrationen und Abflüsse die geeignetste Methode ist. Unter der Voraussetzung, dass keine kontinuierlichen Abflusswerte gemessen werden und wöchentliche Nährstoffkonzentrationen gemessen wurden. Darüber hinaus wird angegeben, dass die Methode zu einer Unterschätzung der Nährstofffrachten führt.

Es muss davon ausgegangen werden, dass der Untersuchungszeitraum den Jahresverlauf sowohl des Abflusses als auch der Nährstoffkonzentrationen nur unzureichend darstellt. Daher werden keine Jahresfrachten berechnet. Darüber hinaus werden nur die Frachten für die beprobten Zuläufe ermittelt. Eine Berechnung der nicht beprobten Zuläufe in dem Untersuchungsgebiet wird nicht vorgenommen, da z.B. keine Aussagen über die Schüttungsdauer der Drainagen getroffen werden können.

3.8.3 Bewertung der Wasserqualität

Physikalisch-chemische Komponenten werden neben hydromorphologischen Komponenten unterstützend herangezogen, um den ökologischen Zustand eines Gewässers zu beurteilen. Ebenfalls werden die Komponenten genutzt, um die Ergebnisse der biologischen Komponenten zu plausibilisieren, Ursachen zu klären, Maßnahmen zu planen und Erfolge zu kontrollieren (BMU, 2010).

Der Artikel V der EG-WRRL fordert Programme zur Überwachung des Zustandes von Gewässern zu entwickeln (EG, 2000). In diesem Zusammenhang hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser das RAKON Arbeitspapier II zu Hintergrund- und Orientierungswerten für allgemeine physikalisch-chemische Parameter ausgearbeitet (LAWA, 2015). Die Beurteilung der physikalisch-chemischen Parameter erfolgt anhand von gewässertypspezifischen Orientierungswerten. Dabei bildet der Orientierungswert den Übergang vom guten zum mäßigen ökologischen Zustand. Der Orientierungswert ist nicht als Grenzwert oder Sanierungsziel anzusehen, sondern es ist der Wert bei dessen Überschreitung in der Regel kein guter ökologischer Zustand eines Gewässers erreicht wird. Es reicht dabei aus, wenn ein Parameter den Orientierungswert überschreitet. Wird der Orientierungswert eines Parameters erreicht, ist dieser höchstwahrscheinlich nicht hinderlich für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes. Somit haben die physikalisch-chemischen Komponenten eine unterstützende Bedeutung bei der Beurteilung des ökologischen Zustandes. Wobei ein ökologisch guter Zustand nur mit hinreichender Wahrscheinlichkeit erreicht wird, wenn alle physikalisch-chemischen Komponenten ihre Orientierungswerte erreichen und weitere Beurteilungskriterien wie Gewässerstruktur, ökologische Durchgängigkeit und ein ausreichendes typspezifisches Besiedelungspotenzial vorliegen (LAWA, 2014).

Die Bewertung des physikalisch-chemischen Zustandes der untersuchten Zuläufe erfolgt mithilfe des Bewertungsverfahrens nach LAWA (2015). Aufgrund einer gewässertypspezifischen Beurteilung werden die in dieser Arbeit untersuchten Gewässer dem LAWA- Gewässertyp 14 „karbonatische sandgeprägte Bäche des norddeutschen Tieflandes“ zugeordnet. Es werden keine Orierungswerte für den Parameter Nges angegeben. Aufgrund der hohen Bedeutung der Nges-Konzentration für die Wasserqualität der Ostsee in Bezug auf die Eutrophierung wird daher der Orientierungswert der Nges-Konzentration von 2,6 mg/l nach BLANO (2014) für die vorliegende Arbeit genutzt. Das Bewertungsschema nach LAWA (2015) beurteilt die Wasserqualität ausschließlich anhand der Einhaltung bzw. nicht Einhaltung des Orientierungswertes, somit wird das Maß der Überschreitung der Orientierungswerte nicht deutlich. Um Aussagen über den Grad der Überschreitung der typspezifischen Orientierungswerte vornehmen zu können, wird das vom LLUR (2014) entwickelte Abstufungsverfahren herangezogen (Tabelle 3-6). Daraus ergeben sich die in Tabelle 3-7 und Tabelle 3-8 aufgeführten Orientierungswerte.

Tabelle 3-6: Abstufungssytem für die Beurteilung der Einhaltung bzw. Überschreitung der typspezifischen Orientierungswerte (LLUR, 2014).

Klasse	Definition

Eingehalten	Kenngröße unterschreitet den Orientierungswert
Geringfügig überschritten	Kenngröße überschreitet Orientierungswert bis maximal 25 %
überschritten	Kenngröße überschreitet Orientierungswert mehr als 25 % bis maximal 100 %
Stark überschritten	Kenngröße überschreitet Orientierungswert um mehr als 100 %

Tabelle 3-7: Orientierungswerte der chemisch-physikalischen Parameter des LAWA- karbonatische sandgeprägte Bäche des norddeutschen Tieflandes (LAWA, 2015), nach dem Abstufungssystem nach LAWA (2014).

Parameter	O_2 [mg/l]	Cl [mg/l]	SO_4 [mg/l]	pH min	pH max
	Minimum	Mittelwert	Mittelwert	Minimum	Maximum
Eingehalten	> 7	< 200	< 200	> 7	<8,5
Geringfügig Überschritten	5,25	250	250	5,25	10,7
Überschritten	3,5	400	400	3,5	14
Stark überschritten	< 3,5	> 400	> 400	< 3,5	14

Tabelle 3-8: Orientierungswerte der Nährstoffe des LAWA- karbonatische sandgeprägte Bäche des norddeutschen Tieflandes (LAWA, 2015), sowie der Nges-Konzentration nach BLANO (2014) nach dem Abstufungssystem nach LAWA (2014).

Parameter	P_{ges} [mg/l]	PO_4-P [mg/l]	N_{ges} * [mg/l]	NH_4-N [mg/l]
	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
Eingehalten	< 0,1	< 0,07	< 2,6	< 0,2
Geringfügig Überschritten	0,125	0,088	3,25	0,25
Überschritten	0,2	0,14	5,2	0,4
Stark überschritten	> 0,2	> 0,14	>5,2	> 0,4

Die Anlage 9 Nummer 4 der Oberflächengewässerverordnung sieht eine 4- bis 13- malige Beprobung pro Jahr für die Komponenten Sauerstoffgehalt, Salzgehalt, Nährstoffzustand, Wärmebedingungen und Versauerungszustand vor. Dabei sind die Messzeitpunkte so zu wählen, dass Effekte wie jahreszeitliche Schwankungen oder extreme Wettereinflüsse wie Dürre und Hochwasser einen möglichst geringen Einfluss auf die Ergebnisse haben (LAWA, 2012). Der Untersuchungszeitraum der vorliegenden Arbeit beschränkt sich auf die Wintermonate November bis Februar. Wodurch die Bewertung der Wasserqualität eingeschränkt wird. Darüber hinaus ist zu beachten das Orientierungswerte für Oberflächengewässer mit einer Einzugsgebietsgröße von > 10 km^2 entwickelt wurden.

4 Ergebnisse

4.1 Vor-Ort-Parameter

Abfluss

Der Abfluss zeigt bei der Gruppe der Gewässer im Untersuchungsgebiet ähnliche Dynamiken (Abbildung 4-1). Im November und Anfang Dezember haben alle Gewässer einen geringen Abfluss. Am 03.12. hat Still den geringsten Abfluss mit 0,01 l/s. Der höchste Abfluss wird an diesem Tag bei Bach1 mit 22,20 l/s gemessen. Zum 23.12. nimmt der Abfluss zu. Zu diesem Zeitpunkt wird das Maximum mit Werten zwischen 42,30 l/s (Gra2) und 778,20 l/s (Bach1) erreicht. Der Abfluss von 778,20 l/s wird in der Abbildung 4-1 nicht dargestellt, jedoch im Anhang aufgeführt. Nach einem kurzzeitigen Abfall nimmt der Abfluss am 14.01. erneut zu. Am 27.01. steigt der Abfluss von Bach1 leicht an. Bach1 ist das Gewässer mit den höchsten Abflüssen. Still und Gra1 haben Abflüsse von unter 1 l/s und somit die geringsten Abflüsse.

Die Drainagen haben zeitlich ähnliche Abflussdynamiken wie die Gruppe der Gewässer. Zu Beginn der Untersuchungen haben alle Drainagen einen Abfluss < 1 l/s. Bis zum 23.12. steigt der Abfluss. An diesem Tag werden die höchsten Abflüsse zwischen 0,35 l/s (Dr4) und 33,0 l/s (Dr1) gemessen. Abflusszunahmen sind ebenfalls am 14.01. und 27.01. zu verzeichnen. Bei Dr5 steigt der Abfluss während des Untersuchungszeitraumes von 0,06 auf 0,49 l/s. Beim Vergleich der Abflüsse innerhalb der Gruppe der Drainagen haben Dr8, Dr6 und Dr1 die höchsten Abflüsse mit maximal 33,0 l/s (Dr1). Bei Dr7 liegt die Abflussmenge zwischen 0,06 l/s und 11,40 l/s. Die geringsten Abflüsse haben Dr4, Dr5 und Dr3 mit maximalen Abflussmengen zwischen 0,35 l/s und 1,57 l/s. Dabei ist zu beachten, dass Dr3 und Dr5 vor dem 07.01. bzw. 14.01. trocken waren.

Bei dem Vergleich von Tagesniederschlag und Abfluss wird ein Zusammenhang deutlich. Die höchsten Abflüsse werden sowohl bei den Gewässern als auch bei den Drainagen während langanhaltender Regenereignisse, wie im Dezember 2014 eingetreten, erreicht. Nimmt der Niederschlag ab, so nimmt auch der Abfluss ab.

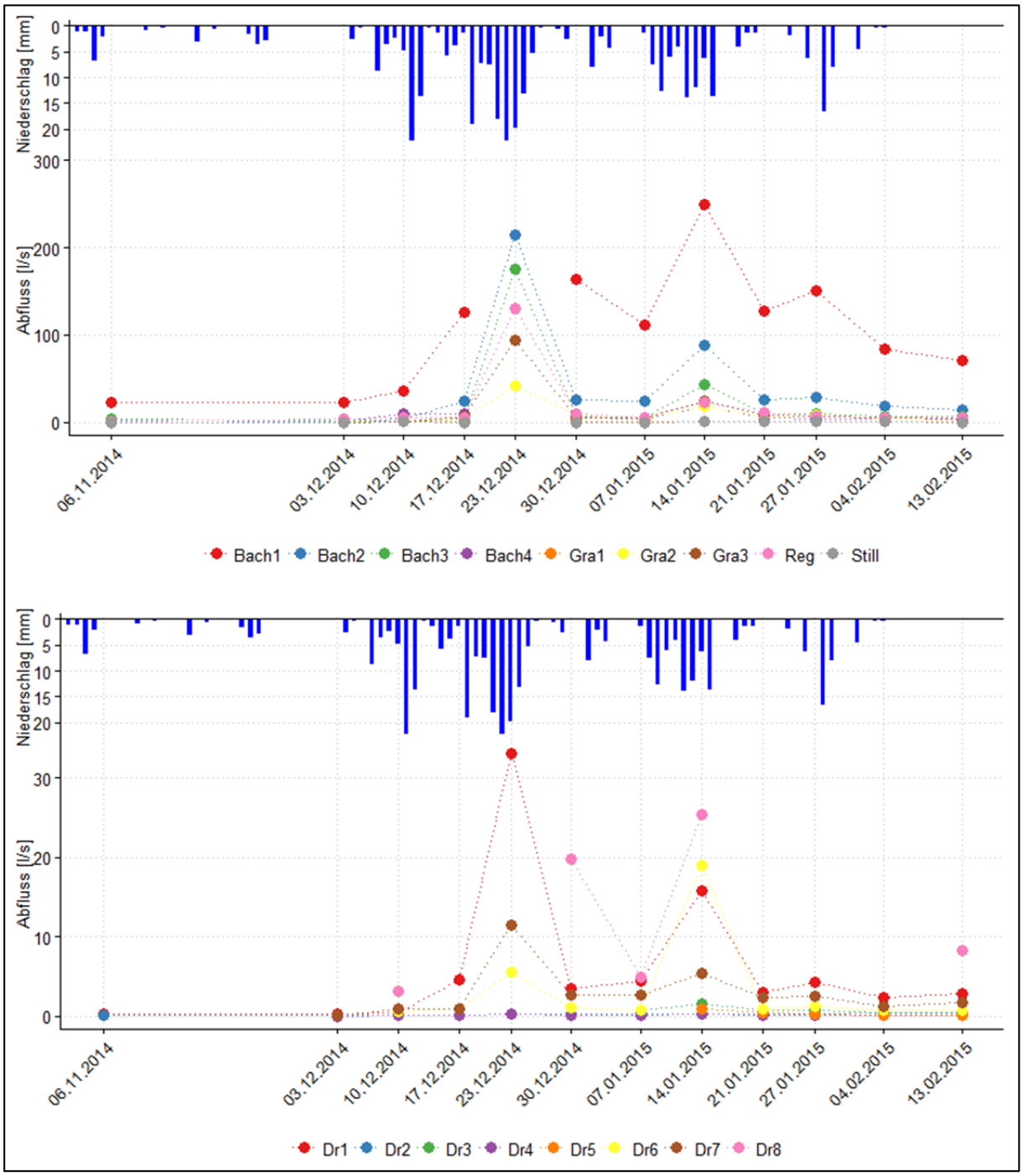


Abbildung 4-1: Niederschlagswerte sowie Abflussmengen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Bach1 mit 778 l/s, sieht Anhang) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die größten Abflussschwankungen innerhalb der Gruppe der Gewässer treten bei Bach1 auf (Abbildung 4-2). Der Interquartilsabstand beträgt 91,48 l/s. Die geringsten Schwankungen liegen mit einem Interquartilsabstand von 0,24 l/s bei Gra1 vor. Gra1 hat den kleinsten Median mit 0,42 l/s. Der höchste Median liegt bei Bach1 mit 119,35 l/s vor. Bei den Drainagen beträgt der kleinste Interquartilsabstand 0,04 l/s (Dr4) und der maximale 13,75 l/s (Dr8). Der Median hat Werte zwischen 0,14 l/s (Dr4) und 14,05 l/s (Dr8).

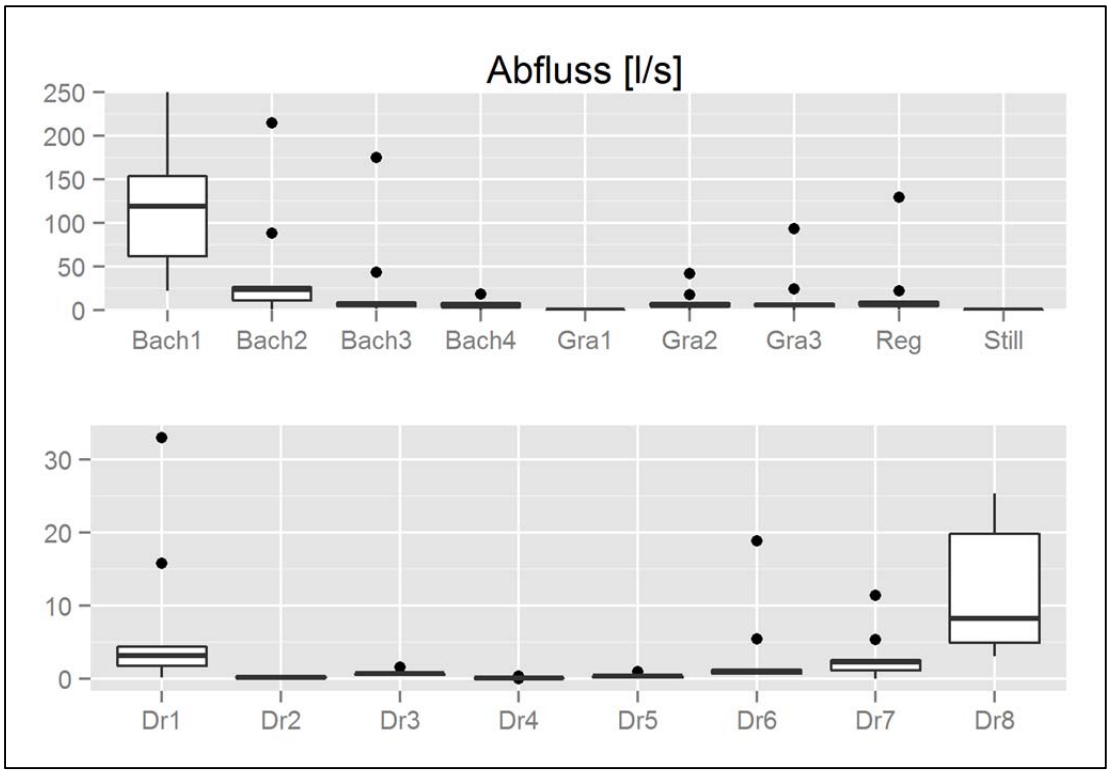


Abbildung 4-2: Boxplots der Abflüsse, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Bach1 mit 778 l/s und Dr1 mit 33l/s nicht dargestellt).

Temperaturverhältnisse

Über den Untersuchungszeitraum nimmt die Temperatur bei den Gewässern ab (Abbildung 4-3). Liegt die Temperatur im November zwischen 9,5 °C (Gra3) und 12,2 °C (Reg), betragen die Temperaturen am 04.02. zwischen 1,4 °C (Gra1) und 5,5 °C (Reg). Diese Temperaturabnahme wird durch eine kurzzeitige Temperaturzunahme am 23.12. unterbrochen. Nach dem 04.02. steigt die Temperatur an. Über den Untersuchungszeitraum werden die höchsten Temperaturen bei Reg gemessen. Die niedrigsten Temperaturen liegen bei Still vor. Der Temperaturunterschied der beiden Gewässer differiert im Mittel um 2,9 °C.

Die Wassertemperaturen der untersuchten Drainagen nehmen von Beginn bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes ab Abbildung 4-3. Das Temperaturmaximum der Drainagen liegt am 06.11.2014 mit Werten zwischen 10,5 °C (Dr1) und 11,9 °C (Dr2) vor. Zu beachten ist, dass an diesem Tag keine weiteren Drainagen untersucht wurden. Im weiteren Verlauf fallen die Temperaturen aller Drainagen, wobei am 23.12. eine kurzzeitige Temperaturerhöhung gemessen wurde. Daraufhin sinken die Temperaturen kontinuierlich weiter ab, bis sie ihr Minimum mit Temperaturen zwischen 3,1 °C (Dr1) und 4,5 °C (Dr3 und Dr5) am 04.02. erreichen. Lediglich Dr4 erreicht sein Minimum mit 5,0 °C am 14.02. Dr4 verzeichnet über den Messzeitraum jeweils die höchsten Temperaturen mit Ausnahme am 23.12. Die niedrigsten Temperaturen weisen Dr1 und Dr7 auf. Die extremsten Temperaturen der Drainagen weichen im Mittel um 1 °C voneinander ab.

Beim Vergleich der Temperaturverläufe der Drainagen und Gewässer weisen diese ähnliche Entwicklungen auf, wobei die Gewässer eine größere Temperaturabnahme haben. Die kurzfristige Temperaturabnahme, die bei den Gewässern am 21.01. beobachtet wurde, wird nicht bei den Drainagen gemessen.

Es ist ein Zusammenhang zwischen der Umgebungstemperatur und der Wassertemperatur zu erkennen. Zwischen November und Dezember nehmen sowohl die Lufttemperatur als auch die Wassertemperaturen der Drainagen ab. Im Zeitraum um den 23.12. steigt die Lufttemperatur. Zu diesem Zeitpunkt nehmen ebenfalls die Wassertemperaturen zu. Anfang Februar ist die längste Frostphase der Lufttemperatur, zu diesem Zeitpunkt erreichen die Drainagen die niedrigsten Temperaturen.

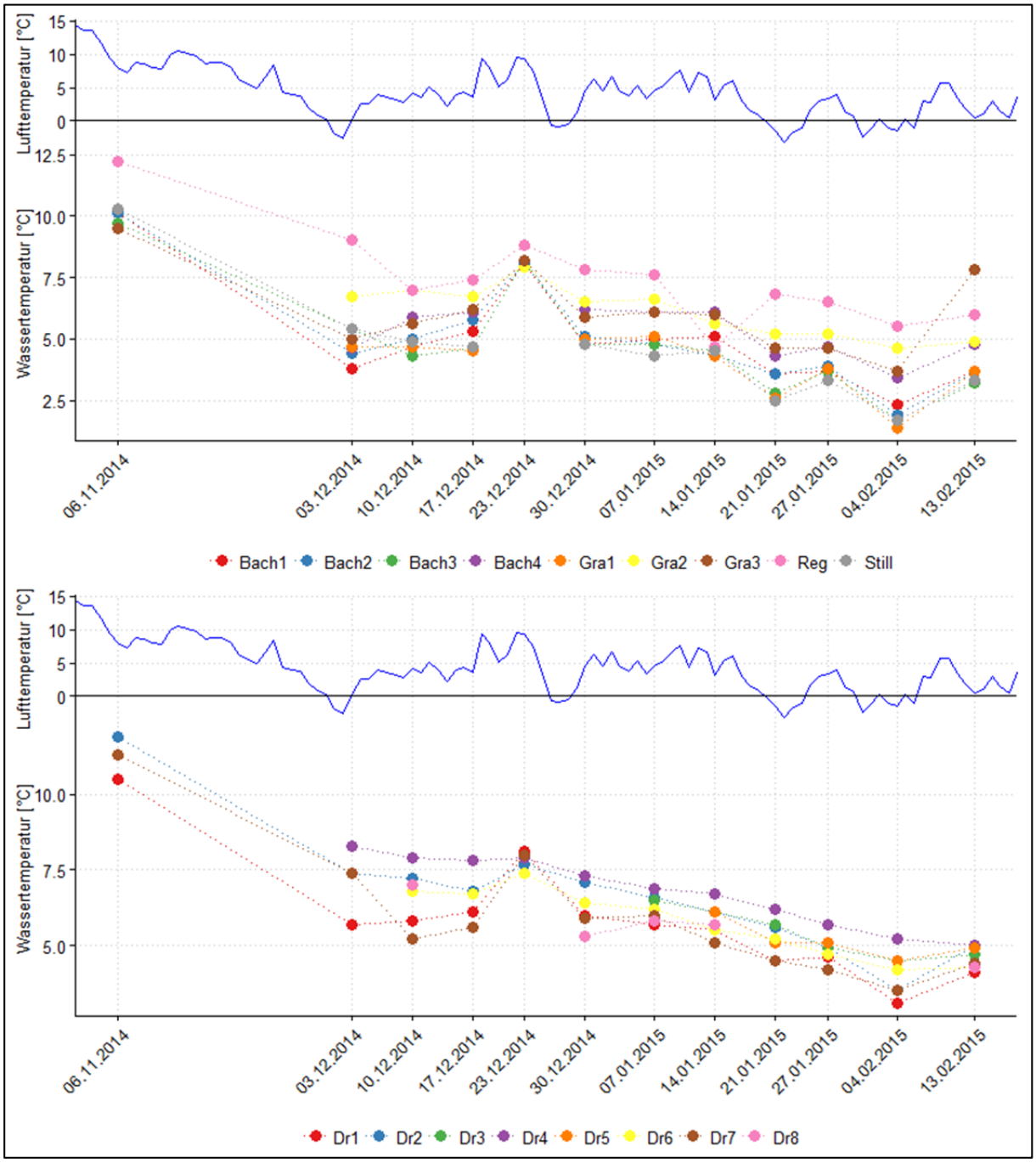
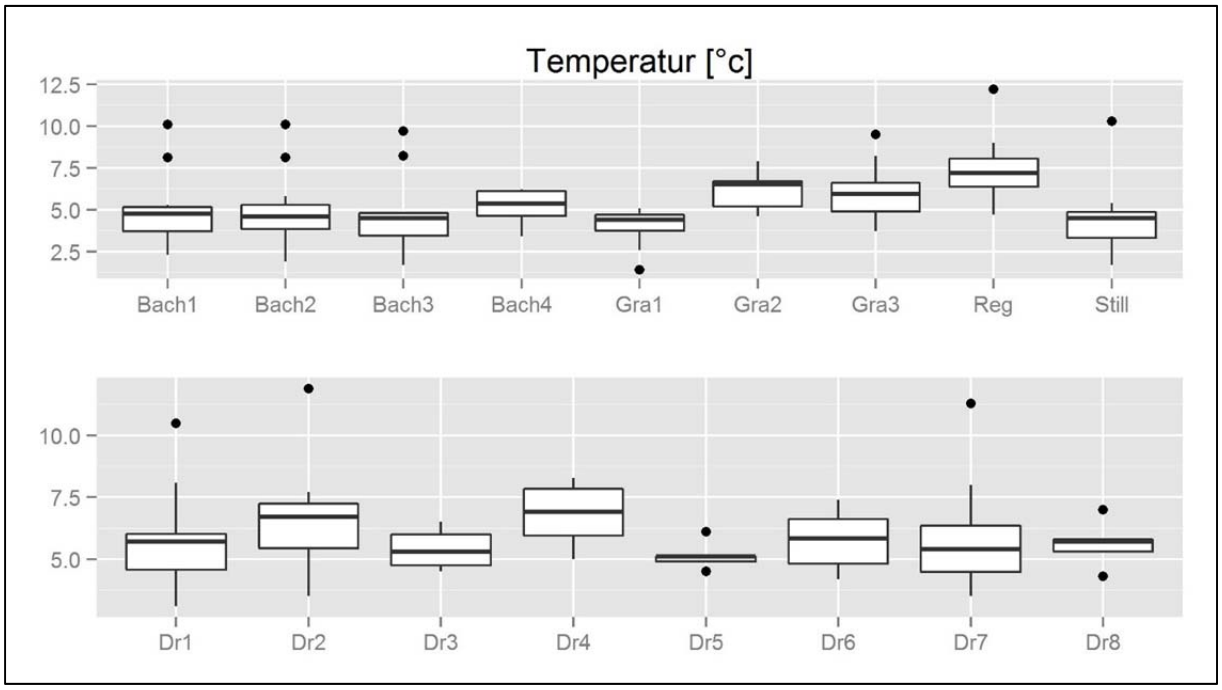


Abbildung 4-3: Luft- und Wassertemperatur der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Temperaturdaten: DWD, 2015).

Die Temperaturen der Gewässer weisen geringe Unterschiede auf. Der Median liegt zwischen 4,4 °C (Gra1) und 7,2 °C (Reg) (Abbildung 4-4). Die Gewässer haben ähnliche Schwankungsbereiche und weisen Interquartilsabstände zwischen 1,4 °C (Bach2) und 1,7 °C (Gra3) auf. Lediglich Gra1 hat einen Interquartilsabstand von 1,0 °C.

Während des Untersuchungszeitraumes haben die Drainagen untereinander geringe Temperaturunterschiede. Der kleinste Median beträgt 5,1 °C (Dr5), der maximale 6,9 °C (Dr4). Die geringsten Temperaturschwankungen weisen Dr5 und Dr8 mit Interquartilsabstände von 0,2 °C und 0,5 °C auf. Die übrigen Drainagen weisen größere Schwankungen mit Interquartilsabstände zwischen 1,25 °C (Dr3)



und 1,9 °C (Dr7 und Dr4) auf.

Abbildung 4-4: Boxplots der Lufttemperatur, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten.

<u>Sauerstoffgehalt</u>

Die Gewässer zeigen einen ähnlichen Verlauf der Dynamik des Sauerstoffgehaltes über den Messzeitraum (Abbildung 4-5). Dabei liegt der Sauerstoffgehalt zwischen 6,3 mg/l (Still) und 13,9 mg/l (Bach1). Im November werden die niedrigsten Werte zwischen 6,3 und 8,3 mg/l bei Bach2, Bach3, Reg und Still gemessen. Am 03.12. werden höhere Werte von maximal 12,6 mg/l (Bach1) gemessen. Es folgt bis zum 17.12. eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes bis minimal 8,9 mg/l (Gra3), wobei dieser Wert eine Ausnahme darstellt. Die übrigen Werte sinken minimal bis 10,2 mg/l (Bach4). Bis Ende Januar erfolgt eine Phase, in der der Sauerstoffgehalt mit Werten bis 13,8 mg/l sein Maximum hat mit einer kurzzeitigen Abnahme im Januar. Im Februar nimmt der Sauerstoffgehalt erneut ab. Gra3 hat überwiegend die niedrigsten Sauerstoffgehalte mit Werten zwischen 8,9 und 12,5 mg/l. Wohingegen bei Bach3 meist die höchsten Sauerstoffgehalte mit Werten zwischen 7,6 und 13,8 mg/l gemessen werden. Der Sauerstoffgehalt der beiden Gewässer weicht voneinander im Mittel um 0,5 mg/l ab.

Der Sauerstoffgehalt der Drainagen liegt zwischen 7,3 (Dr2) und 13,6 mg/l (Dr1). Über den Untersuchungszeitraum zeigen die Drainagen untereinander eine vergleichbare Dynamik, wobei eine Anreicherung des Sauerstoffes im Wasser stattfindet. Die geringsten Werte werden im November gemessen, wobei Dr2 mit 7,3 mg/l den geringsten Sauerstoffgehalt hat. Unterbrochen wird der generelle Trend durch kurzzeitige Minima Mitte Dezember (minimal 8,0 mg/l bei Dr4) und Mitte Januar (minimal 8,4 mg/l bei Dr4). Ende Januar wird der höchste Sauerstoffgehalt (Maximum: 13,6 mg/l) gemessen. Danach nehmen die Sauerstoffgehalte erneut ab. Die höchsten Sauerstoffgehalte werden über-

wiegend bei Dr1 gemessen, dahingegen verzeichnet Dr4 durchgehend die niedrigsten Gehalte. Im Mittel weichen die beiden Sauerstoffgehalte um 2,9 mg/l voneinander ab.

Der Vergleich der Dynamik des Sauerstoffgehaltes der Gewässer und Drainagen weist eine vergleichbare Entwicklung auf. Bei beiden Gruppen werden die niedrigsten Sauerstoffgehalte im November gemessen. Ebenfalls treten in beiden Gruppen Minima Mitte Dezember und Januar auf. Die höchsten Sauerstoffgehalte werden nach einer Phase kälterer Lufttemperaturen Ende Januar gemessen.

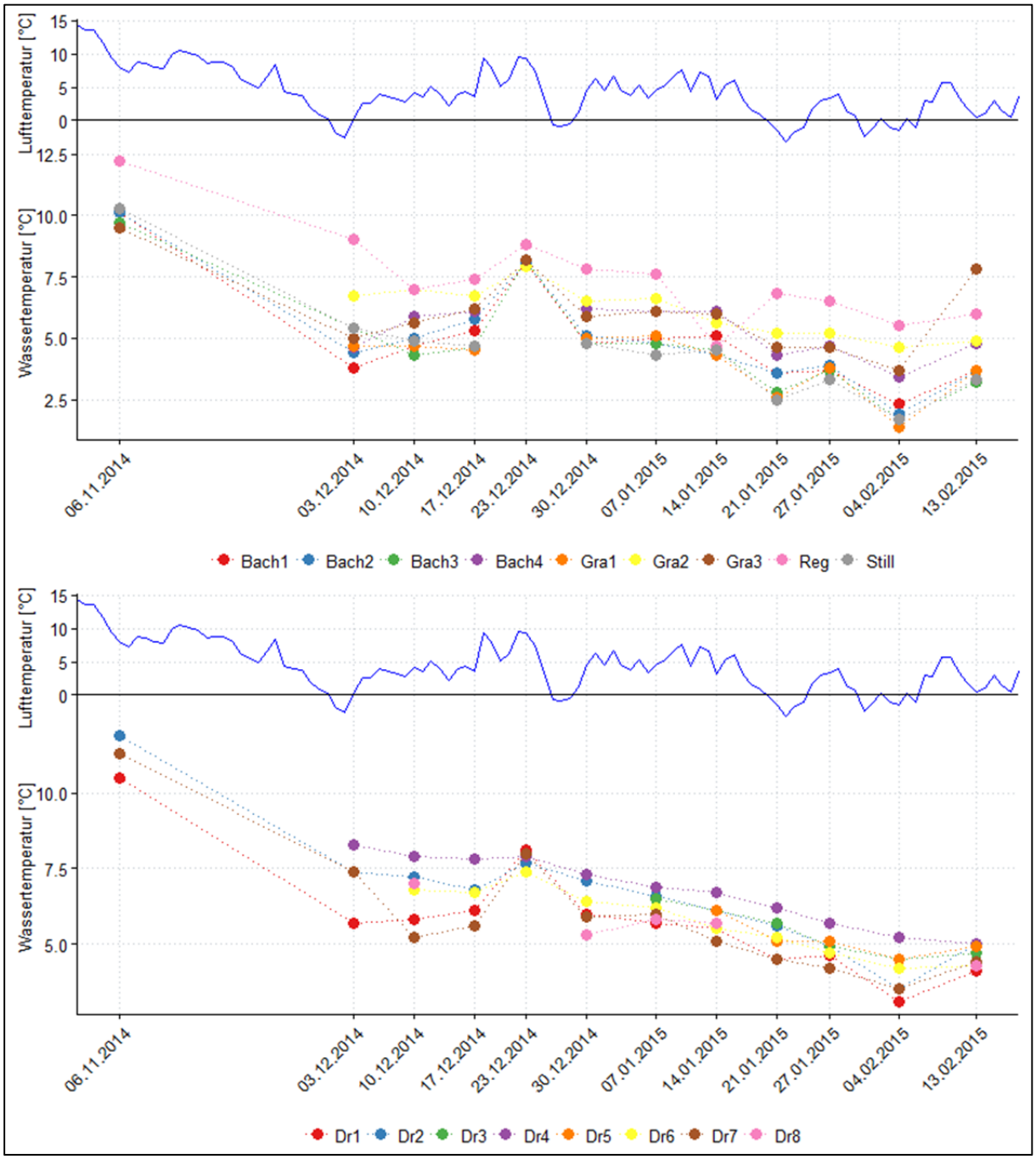


Abbildung 4-5: Lufttemperatur und Sauerstoffgehalt der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Temperaturdaten: DWD, 2015).

Die Gewässer weisen untereinander ein enges Spektrum der Sauerstoffgehalte auf (Abbildung 4-6). Die Mediane haben Werte zwischen 11,3 (Gra3) und 12,7 mg/l (Bach3). Die größten Schwankungen des Sauerstoffgehaltes weisen Bach2, Bach3 und Still mit Interquartilsabständen zwischen 1,1 mg/l

und 1,2 mg/l auf. Die geringsten Schwankungen haben Bach4, Reg und Gra2 mit Interquartilsabständen zwischen 0,3 mg/l und 0,5 mg/l. Die dritte Gruppe der Sauerstoffdynamiken bilden Bach1, Gra1 und Gra3 mit Interquartilsabständen zwischen 0,7 mg/l und 1,0 mg/l.

Im Vergleich zu der Gruppe der Gewässer haben die untersuchten Drainagen untereinander stärkere Schwankungen der Sauerstoffgehalte. Dr4 hat den kleinsten Median von 9,0 mg/l. Der maximale Median wird von Dr8 mit 12,3 mg/l erreicht. Die geringste Schwankung an einem Standort liegt bei Dr5 und Dr3 mit Interquartilsabständen von 0,2 mg/l vor. Größere Schwankungen mit einem Interquartilsabstand zwischen 0,8 mg/l (Dr2) und 1,2 mg/l (Dr6) wurden bei den übrigen Drainagen gemessen.

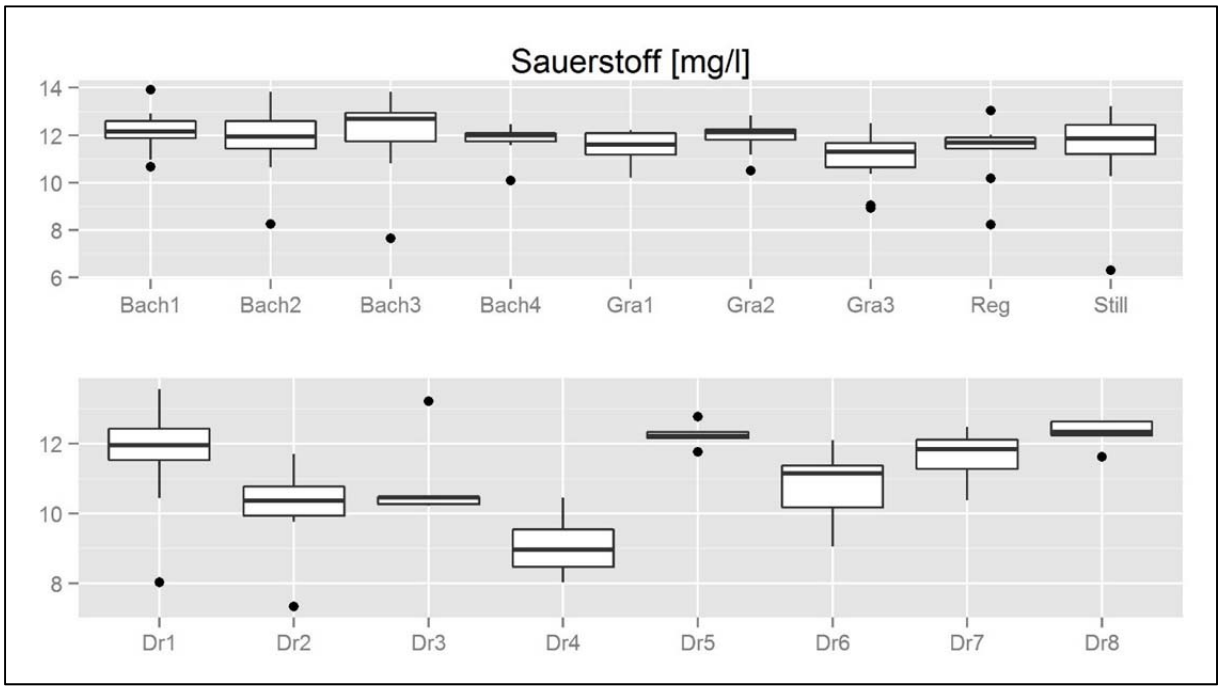


Abbildung 4-6: Boxplots des Sauerstoffgehaltes, Gewässer: oben; Drainagen: unten.

<u>pH-Wert</u>

Der pH-Wert der Gewässer befindet sich im alkalischen Bereich mit Werten zwischen 7,42 (Gra3) und 8,70 (Bach2) (Abbildung 4-7). Die Gewässer untereinander weisen gleiche Dynamiken auf. Dabei treten über den Untersuchungszeitraum nur leichte Veränderungen auf. Haben die Gewässer zu Beginn der Messungen pH-Werte zwischen 7,86 (Still) und 8,43 (Gra3), liegen die Werte am Ende des Messzeitraumes zwischen 7,77 (Gra2) und 8,34 (Bach3). Abnahmen des pH-Wertes treten sowohl am 23.12. (Werte zwischen 7,42 (Gra3) und 7,99 (Bach3)) als auch am 14.01. auf. Danach geht der Wert auf das Ausgangsniveau zurück. Nicht in die Dynamik passen Reg am 17.12., Bach3 am 14.01. und Bach2 am 21.01. mit deutlich höheren pH-Werten als die übrigen Gewässer. Ab dem 23.12. werden bei Bach3 die höchsten pH-Werte gemessen. Ab diesem Zeitraum haben Gra2 und Gra3 die geringsten pH-Werte.

Die Drainagen weisen pH-Werte im alkalischen Bereich mit Werten zwischen 7,06 (Dr2) und 8,51 (Dr7) auf. Ausnahmen bilden Dr6 und Dr4 mit Werten zwischen 6,86 und 7,1. Neutrale pH-Werte liegen bei Dr4 am 03.12, 17.12. und 07.01. und bei Dr6 am 13.02. vor.

Die Dynamiken des pH-Wertes der Drainagen lassen sich in drei Gruppen unterteilen. Die pH-Werte von Dr7 (7,92) und Dr1 (8,21) weisen zu Beginn der Messung die höchsten pH-Werte auf. Ab dem

17.12. schwankt der pH-Wert auf einem Niveau mit Werten um 7,35 (Dr7) und 8,05 (Dr1), wobei kurzzeitige Minima am 23.12. und 14.01. gemessen werden. Der pH-Wert dieser Drainagen verhält sich wie der pH-Wert der Gewässer. Eine weitere Gruppe mit ähnlichen Dynamiken weisen die Dr2 und Dr3 auf. Dabei liegen bei Dr2 im November bis Mitte Dezember die höchsten pH-Werte vor, mit einem Maximum am 10.12. Bis zum 07.01. nimmt der pH-Wert ab, um im weiteren Verlauf Schwankungen zwischen 7,06 und 7,27 zu unterliegen. Dr3 verhält sich unter Berücksichtigung des kürzeren Messzeitraumes in der gleichen Dynamik wie Dr2. Eine weitere Gruppe bilden Dr6 und Dr4. Sie verzeichnen sowohl die geringsten Schwankungen als auch die geringsten pH-Werte mit Werten um 6,92.

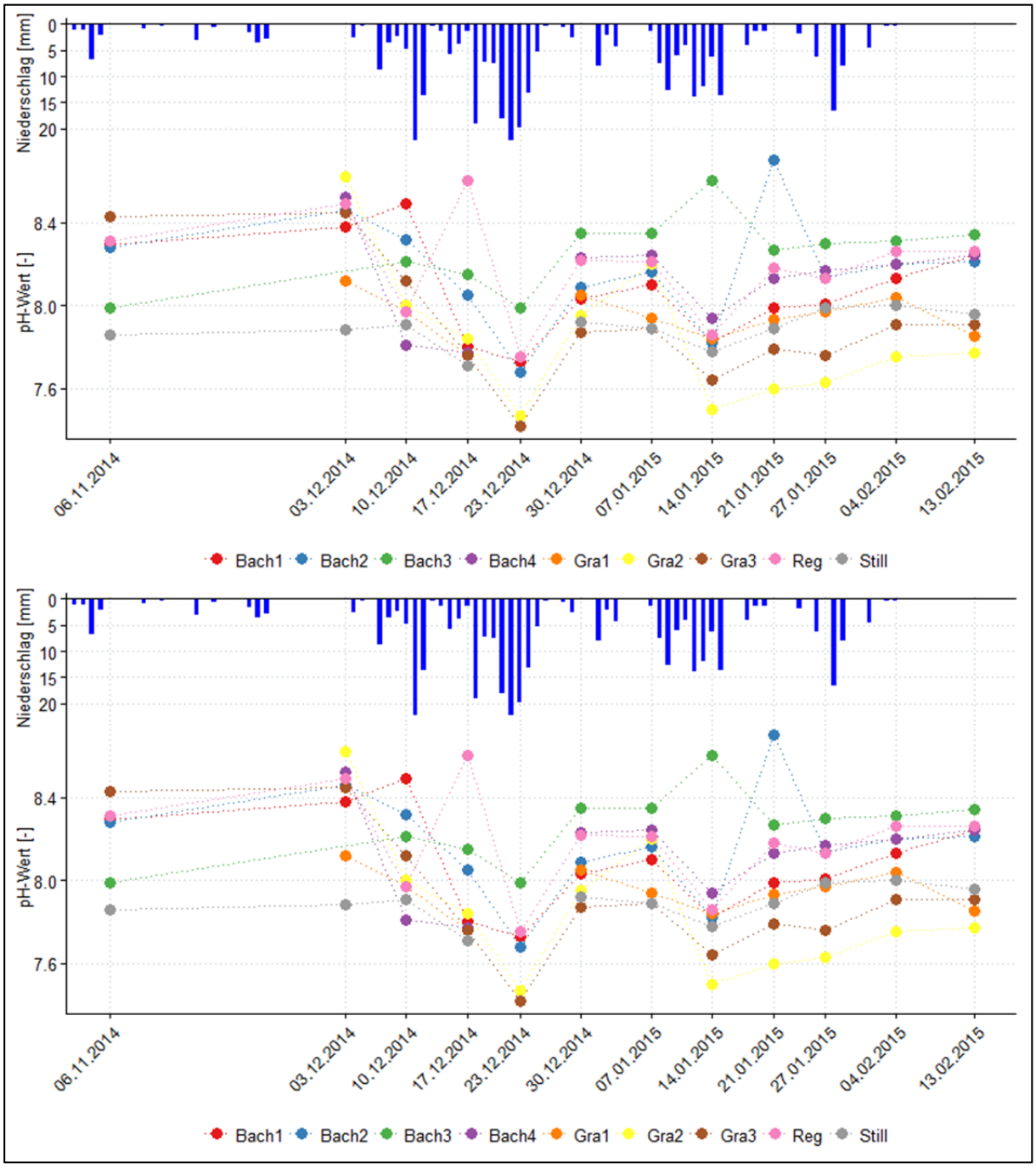


Abbildung 4-7: Niederschlagsdaten und pH-Werte der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Drainagen haben mit Ausnahme von Dr1 und Dr5 geringere pH-Werte als die Gruppe der Gewässer (Abbildung 4-8). Die Mediane der Drainagen liegen zwischen 6,94 (Dr4 und Dr6) und 8,02 (Dr1). Dahingegen weisen die Mediane der Gewässer pH-Werte zwischen 7,77 (Gra2) und 8,3 (Bach3) auf.

Der Interquartilsabstand der Drainagen lässt sich in zwei Gruppen einordnen. Dr1, Dr2, Dr7 und Dr5 weisen Interquartilsabstände zwischen 0,22 (Dr5) und 0,29 (Dr2) auf. Die Interquartilsabstände der übrigen Drainagen liegen zwischen 0,01 (Dr8) und 0,08 mg/l (Dr4). Bei den Gewässern hat Still mit 0,07 den kleinste Interquartilsabstand. Gra1, Bach3 und Reg weisen Interquartilsabstände zwischen 0,15 und 0,15 auf. Die Interquartilsabstände der übrigen Gewässer liegen zwischen 0,20 (Gra3) und 0,36 (Gra2).

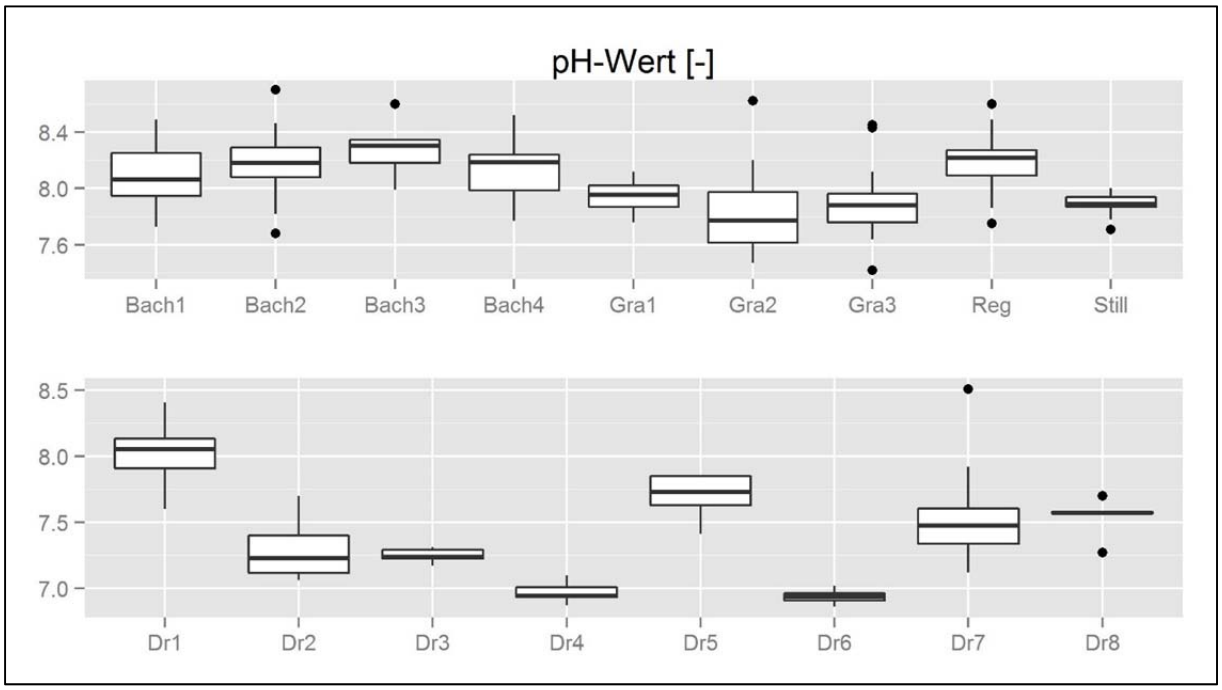


Abbildung 4-8: Boxplots der pH-Werte, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten.

<u>Elektrische Leitfähigkeit</u>

Die Gewässer weisen elektrische Leitfähigkeiten zwischen 183 und 967 µS/cm auf (Abbildung 4-9). Eine Ausnahme bildet der Bach4 am 04.02 mit einer Leitfähigkeit von 1496 µS/cm. Die größten Dynamiken treten am 10.12., 23.12. und 14.01. auf. Zu diesen Zeitpunkten verringert sich die Leitfähigkeit an allen Gewässern. Ab dem 23.12. können die Gewässer in zwei Gruppen unterteilt werden. Bach1, Bach2, Bach3 und Still weisen im Mittel um 217 µS/cm geringere Leitfähigkeiten als Gra1, Gra2, Gra3 und Reg auf. Dabei weist die erste Gruppe eine ausgeglichenere Dynamik auf, weshalb sich zu Zeiten geringer Leitfähigkeiten die Niveaus der beiden Gruppen anpassen. Bach4 weist die größten Schwankungen auf, wobei sowohl das Minimum mit 183 µS/cm (10.12.) als auch das Maximum mit 1496 µS/cm (04.02.) an diesem Standort gemessen werden. Zu diesem Zeitpunkt steigt ebenfalls die Leitfähigkeit an Gra3. Zu Zeiten hoher Leitfähigkeiten weist Reg die höchsten Werte auf. Nimmt im Untersuchungsgebiet die Leitfähigkeiten ab, hat Reg die ausgeprägtesten Minima.

Die elektrische Leitfähigkeit der Drainagen liegt zwischen 321 µS/cm (Dr7 am 23.12.) und 800 µS/cm (Dr5 am 14.2.). Zu Beginn der Messungen werden an den Standorten, bei denen durchgehend Messungen stattgefunden haben, die höchsten Leitfähigkeiten gemessen. Am 23.12. wird bei allen Standorten das Minimum gemessen. Dabei nehmen die Leitfähigkeiten von 17.12. zum 23.12. zwischen 43 µS/cm (Dr4) und 277 µS/cm (Dr7) ab. Nach diesem Zeitpunkt steigt die Leitfähigkeit, um am

14.01. eine kurzzeitige Abnahme zu haben. Lediglich bei Dr7 wird am 27.01. eine erneute Abnahme gemessen. Dr4 hat die geringsten Schwankungen der Leitfähigkeit und hat zu Zeiten hoher Leitfähigkeiten die geringsten Werte. Dr7 hat die größten Dynamiken. Ein Grund dafür ist, dass hier zu Zeiten der Minima die niedrigsten Werte gemessen werden.

Beim Vergleich vom Tagesniederschlag und elektrischer Leitfähigkeit ist ein Zusammenhang erkennbar. Die Leitfähigkeit sinkt bei starken, langanhaltenden Regenereignissen. Die Abnahmen der Leitfähigkeit werden zu den Regenereignissen um den 23.12. und 14.01. beobachtet. Bei der Gruppe der Gewässer nimmt die Leitfähigkeit bereits bei dem ersten Regenereignis um den 10.12. ab.

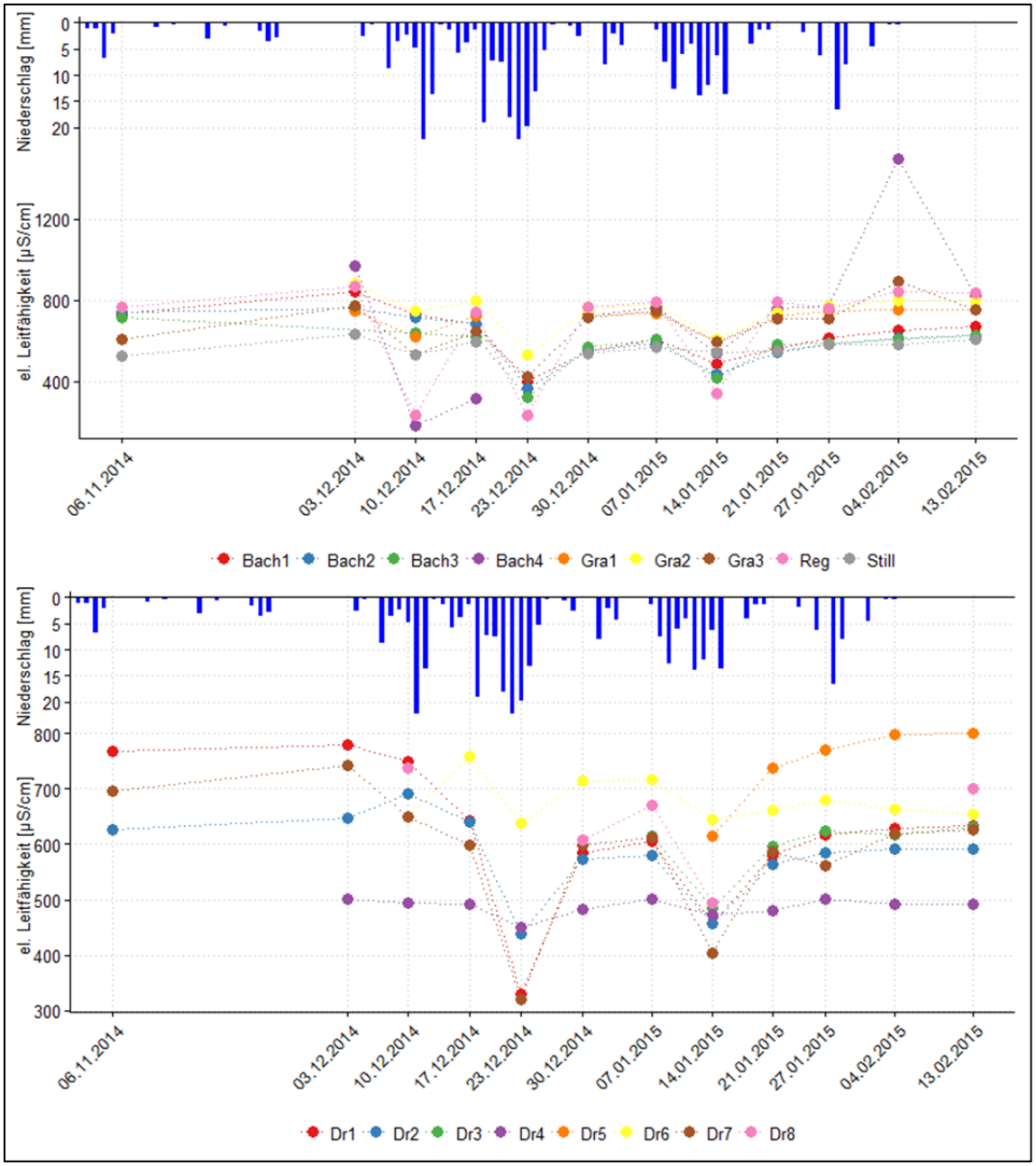


Abbildung 4-9: Niederschlagsdaten und elektrische Leitfähigkeit der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Mediane der elektrischen Leitfähigkeit der Gewässer haben Werte zwischen 571 µS/cm (Still) und 770 µS/cm (Gra2) (Abbildung 4-10). Die Variabilität der Leitfähigkeit lässt sich in zwei Gruppen einordnen. Geringe Schwankungen mit einem Interquartilsabstand zwischen 23,25 µS/cm und 56,0

µS/cm weisen Bach3, Gra1, Gra2 und Still auf. Die übrigen Bäche, Gra3 und Reg haben Interquartilsabstände zwischen 132,50 µS/cm und 227,5 µS/cm. Die Streuung der Drainagen lässt sich in drei Gruppen untergliedern. Dr4 und Dr3 weisen die geringsten Interquartilsabstände mit Werten zwischen 16,0 µS/cm und 22,50 µS/cm auf. Dr1 und Dr8 haben die größten Dynamiken mit Interquartilsabständen zwischen 86,0 µS/cm und 93,0 µS/cm. Die übrigen Drainagen verzeichnen Interquartilsabständen zwischen 52,25 µS/cm und 60,0 µS/cm. Dr4 weist den geringsten Median mit 493 µS/cm auf. Dr5 hat mit 770 µS/cm den höchsten Median.

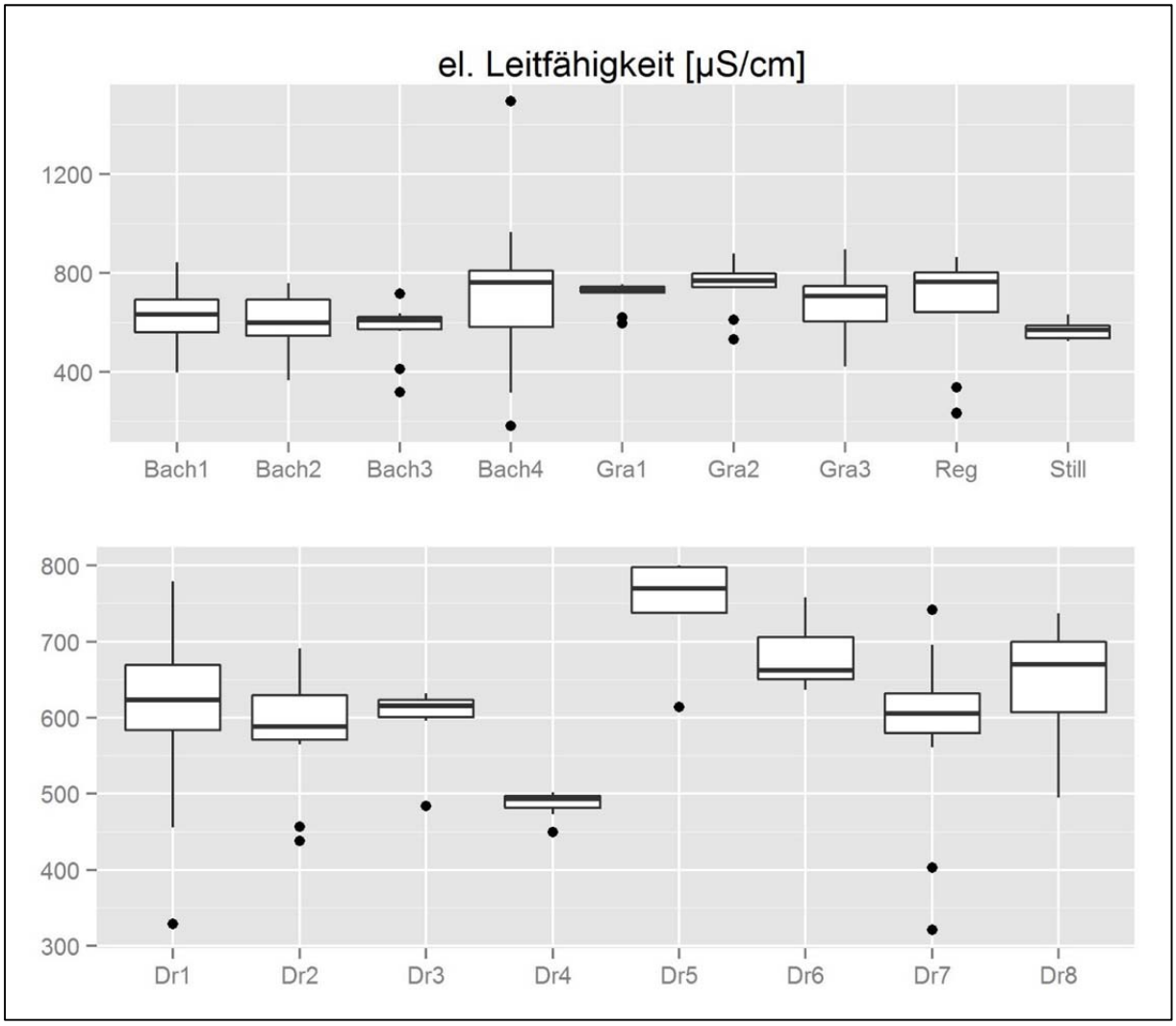


Abbildung 4-10: Boxplots der elektrischen Leitfähigkeit, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten.

4.2 Chemische Parameter

4.2.1 Phosphorkomponenten

Gesamtphosphor

Die P_{ges}-Konzentration der Gewässer hat Werte zwischen 0,035 mg/l (Bach1 am 14.2.) und 0,594 mg/l (Gra3 am 23.12.) (Abbildung 4-11). Als Extremwert ist die P_{ges}-Konzentration von Gra3 am 10.12. mit 1,146 mg/l anzusehen (nicht dargestellt, siehe Anhang). Die Gewässer zeigen über den Messzeitraum gleiche Dynamiken. Die Konzentrationen steigen am 10.12., 23.12. und in einem geringeren Ausmaß am 14.01. Zum 23.12. steigen die Konzentrationen zwischen 0,203 mg/l (Gra2) und 0,385 mg/l (Bach3). Über den Messzeitraum weist Gra2 die geringsten Konzentrationen auf. Die höchsten Konzentrationen werden bei Gra3 und Reg gemessen.

Die P_{ges}-Konzentrationen der Drainagen liegen zwischen 0,018 mg/l (Dr2 am 14.02.) und 0,377 mg/l (Dr1 am 23.12.). Dr2 und Dr3 weisen die geringsten Konzentrationen auf mit Werten zwischen 0,018 und 0,080 mg/l. Die Konzentrationen der Drainagen weisen ähnliche Dynamiken auf. Konzentrationsmaxima treten am 23.12. und 14.01. auf. Bei Dr4, Dr6 und Dr7 wird ein Maximum am 10.12. erreicht. Am 23.12. liegt der geringste Anstieg bei Dr2 mit 0,014 mg/l vor. Der höchste Anstieg tritt bei Dr1 mit 0,266 mg/l auf. Zu diesem Zeitpunkt erhöht sich die P_{ges}-Konzentration der Dr2 nicht. Ein geringer Anstieg der P_{ges}-Konzentration der Drainagen ist am 14.01. zu verzeichnen.

Sowohl bei den Gewässern als auch bei den Drainagen ist ein Zusammenhang zwischen der P_{ges}-Konzentration und den Niederschlagsereignissen zu erkennen. Die Konzentrationen steigen bei langanhaltenden Niederschlägen, so dass die stärksten Anstiege am 23.12. gemessen worden sind. Bei dem Vergleich der Dynamik der P_{ges}-Konzentration mit den Tagesniederschlägen wird ein Zusammenhang deutlich. Die größten P_{ges}-Konzentrationen werden bei Niederschlagsereignissen gemessen. So treten die größten Konzentrationen mit den längsten und intensivsten Regenereignissen auf.

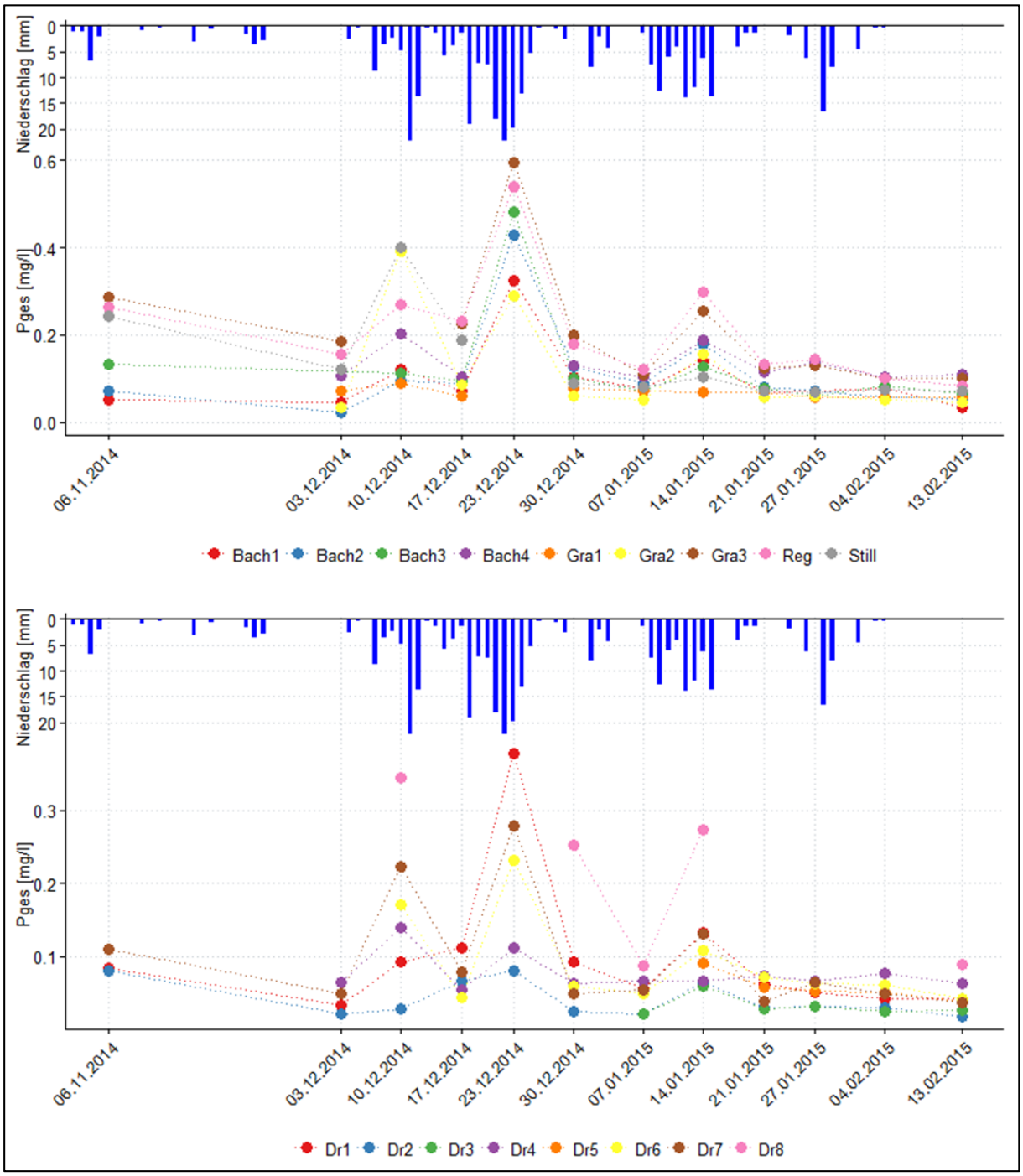


Abbildung 4-11: Niederschlagsdaten und P_{ges}-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,146 mg/l nicht dargestellt, siehe Anhang) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Gra3, Reg und Still haben die größten Dynamiken und größere Mediane als der Rest der Gewässer (Abbildung 4-12). Der kleinste Median wird von Gra1 erzielt mit 0,070 mg/l. Den höchsten Median erlangt Gra3 mit einem Wert von 0,194 mg/l. Die Dynamiken der Gewässer lassen sich in zwei Gruppen unterteilen. Starke Schwankungen nehmen Gra2, Still, Gra3 und Reg mit Interquartilsabständen zwischen 0,135 mg/l und 0,141 mg/l ein. Die übrigen Gewässer weisen Interquartilsabstände zwischen 0,013 mg/l (Gra1) und 0,045 mg/l (Bach3) auf. Nicht dargestellt wird der Ausreißer bei Gra3 mit einer P_{ges}-Konzentration von 1,146 mg/l.

Die größten Dynamiken der P_{ges}-Konzentration weist Dr8 mit einem Interquartilsabstand von 0,184 mg/l auf. Dr3, Dr4 und Dr5 haben die geringsten Interquartilsabstände mit Werten zwischen 0,006 mg/l und 0,011 mg/l. Die übrigen Drainagen nehmen Interquartilsabstände zwischen 0,041 mg/l (Dr2) und 0,066 mg/l (Dr7) ein. Die Drainagen mit der geringsten und größten Schwankung stellen mit 0,006 mg/l (Dr3) und 0,252 mg/l (Dr8) auch die extremsten Mediane.

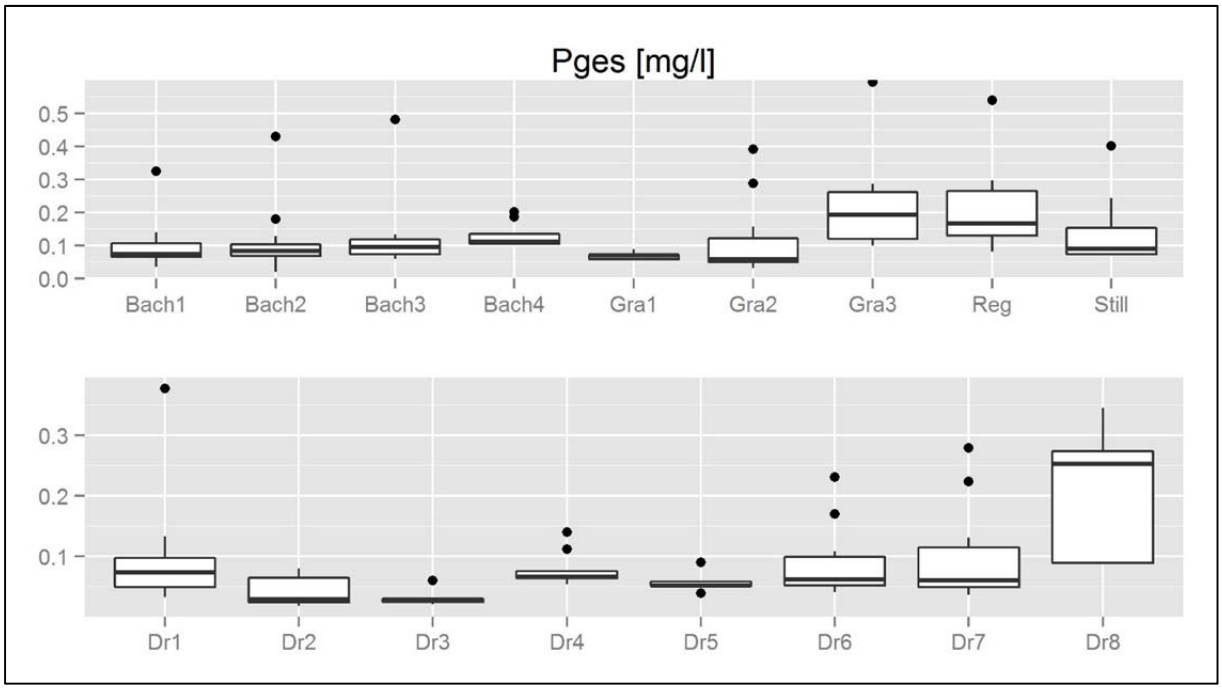


Abbildung 4-12: Boxplots der P_{ges}-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,146 mg/l nicht dargestellt).

<u>Orthophosphat-P</u>

Die PO_4-P-Konzentrationen der Gewässer nehmen Werte zwischen 0,005 mg/l (Bach1 am 14.2.) und 0,345 mg/l (Gra3 am 23.12.) an (Abbildung 4-13). Als Ausreißer kann die PO_4-P-Konzentrationen von 1,003 mg/l am 10.12. von Gra3 angesehen werden (nicht dargestellt, siehe Anhang). Die Gewässer weisen allesamt vergleichbare Verläufe der Konzentrationen auf. Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes werden PO_4-P-Konzentrationen zwischen 0,013 mg/l und 0,169 mg/l gemessen. Es folgen kurzzeitige Konzentrationsanstiege am 10.12., 23.12. und 14.01. Dabei werden die höchsten Konzentrationszunahmen von 0,056 mg/l (Bach2) bis 0,198 mg/l (Gra3) am 23.12. erreicht. Danach haben die Gewässer PO_4-P-Konzentrationen vergleichbar mit denen des Ausgangsniveaus. Die höchsten Konzentrationen werden bei Gra3 mit Werten zwischen 0,067 und 1,003 mg/l gemessen. Die geringsten Konzentrationen hat Bach1 mit Werten zwischen 0,005 und 0,112 mg/l.

Die PO_4-P-Konzentrationen der Drainagen nehmen Werte zwischen 0,003 mg/l (Dr2) und 0,198 mg/l (Dr8) an. Die PO_4-P-Konzentrationen steigen bei den Drainagen am 23.12. und 14.01. Ebenfalls ist ein Konzentrationsanstieg am 10.12. bei Dr7 und Dr6 zu erkennen. Dieses hat zur Folge, dass die größten Schwankungen der PO_4-P-Konzentrationen im Dezember vorliegen, darauf folgt eine Phase geringerer Konzentrationsunterschiede. Die Dr4 hat die geringsten Schwankungen mit Konzentrationen zwischen 0,053 mg/l und 0,069 mg/l. Die geringsten PO_4-P-Konzentrationen werden bei Dr2 und Dr3 gemessen, dabei wird bei Dr2 am 03.12. die Bestimmungsgrenze (0,005 mg/l) mit einer Konzentration von 0,003 mg/l unterschritten. Die höchsten PO_4-P-Konzentrationen hat Dr8, allerdings liegen für diese Drainage nur Messungen an vier Beprobungstagen vor.

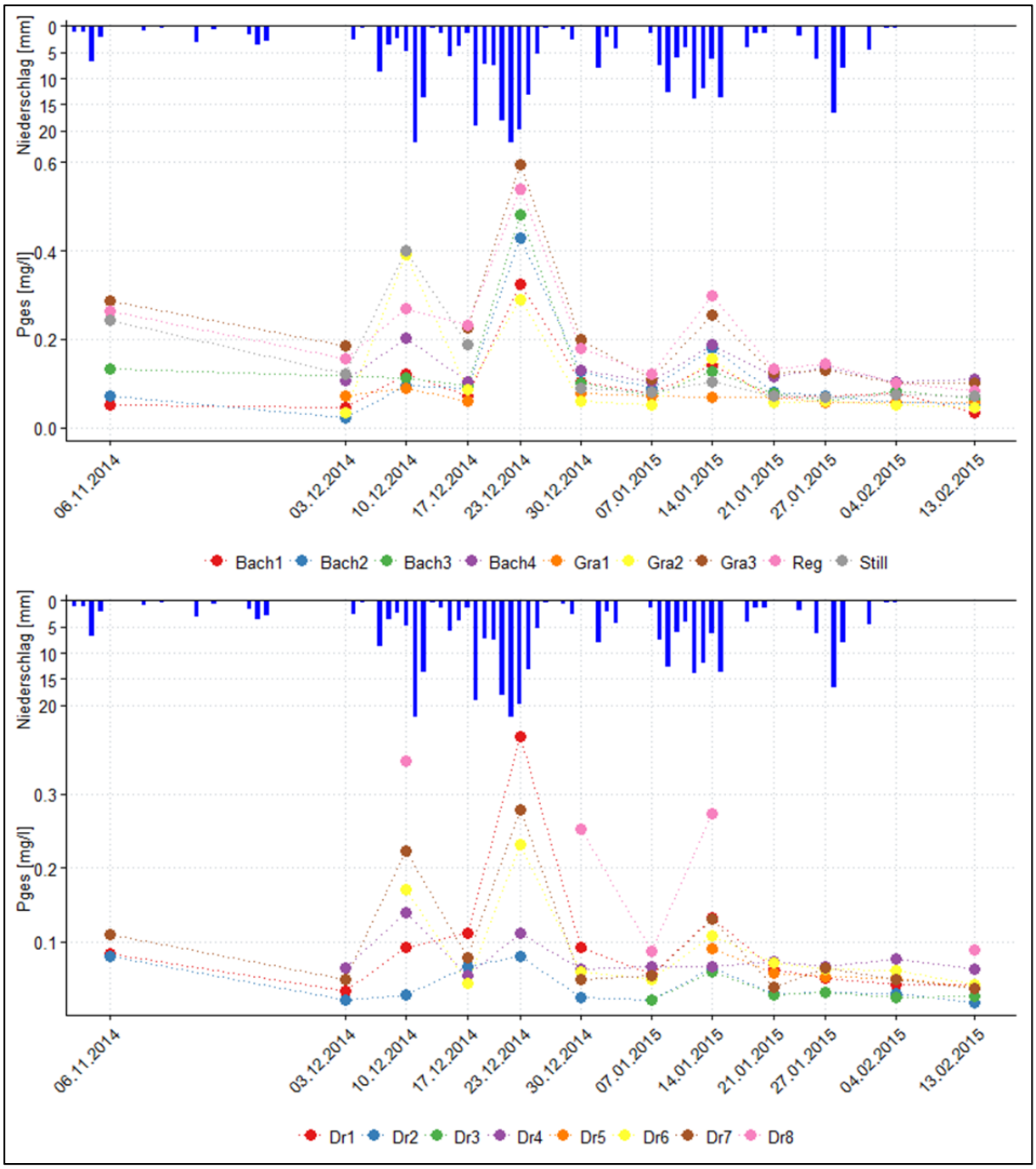


Abbildung 4-13: Niederschlagsdaten und PO_4-P-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten; (Ausreißer bei Gra3 mit 1,003 mg/l nicht dargestellt, siehe Anhang) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Gewässer weisen zwei unterschiedlich ausgeprägte Dynamiken der PO_4-P-Konzentration auf Abbildung 4-14. Die größten Schwankungen haben Reg und Gra3 mit Interquartilsabstände von 0,060 mg/l und 0,086 mg/l. Die übrigen Gewässer nehmen Interquartilsabstände zwischen 0,006 mg/l (Gra1) und 0,027 mg/l (Bach2) ein. Die Mediane nehmen Werte zwischen 0,018 mg/l (Bach1) und 0,139 mg/l (Gra3) ein. Bei den Drainagen hat die höchste Variabilität Dr8 mit einem Interquartilsabstand von 0,99 mg/l. Dr3, Dr5 Dr4 und Dr2 weisen die geringsten Interquartilsabstände mit Werten von 0,005 mg/l bis 0,008 mg/l auf. Dr6, Dr1 und Dr7 haben Interquartilsabstände zwischen 0,027 mg/l und 0,036 mg/l. Die Drainagen mit den größten Dynamiken stellen ebenfalls die extremsten Mediane mit Werten von 0,014 mg/l (Dr3) und 0,138 mg/l (Dr8).

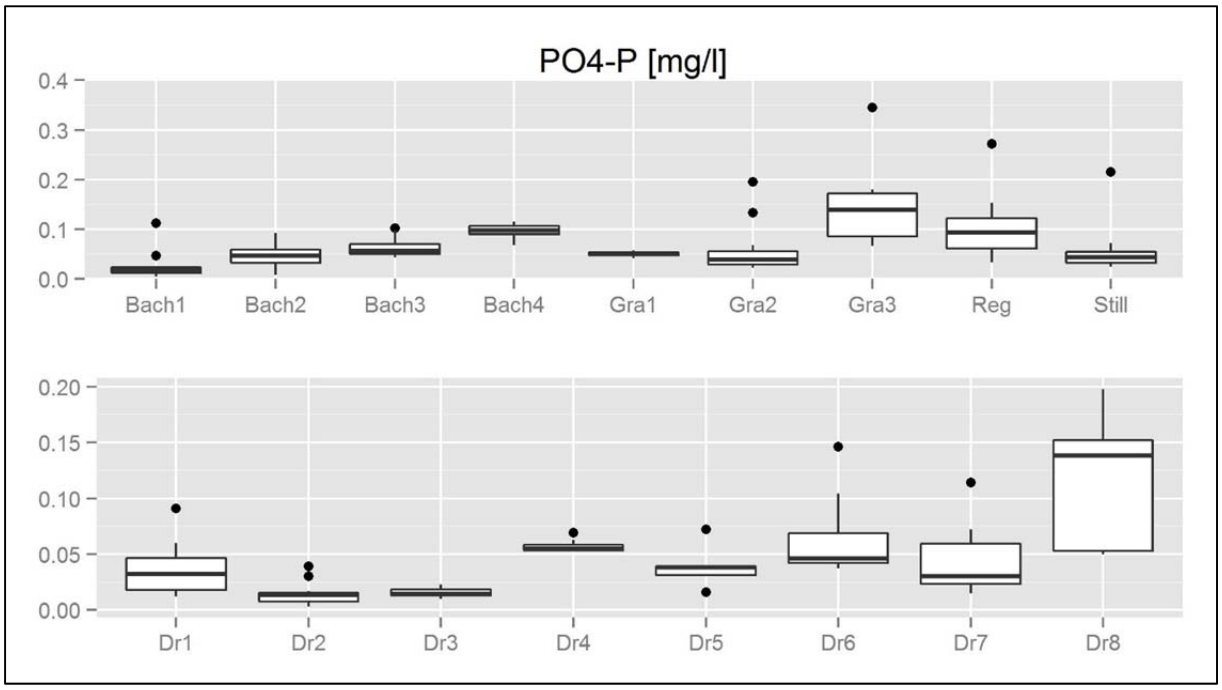


Abbildung 4-14: Boxplots der PO_4-P-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,003 mg/l nicht dargestellt).

4.2.2 Stickstoffkomponenten

Gesamtstickstoff

Für die N_{ges}-Konzentrationen wurden erst ab Dezember 2014 Messungen durchgeführt (Abbildung 4-15). Ebenfalls fehlen Proben von Bach1 am 03.12., Gra1 am 10.12., Dr4 am 03.12. und 10.12., Dr6 am 03.12. und Dr7 am 03.12.

Die N_{ges}-Konzentrationen der unterschiedlichen Gewässer weisen große Differenzen auf. Geringe N_{ges}-Konzentrationen haben Bach3 (1,3 bis 3,8 mg/l) und Bach4 (1,3 bis 5,4 mg/l). Die größten Konzentrationen werden bei Gra1 und Gra2 mit Werten zwischen 12,2 und 19,7 mg/l gemessen. Die Dynamiken der Gewässer weisen ebenfalls Unterschiede auf. Kaum Schwankungen haben Bach3 und Bach4. Ebenfalls geringe Schwankungen weisen Gra3 (8,6 – 10,3 mg/l) mit Ausnahme vom 03.12. und 10.12. (13,2 und 6,6 mg/l) und Still mit Ausnahme vom 10.12. (6,7 mg/l) auf. Bei Still werden darüber hinaus die geringsten Konzentrationen gemessen (1,1 – 2,5 mg/l). Bei Bach2, Gra1, Gra2, und Reg sinkt die Konzentration am 10.12., 23.12. und 14.01. Diese Minima treten zu Zeiten von Niederschlagsereignissen auf. Bei Bach1 schwankt die Konzentration bis zum 14.01. zwischen 5,8 und 12,8 mg/l. Danach ist die Konzentration mit einer Schwankung zwischen 8,1 und 8,7 mg/l nahezu konstant.

Die N_{ges}-Konzentrationen der Dränagen haben Werte zwischen 1,5 (Dr1 am 03.12.) und 26,4 (Dr6 am 23.12.). Die Dynamik der Dränagen lässt sich in zwei Zeiträume unterteilen. Dabei haben die N_{ges}-Konzentrationen von Dezember bis zum 07.01. größere Dynamiken. Danach verbleiben die Konzentrationen auf einem Niveau. In dem ersten Zeitraum hat Dr6 die größten N_{ges}-Konzentrationen mit Werten zwischen 17,0 mg/l und 26,4 mg/l. Dr4 nimmt am 17.12. die größte Konzentration von 16,6 mg/l an, danach sinkt die Konzentration langsam auf das Ausgangsniveau. Bei den übrigen Dränagen werden Konzentrationen zwischen 1,5 und 9,0 mg/l gemessen, wobei die Konzentration von Dr1 vom 03.12. zum 17.12. von 1,5 auf 4,9 mg/l steigt. Im zweiten Zeitraum sind vier Niveaus zu erkennen. Die höchste Konzentration mit Werten zwischen 20,4 und 23,7 mg/l hat Dr6. Darauf folgt Dr5 mit Kon-

zentrationen um 15,8 mg/l. Dr7, Dr8 und Dr4 haben Konzentrationen zwischen 8,4 mg/l (Dr7) und 12,2 mg/l (Dr4). Die niedrigsten Konzentrationen werden bei Dr1, Dr2 und Dr3 mit Werten zwischen 2,9 mg/l (Dr2) und 6,3 mg/l (Dr3) gemessen.

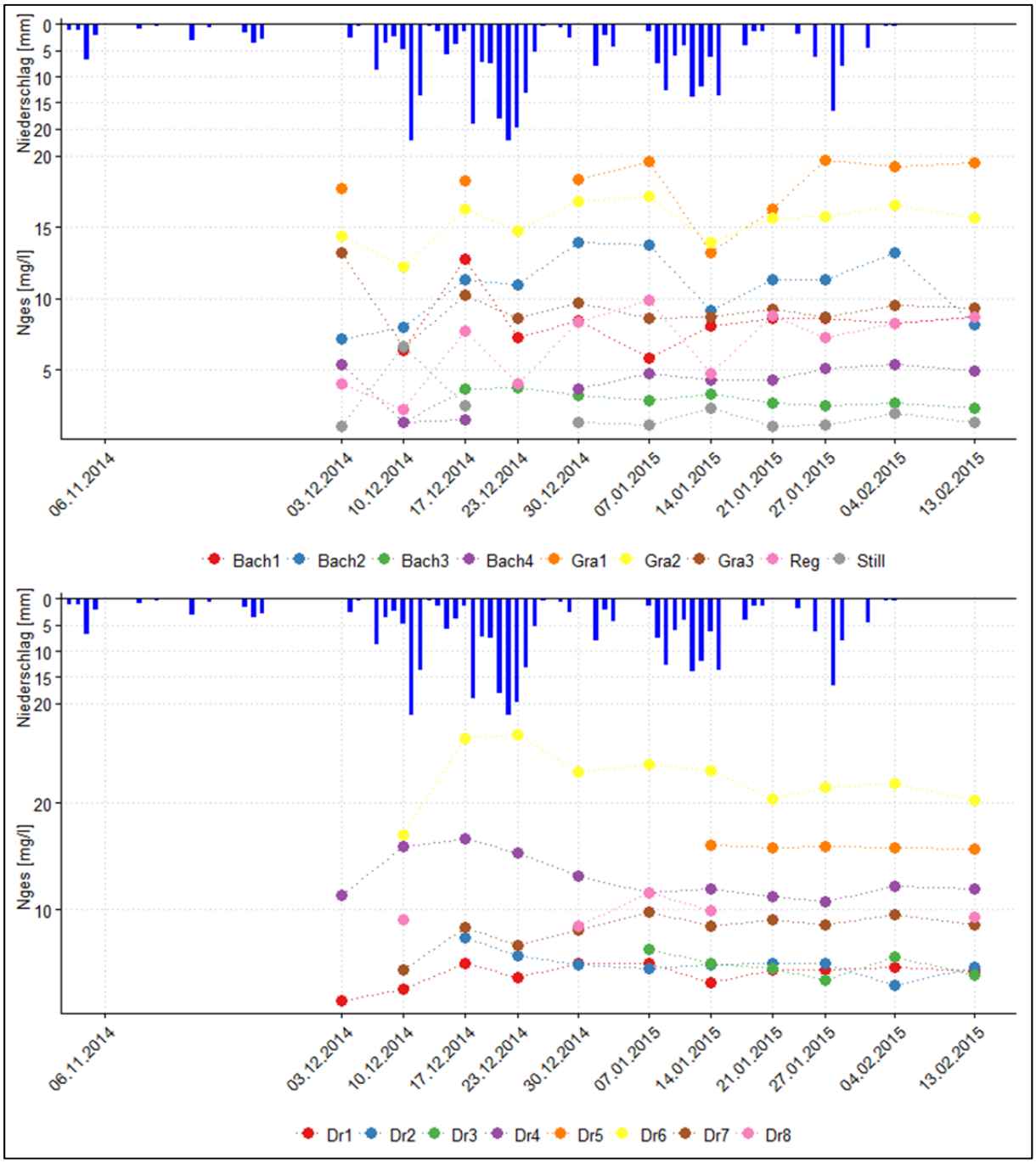


Abbildung 4-15 Niederschlagsdaten und N_{ges}-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Mediane der unterschiedlichen Gewässer haben große Schwankungen und nehmen Werte zwischen 1,3 mg/l (Still) und 18,4 mg/l (Gra1) an (Abbildung 4-16). Die größten Schwankungen innerhalb eines Gewässers haben Bach2 und Reg mit Interquartilsabständen von 3,6 mg/l und 4,2 mg/l. Die geringsten Dynamiken weisen Bach3, Gra3, Bach1 und Still mit Interquartilsabständen von 0,7 mg/l bis 1,0 mg/l auf. Gra1 und Gra2 haben Interquartilsabstände von 1,8 mg/l und 1,9 mg/l.

Ebenfalls große Schwankungen zeigen die Mediane der Drainagen mit Werten zwischen 4,4 mg/l (Dr1) und 22,4 mg/l (Dr6). Innerhalb einer Drainage treten die größten Dynamiken bei Dr4 und Dr6 mit Interquartilsabständen von 2,8 mg/l und 2,9 mg/l auf. Die übrigen Drainagen haben Schwankungen mit Interquartilsabständen zwischen 0,1 mg/l (Dr5) und 0,9 mg/l (Dr8).

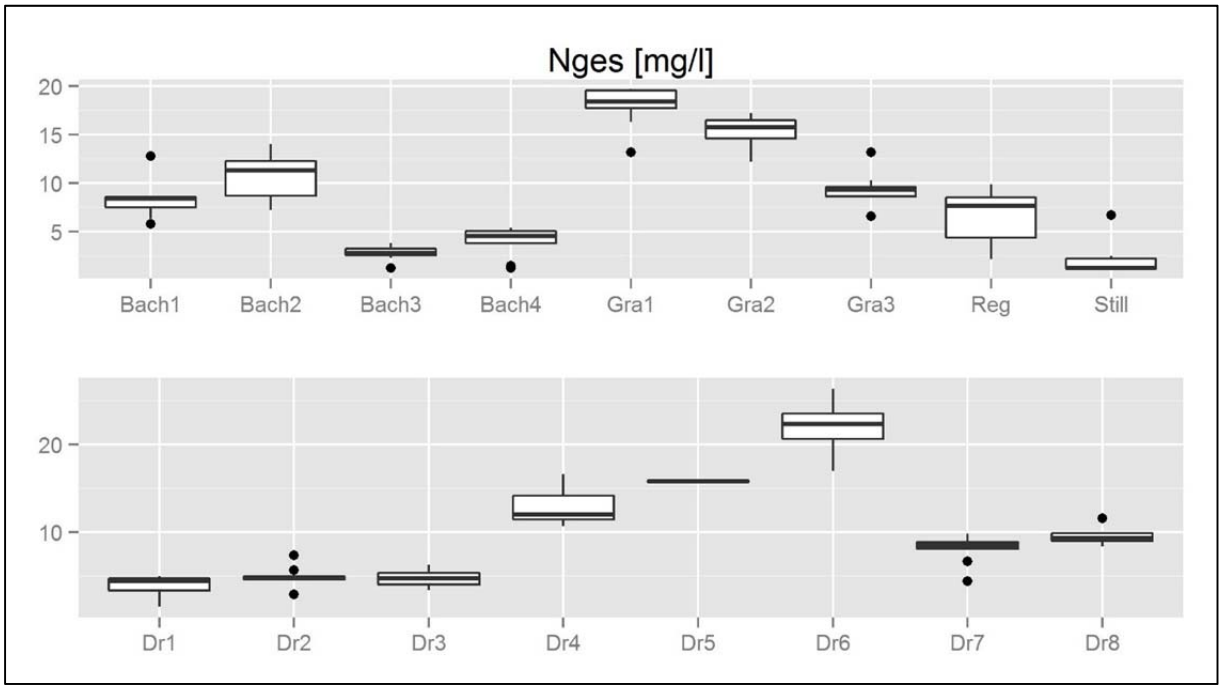


Abbildung 4-16: Boxplots der N_{ges}-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten.

<u>Nitrat</u>

Die NO_3-N-Konzentrationen der Gewässer weisen große Unterschiede bezüglich ihres Niveaus auf (Abbildung 4-17). Die geringsten Konzentrationen haben Bach3 (0,21 bis 2,27 mg/l) und Still (0,26 bis 1,25 mg/l, mit 6,21 mg/l als Ausreißer am 10.12.). Die größten Konzentrationen mit Werten zwischen 8,50 und 15,86 mg/l haben Gra1 und Gra2. Konzentrationen zwischen 1,29 und 11,29 mg/l werden bei Bach2, Gra3, Bach1, Bach4 und Reg gemessen. Die geringsten Konzentrationsschwankungen innerhalb eines Gewässers haben Bach3 und Still. Bei den übrigen Gewässern werden am 10.12. (ausgenommen Bach1 und Bach2), 23.12. und 14.01. Konzentrationsabnahmen zwischen 1,5 mg/l (Gra2 am 23.12.) und 7,8 mg/l (Gra3 am 10.12.) gemessen.

Beim Vergleich zwischen Tagesniederschlag und NO_3-N-Konzentrationen wird ein Zusammenhang deutlich. Die NO_3-N-Konzentrationen der Gewässer weisen zu Zeiten von Niederschlagsereignissen geringe Werte auf.

Die größten NO_3-N-Konzentrationen hat Dr6 mit Werten zwischen 12,90 und 22,24 mg/l. Konzentrationen von 1,59 bis 5,80 mg/l und damit die geringsten Konzentrationen werden bei Dr1, Dr2 und Dr3 gemessen. Dr7, Dr8, Dr4 und Dr5 haben Konzentrationen zwischen 0,81 und 12,92 mg/l. Die geringsten Konzentrationsschwankungen werden bei Dr2 gemessen. Die größten Konzentrationsschwankungen verzeichnen Dr4 und Dr6, diese sind durch Konzentrationsabnahmen am 30.12. begründet. Dabei weist Dr6 eine starke Konzentrationsabnahme vom 23.12. zum 30.12. auf. Dahingegen erfolgt eine langsamere NO_3-N-Konzentrationabnahme um 6,3 mg/l bei Dr4 vom 17.12. bis zum 30.12. Dr1, Dr7 und Dr8 haben am 14.01. ein kurzeitiges Minimum mit Konzentrationsabnahmen um 1,7 mg/l. Erneute Abnahmen verzeichnen Dr5, Dr4 und Dr7 am 27.01. Bei Dr4 wird ebenfalls am 14.01. ein

Minimum verzeichnet, allerdings nimmt die Konzentration dort ab dem 07.01. ab. Dr6 hat ein Minimum am 04.02. mit Konzentrationsabnahmen ab dem 14.01.

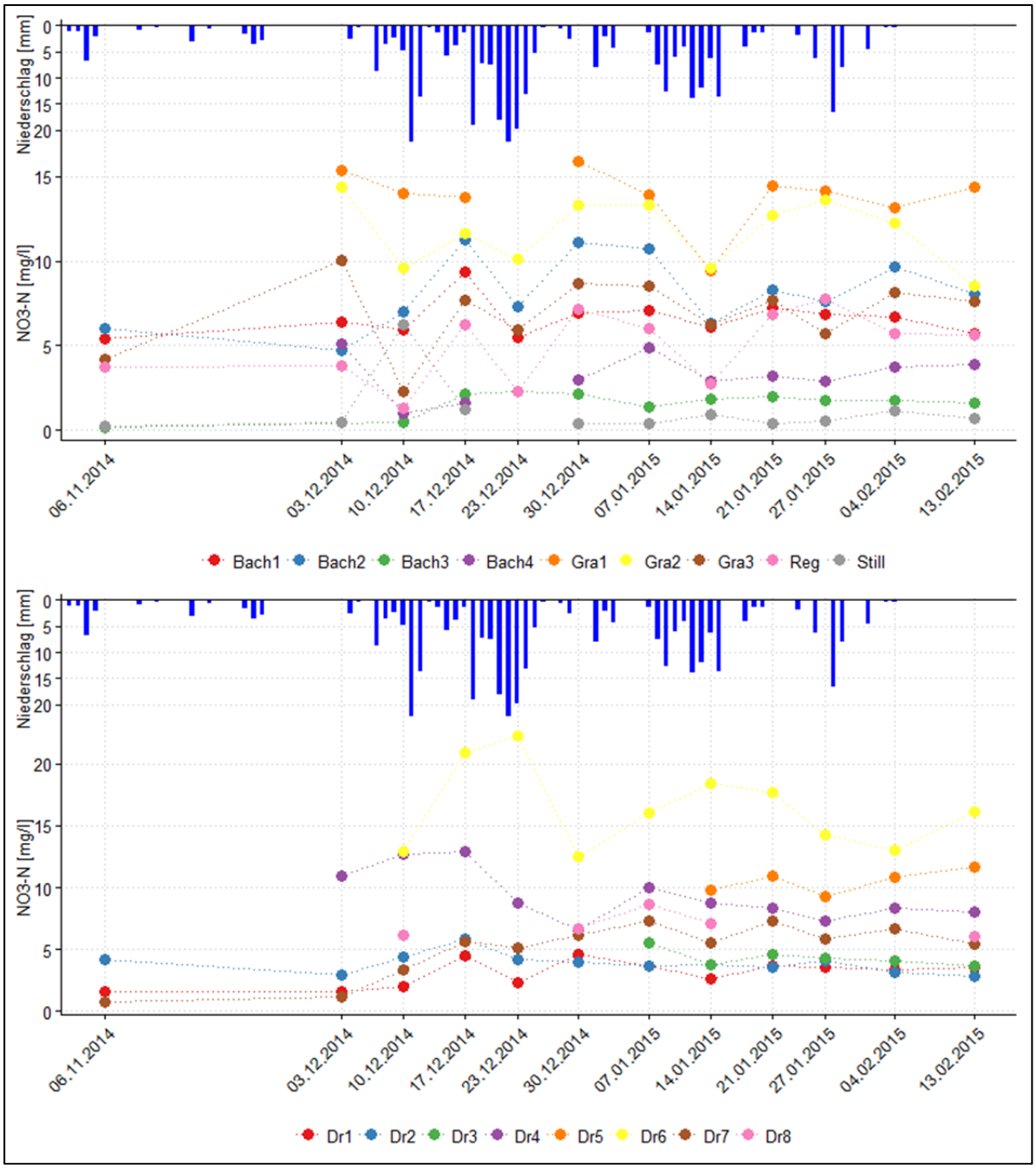


Abbildung 4-17: Niederschlagsdaten und P_{ges}-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Gewässer weisen hohe Schwankungen sowohl in ihrer Variabilität untereinander, als auch in der Dynamik innerhalb eines Gewässers auf. Die größten Schwankungen innerhalb eines Gewässers haben Gra3, Reg, Bach2 und Gra2 mit Interquartilsabständen von 2,35 mg/l bis 3,45 mg/l. Geringere Dynamiken werden bei Bach3, Gra1, Still, Bach1 und Bach4 mit Interquartilsabständen zwischen 0,55 mg/l und 1,07 mg/l gemessen. Den höchsten Median mit 14,07 mg/l hat Gra1. Den kleinsten Median hat Still mit 0,54 mg/l.

Große Unterschiede weisen die Drainagen in Bezug auf die Variabilität untereinander auf. So reichen die Mediane von 3,46 mg/l (Dr1) bis 16,07 mg/l (Dr6). Innerhalb einer Drainage sind die Dynamiken gering mit Interquartilsabständen zwischen 0,66 mg/l (Dr3) und 1,63 mg/l (Dr7). Ausnahmen bilden die Schwankungen von Dr4 mit einem Interquartilsabstand von 2,31 mg/l und Dr6 mit 4,88 mg/l.

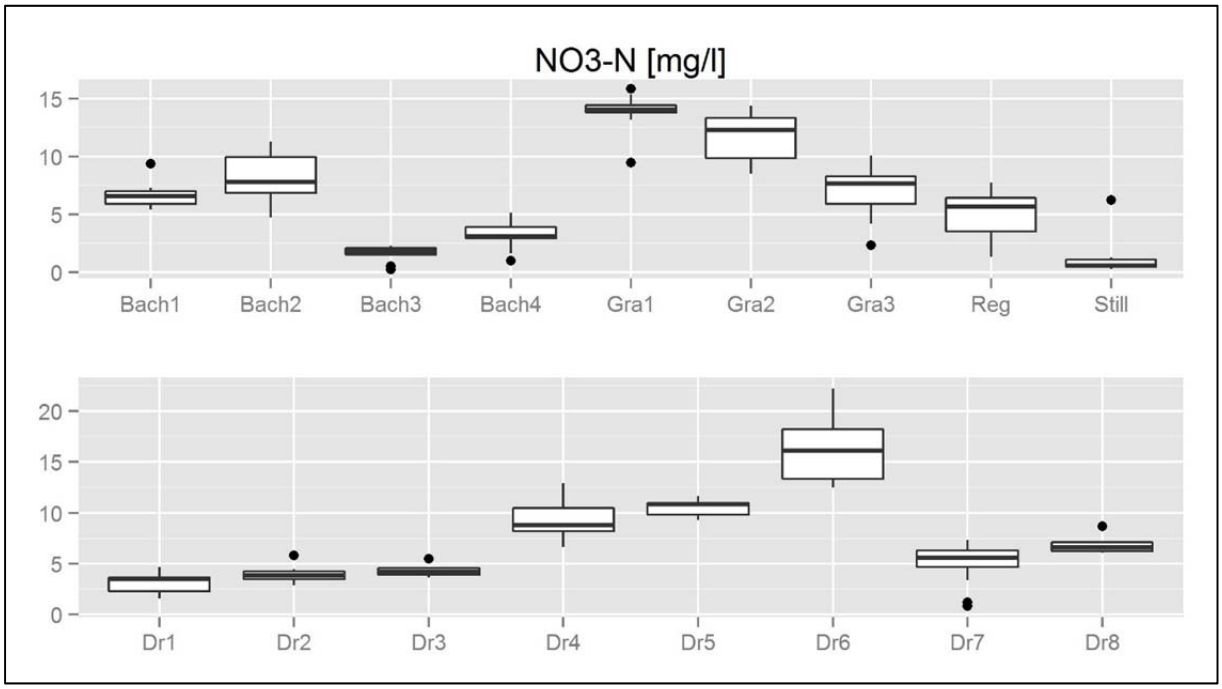


Abbildung 4-18: Boxplots der NO_3-N-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten.

Ammonium

Die NH_4-N-Konzentrationen der Gewässer haben Werte zwischen 0,00 mg/l und 0,66 mg/l (Abbildung 4-19). Als Ausreißer kann die Konzentration von 1,43 mg/l am 10.12. von Gra3 angesehen werden (nicht dargestellt, siehe Anhang). Große Schwankungen der NH_4-N-Konzentration haben Bach1 (0,06 – 0,66 mg/l) und Gra3 (0,01 – 0,37 mg/l, ohne den Ausreißer von 1,43 mg/l). Bei beiden Gewässern werden Minima am 30.12., 14.01. und 27.01. gemessen. Dabei steigt bei Bach1 die Konzentration ab dem 23.12. mit den beschriebenen Schwankungen von 0,10 mg/l auf 0,53 mg/l kontinuierlich an. Ebenfalls schwanken die Konzentrationen bei Reg zwischen 0,04 und 0,35 mg/l. Geringe Konzentrationsschwankungen haben Bach3, Gra1, Bach2, Bach4. Dabei befinden sich die NH_4-N-Konzentrationen bei Bach3 und Gra1 oftmals unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,02 mg/l). Gra2 hat am 10.12. eine deutliche Konzentrationszunahme um 0,39 mg/l. Im Anschluss daran schwankt die Konzentration zwischen 0,03 und 0,06 mg/l. Still hat bis zum 17.12. Konzentrationsschwankungen (0,07 – 0,27 mg/l), danach werden Konzentrationen zwischen 0,07 und 0,13 mg/l gemessen.

Die NH_4-N-Konzentrationen der Drainagen haben Werte zwischen 0,00 und 0,18 mg/l. Als Ausreißer ist die Konzentration von 0,74 mg/l am 10.12. von Dr8 zu werten, welcher grafisch nicht dargestellt ist. Bei Dr2, Dr3 und Dr4 werden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,02 mg/l) gemessen, mit Ausnahme von Dr3 mit einer Konzentration von 0,05 mg/l am 07.01. Minima treten am 17.12. und 21.01. auf. Ähnliche Schwankungen hat Dr7 mit Konzentrationen zwischen 0,04 und 0,09 mg/l, wobei die Minima um eine Woche versetzt zu den zuvor beschriebenen Drainagen auftreten. Die NH_4-N-Konzentration von Dr1 schwankt zwischen 0,01 und 0,06 mg/l, wobei am 17.12. ein Maximum mit einer Konzentration von 0,18 mg/l gemessen wird. Dr6 und Dr5 nehmen Werte zwischen 0,02 und 0,11 mg/l an.

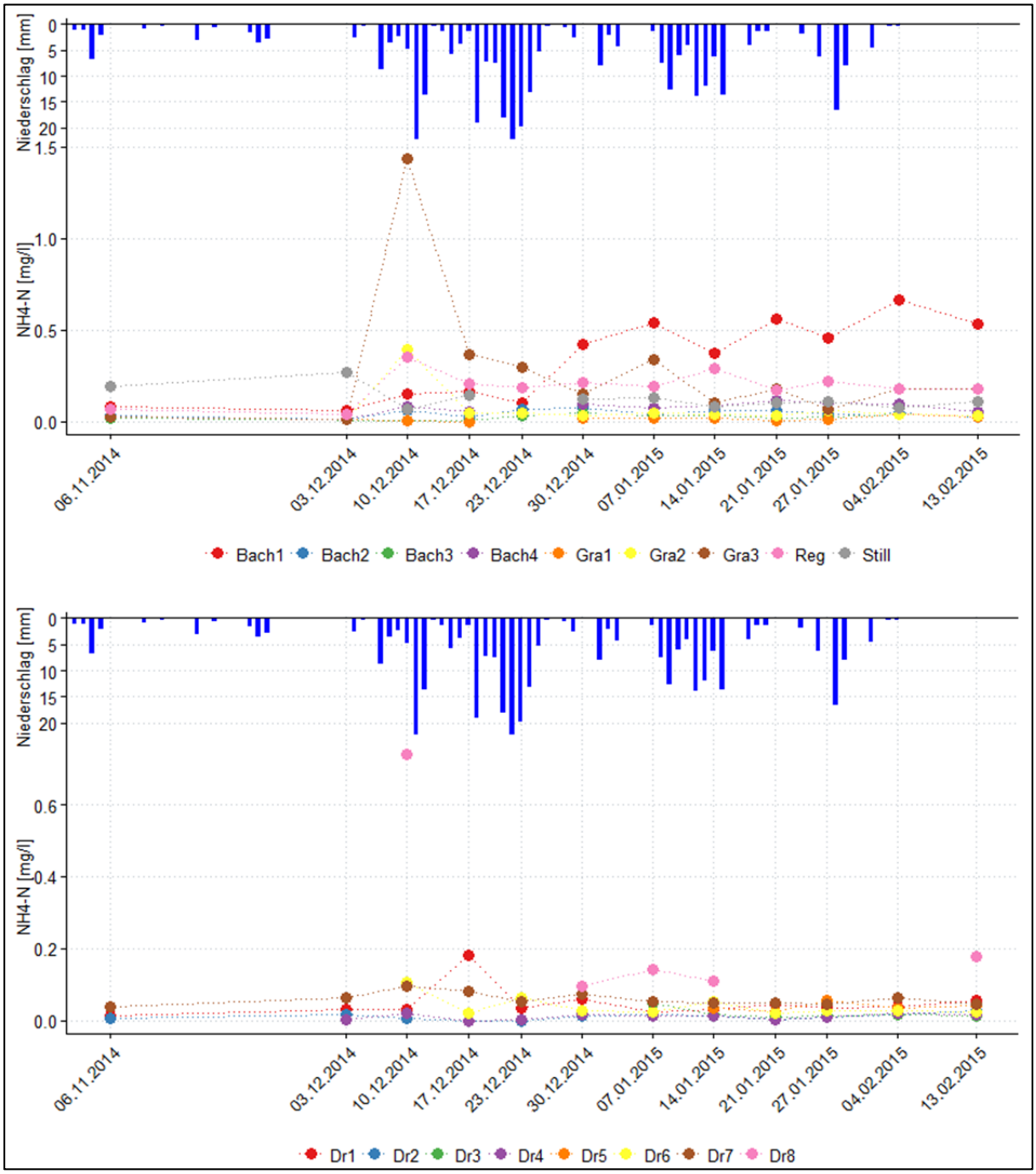


Abbildung 4-19: Niederschlagsdaten und NH_4-N-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,434 mg/l und Dr8 mit 0,739 mg/l nicht dargestellt) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Dynamiken der Gewässer weisen große Variationen auf (Abbildung 4-20). Die größten Dynamiken hat Bach1 mit einem Interquartilsabstand von 0,40 mg/l. Gra3 hat einen Interquartilsabstand von 0,26 mg/l. Deutlich geringere Streuungen haben die übrigen Gewässer mit Interquartilsabständen zwischen 0,01 mg/l (Gra1) und 0,05 mg/l (Still). Dieses spiegelt sich ebenfalls bei den Medianen wider. An Bach1 wird der größte Median mit 0,40 mg/l gemessen. Den kleinsten Median weist Gra1 mit 0,01 mg/l auf.

Die Drainagen weisen geringe Unterschiede in der Dynamik auf. Die Interquartilsabständen liegen zwischen 0,01 mg/l (Dr3) und 0,03 mg/l (Dr6). Eine Ausnahme bildet Dr8 mit dem größten Interquar-

tilsabstand von 0,07 mg/l. Dr8 hat den größten Median mit 0,14 mg/l. Ebenfalls wird hier der kleinste Median mit 0,01 mg/l gemessen.

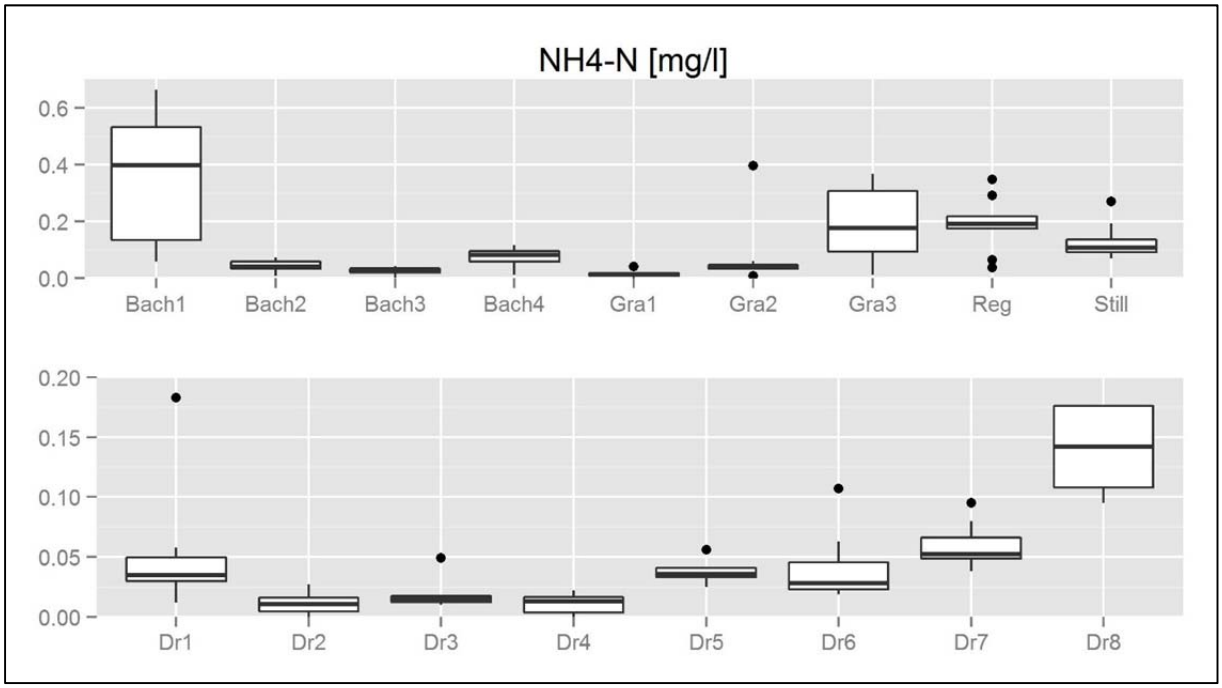


Abbildung 4-20: Boxplots der NH_4-N-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten (Ausreißer bei Gra3 mit 1,43 mg/l und Dr8 mit 0,74 mg/l nicht dargestellt).

Sulfat

Abbildung 4-21 zeigt die SO_4-Konzentrationen, welche Werte in einem Bereich zwischen 9,25 mg/l (Reg am 23.12.) und 82,42 mg/l (Gra2 am 03.12.) haben. Still, Gra3 und Bach3 haben im November 2014 und Anfang Dezember 2015 niedrigere Konzentrationen als am Ende des Untersuchungszeitraumes. Die übrigen Gewässer haben ein umgekehrtes Muster. Ab dem 17.12. befinden sich die SO_4-Konzentrationen der Gewässer auf einem Niveau, wobei dieses am 23.12. und 14.01. durch Konzentrationsabsenkungen unterbrochen wird. Dabei werden bei Gra2 die größten Konzentrationen mit Werten um 47 mg/l gemessen. Bach3 hat mit Werten um 22 mg/l die geringsten Konzentrationen. Mit einer Absenkung um 37,17 mg/l bzw. 48,73 mg/l (vom 03.12. auf den 23.12.) haben Bach1 und Gra3 die größten Dynamiken.

Die SO_4-Konzentrationen der Drainagen lassen sich in drei Gruppen einteilen. Dr1, Dr2, Dr7, und Dr3 haben die geringsten Schwankungen und kleinsten Konzentrationen zwischen 6,75 mg/l (Dr1) und 20,65 mg/l (Dr7). Als Ausnahme sind dabei die Konzentrationen von Dr1 zwischen dem 06.11. und 10.12., mit Konzentrationen zwischen 42,48 und 52,97 mg/l, anzusehen. Diese Gruppe hat Konzentrationsminima am 23.12. und 14.01. Eine ähnliche zeitliche Dynamik haben Dr4, Dr5 und Dr8 (mit Ausnahme vom 10.12.). Jedoch werden bei dieser Gruppe Konzentrationen zwischen 26,96 mg/l und 47,32 mg/l gemessen, wodurch die Gruppe ein höheres Niveau als die erste Gruppe hat. Dr6 weist das höchste Niveau mit SO_4-Konzentrationen zwischen 40,09 mg/l und 71,84 mg/l auf. Dabei wird die höchste Konzentration am 17.12. gemessen. Ein geringeres Maximum befindet sich Mitte Januar.

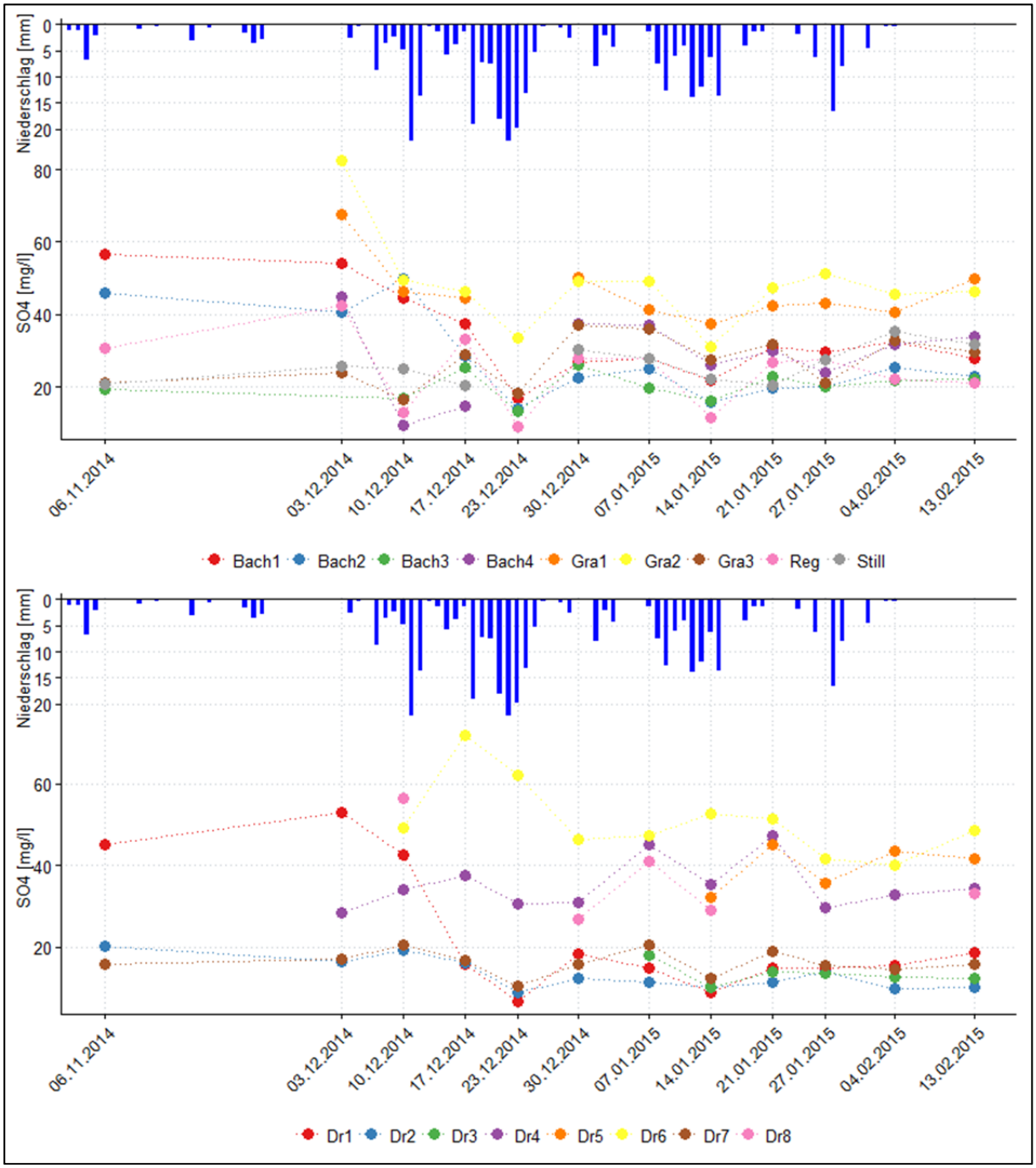


Abbildung 4-21: Niederschlagsdaten und SO_4-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die SO_4-Dynamik der Gewässer lässt sich anhand der Interquartilsabstände in drei Gruppen untergliedern Abbildung 4-22). Die geringsten Dynamiken haben Bach3 und Gra2 mit Interquartilsabständen zwischen 3,38 mg/l und 4,31 mg/l. Interquartilsabständen von 7,46 mg/l und 7,84 mg/l liegen bei Gra1 und Still vor. Die größten Interquartilsabständen haben die übrigen Gewässern mit Werten zwischen 9,46 mg/l (Reg) und 11,96 mg/l (Bach4). Die Mediane haben Werte zwischen 20,04 mg/l (Bach3) und 47,40 mg/l (Gra2).

Die Gruppe der Drainagen weist hohe Unterschiede in der SO_4-Dynamik auf. Die größten Dynamiken haben Dr1 und Dr8 mit den Interquartilsabständen 9,72 mg/l und 12,28 mg/l. Die geringsten Variationen liegen bei Dr3 und Dr7 mit Interquartilsabständen von 1,37 mg/l und 2,34 mg/l vor. Die übrigen

Drainagen haben Interquartilsabstände zwischen 5,64 mg/l (Dr6) und 7,82 mg/l (Dr5). Die Mediane unterscheiden sich ebenfalls sehr mit Werten zwischen 11,94 (Dr2) und 48,92 mg/l (Dr6).

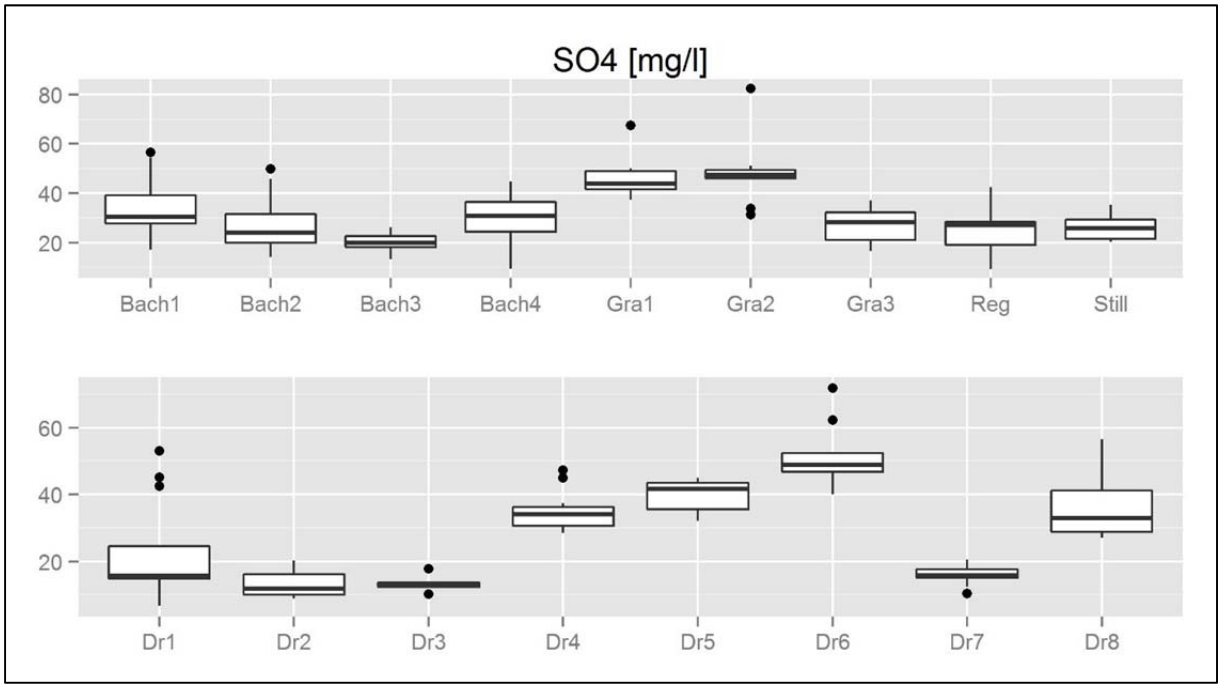


Abbildung 4-22: Boxplots der SO4-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten

<u>Chlorid</u>

Die Cl-Konzentrationen schwanken in einem Bereich zwischen 11,27 mg/l bis 99,22 mg/l (Abbildung 4-23). Außerhalb dieses Bereiches liegt am 04.02. Bach4 mit einer Cl-Konzentration von 226,64 mg/l (nicht grafisch dargestellt, siehe Anhang). Die geringsten Schwankungen hat Bach2. Schwankt die Konzentration an diesem Standort bis zum 23.12. mit Werten zwischen 15,73 mg/l und 36,14 mg/l, liegen die Konzentrationen bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes um 22 mg/l. Die Cl-Konzentrationen von Gra1 schwanken ebenfalls in einem geringen Bereich mit Werten zwischen 33,12 mg/l und 45,51 mg/l. Die übrigen Gewässer haben stärkere Dynamiken. Dabei nehmen die Cl-Konzentrationen vom Beginn des Untersuchungszeitraumes bis zum 23.12. ab. Zu diesem Zeitpunkt werden die niedrigsten Konzentrationen gemessen. Anschließend steigt die Konzentration auf Werte zwischen 24,97 mg/l (Bach1) und 41,88 mg/l (Reg) am 30.12. an. Es folgen Schwankungen auf diesem Niveau. Ein weiteres weniger ausgeprägtes Minimum tritt am 14.01. auf. Bach1 (72,98 mg/l) und Still (71,54 mg/l) erreichen am 21.01. ihr Maximum.

Die Drainagen haben Cl-Konzentrationen zwischen 9,27 mg/l (Dr2 am 14.2.) und 49,76 mg/l (Dr6 am 17.12.). Die größten Konzentrationsdynamiken werden bei Dr7 gemessen. Liegt die Konzentration am 10.12. noch bei 49,53 mg/l, weist sie 14 Tage später nur noch 14,94 mg/l auf, was eine Reduktion um 34,59 mg/l bedeutet. Geringe Schwankungen haben Dr1, Dr2 und Dr4 ab dem 30.12. Ebenfalls geringe Schwankungen hat Dr3 ab Mitte Januar. Zuvor werden bei diese Drainagen Schwankungen auf einem höheren Niveau gemessen. Minima haben Dr1, Dr2, Dr7 und Dr6 am 23.12. Maxima werden Mitte Januar von Dr6 und Dr7 erreicht. Dr6 hat die höchsten Cl-Konzentrationen. Dahingegen haben Dr2 und Dr4 die niedrigsten Konzentrationen.

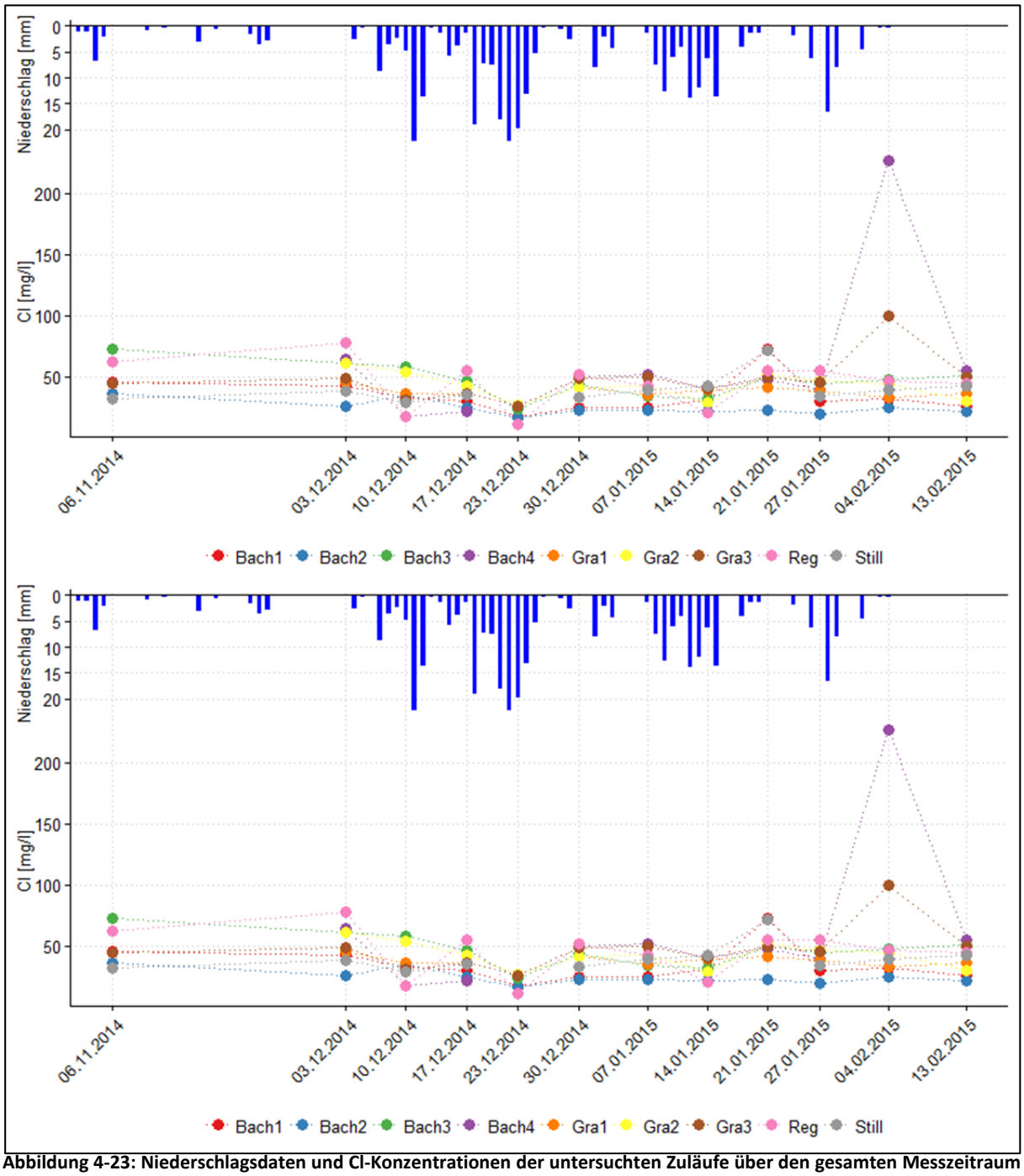


Abbildung 4-23: Niederschlagsdaten und Cl-Konzentrationen der untersuchten Zuläufe über den gesamten Messzeitraum auf wöchentlicher Basis; Gewässer: oben; Drainagen: unten (Ausreißer bei Bach4 mit 226,64 mg/l nicht dargestellt) (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Cl-Konzentrationsschwankungen der Gewässer lassen sich in zwei Gruppen ordnen (Abbildung 4-24). Geringe Schwankungen liegen bei Bach2, Gra1 und Still mit Interquartilsabständen zwischen 3,63 mg/l und 7,25 mg/l vor. Größeren Dynamiken haben die übrigen Gewässer mit Interquartilsabständen zwischen 9,22 mg/l und 18,12 mg/l. Die Gewässer haben Mediane von 22,42 mg/l (Bach2) bis 49,23 mg/l (Reg).

Die Schwankungen der Drainagen lassen sich ebenfalls in zwei Gruppen einordnen. Die geringeren Interquartilsabstände, mit Werten zwischen 1,72 mg/l und 3,43 mg/l, haben Dr3, Dr4 und Dr2. Dahingegen werden bei den übrigen Drainagen Interquartilsabstände zwischen 5,75 mg/l (Dr1) und 8,03

mg/l (Dr7) gemessen. Die Mediane der Drainagen haben Werte zwischen 13,13 (Dr2) und 36,78 mg/l (Dr6).

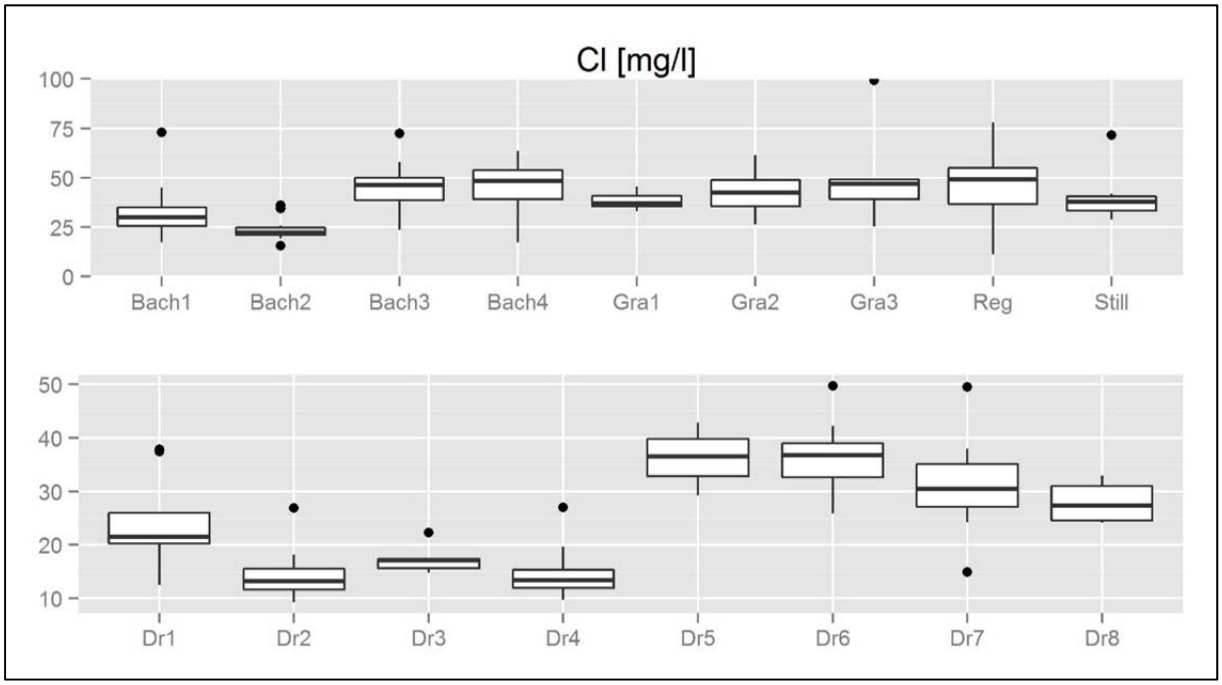


Abbildung 4-24: Boxplots der Cl-Konzentration, jeweils Gewässer oben und Drainagen unten.

4.3 Abhängigkeiten hydrologischer Parameter

Im Folgenden werden Abhängigkeiten zwischen den untersuchten Parametern analysiert. Außerdem wird der Zusammenhang zwischen Abfluss und dem Niederschlag dargestellt (Abbildung 4-25). Bei den Gewässern ist ein Zusammenhang zwischen dem Niederschlag und dem Abfluss zu erkennen. Bei zunehmendem Niederschlag nehmen ebenfalls die Abflüsse zu. Die stärksten Abflusszunahmen verzeichnet Bach1 bei zunehmendem Niederschlag und reagiert somit am sensibelsten auf Niederschlagsänderungen. Auch bei den Drainagen steigen die Abflüsse mit zunehmendem Niederschlag. Der Abfluss von Dr4 reagiert am sensibelsten auf steigende Niederschläge.

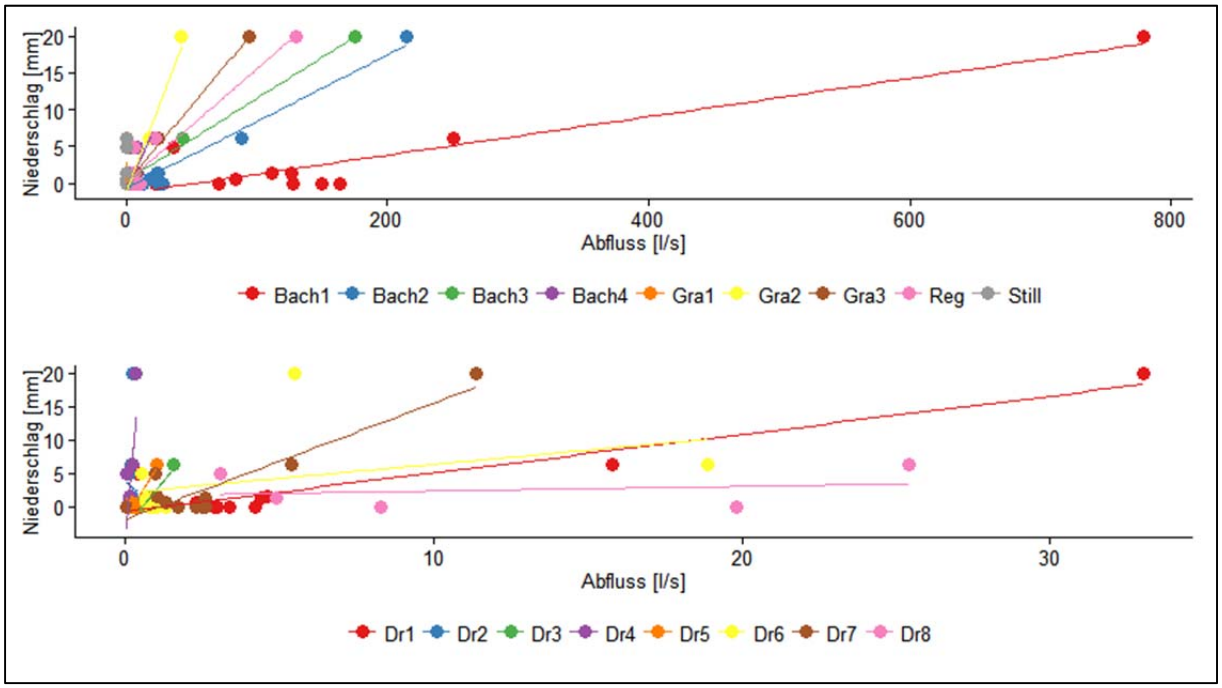


Abbildung 4-25: Zusammenhang zwischen Niederschlag und Abfluss mit Regressionsgeraden; Gewässer: oben, Drainagen: unten (Niederschlagsdaten: DWD, 2015).

Die Abbildung 4-26 unterteilt sich im oberen Bereich in einen Scatterplot und im unteren Bereich in ein Spearman-Korrelationsdiagramm. Die jeweiligen Korrelationskoeffizienten werden sowohl als Zahl angegeben als auch farblich dargestellt. Treten hohe Werte eines Parameters mit niedrigen Werten eines anderen auf, besteht eine negative Korrelation, welches mit roter Farbe bzw. einem negativen Vorzeichen symbolisiert wird. Dagegen werden positive Korrelationen mit blauer Farbe bzw. Korrelationskoeffizienten ohne Vorzeichen dargestellt. Die Farbintensität bildet das Ausmaß des Zusammenhanges ab. Dunkle Farben stehen für einen starken Zusammenhang zwischen zwei Parametern. Helle Farben weisen einen schwachen Zusammenhang auf.

Die untersuchten Parameter stehen teilweise in einem relevanten statistischen Zusammenhang. So weisen die P_{ges}- und PO_4-P-Konzentrationen einen starken Zusammenhang (r = 0,83) mit einer sehr hohen Signifikanz auf. Ein sehr starker Zusammenhang (r = 0,97) mit einer sehr hohen Signifikanz besteht zwischen der N_{ges}- und NO_3-N-Konzentration. Ein mittlerer negativer Zusammenhang (r = -0,57) mit einer sehr hohen Signifikanz weisen die Temperatur und der Sauerstoffgehalt auf. Mittlere Zusammenhänge mit einer sehr hohen Signifikanz treten zwischen den untersuchten Parametern SO_4 und NO_3-N (r = 0,62), SO_4 und N_{ges} (r = 0,62), SO_4 und der elektrischen Leitfähigkeit (r = 0,50), Cl und der elektrischen Leitfähigkeit (r = 0,65), Cl und dem pH-Wert (r = 0,52) auf. Kein Zusammenhang besteht u.a. zwischen den Parametern NO_3-N und NH_4-N sowie NO_3-N und PO_4-P.

Durch den Scatterplot können folgende Werte als Ausreißer eingestuft werden: der gemessene Abfluss von 778,2 l/s, die P_{ges}-Konzentration von 1,15 mg/l und die Cl-Konzentration von 226,64 mg/l. Die daraus erkannten Ausreißer werden in Tabelle 4-1 aufgeführt und aus einer erneuten Korrelationsanalyse ausgeschlossen. Die Spearman-Korrelation der untersuchten Parameter ohne Ausreißern wird im Anhang abgebildet.

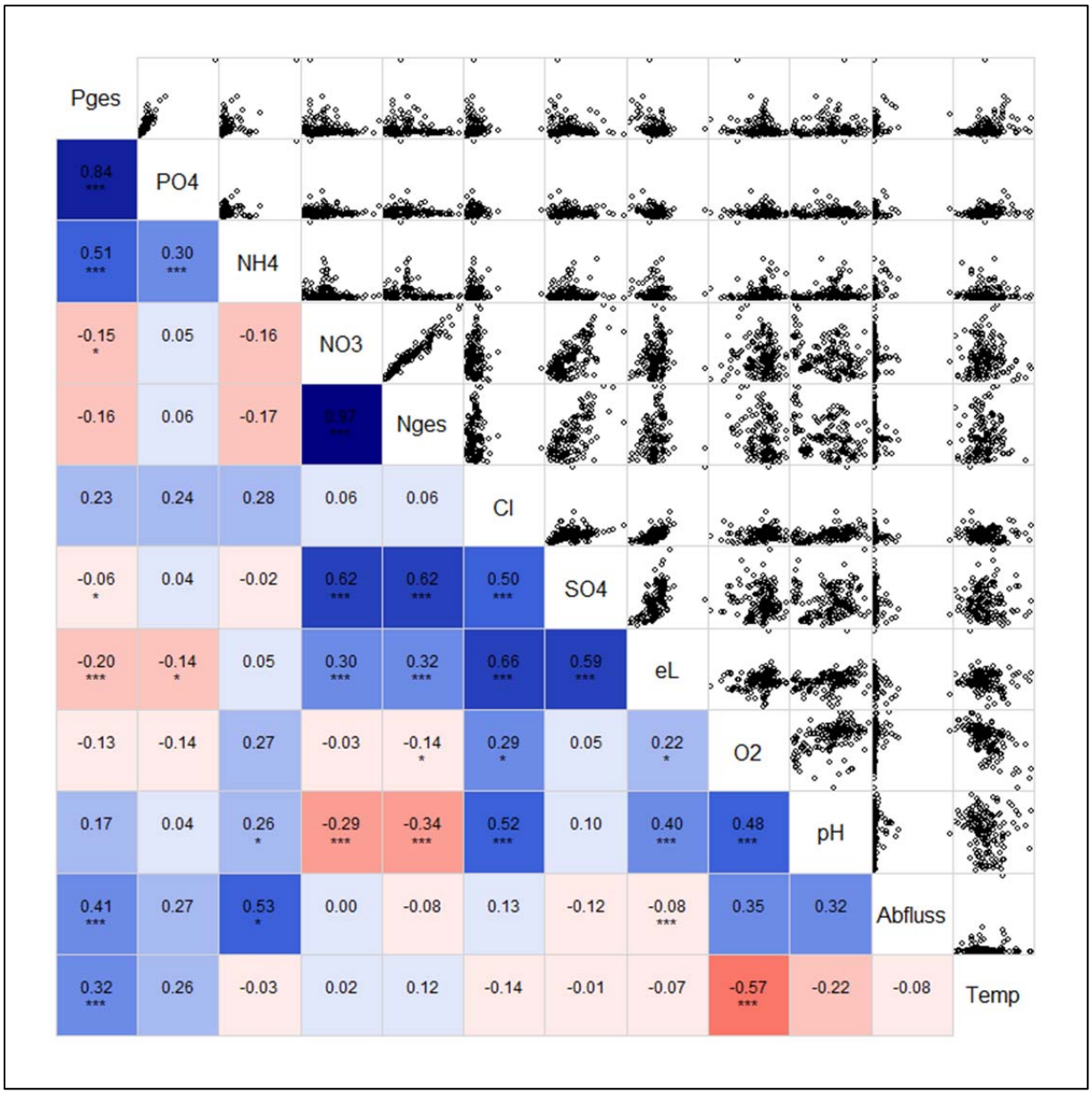


Abbildung 4-26: Korrelationsmatrix nach Spearman und Scatterplot (Zahl: Korrelationskoeffizient, blau: positive Korrelation, rot: negative Korrelation, dunkel: hohe Korrelation, hell: schwache Korrelation, *** p-Wert < 0,001, ** p-Wert <0,01, * p-Wert < 0,05).

Tabelle 4-1: Nach Ausreißerkontrolle entfernte Werte.

Parameter	Standort	Datum	Wert
Abfluss	Bach1	23.12.2014	778,2 [l/s]
P_{ges}	Gra3	10.12.2014	1,15 [mg/l]
PO_4-P	Gra3	10.12.2014	1,03 [mg/l]
NH_4-N	Gra3	10.12.2014	1,43 [mg/l]
el. Leitfähigkeit	Bach4	04.02.2015	1496 [µS/cm]
Cl	Bach4	04.02.2015	226,64 [mg/l]
	Gra3	04.02.2015	99,22 [mg/l]

4.4 Zeitlicher Vergleich zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15

Um eine zeitliche Veränderung der untersuchten Parameter zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 (Dietrich, 2008) und 2014/15 zu erkennen, werden im Folgenden die Mittelwerte für jeden Parameter und Standort der unterschiedlichen Untersuchungszeiträume dargestellt (Abbildung 4-27). Für eine Aussage über das Maß der Abweichung wird für die untersuchten Parameter ebenfalls der prozentuale Unterschied zwischen den Mittelwerten der verschiedenen Untersuchungszeiträume dargestellt (Abbildung 4-28 bis Abbildung 4-31). Um eine jahreszeitliche Beeinflussung zu vermeiden, werden für die Untersuchungszeiträume der Jahre 2005/06 und 2014/15 ausschließlich die Monate November bis Mitte Februar betrachtet. Dabei muss beachtet werden, dass in diesem Zeitraum für die Jahre 2005/06 keine Messungen an den Standorten Bach3, Dr4, Dr5, Dr6 und Dr8 durchgeführt wurden und daher diese Messstellen in der Grafik nicht abgebildet werden.

Bei dem Vergleich der Messergebnisse der Untersuchungszeiträume 2005/06 und 2014/15 haben die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Cl-Konzentration, SO_4-Konzentration, N_{ges}-Konzentration, NH_4-N-Konzentration, Sauerstoffgehalt und pH-Wert 2005/06 höhere Mittelwerte (Abbildung 4-27). Die Mittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit der einzelnen Standorte haben im Untersuchungszeitraum 2005/06 höhere Werte als im aktuellen Zeitraum. Die größten Unterschiede treten bei Bach1 und Dr1 auf. Mit Ausnahme von Standort Still sind die Cl-Konzentrationen an allen Standorten im Untersuchungszeitraum 2005/06 höher als 2014/15. Die größten Unterschiede wurden bei Bach1 und Dr1 gemessen. Die geringsten Unterschiede weisen Bach2, Bach4 und Gra1 auf. Ebenfalls liegen die SO_4-Konzentrationen des Zeitraumes 2005/06 über denen von 2014/15 mit Ausnahme von Gra1 und Gra3. Die N_{ges}-Konzentration hat bei Bach1, Dr1 und Dr2 höhere Werte im Untersuchungszeitraum 2005/06 als 2014/15. Bei Bach2, Bach4, Gra3 und Reg wurden kleinere Unterschiede gemessen. Für Bach1 wurde 2005/06 eine signifikant höhere NH_4-N-Konzentration gemessen als im Vergleichszeitraum. Die Mittelwerte des Sauerstoffgehaltes haben im Zeitraum 2005/06 höhere Werte als 2014/15, lediglich bei Bach1 wurde 2014/15 ein größerer Mittelwert gemessen. Die geringsten Unterschiede haben Gra3 und Reg. Der Mittelwert des pH-Wertes hat im Zeitraum 2005/06 größere Werte als 2014/15. Lediglich Bach1 hat 2014/15 einen niedrigeren Mittelwert.

Im Gegensatz dazu hat der Mittelwert der PO_4-P-Konzentration im Untersuchungszeitraum 2014/15 bei allen Messstandorten, mit Ausnahme von Bach1, höhere Werte als im Untersuchungszeitraum 2005/06. Die größten Unterschiede treten bei Gra3 und Reg auf. Ebenfalls liegt die Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum 2014/15 höher als im Zeitraum 2005/06.

Bei einem Vergleich der Mittelwerte der beiden Messzeiträume für die Parameter P_{ges} und NO_3-N, wird kein einheitlicher Zusammenhang bezüglich einer Unter- bzw. Überschreitung der Mittelwerte zwischen den Zeiträumen deutlich. Für die P_{ges}-Konzentration ist der Mittelwert 2005/06 bei Bach1, Bach2, Gra1 und Still höher als 2014/15, mit der größere Differenz bei Gra1. Dahingegen unterschreitet bei Dr1, Dr2, Dr7, Gra2 und Gra3 der Mittelwert des Zeitraumes 2005/06 den von 2014/15. Der Mittelwert der NO_3-N-Konzentration ist im Zeitraum 2005/06 an den Standorten Bach4, Dr1 und Dr2 größer als im Zeitraum 2014/15. Gleiche Mittelwerte wurden bei Bach1, Dr7, Gra2 und Gra3 gemessen. Niedrigere Mittelwerte wurden bei Bach2 und Reg gemessen. Die größten Unterschiede hat Dr2.

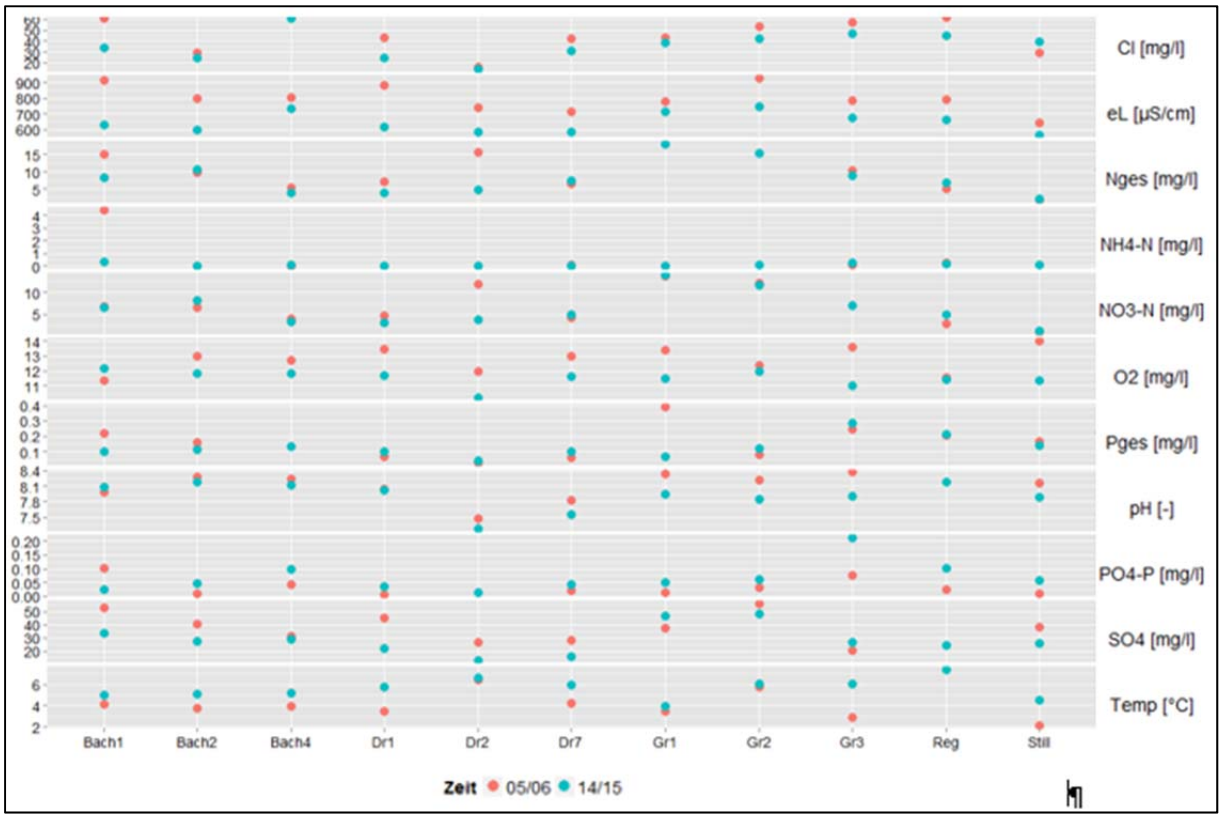


Abbildung 4-27: Zeitlicher Vergleich der Mittelwerte der untersuchten Parameter für die einzelnen Messstellen der Untersuchungszeiträume 2005/06 (rot) und 2014/15 (blau).

Durch einen Verglich der prozentualen Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen wird das Ausmaß der Veränderung für jeden untersuchten Standort und Parameter deutlich. Die prozentuale Abweichung wird auf den Untersuchungszeitraum 2005/06 bezogen. Die elektrische Leitfähigkeit des Untersuchungszeitraumes 2014/15 ist zwischen 10 % und 55 % geringer als der Mittelwert von 2005/06. Dabei hat Bach4 die geringste Abweichung und Bach1 und Dr1 haben die größte Abweichung (Abbildung 4-28). Mit Ausnahme von Gra1 und Gra3 mit Abweichungen von 20 % und 24 % werden im Untersuchungszeitraum 2014/15 kleinere SO_4-Konzentrationen als im Zeitraum 2005/06 gemessen. Die größten Unterschreitungen haben die Drainagen mit Werten zwischen 76 % und 102 %. Die Zuläufe Bach1, Bach2, Bach4, Gra2, Gra3 und Still haben Unterschreitungen zwischen 10 % und 55 %. Keine Abweichung wird bei Reg gemessen. Der Mittelwert der Cl-Konzentration im Untersuchungszeitraum 2014/15 hat geringere Werte als im Untersuchungszeitraum 2005/06. Es werden Unterschreitungen zwischen 8 % (Bach4) und 79 % (Bach1) gemessen. Hingegen weist Still im Untersuchungszeitraum 2014/15 einen um 27 % höheren Mittelwert als im Untersuchungszeitraum 2005/06 auf.

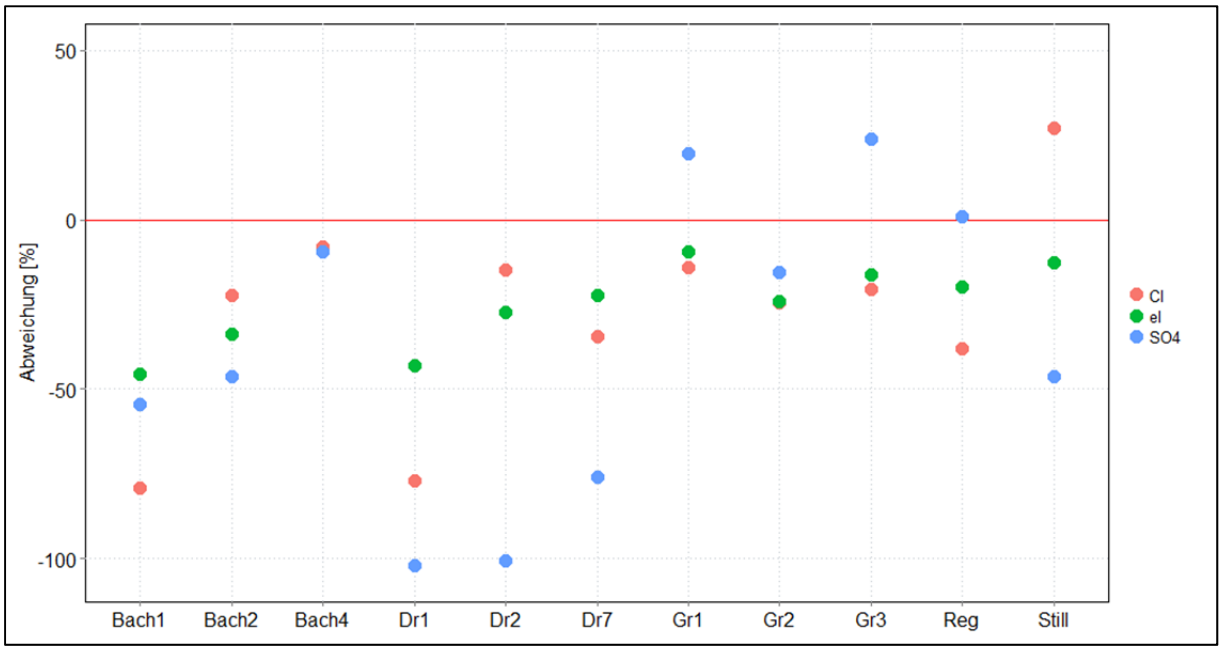


Abbildung 4-28: Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter elektrische Leitfähigkeit (grün), Chlorid (rot) und Sulfat (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie).

Der Mittelwert der NH_4-N-Konzentration des Untersuchungszeitraumes 2014/15 ist bei den Standorten Dr1, Bach4, Still und Gra3 zwischen 31 % und 55 % höher als im Untersuchungszeitraum 2005/06 Abbildung 4-29). Die NH_4-N-Mittelwerte der übrigen untersuchten Zuläufe haben im Untersuchungszeitraum 2014/15 kleinere Werte als im Untersuchungszeitraum 2005/06 mit Unterschreitungen zwischen 20 % (Bach2) und 1.209 % (Bach1, grafisch nicht dargestellt). Die Abweichung der Mittelwerte der N_{ges}- und NO_3-N-Konzentration zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 haben eine vergleichbare Verteilung. In dem Untersuchungszeitraum 2014/15 werden an den Standorten Bach2, Dr7, Reg und Still größere Mittelwerte gemessen. Die N_{ges}-Mittelwerte im Untersuchungszeitraum 2014/15 sind zwischen 10 % und 14 % höher. Bei den NO_3-Mittelwerten wurden Überschreitungen zwischen 10 % und 14 % gemessen. Keine bis kleine Unterschiede der NO_3-Mittelwerte werden bei Bach1, Gra1, Gra2 und Gra3 analysiert. Bei Bach4, Dr1 und Dr2 sind die N_{ges}- Mittelwerte im Untersuchungszeitraum um 35 % bis 216 % kleiner. Ebenfalls sind die NO_3-Mittelwerte um 24 % bis 201 % kleiner.

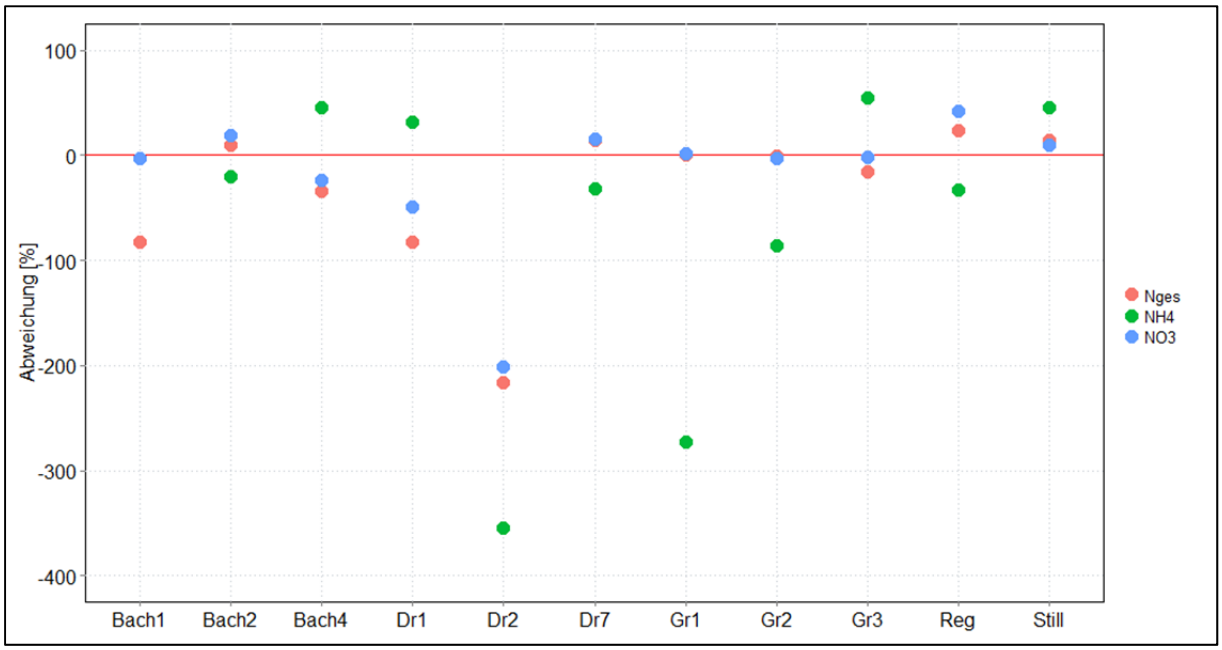


Abbildung 4-29: Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter N_{ges} (rot), NH_4-N (grün) und NO_3-N (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie) (Bach1 NH_4-N-Abweichung von -1209 % nicht dargestellt).

Die untersuchten Bäche haben 2005/06 geringere Mittelwerte der P_{ges}-Konzentration als im Untersuchungszeitraum 2014/15 (Abbildung 4-30). Ebenfalls haben Gra1 und Still kleinere Mittelwerte der P_{ges}-Konzentration im Untersuchungszeitraum 2005/06. Es werden Unterschreitungen zwischen 4 % (Bach4) und 478 % (Gra1, grafisch nicht dargestellt) gemessen. Die übrigen untersuchten Zuläufe haben im Untersuchungszeitraum 2014/15 höhere Mittelwerte mit Abweichungen zwischen 39 % (Dr7) und 103 % (Reg). Die PO_4-P-Konzentrationen bei Bach1 haben im Untersuchungszeitraum 2014/15 kleinere Mittelwerte als 2005/06. Die Abweichung liegt bei 288 %. Der Mittelwert des Untersuchungszeitraumes 2014/15 überschreitet den des Untersuchungszeitraumes 2005/06 bei Gra2, Dr7 und Bach4 um 46 % bis 79 %. Bei Gra3, Gra1, Reg, Dr1, Bach2 und Still wird eine Überschreitung von 64 % bis 79 % gemessen. Der Mittelwert der PO_4-P-Konzentration des Untersuchungszeitraumes 2014/15 überschreitet die Konzentration des Zeitraumes 2005/06 um 13 %. Somit wurde an diesem Standort die geringste Differenz zwischen den Untersuchungszeiträumen gemessen.

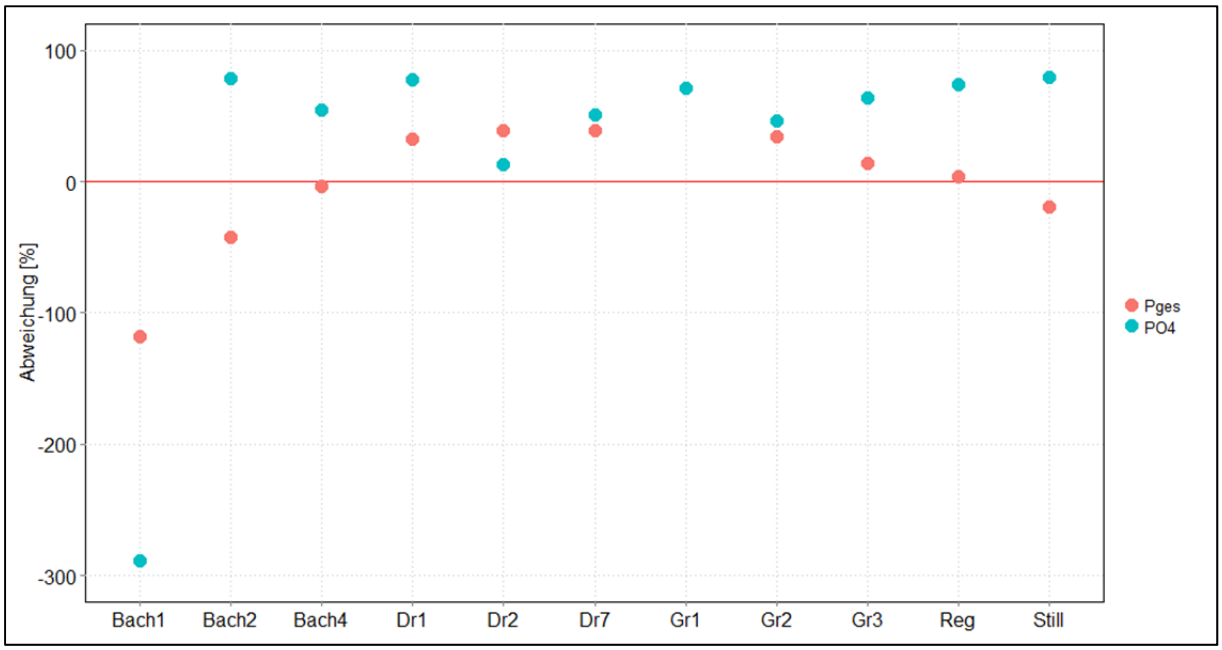


Abbildung 4-30: Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter P_{ges}-Konzentration (rot) und PO_4-P-Konzentration (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie) (Pges-Abweichung von Gra1 mit einer Unterschreitung von 478 % nicht grafisch dargestellt).

Kleine Abweichungen zwischen dem Untersuchungszeitraum 2005/06 und 2014/15 hat der Mittelwert des pH- Wertes mit Abweichungen zwischen -5 % und 1 %, wobei bis auf Bach1 ein niedrigerer pH-Wert im Untersuchungszeitraum 2014/15 gemessen wurde (Abbildung 4-31). Die Temperatur ist über den gesamten Untersuchungszeitraum 2014/15 größer als 2005/06. Die größten Abweichungen wurden bei Gra3 und Still mit 52 bzw. 54 % größeren Mittelwerten gemessen. Die kleinsten Abweichungen haben Dr2 und Gra2, dabei wurden Überschreitungen von 3 % bzw. 4 % gemessen. Keine Abweichungen hat Reg. Die Mittelwerte der Temperaturen von 2014/15 haben bei den Bächen mit Überschreitungen zwischen 18 % und 26 % einen gleichen Änderungsbereich. Der Mittelwert des Sauerstoffgehaltes hat im Untersuchungszeitraum 2014/15 kleinere Werte als im Zeitraum 2005/06. Die Unterschreitung beträgt zwischen 23 % (Gra3) und 4 % (Gra2). Lediglich bei Bach1 wird ein um 7 % höherer Mittelwert des Sauerstoffgehaltes im Untersuchungszeitraum 2014/15 gemessen.

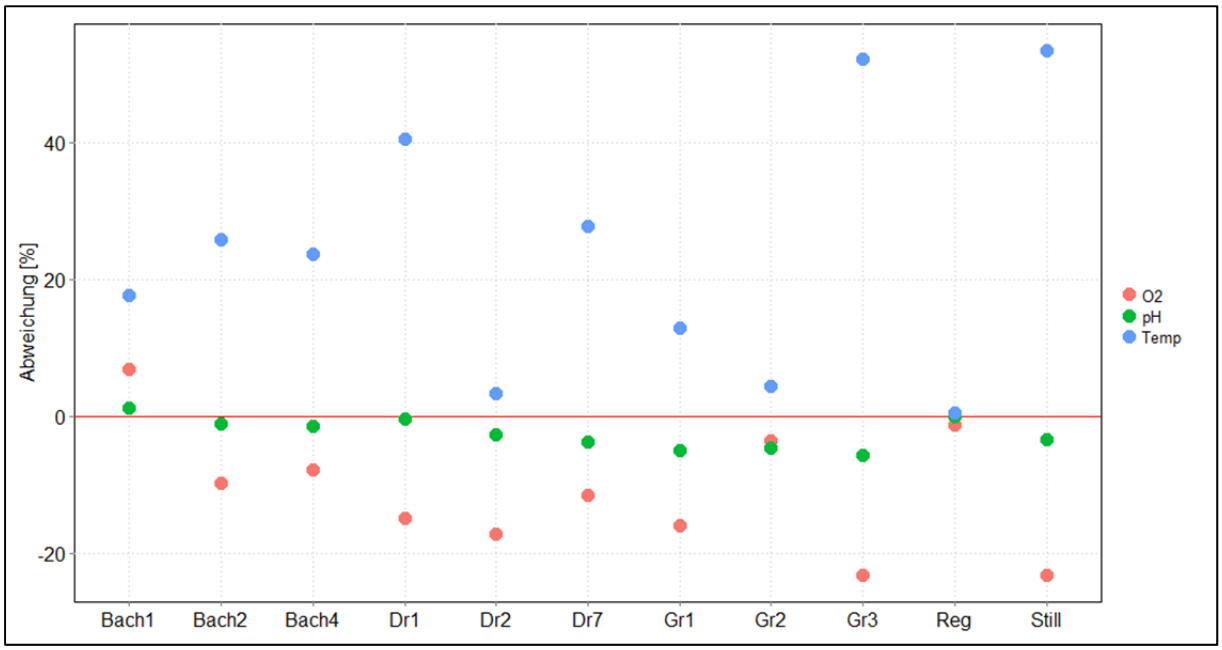


Abbildung 4-31: Prozentuale Abweichung der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 der Parameter Sauerstoffgehalt (rot), pH-Wert (grün) und Temperatur (blau) für die untersuchten Standorte, keine Abweichung (rote Linie).

Für einen detaillierteren zeitlichen Vergleich der untersuchten Parameter werden für jeden untersuchten Standort Varianzanalysen zwischen den Messwerten der einzelnen Parameter der Untersuchungszeiträume 2005/2006 und 2014/15 erstellt (Tabelle 4-2). Die p-Werte geben an, ob die Mittelwerte eines Parameters an einem Standort zwischen den Untersuchungszeiträumen signifikant unterschiedlich sind.

Signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der untersuchten Zeiträume hat die elektrische Leitfähigkeit. Lediglich bei Bach4, Gra3 und Reg wurden keine signifikanten Unterschiede der Mittelwerte zwischen den Untersuchungszeiträumen gemessen. Ebenfalls haben die Mittelwerte der SO_4-Konzentrationen der Untersuchungszeiträume 2005/06 und 2014/15 der Standorte Bach1, Bach2, Dr2, Dr7, Gra1 und Still signifikante Unterschiede. Bei der PO_4-P-Konzentration wurden signifikant unterschiedliche Mittelwerte zwischen dem Untersuchungszeitraum 2005/06 und 2014/15 bei Bach1, Bach2, Bach4 und Gra1 gemessen. Signifikante Unterschiede der Mittelwerte zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen hat der Sauerstoffgehalt bei Dr2, Dr7, Gra1, Gra3 und Still.

Im Gegensatz dazu haben die Mittelwerte der N_{ges}-, NH_4-N, NO_3-N-, P_{ges}- und Cl-Konzentration sowie die Temperatur keine signifikanten Unterschiede zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2004/15. Im Folgenden werden Ausnahmen aufgeführt. Bei N_{ges} wurden Unterschiede bei Bach1, Dr1 und Dr2 gemessen. NH_4-N hat signifikante Unterschiede bei Bach1 und Bach4. NO_3-N hat signifikante Unterschiede bei Dr2. Die Mittelwerte der P_{ges}-Konzentration der Untersuchungszeiträume 2005/06 unterschieden sich signifikant von denen von 2014/15 bei Bach1 und Gra1. Der Mittelwert der Cl-Konzentration unterscheidet sich signifikant an den Standorten Bach1, Dr1 und Gra2.

Tabelle 4-2: p-Werte der Varianzanalyse der untersuchten Parameter zwischen den Untersuchungszeiträumen 2005/06 und 2014/15 für die einzelnen Standorte (rot markierter p-Wert < 0,05).

	N_{ges}	NH_4-N	NO_3-N	P_{ges}	PO_4-P	eL	Cl	SO_4	Temp.	pH	O_2
Bach1	0,000	0,001	0,797	0,041	0,029	0,000	0,012	0,003	0,435	0,381	0,278
Bach2	0,320	0,467	0,171	0,436	0,004	0,001	0,072	0,030	0,253	0,418	0,105
Bach4	0,142	0,037	0,321	0,790	0,000	0,700	0,884	0,647	0,238	0,303	0,058
Dr1	0,007	0,643	0,090	0,653	0,131	0,015	0,011	0,063	0,122	0,863	0,114
Dr2	0,000	0,143	0,000	0,133	0,757	0,000	0,304	0,002	0,848	0,061	0,005
Dr7	0,428	0,200	0,484	0,366	0,214	0,046	0,236	0,000	0,197	0,246	0,008
Gra1	0,903	0,067	0,848	0,000	0,000	0,022	0,065	0,050	0,610	0,000	0,001
Gra2	0,960	0,520	0,714	0,441	0,315	0,000	0,039	0,243	0,775	0,037	0,315
Gra3	0,195	0,418	0,879	0,782	0,279	0,147	0,503	0,067	0,001	0,010	0,000
Reg	0,180	0,335	0,038	0,924	0,011	0,300	0,179	0,969	0,976	0,977	0,795
Still	0,746	0,093	0,902	0,672	0,112	0,002	0,098	0,013	0,063	0,000	0,019

4.5 Einfluss der Landnutzung auf Wasserqualität

Für einen quantifizierenden Vergleich des Einflusses der verschiedenen Landnutzungen der Einzugsgebiete auf die untersuchten chemisch-physikalischen Parameter wird ein Dendrogramm der untersuchten Standorte erstellt. Die Analyse ordnet die Standorte aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Werte, so dass Strukturen sichtbar werden. Anhand dieser Zusammenhänge können Rückschlüsse auf unterschiedliche Landnutzungen oder andere Belastungsquellen gezogen werden.

Für die Clusteranalyse wird die Methode Complete-Methode herangezogen wodurch der maximale Abstand zweier Parameter erreicht wird. Für die Analyse des Einflusses der verschiedenen Landnutzungen auf die Wasserqualität werden die Wassertemperatur, beeinflusst durch den Zeitpunkt der Probennahme, und der Abfluss, beeinflusst durch die Größe des Einzugsgebietes, von der Clusteranalyse ausgeschlossen. Aus der Analyse können die Zuläufe in drei Gruppen unterteilt werden (Abbildung 4-32).

Cluster 1 setzt sich aus den Zuläufen Dr4, Dr5, Dr6, Gra1 und Gra2 zusammen. Diese Gruppe der Zuläufe hat die größten elektrischen Leitfähigkeiten und die größten SO_4- und N_{ges}-Konzentrationen. Dabei wurden die niedrigsten P_{ges}-Konzentrationen gemessen. Die NH_4- und PO_4-Konzentrationen sind vergleichbar mit denen von Cluster 3. Die Landnutzung der Flächen ist landwirtschaftlich geprägt, wobei ein großer Anteil Acker mit Rapsanbau ist.

Das Cluster 2 setzt sich zusammen aus den Zuläufen Reg, Dr7, Dr8, Gra3, Bach1 und Bach2. In diesem Cluster wurden die größten NH_4- und P_{ges}-Konzentrationen gemessen. Ebenfalls hat diese Gruppe die größten PO_4-Konzentrationen mit Ausnahme von Bach1. An Bach1 wurden vergleichbare Konzentrationen zu den beiden anderen Clustern gemessen. Im Vergleich zu den anderen Clustern hat diese Gruppe mittlere elektrische Leitfähigkeiten und N_{ges}-Konzentrationen. Die Landnutzung sind konventionell bewirtschaftete, landwirtschaftliche Flächen. In den Einzugsgebieten von Bach1, Reg Gra3 und Dr8 gibt es Siedlungsflächen. Das Einzugsgebiet von Bach2 wird zu einem großen Anteil ökologisch bewirtschaftet, allerdings gibt es ebenfalls Weiden direkt am Gewässer, sowie einen Acker mit Leguminosen.

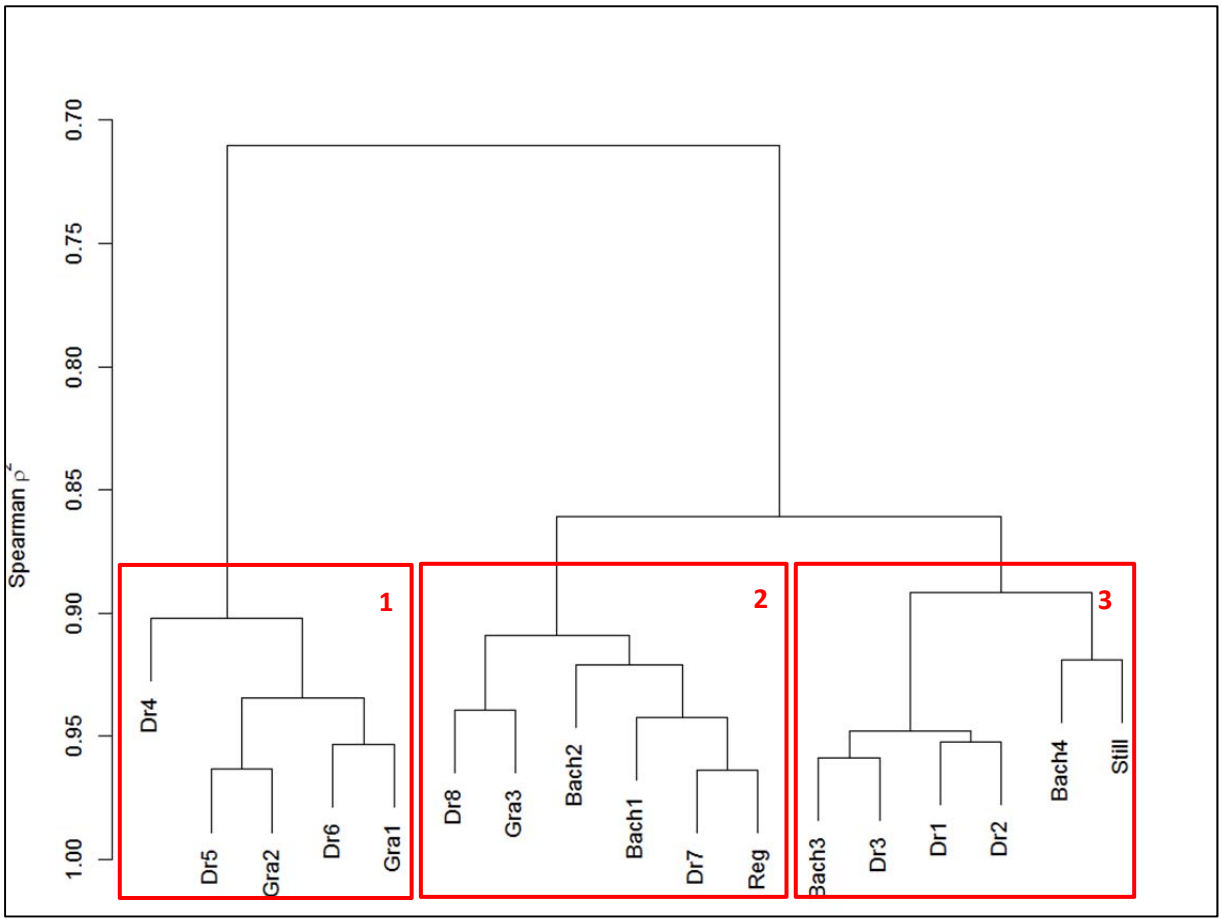


Abbildung 4-32: Dendrogramm der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter für alle Standorte nach der Complete-Methode (Maximaler Abstand zweier Punkte).

Cluster 3 fasst die Dr1, Dr2 und Dr3 sowie Bach3, Bach4 und Still in einer Gruppe zusammen. Diese Gruppe hat die kleinsten N_{ges}-Konzentrationen und elektrischen Leitfähigkeiten (Ausnahme Bach4 ist höher). Die NH_4-Konzentrationen sind vergleichbar mit denen aus Cluster 1 mit Ausnahme von Still. Bei Still liegen größere NH_4-Konzentrationen vor. Diese Gruppe hat mittlere P_{ges}-Konzentrationen, wobei Dr2 und Dr3 niedrigere Konzentrationen haben. Die Flächen der Dr1, Dr2, und Dr3 werden ökologisch bewirtschaftet. Die Zuläufe Bach2, Bach3 und Still fließen zu einem großen Anteil, besonders im Mündungsbereich, durch bewaldete Gebiete.

In Tabelle 4-3 sind die Mittelwerte jedes Cluster für die einzelnen Parameter dargestellt. Die Zuläufe von Cluster 1 haben die größten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen mit Mittelwerten von 16,89 mg/l bzw. 12,37 mg/l. Dahingegen wurden die kleinsten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen bei Cluster 3 mit Werten von 4,03 mg/l bzw. 3,09 mg/l gemessen. Ebenfalls hat das Cluster die kleinste elektrische Leitfähigkeit. Cluster 2 hat bei den Parametern N_{ges}, NO_3-N, elektrische Leitfähigkeit und SO_4 die mittleren Werte. Die größten Mittelwerte der P_{ges}- und PO_4-P-Konzentration hat Cluster 2.

Tabelle 4-3: Mittelwerte der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter je Cluster.

	N_{ges} [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO_3-N [mg/l]	P_{ges} [mg/l]	PO_4-P [mg/l]	eL [µS/cm]	Cl [mg/l]	SO_4 [mg/l]	pH [-]	O_2 [mg/l]	Temp. [°C]
Cluster1	16,89	0,03	12,37	0,08	0,05	673,72	33,59	44,11	7,48	11,12	5,55
Cluster2	8,66	0,19	6,44	0,17	0,09	631,80	34,86	27,77	7,91	11,73	5,86
Cluster3	4,03	0,06	3,09	0,10	0,05	616,80	34,51	21,52	7,81	11,72	5,58

4.6 Einfluss der untersuchten Zuläufe auf die Wasserqualität der Ostsee

Für die Quantifizierung der Nährstoffeinträge des Untersuchungsgebietes in die Ostsee werden Frachten für den 72-tägigen Untersuchungszeitraum berechnet. Diese Abschätzung der Stofffrachten ist für die Bewertung von Meeresschutzzielen und der Quantifizierung verschiedener Eintragspfade von Bedeutung.

In dem Untersuchungszeitraum hat die N_{ges}-Fracht der untersuchten Zuläufe Werte zwischen 4,8 kg (Still) und 8.909,72 kg (Bach1) (Tabelle 4-4). Mit Ausnahme von Dr8 und Dr6 werden die kleinsten Frachten bei den Drainagen gemessen. Ebenfalls kleine Frachten haben Gra1 und Still. Die größten Frachten wurden bei Bach1 und Bach2 gemessen. Dabei werden die großen Einträge bei den Zuläufen mit den höchsten Abflüssen gemessen. Über den Untersuchungszeitraum gelangen insgesamt 16,53 t N_{ges} durch die untersuchten Zuläufe in die Ostsee.

Pges-Frachten von wenigen Gramm werden bei Gra1, Dr2, Dr3, Dr4 und Dr5 über den Untersuchungszeitraum gemessen. Die größte Fracht mit 205,36 kg wird bei Bach1 gemessen. Über den Untersuchungszeitraum werden mittlere Frachten mit Werten zwischen 9,29 kg und 70,10 kg von Dr1, Gra2, Dr8, Gra3, Reg, Bach3 und Bach2 in die Ostsee geleitet. Insgesamt werden über den Untersuchungszeitraum 463,15 kg P_{ges} durch die untersuchten Zuläufe in die Ostsee geleitet.

Tabelle 4-4: Pges-und Nges-Frachten des Untersuchungszeitraumes der untersuchten Kleinstzuläufe.

	P_{ges}-Fracht [kg/Untersuchungszeitraum]	N_{ges}-Fracht [kg/Untersuchungszeitraum]
Bach1	205,36	8.909,72
Bach2	70,10	3.023,89
Bach3	53,23	547,03
Bach4	6,13	149,04
Gra1	0,18	44,53
Gra2	10,34	925,53
Gra3	39,76	831,44
Dr1	9,29	166,28
Dr2	0,06	6,58
Dr3	0,10	12,64
Dr4	0,08	12,61
Dr5	0,06	15,76
Dr6	2,20	433,35
Dr7	2,79	146,66
Dr8	14,29	671,93
Still	0,25	4,80
Reg	48,94	626,66
Summe	463,15	16.528,46

5 Diskussion

5.1 Bewertung der aktuellen Wasserqualität

Für die Bewertung der aktuellen Wasserqualität der 17 untersuchten Zuläufe in die Ostsee im Dänischen-Wohl werden die Orientierungswerte nach LAWA (2015) herangezogen. Diese beinhalten keinen Wert für die N_{ges}-Konzentration. Aufgrund der hohen Bedeutung der N_{ges}-Konzentration für die Wasserqualität der Ostsee in Bezug auf die Eutrophierung wird daher der Orientierungswert der N_{ges}-Konzentration von 2,6 mg/l nach BLANO (2014) für die vorliegende Arbeit genutzt. Das Bewertungsschema nach LAWA (2015) beurteilt die Wasserqualität ausschließlich anhand der Einhaltung bzw. nicht Einhaltung des Orientierungswertes und somit wird das Maß der Überschreitung der Orientierungswerte nicht deutlich. Um eine genauere Aussage über das Maß der Überschreitung des Orientierungswertes vornehmen zu können, wird darüber hinaus das Abstufungssystem des LLUR (2014) angewendet.

Unter Berücksichtigung der LAWA Orientierungswerte für den LAWA- Gewässertyp 14 „karbonatische sandgeprägte Bäche des norddeutschen Tieflandes“ konnte keiner der beprobten Zuläufe einen guten Zustand der untersuchten chemisch-physikalischen Parametern erreichen (Tabelle 5-1). Trotz des Küsteneinflusses überschreiten die Parameter SO_4 und Cl die vorgegebenen Orientierungswerte nicht und haben somit keinen negativen Einfluss auf die Wasserqualität der Gewässer. Bei allen beprobten Gewässern unterschreiten diese Parameter den Orientierungswert. Dahingegen werden die Orientierungswerte der Phosphor- und Stickstoff-Komponenten an einer Mehrzahl der untersuchten Gewässer überschritten. Im Folgenden werden die überschrittenen Orientierungswerte für jeden beprobten Kleinstzulauf dargestellt.

- Der Orientierungswert der N_{ges}-Konzentration wird bei Bach1 stark überschritten. Darüber hinaus wurde eine Überschreitung des Orientierungswertes der NH_4-N-Konzentration gemessen.
- Bei Bach2 werden die Orientierungswerte bei der maximalen Obergrenze des pH-Wertes und bei der P_{ges}-Konzentration geringfügig überschritten. Eine starke Überschreitung wurde bei der N_{ges}-Konzentration gemessen.
- Die Wasserqualität hat bei Bach3 geringfügige Überschreitungen der Orientierungswerte der maximalen Grenze des pH-Wertes und der N_{ges}-Konzentration. Die P_{ges}-Konzentration überschreitet den vorgegebenen Orientierungswert.
- Bei Bach4 werden sowohl die Orientierungswerte der P_{ges}- und PO_4-P- als auch der N_{ges}-Konzentration überschritten. Ebenfalls wurde eine geringfügige Überschreitung der maximalen Schwelle des pH-Wertes an diesem Standort gemessen.
- Die Standorte Dr1, Dr2, und Dr3 überschreiten die vorgegebenen Orientierungswerte der N_{ges}-Konzentration.
- Der Orientierungswert der N_{ges}-Konzentration wird bei Dr5 und Gra1 stark überschritten.
- Die N_{ges}-Konzentration bei Dr4 und Dr6 überschreitet den Orientierungswert stark. Eine geringfüge Überschreitung der unteren Grenze des pH-Wert-Bereiches wurde an diesem Standorten gemessen.
- Still ist der einzige Standort an dem der Orientierungswert der N_{ges}-Konzentration eingehalten wird. Allerdings wird die P_{ges}-Konzentration überschritten. Zudem wurde eine geringfüge Überschreitung der O_2-Konzentration gemessen.
- Die Orientierungswerte werden bei Reg sowohl für die P_{ges}- als auch für die N_{ges}-Konzentration stark überschritten. Eine geringfügige Überschreitung wurde bei der oberen

Grenze des pH-Wert-Bereiches gemessen. Der Orientierungswert der PO4-Konzentration wird überschritten.

- Bei Gra2 wird der Orientierungswert der zulässigen N_{ges}-Konzentration stark überschritten. Es wurde eine geringfüge Überschreitung der Orientierungswerte der P_{ges}-Konzentration und der oberen Grenze des pH-Wert-Bereiches gemessen.
- Dr7 hat eine starke Überschreitung des Orientierungswertes der N_{ges}-Konzentration. Eine geringfüge Überschreitung wurde für den Orientierungswert der oberen Grenze des pH-Wert-Bereiches gemessen.
- Eine starke Überschreitung der Orientierungswerte wurde bei der N_{ges}- und P_{ges}-Konzentration bei Dr8 gemessen. Der Orientierungswert wird dahingegen bei den Parametern PO_4-P und NH_4-N überschritten.
- Bei Gra3 werden sowohl die P_{ges}-, PO_4-P- als auch die N_{ges}-Konzentration stark überschritten. Ebenfalls wird die NH_4-N-Konzentration überschritten. Daher hat Gra3 die schlechteste Wasserqualität der beprobten Gewässer.

Durch die Auflistung wird deutlich, dass in 16 der 17 Zuläufe die N_{ges}- Konzentration den Orientierungswert überschreitet. Diese ist der Hauptgrund für das nicht erreichen eines guten Zustandes bei der Bewertung der chemisch-physikalischen Parameter. Es fällt auf, dass die N_{ges}-Konzentrationen in den Gewässern mit hohem Waldanteil im Einzugsgebiet (Bach3) sowie ökologische bewirtschafteter Flächen (Dr1, Dr2, Dr3) überschreiten bzw. überschreiten geringfügig den Orientierungswert. Darüber hinaus wird bei acht der 17 beprobten Kleinstzuläufen die zulässige P_{ges}-Konzentration überschritten. Dabei wird bei den untersuchten Drainagen lediglich bei Dr8 der stark überschritten. Wohingegen bei den untersuchten Gewässern nur Bach1 den Orientierungswert unterschreitet, die übrigen Gewässer überschreiten den Orientierungswert.

Für eine signifikante Aussage über die Wasserqualität sollten 12 Messungen über das Jahr verteilt durchgeführt werden. Darüber hinaus sollten bei der Beprobung keine jahreszeitlichen oder wetterbedingten Schwankungen erfasst werden (LAWA, 2012). Im Rahmen dieser Masterarbeit liegen je Standort maximal 12 Messungen vor, wobei diese zwischen November und Mitte Februar durchgeführt wurden. Daher ist ein jahreszeitlicher Einfluss zu erwarten. Die angegebene Wasserqualität der beprobten Zuläufe gilt somit nur für den Untersuchtenzeitraum. Für eine jahreszeitliche Bewertung müssten weitere Untersuchungen vorgenommen werden.

Tabelle 5-1: Aktuelle Wasserqualität der untersuchten Zuläufe nach LAWA (2015) und BLANO (2014) Abstufungssystem nach LLUR (2014).

Standort	O_2	Cl	SO_4	pH min	pH max	P_{ges}	PO_4-P	N_{ges}	NH_4-N
Bach1	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	über-schritten
Bach2	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	geringfügig überschritten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Bach3	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	überschritten	eingehalten	geringfügig überschritten	eingehalten
Bach4	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	überschritten	über-schritten	überschritten	eingehalten
Dr1	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	überschritten	eingehalten
Dr2	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	überschritten	eingehalten
Dr3	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	überschritten	eingehalten
Dr4	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Dr5	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Dr6	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Dr7	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Dr8	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	überschrit-ten	stark über-schritten	überschritten
Gra1	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Gra2	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	geringfügig überschritten	eingehalten	stark über-schritten	eingehalten
Gra3	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	stark über-schritten	stark über-schritten	stark über-schritten	überschritten
Reg	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	geringfügig überschritten	stark über-schritten	überschrit-ten	stark über-schritten	eingehalten
Still	geringfügig überschritten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	eingehalten	überschritten	eingehalten	eingehalten	eingehalten

5.2 Einfluss der Landnutzung auf die Wasserqualität

In Kapitel 4.5 konnten die beprobten Kleinstzuläufe mit Hilfe der untersuchten Parameter in drei Gruppen mit ähnlichen Eigenschaften zusammengefasst werden. Diese Cluster haben unterschiedliche Landnutzungen. Cluster1 umfasst die Zuläufe: Gra1, Gra2, Dr4 und Dr6. In diesen Zuläufen wurden die größten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen gemessen. Während des Untersuchungszeitraumes ist die Landnutzung in den dazugehörigen Einzugsgebieten zu einem großen Anteil Raps. In den Einzugsgebieten von Gra2, Dr5 und Dr6 wurde im Vorjahr Raps angebaut. Die Zuläufe Bach1, Reg, Bach2, Gra3, Dr7 und Dr8 umfassen das Cluster2. Das Cluster hat die höchsten P_{ges}- und PO_4-P-Konzentrationen. Die Einzugsgebiete dieser Zuläufe haben zu einem hohen Anteil versiegelte Flächen. Darüber hinaus werden auf Flächen von Bach2 und Gra3 Leguminosen angebaut. Ebenfalls gibt es in dem Einzugsgebiet von Bach1 Niedermoorböden. In Cluster 3 sind die Zuläufe Dr1, Dr2, Dr3, Bach3, Bach4 und Still zusammengefasst. Die N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen haben die niedrigsten Werte, wobei mittlere NH_4-N-Konzentrationen gemessen wurden. Dieses steht in einem Zusammenhang mit der überwiegend vorhandenen ökologischen Bewirtschaftung der Flächen der Einzugsgebiete, darüber hinaus gibt es große Waldflächen.

Aufgrund von Zusammenhängen zwischen Wasserqualität und Landnutzung, werden im Folgenden charakteristische Landnutzungsformen und deren Einfluss auf die Wasserqualität im Detail betrachtet.

Untersuchungen von LENAT & CRAWFORD (1994) zeigen, dass landwirtschaftliche Flächen die höchsten Nährstoff-Konzentrationen im Vergleich zu Waldflächen und Siedlungen haben. Das Untersuchungsgebiet umfasst die Flüsse des Piedmont, North Carolina, USA mit überwiegend lehmigen Böden. TONG & CHEN (2002) verweisen auf einen signifikanten Einfluss der Landnutzung auf die Wasserqualität insbesondere der P_{ges}- und NO_3-N-Konzentration. Dabei wurden auf landwirtschaftlichen sowie auf versiegelten Flächen die höchsten P_{ges}- und NO_3-N-Einträge gemessen. Durch landwirtschaftliche Flächen werden siebenmal höhere NO_3-N-Mengen produziert als durch Siedlungsflächen. Die geringsten P_{ges}- und N_{ges}- Konzentrationen haben Austräge aus Waldflächen.

Die P_{ges}-Austräge landwirtschaftlicher Flächen sind bis zu sechsmal höher als von versiegelten Siedlungsflächen, zehnmal höher als bei unversiegelten Siedlungsflächen, 20-mal höher als bei Wald und 154-mal höher als von ungenutzten Flächen (TONG & CHEN, 2002).

Die Einzugsgebiete von Bach1 und Reg weist einen hohen Anteil versiegelter Flächen auf, darüber hinaus hat Bach1 die größten zusammenhängenden Niedermoorgebiete. In den Zuläufen wurden die höchsten P_{ges}- und PO_4-P-Konzentrationen gemessen. Dieser erkannte Zusammenhang zwischen der Landnutzung und der P_{ges}- und der PO_4-P-Konzentrationen wird durch Untersuchungen von KAHLE ET AL. (o.J) belegt. Dabei werden in Einzugsgebieten mit einem hohen Moor- oder Siedlungsflächenanteil hohe PO_4-P-Konzentrationen gemessen. Es werden Werte bis zu maximal 2,32 mg/l nachgewiesen.

Das Potential der NO_3-N Auswaschung steigt mit folgenden Landnutzungen: Wald < Mähweide < Weide und Ackerland < umgepflügte Weide (DI & CAMERON, 2002). Auch weisen Untersuchungen von KAHLE ET AL. (o.J.) auf erhöhte NO_3-N-Konzentration sowohl mit einem steigenden Anteil an Ackerflächen und einem steigenden Anteil drainierter Flächen hin. Untersuchungen von TONG & CHEN (2002) in Einzugsgebieten in Ohio, USA weisen ebenfalls eine Abhängigkeit zwischen der Landnutzung und den NO_3-N-Austrägen auf. So werden durch landwirtschaftliche Flächen 2,5 bis 4,5 kg NO_3-N /Acre pro Tag generiert. Dieses ist siebenmal höher als bei versiegelten Siedlungsflächen, neunmal höher als bei nicht versiegelten Siedlungsflächen, 10,8-mal höher als bei Wald und 24-mal höher als bei

unfruchtbaren Flächen. Durch starke Niederschlagsereignisse verändern sich die Austräge und damit auch die Reihenfolge der von NO_3-N-Austrägen gefährdeten Landnutzungen. Die höchsten Konzentrationen werden bei landwirtschaftlichen Flächen gemessen, gefolgt von versiegelten Siedlungsflächen, Wald, unversiegelten Siedlungsflächen und Brachflächen. Somit erhöhen sich die NO_3-N-Austräge bei landwirtschaftlichen Flächen, versiegelten Siedlungsflächen und Wald während starker Niederschlagsereignisse (TONG & CHEN, 2002).

Die beprobten Kleinstzuläufe Gra1, Gra2, Dr4 und Dr6 (Cluster 1) haben die größten N_{ges}- und NO_3-N Konzentrationen. Die Landnutzung dieser Einzugsgebiete ist in diesem Jahr bzw. in dem vorherigen zu einem großen Anteil Rapsanbau. Untersuchungen von SIELING ET AL., (1999), SIELING & KAGE (2010), SIELING & KAGE (2006) HENKE ET AL. (2008) zeigen, dass Rapsanbau zu erhöhten Stickstoffausträgen führt. Winterraps benötigt eine hohe Stickstoffdüngung oft mit Beigaben von über 200 kg N/ha. Die geringe Stickstoffaufnahme der Saat und die damit verbundene geringe Stickstoffeffizienz führen zu einem Stickstoffüberschuss. Dieses führt zu erhöhten Stickstoffauswaschungen im Winter, wodurch hohe NO_3-N-Frachten durch Drainage ausgewaschen werden (SIELING ET AL., 1999, SIELING & KAGE, 2010). Häufig besteht eine Fruchtfolge von Raps und Wintergetreide. Wintergetreide nimmt meistens nicht mehr als 20 – 30 kg N/ha im norddeutschen Klima auf, wodurch zusätzlich hohe NO_3-N Austräge nach der Ernte von Raps auftreten (SIELING ET AL., 1999). Im Vergleich zu anderen Feldfrüchten ist die Stickstoffauswaschung nach dem Anbau von Raps aufgrund vom hohen mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens höher. Die geringe Stickstoffaufnahme von Getreide als Folgefrucht, führt zu erhöhten Stickstoffauswaschungen nach dem Anbau von Raps im Vergleich zu Getreide (SIELING & KAGE, 2006; HENKE ET AL., 2008).

Durch die ökologische Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen können NO_3-N-Austräge reduziert werden. Die NO_3-N-Auswaschung konnte nach Umstellung von konventionellem zu ökologischem Landbau um 57 % reduziert werden (PAFFRATH, 1993 in STOLZE ET AL., 2000). Ebenfalls geben HAAS ET AL. (2002) verminderte NO_3-N-Austräge von über 50 % zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung an. Durch das Wählen des falschen Zeitpunktes des Leguminosen-Umbruches oder die Zersetzung von Stallmist auf unbefestigten Flächen kann es auch bei ökologischem Landbau zu erhöhten Auswaschungen von NO_3-N kommen (STOLZE ET AL., 2000). Diese Studien decken sich mit den Untersuchungen dieser Arbeit, da die ökologisch bewirtschaften Flächen der Dr1, Dr2 und Dr3 niedrige N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen haben.

Dahingegen führt der Anbau von Leguminosen zu erhöhten NO_3-N-Austrägen. Dadurch können die erhöhten NO_3-N-Konzentrationen von Bach2 und Gra3 erklärt werden. Dieser Zusammenhang deckt sich mit den Untersuchungen von GRUBER ET AL. (2003), SCHERER-LORENZEN ET AL. (2003) und LOISEAU ET AL. (2001). Ackerflächen mit Leguminosen-Anbau haben aufgrund der Zersetzung von Wurzeln und Streu erhöhte Mengen verfügbaren NO_3-N im Boden. Werden diese mineralisiert, führt dies zur Freisetzung von symbiotisch gebundenem NO_3-N (LEDGARD & GILLER, 1995). Die Zersetzung der Pflanzen und die damit verbundene Mineralisierung führen zu NO_3-N-Auswaschungen (GRUBER ET AL., 2003). Somit haben Flächen auf denen Leguminosen angebaut werden signifikant höhere NO_3-N-Austräge als andere Flächen. Bei dem Anbau von Rotklee werden auswaschungsbedingte NO_3-N-Verluste von bis 350 mg/l gemessen (SCHERER-LORENZEN ET AL., 2003). LOISEAU ET AL. (2001) haben NO_3-N-Auswaschungen bei dem Anbau von Weißklee von bis zu 140 kg/ha nachgewiesen.

LAURENT & RUELLAND (2011) haben die jährlichen Stickstoffmengen in der Wurzelzone auf unterschiedlich bewirtschafteten Flächen simuliert. Ein geringes Risiko der Stickstoffauswaschung besteht bei

permanentem und temporärem Weideland. Diese Untersuchungen können den beobachteten Zusammenhang bei der N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet bestätigen. Bach1 hat bei mittleren N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen, den höchsten Anteil von Grünland des gesamten Untersuchungsgebietes.

5.3 Vergleich mit Untersuchungen des Zeitraumes 2005/06

Die Daten der vorliegenden Arbeit werden für eine Untersuchung der zeitlichen Variabilität der Wasserqualität mit Daten aus dem Untersuchungszeitraum 2005/06 verglichen (DIETRICH, 2008). In beiden Arbeiten wurden zwischen November und Februar chemisch-physikalische Parameter der Wasserqualität untersucht. Bei dem Vergleich der Datensätze werden Unterschiede deutlich. Dabei können mehrere Gründe für Änderungen der Wasserqualität herangezogen werden: wetterbedingte Variabilität, Änderungen der Landnutzung und Reduzierung punktueller Einleitungen. Durch die Reduzierung der Einträge aus den Kläranlagen hat sich der Anteil der diffusen Quellen und somit auch der landwirtschaftlichen Flächen an den Einträgen in dem Untersuchungsgebiet erhöht.

Eine Verbesserung der Wasserqualität ist bei Bach1 festzustellen. Die Abnahme der N_{ges}-, NH_4-N-, PO_4-P-Konzentration können auf die Schließungen von Kläranlagen begründet werden. In dem Einzugsgebiet von Bach1 wurden fünf Hauskläranlagen, ausgelegt für insgesamt 46 Personen, stillgelegt. Durch den Anschluss Schwedenecks an die Kläranlage Kiel-Bülk konnte ebenfalls die kommunale Kläranlage Schwedeneck am 31.12.2006 geschlossen werden. Die zugelassene Jahresabwassermenge der Kläranlage lag bei 260.000 m^3/Jahr. Der zugelassene Überwachungswert für N_{ges} betrug 18 mg/l und für P_{ges} 2 mg/l (SCHRIFT. JANSON, 2015a). Es ist kein direkter Vergleich über die Veränderung der Wasserqualität bei Dr8 möglich, da für die Monate November bis Februar keine Messungen 2005/06 vorgenommen wurden. Werden die Werte von November bis Februar 2014/15 allerdings mit den Werten von März bis Juni 2005/06 verglichen, können Konzentrationsabnahmen der Parameter P_{ges}, PO_4-P und NH_4-N festgestellt werden. Als ein Grund für die Verbesserung der Qualität kann die Schließung der fünf Hauskläranlagen mit einer Leistung für insgesamt 58 Personen angenommen werden (SCHRIFTL. JANSON, 2015b; SCHRIFTL. ROEWER, 2015). Durch die Schließung und Verbesserungen von Kläranlagen können P_{ges}-Konzentrationen minimiert werden. Dieses wird durch das Beispiel der Kläranlage in Valga, Estland deutlich. Durch die Verbesserung der Kläranlage wurden die P_{ges}-Frachten von 1,3 t (2003) auf 0,19 t (2007) reduziert (IITAL ET AL., 2009). Die erhöhten NH_4-N-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum 2005/06 im Bach1 führen zu einer Nitrifikation im Wasser. Unter aeroben Bedingungen wird NH_4-N durch Mikroorganismen wie Nitrosomonas europae zu NO_2-N oxidiert, wodurch Sauerstoff verbraucht wird (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER, 2013). Durch diesen Prozess lassen sich die niedrigeren O_2-Konzentrationen im Vergleich zum Untersuchungszeitraum 2014/15 erklären.

Im Vergleich dazu haben die übrigen beprobten Standorte im Untersuchungszeitraum 2014/15 höhere O_2-Konzentrationen. Dieses kann durch höhere Lufttemperaturen im Untersuchungszeitraum 2014/15 begründet werden, die wiederum die Wassertemperatur beeinflussen. Zwischen dem 01.11.2014 und dem 13.02.2015 wurde eine durchschnittliche Lufttemperaturtemperatur von 4,4 °C gemessen. Im Vergleichszeitraum 2005/06 betrug die Temperatur 2,2 °C (DWD, 2015). Die beprobten Kleinstzuläufe hatten im Untersuchungszeitraum 2014/15 eine Durchschnittstemperatur von 5,7 °C. Im Vergleich dazu wurde im Untersuchungszeitraum 2005/06 eine durchschnittliche Wassertemperatur von 4,3 °C gemessen. Aufgrund der Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser im Verhältnis zur Temperatur, kann mit zunehmender Temperatur weniger Sauerstoff im Wasser gelöst werden (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER, 2013; HORNE & GOLDMAN, 1994). Somit können die niedrigeren O_2-

Konzentrationen im Untersuchungszeitraum 2014/15 durch die höheren Luft- und Wassertemperaturen im Vergleich zu dem Untersuchungszeitraum 2005/06 erklärt werden.

Darüber hinaus können weitere Variabilitäten der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter auf die Variationen der Witterungsbedingungen zwischen den Untersuchungszeiträumen zurückgeführt werden. In dem Untersuchungszeitraum 2005/06 wurde zwischen dem 01.11.2005 und dem 13.02.2006 eine Niederschlagsmenge von 129 mm gemessen. Im Vergleichszeitraum 2014/15 wurden 349 mm Niederschlag gemessen (DWD, 2015). Die hohen Niederschläge des Untersuchungszeitraumes 2014/15 führen zu Verdünnungseffekten. Der Niederschlag im 10 km entfernten Versuchsgut Lindhof hatte 2007 eine durchschnittliche Leitfähigkeit von 35,9 µS/cm. Es wurde eine durchschnittliche SO_4-Konzentration von 2,15 mg/l und eine Cl-Konzentration von 4,79 mg/l gemessen (LLUR, 2010). Durch die niedrige Leitfähigkeit in Verbindung mit den geringen SO_4- und Cl-Konzentrationen des Niederschlages kann durch erhöhte Niederschläge ein Verdünnungseffekt auftreten. Durch diesen Prozess können die im Untersuchungszeitraum 2014/15 niedrigeren elektrischen Leitfähigkeiten sowie die niedrigeren SO_4- und Cl-Konzentrationen im Vergleich zu dem Untersuchungszeitraum 2005/06 begründet werden. Einen Verdünnungseffekt der elektrischen Leitfähigkeit und der Cl-Konzentration konnten auch von LOWRANCE & LEONARD (1988) in ihrem Studiengebiet nachgewiesen werden.

In dem Untersuchungszeitraum 2014/15 wurden mit Ausnahme von Bach1 im Vergleich zu dem Vergleichszeitraum höhere PO_4-P-Konzentrationen gemessen. Ebenfalls konnten mit Ausnahme von Bach1, Bach2, Bach4 und Still höhere P_{ges}-Konzentrationen gemessen werden. Dieses ist auf die unterschiedlichen Abflussbedingungen zurückzuführen. Erhöhte Abflüsse führen zu erhöhten P_{ges}- und PO_4-P-Konzentrationen in Flüssen und Drainagen. Dabei tragen extreme Abflussereignisse zu einem Hauptteil der jährlich transportieren PO_4-P und P_{ges}-Frachten bei (GENTRY ET AL. 2007). Somit haben die Konzentrationen eine hohe Variabilität und weisen saisonale Schwankungen auf (MACRAE ET AL., 2007). Ebenfalls weisen TIEMEYER ET AL. (2008) einen Einfluss von Abfluss, Temperatur und Niederschlag auf die Phosphorkonzentrationen nach, da Phosphor überwiegend durch Oberflächenabfluss in die Gewässer gelangt. Folgendermaßen führen Abschwemmungen zu höheren PO_4-P-Konzentrationen. In ihrem Studiengebiet eines Tiefland-Einzugsgebietes in Mecklenburg-Vorpommern haben Einzelereignisse bis zu 84 % der jährlichen P_{ges}- Austräge und bis zu 75 % der PO_4-P-Austräge ausgemacht.

Diese zuvor beschriebenen Beobachtungen zeigen, dass eine Vielzahl der interannuellen Variationen durch natürliche Abflussvariationen begründet werden können. Diese Beobachtungen wurden auch in dem Einzugsgebiet des Golfs von Riga gemacht (LAZNIK ET AL., 1999). GRIMVALL ET AL. (2000) haben nachgewiesen, dass in einer kurzen Zeitperiode von wenigen Jahren anthropogene Einflüsse auf die Wasserqualität durch natürliche witterungsbedingte Variabilität überlagert werden können. Folgt auf einen trockenen Sommer und Herbst ein feuchter Winter, werden erhöhte NO_3-N-Konzentrationen im Gewässer gemessen. Wohingegen eine lange Trockenphase zu einer Reduzierung der transportierten NO_3-N-Menge und Konzentrationen im Wasser führen kann.

Neben der interannuellen Witterungsvariabilität führen Veränderungen der Landnutzung zu Änderungen der untersuchten chemisch-physikalischen Parameter. Dr1 und Dr2 haben im Untersuchungszeitraum 2014/15 geringere N_{ges}- und NH_4-N-Konzentrationen. In diesem Jahr wird Getreide angebaut. Im Vergleichszeitraum 2005/06 wurden dort Leguminosen angebaut. Durch den Umbruch von Kleegras können in gut drainierten Flächen hohe NO_3-N-Auswaschungen erfolgen (DREYMANN, 2005).

Dahingegen hat sich die mittlere N_{ges}- und NH_4-N-Konzentration bei Bach2 von dem Untersuchungszeitraum 2005/06 auf 2014/15 erhöht, da in dem Einzugsgebiet in dem aktuellen Untersuchungszeitraum Raps angebaut wird. Auf einer anderen Fläche des Einzugsgebietes wurde als Vorfrucht Raps angebaut. Die hohe Stickstoffdüngung von Raps, bei einer geringen Stickstoffeffizienz, führt zu einem Stickstoffüberschuss. Dieses führt zu erhöhten Stickstoffauswaschungen, wodurch hohe NO_3-N-Frachten durch Drainage ausgewaschen werden (SIELING ET AL., 1999, SIELING & KAGE, 2010). Wird als Folgefrucht von Raps Getreide angebaut, führt dieses aufgrund der geringen Stickstoffaufnahme von Getreide zu weiteren Stickstoffauswaschungen (SIELING & KAGE, 2006; HENKE ET AL., 2008).

Zwischen den Untersuchungszeiträumen fand eine Änderung der Bewirtschaftung im Einzugsgebiet von Dr7 statt. Wurde die entwässerte Fläche im Untersuchungszeitraum 2005/06 ökologisch bewirtschaftet, wird dort seit 2014 konventioneller Ackerbau betrieben. Im Untersuchungszeitraum 2014/15 war auf der Fläche extensives Grünland. Im Vergleichszeitraum wurde Getreide angebaut. Durch die Veränderung der Landnutzung und Anbauweise, wurden im Zeitraum 2014/15 erhöhte N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen gemessen. LAURENT & RUELLAND (2011) haben den Einfluss von Landnutzungsänderungen eines durch ozeanisches Klima beeinflussten Einzugsgebietes und einer Landnutzung mit Rinderzucht, Getreide und Weideland modelliert. Der Umbruch von temporärem Weideland in Getreide und Raps führte zu 18 % erhöhten NO_3-N-Austrägen.

5.4 Einfluss der Zuläufe auf die Wasserqualität der Ostsee

In der vorliegenden Arbeit wird der Einfluss eines schleswig-holsteinischen Küstenabschnittes auf die Wasserqualität der Ostsee bzw. der vorgelagerten Küstengewässer untersucht. Dafür wurden 17 Kleinstzuläufe eines 7,2 km langen Steilufers im Dänischen-Wohld vom 03.12.2014 bis zum 13.02.2015 im Übergangsbereich limnisch-marin in einem wöchentlichen Turnus beprobt und die Nährstoffe analysiert. In dem 72 Tage langen Untersuchungszeitraum wurden über die 17 beprobten Kleinstzuläufe 16,53 t N und 0,46 t P in die Ostsee eingetragen.

Um die Einträge des Untersuchungsgebietes einordnen zu können wurden Einträge des Klärwerkes Kiel-Bülk und des Flusses Schwentine herangezogen. Die Einleitung des Klärwerks Kiel-Bülk ist etwa 3 km vom östlichsten Bereich des Untersuchungsgebietes entfernt (Karte 3-3). Die Leistung des Klärwerks ist ausgelegt für 380.000 Einwohnerwerte. Obwohl die Kläranlage Kiel-Bülk direkt in die Ostsee eingeleitet wird, wird diese nicht als signifikante Punktquelle klassifiziert (MLUV & MLUR, 2009). Im Zeitraum 1991 und 2008 wurden im Mittel 4,5 t Phosphor durch die Kläranlage in die Ostsee geleitet. Dabei hat sich durch den Bau der Phosphorelimination im Jahr 1991 die Phosphorfracht um 80 % reduziert. Durch die Stickstoffeliminierung im Jahr 2002 konnten die Stickstoffeinträge um 87 % vermindert werden, so dass zwischen 2002 und 2008 die mittleren Stickstoffeinträge 140 t betrugen (NAUSCH ET AL., 2011). Im Vergleich dazu werden in der Flussgebietseinheit Schlei/ Trave jährlich 738 t Stickstoff und 40 t Phosphor aus kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer geleitet (MLUV & MLUR, 2009).

Die Mündung des Flusses Schwentine in die Kieler Förde ist etwa 17 km südwestlich von dem Untersuchungsgebiet und hat einen MQ von 4,38 m^3/s (MLUV & MLUR, 2009). Das Einzugsgebiet der Schwentine hat eine Größe von 714 km^2. Im Zeitraum 1990 – 2008 wurden im Mittel 24 t Phosphor in die Ostsee geleitet, wobei über den Zeitraum leichte Abnahmen zu verzeichnen sind. Generell unterliegen die Phosphorfrachten starken Schwankungen. Im trockenen Jahr 2003 betrug die Fracht 8,4 t – im nassen Jahr 2002 36 t (NAUSCH ET AL., 2011). Die Schwentine hat mittlere jährliche Stickstofffrachten von 490 t (1990 – 2008). Aufgrund von hydrologischen Variationen schwanken die Stickstoff-

frachten. So wurden im trockenen Jahr 1996 206 t Stickstoff und im nassen Jahr 1998 809 t Stickstoff in die Ostsee eingeleitet. Es konnten über den betrachteten Zeitraum keine langzeitlichen Frachtreduzierungen festgestellt werden (NAUSCH ET AL., 2011).

Während des Messzeitraumes wurden durch die 17 beprobten Kleinstzuläufe 16,53 t N_{ges} und 0,46 t P_{ges} in die Ostsee eingetragen. Die Einträge des Untersuchungsgebietes betragen 10,2 % der mittleren jährlichen Phosphoreinträge und 11,8 % der Stickstoffeinträge des Klärwerks Kiel-Bülk bzw. 1,9 % der Phosphoreinträge und 3,4 % der Stickstoffeinträge der Schwentine. Dementsprechend haben die untersuchten Kleinstzuläufe im Vergleich zu der Kläranlage Kiel-Bülk und der Schwentine einen geringen Einfluss auf die Wasserqualität der Ostsee. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Frachten der 72-tägigen Messperiode mit Jahresfrachten verglichen werden. Wird angenommen, dass die 148 km lange schleswig-holsteinische Steilküste (LNU, 2004) ähnliche Einträge wie das Untersuchungsgebiet hat, kann vermutet werden, dass die Nährstoffeinträge der schleswig-holsteinischen Steilküsten in der Summe einen Einfluss auf die Wasserqualität der Ostsee haben. Diese Einträge werden bislang in dem schleswig-holsteinischen Landesmessnetz aufgrund der gesetzlichen Regelung nicht erfasst.

In den Ostseezuflüssen hat sich die P_{ges}-Konzentration verringert, seit Mitte der 1990er beträgt die mittlere P_{ges}-Konzentration 0,15 mg/l. Dahingegen schwankt die N_{ges}-Konzentration seit Mitte der 1990er zwischen 2 und 6 mg/l (BLMP AG WRRL, 2007). In der vorliegenden Arbeit wurden mittlere P_{ges}-Konzentrationen zwischen 0,03 mg/l (Dr3) und 0,29 mg/l (Gra3) bei den unterschiedlichen Messstandorten und einem Mittelwert von 0,12 mg/l für das gesamte Untersuchungsgebiet gemessen. Somit wurden bei der P_{ges}-Konzentration vergleichbare Werte im Vergleich zu den Ostseezuflüssen gemessen. Die N_{ges}-Konzentration der beprobten Kleinstzuläufe hat Mittelwerte zwischen 2,1 mg/l (Still) und 18,0 mg/l (Gra1) mit einem Mittelwert von 9,4 mg/l des gesamten Untersuchungsgebietes. Dadurch haben die untersuchten Zuläufe höhere N_{ges}-Konzentrationen im Vergleich zu den Ostseezuflüssen. Ein Grund für die höheren N_{ges}-Konzentrationen im Vergleich zu den Ostseezuflüssen kann der hohe Anteil an beprobten Drainagen sein, die direkt in die Ostsee münden. Drainagen weisen häufig höhere N_{ges}-Konzentrationen auf, als die Vorfluter in die sie einleiten. Variiert das 90-Perzentil der N_{ges}-Konzentrationen von Drainagen im Kahametsa Einzugsgebiet zwischen 12 und 18 mg/l, hat der estnische Tiefland Fluss wenige hundert m nach der Einleitung der Drainagen eine N_{ges}-Konzentration von 7,2 mg/l. Ein Grund für die hohen N_{ges}-Konzentrationen kann das fehlende Retentionspotential in Drainagen sein. Reduzierungen der N_{ges}-Konzentration können durch Pflanzenaufnahme im Fluss, durch Denitrifizierung im Grundwasser oder durch kleinere Zuläufe verursacht werden (IITAL ET AL., 2010). Dieses ist besonders in dem Untersuchungsgebiet kritisch, da die untersuchten Drainagen direkt in die Ostsee münden und vor der Einleitung in die Ostsee keine Retention stattfinden kann.

Um die Höhe der ermittelten Nährstofffrachten des Untersuchungsgebietes einordnen zu können, werden diese mit Frachten anderer Tieflandgebiete verglichen. Die dafür herangezogenen Drainagen münden aber nicht direkt in die Ostsee, sondern in einen Zufluss der Warnow. Für einen Vergleich wurden die Nährstofffrachten der beprobten Oberflächengewässer je Hektar berechnet. Die N_{ges}-Austräge des Untersuchungsgebietes betragen 12,5 kg/ha (Tabelle 5-2). Die Oberflächengewässer haben N_{ges}-Frachten zwischen 0,44 kg/ha (Still) und 33,53 kg/ha (Bach2). Vergleichbare Austräge werden in einem künstlich entwässerten Einzugsgebiet gemessen. Es wurden während einer Niedrigabflussphase in Tiefland Mecklenburg-Vorpommerns niedrige bis mittlere NO_3-Austräge zwischen 3,4 kg/ha und 21,8 kg/a gemessen. Aufgrund eines signifikanten Anstieges der Stickstoffkonzentrati-

on bei zunehmenden Abflüssen, kann davon ausgegangen werden, dass höhere Austräge bei größeren Abflüssen erfolgen (TIEMEYER ET AL., 2006). Das gesamte Untersuchungsgebiet hat eine P_{ges}-Fracht von 0,35 kg/ha. Die P_{ges}-Austräge der Oberflächengewässer haben Werte zwischen 0,02 kg/ha (Still) und 1,45 kg/ha (Gra3). In einer Untersuchung eines künstlich entwässerten ländlichen Tiefland Einzugsgebietes im Nordosten Deutschland, wurden über drei Winterkampagnen P_{ges}-Frachten zwischen 0,01 kg/ha und 0,27 kg/ha gemessen (TIEMEYER ET AL., 2009). Dabei können unter anderen Boden-, Klima- und Managementbedingungen sowohl höhere Austräge von > 1300 g/ha oder geringere von < 1 g/ha für Drainagen gemessen werden (TIEMEYER ET AL., 2009). Es ist davon auszugehen, dass durch die starken Niederschlagsereignisse während des Untersuchungszeitraumes der vorliegenden Arbeit hohe Konzentrationen gemessen wurden.

Tabelle 5-2: Nährstoffeinträge der beprobten Oberflächengewässer und des gesamten Untersuchungsgebietes.

	Fläche [ha]	P_{ges}-Fracht [kg]	P_{ges}-Fracht [kg/ha]	N_{ges}-Fracht [kg]	N_{ges}-Fracht [kg/ha]
Bach1	518,63	205,36	0,40	8909,72	17,18
Bach2	90,17	70,10	0,78	3023,89	33,53
Bach3	74,52	53,23	0,71	547,03	7,34
Bach4	64,63	6,13	0,09	149,04	2,31
Gra1	6,62	0,18	0,03	44,53	6,73
Gra2	41,90	10,34	0,25	925,53	22,09
Gra3	27,49	39,76	1,45	831,44	30,25
Still	10,91	0,25	0,02	4,80	0,44
Untersuchungsgebiet	1320,00	463,00	0,35	16528,00	12,52

Neben den wassergebundenen Phosphoreinträgen der beprobten Zuläufe wird zusätzlich Phosphor durch Erosionsprozesse in die Ostsee eingetragen. Auf dem 7,2 km langen Küstenabschnitt gibt es zwei aktive Steilküsten mit einer Länge von 404 m und 3.640 m. Durchschnittlich schreitet die Küste pro Jahr um 0,23 m bzw. 0,24 m zurück. Durch diese Küstenabbrüche werden jährlich 16.947 m^3 Sediment in die Ostsee eingebracht (LNU, 2004). Dieser Küstenrückgang hat einen Einfluss auf die P_{ges}-Einträge aus dem Untersuchungsgebiet.

Die Gewässer Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns haben einen Abfluss von 5,3 km^3/a, davon beträgt der schleswig-holsteinische Zustrom 2,0 km^3/a (NAUSCH ET AL., 2005). Unter Aufstellung der Wasserbilanz für das Untersuchungsgebiet mit 778 mm Niederschlag (DWD, 2015), 78 mm Grundwasserneubildung und 436 mm Evapotranspiration (MUNF, 1998) ergibt sich ein jährlicher Oberflächenabfluss von 264 mm. Somit beträgt der Abfluss des Untersuchungsgebietes 1,75 % des schleswig-holsteinischen Zustromes in die Ostsee. Das Untersuchungsgebiet hat einen Flächenanteil von 2,5 % am 5.203 km^2 großen schleswig-holsteinischen Ostseeeinzugsgebiet. Für den Zeitraum 2008 – 2012 wurden mittlere jährliche Stickstoff- und Phosphorfrachten von 8.038 t bzw. 250 t ermittelt, wobei durch das Frachtmessnetz nur 50 % des Einzugsgebietes beprobt werden (LLUR, 2014). Somit wurden während des Untersuchungszeitraumes 0,1 % der jährlich erfassten schleswig-holsteinischen Phosphorfrachten und 0,2 % der Stickstofffrachten in die Ostsee eingeleitet. Dadurch wird ersichtlich, dass das Untersuchungsgebiet einen geringen Einfluss auf die Wasserqualität der Ostsee bzw. der vorgelagerten Küstengewässer hat. Aber in der Summe aller Steilküstenabschnitte Schleswig-Holsteins ergeben sich Einträge, die in der Gesamtbilanz der schleswig-holsteinischen Nährstoffeinträge in die Ostsee nicht vernachlässigt werden sollten.

Es werden außerdem keine Abschätzungen über Jahresfrachten durchgeführt, da davon ausgegangen wird, dass der Untersuchungszeitraum den Jahresverlauf sowohl des Abflusses als auch der Nährstoffkonzentrationen nur unzureichend darstellt. Aufgrund des maritim, humiden Klimas (TIEDEMANN, 1988), sind die Abflussspitzen der Gewässer im Winter. Abbildung 5-1 stellt den Abfluss der Bienebek des Landespegels Sensby dar. Das Einzugsgebiet des Bienebek hat eine Größe von 7 km^2. Aufgrund von einer Entfernung des Pegels Sensby von 19 km zum Untersuchungsgebiet kann von vergleichbaren klimatischen Bedingungen ausgegangen werden. Es wird deutlich, dass während des Untersuchungszeitraumes nicht alle Abflussbedingungen erfasst wurden. Darüber hinaus können keine Aussagen über die Schüttungsdauer der Drainagen getroffen werden.

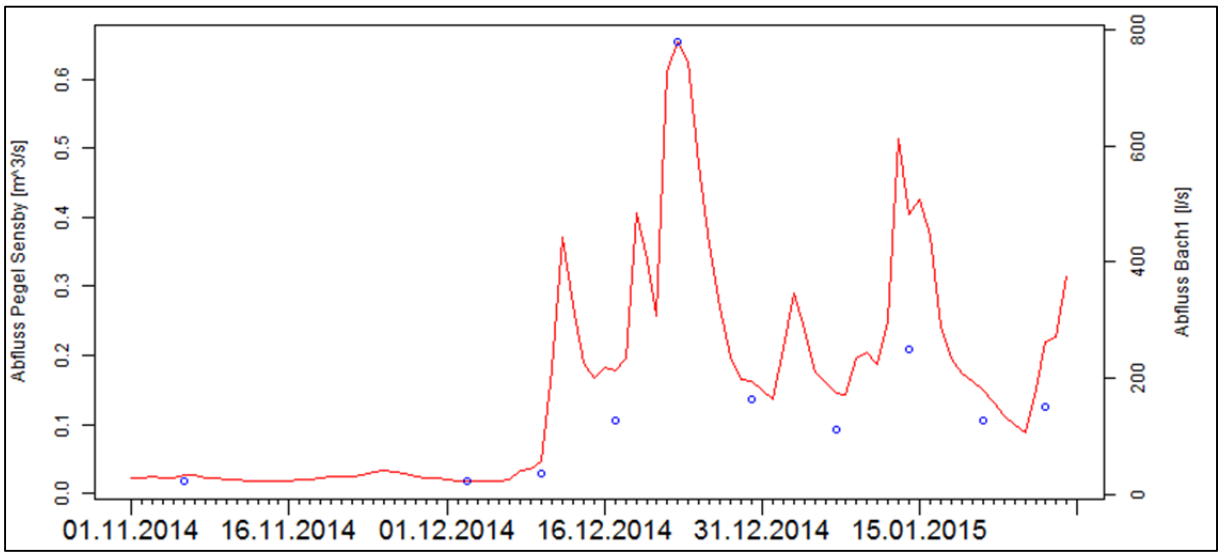


Abbildung 5-1: Abflusskurven des untersuchten Zulaufes Bach1 [l/s]: blaue Punkte, Bienebek am Landespegel Sensby [m3/s]: rote Linie (Daten: MELRU, 2015).

Es muss davon ausgegangen werden, dass die berechneten Frachten, aufgrund von nicht beprobten Abflussspitzen unterschätzt werden. Im Vergleich zu dem Pegel Sensby am Bienebek haben die untersuchten Zuläufe ähnliche Abflussdynamiken. Allerdings wurden durch den wöchentlichen Probenahmeturnus zwei Abflussspitzen um den 12.12.2014 und den 03.01.2015 (Abbildung 5-1) nicht erfasst. Zwei Untersuchungen in einem Zulauf der Warnow, die bei Rostock in die Ostsee mündet, stellen die Schwierigkeit bei der Frachtermittlung fest. KALHE ET AL. (2009) geben an, dass für kleine und schnell reagierende Einzugsgebiete, wie mittels Drainagen künstlich entwässerte Gebiete, die Beprobungshäufigkeit für die Bestimmung von Stickstoffkonzentrationen häufig kritisch ist. Dabei wird die Bestimmung von gelösten Stoffen wie NO_3-N im Vergleich zu partikular gebundenen Stoffen als weniger problematisch bewertet. Dieses wird ebenfalls deutlich durch die Untersuchungen von TIEMEYER ET AL. (2008). Es werden signifikante Zusammenhänge zwischen der Phosphorkonzentration und den Abflussereignissen nachgewiesen. Dabei besteht eine positive Korrelation zwischen Abfluss und Phosphorkonzentration, wobei ein disproportionales Verhältnis zwischen großen und kleinen Abflussereignissen besteht. So werden beispielsweise in einem Tiefland-Einzugsgebiet in Pennsylvania an drei bis fünf Ereignissen 70 % der jährlichen Phosphorfrachten generiert (PIONEKE ET AL., 1996). SHARPLEY ET AL. (2008) haben in einem Untereinzugsgebiet vom Mahantango Creek in Pennsylvania während eines Unwetters 65 % der PO_4-P und 76 % der P_{ges}-Jahresfracht gemessen, wobei das Ereignis nur 32% des Jahresabflusses hatte. Durch diese Beispiele wird die Notwendigkeit einer ereignisorientierten Beprobung deutlich, da somit genauere Angaben über die ausgetragenen Frachten vorgenommen werden können. Eine sichere Abschätzung der Stoffausträge aus künstlich entwässerten

Einzugsgebieten kann nur bei einer intensiven Beprobung während der Abflussereignisse erfolgen (KAHLE ET AL., 2009). Phosphorkonzentrationen können wetterbedingten Schwankungen unterliegen. So steigt die Konzentration bei Schneeschmelzeereignissen an. TIEMEYER ET AL. (2008) begründen dies mit der Remobilisierung des Phosphors unter aneroben Bedingungen.

Ebenfalls ist die jährliche Fracht von den hydrologischen Verhältnissen eines Jahres abhängig. Die Frachten des mecklenburgischen Tieflandflusses Warnow sind in nassen Jahren hoch und in trockenen Jahren niedrig. Somit besteht eine hohe interannuelle Variabilität der Frachten (NAUSCH ET AL., 2011). Untersuchungen von BEAUDOIN ET AL. (2005) zeigen die Abhängigkeit zwischen NO_3-N-Auswaschungen und den Witterungsbedingungen. In einem trockenen Jahr werden 8 kg N/ha ausgetragen, wohingegen in einem feuchten Jahr 45 kg N/ ha ausgetragen werden (LAURENT & RUELLAND, 2011). In dem Untersuchungsgebiet schwanken die Niederschläge in dem Zeitraum von 1987 – 2014 zwischen 520 mm und 964 mm. Diese variierenden Niederschlagsmengen bewirken interannuelle Abflussänderungen und beeinflussen somit die jährlichen Frachten.

Ein weiterer Grund für die Unterschätzung der berechneten Frachten des Untersuchungsgebietes ist die fehlende Beprobung aller Zuläufe in dem Untersuchungsgebiet. Durch die Untersuchung von 17 Kleinstzuläufen in dem Untersuchungsgebiet, sind durch die nicht beprobten Zuläufe Frachten aus dem Untersuchungsgebiet in die Ostsee eingeleitet, die nicht erfasst wurden. Während des starken Niederschlagereignisses um den 25.12.2014 wurden bei einer Geländebegehung 60 aktive Drainagen kartiert. Dahingegen konnten nach langer Trockenheit bei einer Geländebegehung am 25.07.2015 auf dem Küstenabschnitt nur noch acht aktive Drainagen kartiert werden. Es muss davon ausgegangen werden, dass aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften wie der Größe des Einzugsgebietes, saisonale Variabilitäten der Schüttungsdauer und –menge auftreten. Auf zwei Flächen im Osten des Untersuchungsgebietes (Karte 3-9) gibt es auf einer Länge von 600 m alle 10 bis 60 m Drainagen mit einem Durchmesser von 5 cm. Es muss davon ausgegangen werden, dass diese andere Abflussdynamiken aufweisen als Dr7, welche ein Drainagesammler ist, mit einem Durchmesser von 15 cm. Durch diese Unsicherheiten werden keine jährlichen Frachtabschätzungen für das gesamte Untersuchungsgebiet vorgenommen.

Variierende Nährstoffkonzentrationen können neben hydrologischen Verhältnissen auch von der Bewirtschaftung beeinflusst werden. So werden höhere Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen nach dem Auftrag von Dünger und Gülle gemessen (SMITH ET AL., 2007). Dabei können je nach Einzugsgebiet hohe NO_3-N-Konzentrationen nach der Frühjahrs- oder Herbstdüngung gemessen werden. So werden in einem Tiefland-Bach und dessen Drainagen im Mittleren Westen in Illinois, USA höhere Konzentrationen im Zeitraum April – Juni gemessen. Dieses steht in einem Zusammenhang mit der Frühjahrsdüngung. Dahingegen werden geringe Konzentrationen im August bis Oktober gemessen. Ein anderes Einzugsgebiet verzeichnet hohe Konzentrationen in den Monaten November und Dezember nach der Herbst-Düngung. Damit hat GOSWAMI ET AL. (2009) erhöhte NO_3-N-Konzentration in den zwei untersuchten Flüssen nach der Stickstoffdüngung festgestellt. Dabei hat der Zeitpunkt der Düngung einen Einfluss auf die Konzentration. Die Düngung im Frühjahr ist effektiver im Vergleich zu der Herbstdüngung. Aufgrund von fehlender Vegetation besteht nach der Herbstdüngung die Gefahr von Auswaschungen, besonders bei starken Regenereignissen.

6 Schlussfolgerung und Ausblick

Die Nährstoffanreicherung und die damit verbundene Eutrophierung sind seit Dekaden eines der Hauptprobleme der Ostsee. Ein großer Anteil der Einträge stammt aus diffusen Quellen, insbesondere aus der Landwirtschaft. Durch das schleswig-holsteinische Landesmessnetz werden nur 50 % der Gewässer des schleswig-holsteinischen Ostseeeinzugsgebietes untersucht, somit wird ein großer Teil der Frachteinträge nicht erfasst.

Für die Bewertung der Wasserqualität werden die Orientierungswerte nach LAWA und BLANO herangezogen. Keines der beprobten Gewässer konnte dabei einen guten Zustand aufweisen. Hauptgrund für das nicht erreichen eines guten Zustandes war die Überschreitung der N_{ges}-Konzentration. Nur ein beprobtes Gewässer konnte den Orientierungswert einhalten. Die zulässige P_{ges}-Konzentration wurde bei der Hälfte der Gewässer überschritten.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der Wasserqualität. Während Einzugsgebiete mit ökologisch bewirtschafteten Flächen oder einem hohen Waldanteil die niedrigsten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen aufweisen, finden sich die höchsten N_{ges}- und NO_3-N-Konzentrationen in Einzugsgebieten mit Anbau von Raps und Leguminosen. Die höchsten P_{ges}- und PO_4-P-Konzentrationen wurden in Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil an Siedlungsflächen gemessen.

Durch den Vergleich der aktuellen Ergebnisse mit Untersuchungen von 2005/06 können Unterschiede der Wasserqualität aufgrund von Änderungen der Landnutzung, witterungsbedingter und hydrologischer Variabilitäten und Reduzierung punktueller Einträge festgestellt werden. So hat sich die Wasserqualität der Parameter PO_4-P, N_{ges} und NH_4-N bei Bach1 aufgrund der Schließung einer Kläranlage verbessert. Die O_2-Konzentration und die Wassertemperatur der untersuchten Gewässer wurden von den höheren Lufttemperaturen beeinflusst. Durch erhöhte Niederschläge können Verdünnungseffekte der elektrischen Leitfähigkeit, Cl- und SO_4-Konzentration festgestellt werden. Der Anbau von Getreide im Vergleich zu Leguminosen reduziert die N_{ges}- und NO_3-N-Konzentration. Dahingegen hat sich die N_{ges}- und NO_3-N-Konzentration auf Einzugsgebieten mit dem Anbau von Raps erhöht. Eine ökologische Bewirtschaftung führt zu niedrigere N_{ges}- und NO_3-N-Austrägen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen.

Während des Untersuchungszeitraumes wurden durch die beprobten Zuläufe 16,53 t Stickstoff und 0,46 t Phosphor in die Ostsee geleitet. Dieses entspricht 10,2 % der P_{ges}-Fracht und 11,8 % der N_{ges}-Fracht der jährlichen Einträge des Kieler-Klärwerkes. Somit sind Einträge der beprobten Kleinstzuläufe über den Untersuchungszeitraum hoch. Mit der Annahme, dass die schleswig-holsteinischen Steilküsten ähnliche Einträge wie das Untersuchungsgebiet haben, kann angenommen werden, dass die Summe einen Einfluss auf die Wasserqualität der Ostsee hat. Allerdings werden diese nach EG-WRRL nicht erfasst.

Um genauere Aussagen über die Nährstoffausträge des Untersuchungsgebietes vornehmen zu können, sollten langzeitliche Untersuchungen über mehrere Jahre durchgeführt werden. Dadurch können zum einen Frachtvariabilitäten innerhalb eins Jahres erfasst werden. Zum anderen können dadurch interannuelle Schwankungen festgestellt werden. Dieses ist sinnvoll, um erhöhte Nährstoffkonzentrationen z.B. beeinflusst durch Düngerauftrag, hydrologische Variabilitäten und Änderungen der Fruchtfolge zu erfassen. Darüber hinaus wäre es sinnvoll weitere Zuläufe in das Monitoringprogramm aufzunehmen, um genaue Aussagen über räumliche und zeitliche Variabilitäten der Frachten

ermitteln zu können. Nur durch weiterführende Untersuchungen kann die genaue Fracht nicht beprobter Zuläufe, und damit der Einfluss dieser auf die Ostsee, abgeschätzt werden.

7 Literaturverzeichnis

BACHOR, A. (2005): Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 14. 17-32.

BBODSCHG (2012): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). Zugriff am: 05.05.2015 <http://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/>.

BEAUDOIN, N., SAAD, J.K., VAN LAETHEM, C., MACHET, J.M., MAUCORPS, J., MARY, B. (2005): Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. Agric. Ecosyst. Environ. 111, 292–310.

BEEK, J. AND FRISSEL, M.J. (1973): Simmulation of nitrogen behaviour in soils. Wageningen.

BEHRENDT, H., BACHOR, A. (1998): Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). Wat. Sci. Tech. Vol. 38 (10). 147-155.

BERNET CATCH (2006): Executive Summary. Regional implementatin of the EU Water Framework Directive in the Baltic Sea Catchment. Zugriff am 25.5.2015. <http://ec.europa.eu/ourcoast/download.cfm?fileID=885>.

BLANO (2014): Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer. - Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls. Bericht der BLANO-Ad-hoc-Arbeitsgruppe Nährstoffreduktionsziele u. Eutrophierung Ostsee. Hrsg.: Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO),

BLMP AG WRRL (2007): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee, Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL,OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik. Erarbeitet von einer Reihe von Experten im Rahmen der Bund/Länder-Messprogramm (BLMP)-AG WRRL, 57 S., Zugriff am: 18.06.2015. <www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Eutrophierung_in_den _deutschen_Kuestengewaessern.pdf>.

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern.

CARSTENSEN, J, CONLEY, DJ, ANDERSEN, JH, ÆRTEBJERG, G. (2006): Coastal eutrophication and trend reversal_ A Danish case study. Limnol. Oceanogr., 51(1, part 2), 398–408.

CHAPMAN, A.S., FOSTER, I.D.L., LEES, J.A., HODGKINSON, R.A., JACKSON, R.H. (2001): Particulate phosphorus transport by subsurface drainage from agricultural land in the UK: Environmental significance at the catchment and national scale. Sci. Total Environ. 266. 95–102.

DI, HJ, CAMERON, KC, (2002): Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. Nutrient Cycling in Agroecosystems 64 (3). 237-256.

DIETRICH, A. (2008): Untersuchungen zur Wasserqualität von Kleinstzuläufen in die Ostsee am Beispiel des Küstenabschnitts zwischen Marienfelde und Surendorf (Schleswig-Holstein). Bachelorarbeit.

DREYMANN S. (2005): N-Haushalt unterschiedlich bewirtschafteter Rotklee-Bestände und deren Bedeutung für die Folgefrucht Weizen im Ökologischen Landbau. Dissertation, Universität Kiel.

EG (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Zugriff am: 24.04.2015. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20090625&from=EN>.

ELMGREN UND LARSSON (2001): Nitrogen and the Baltic Sea. TheScientificWorld. 1. 371–377.

FRÄNZLE, O. (2004): Reliefentwicklung und Bodenbildung in Schleswig-Holstein. In: Winkler, G.; Dahlke, C. & Bork, H.-R. (Hrsg): Streifzug durch 6000 Jahre Landnutzungs- und Landschaftswandel in Schleswig-Holstein, EcoSys, Suppl. Bd. 41, 11-35, Kiel.

GENTR,Y LE, DAVID, MB, ROYER, TV, MITCHELL, CA, STARKS, KM, (2007): Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. J Environ Qual, 36. 408–15.

GOSWAMI, D., KALITA, P.K., COOOKE, R.A.C., MCISAAC, G.F. (2009): Nitrate-N loadings through subsurface environment to agricultural drainage ditches in two flat Midwestern (USA) watersheds. Agricultural Water Management. 96. 1021-1030.

GRIMVALL, A., STÅLNACKE, P., TONDERSKI, A. (2000): Time scales of nutrient losses from land to sea – a European perspective. Ecological Engineering. 14. 363-371.

GRUBER, H., THAMM, U., MICHEL, V. (2003): Effective use of the legume Nitrogen in the crop rotation. Ökologie & Landbau 127 (3), 29–31.

GUSTAFSSON, B.G., SCHENK, F., BLENCKNER, T., EILOLA, K., MEIER, H.E.M., MÜLLER-KARULIS, B., NEUMANN, T., RUOHO-AIROLA, T., SAVCHUK, O.P., ZORIT, E. (2012): Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. AMBIO. 41. 534–548.

HAAS, G., BERG, M., KÖPKE, U. (2002): Nitrate leaching: comparing conventional, integrated and organic agricultural production systems. In: Steenvoorden, J., Claessen, F., Willens, J. (Eds.), Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research at the Edge of Science and Society, IAHS Publication No. 273, Wallingford, UK, 131–136.

HELCOM (2007): HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP). HELCOM Ministerial Meeting. Adopted in Krakow, Poland, 15 November 2007. Zugriff am: 26.5.2015. <http://www.helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf>.

HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B. Zugriff am: 19.07.2015. <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP115B.pdf>.

HELCOM (2013a): Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 133. Zugriff am 26.5.2015. <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP133.pdf>.

HELCOM (2013b): HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration: Taking further action to implement the Baltic Sea Action Plan – Reaching good ecological status for a healthy Baltic Sea Baltic Sea. Adopted 3 October 2013.

HELCOM (2015): Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145. Zugriff am: 26.5.2015. <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP145.pdf>.

HENKE, J., BÖTTCHER, U., NEUKAM, D., SIELING, K., KAGE, H. (2008): Evaluation of different agronomic strategies to reduce nitrate leaching after winter oilseed rape (Brassica napus L.) using a simulation model. Nutr Cycl Agroecosyst (2008) 82:299–314.

HORNE, A.J., GOLDMAN, C.R. (1994): Limnology. 2. Auflage. New York.

IITAL, A., PACHEK, K., LOIGU, E., PIHLAK, M., LEISK, U., (2010): Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles. Journal of Environmental Monitoring, 12, 178 – 188.

KAHLE, P., TIEMEYER, B., DITTMANN, L., ROMMEL, C., SCHULZE, E., LENNARTZ, B. (o.J.): Beeinflussung der Wasserqualität in einem kleinen Einzugsgebiet des Nordostdeutschen Tieflandes. Freie Themen Umwelt und Gesellschaft

KAHLE, P., TIEMEYER, B., LENNARTZ, B. (2005): Stoffausträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen über Dränung. Wasserwirtschaft 95 (2005)12, 12-16.

KAHLE, P., TIEMEYER, B., LENNARTZ, B. (2009): Methodische Aspekte zum Monitoring der Wasserqualität künstlich entwässerter Tieflandeinzugsgebeite. HW. 53. 225-232.

KLUG, H., H. STERR, D. BOEDEKER (1988): Die Ostseeküste zwischen Kiel und Flensburg –Morphologischer Charakter und rezente Entwicklung. Geographische Rundschau, 5/88, 6-15.

LAURENT, F., RUELLAND, D. (2011): Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. Journal of Hydrology 409. 440-450.

LAURENT, F., RUELLAND, D. (2011): Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. Journal of Hydrology. 409. 440-450.

LAWA (2012): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern. Teil A: Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern.

LAWA (2014): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B. Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung – Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.

LAWA (2015): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B. Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung – Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-

chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.

LAZNIK, M., STÅLNACKE, P., GRIMVALL, A., WITTGREN, H.B. (1999): Riverine input of nutrients to the Gulf of Riga — temporal and spatial variation. Journal of Marine Systems. 23 (1-3). 11-25.

LEDGARD, S.F., GILLER, K.E., (1995). Atmospheric N2 fixation as an alternative N source. In: Nitrogen Fertilization in the Environment. Marcel Dekker, New York, New York, USA, pp. 443–486.

LENAT, D. R. AND CRAWFORD, J. K. (1994): Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. Hydrobiologia 294(3), 185-200.

LITKE, D.W. (1999): Review of phosphorus control measures in the United States and their effects on water quality. Water Resources Investigations Report 99–4007. U.S. Geological Survey, Denver, CO.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (2004): Rückgang der Steilufer an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Zugriff am: 05.06.2015. < http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/jahrbe04/Gewaesser/Rueckgangdersteilufer.pdf>

LLUR (LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2014): Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins. Entwicklung und Bewirtschaftungsziele. Zugriff am: 03.05.2015. <https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/fliess/naehrstoffe_gewaesser.pdf>.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein), (2014): Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins. Entwicklung und Bewirtschaftungsziele.

LLUR (LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2010): Gewässerbeobachtung Zahlentafel 2007. Zugriff am 03.03.2015 <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/fliess/zahlentafel_2007.pdf>.

LNU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2004): Rückgang der Steilufer an der schleswig-holsteinsichen Ostseeküste. Zugriff am: 06.05.2015. <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/jahrbe04/Gewaesser/Rueckgang Rueckgangder.pdf>.

LOISEAU, P., CARRÈRE, P., LAFARGE, M., DELPY, R., DUBLANCHET, J. (2001): Effect of soil-N and urine-N on nitrate leaching under pure grass, pure clover and mixed grass/clover swards. European Journal of Agronomy 14 (2), 113–121.

LOWRANCE, R., LEONARD, R. (1988): Streamflow Nutrient Dynamics on Coastal Plain Watersheds. Journal of Environmental Quality. 17 (4). 734-740.

LUNG MV (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2009): Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 der Richtlinie 2000/60/EG für die Flussgebietseinheit WARNOW/PEENE. Zugriff am: 23.07.2015.

MACRAE, ML, ENGLISH, MC, SCHIFF, SL, STONE, M, (2007): Intra-annual variability in the contribution of tile drains to basin discharge and phosphorus export in a first order agricultural catchment. Agric Water Manage. 92. 171–82.

MELUR (MINISTERIUM FÜR ENERGIEWENDE, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2015): Infobrief zu den EG-Wasserrichtlinien 2015. Zugriff am: 25.05.2015. <http://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/W/wasserrahmenrichtlinie/downloadsammlung.html>.

MELUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein), (2015): Landwirtschafts- und Umweltatlas. Zugriff am: 01.07.2015. < http://www.umweltdaten.landsh.de/atlas/script/index.php>

MEWES, M, (2004): Nährstoffausträge in die Ostsee aus diffusen Quellen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins. Rostock. Meeresbiolog. Beitr.. 12. 89-102.

MLUV UND MLUR (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG-VORPOMMERN UND MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2009): Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 der Richtlinie 2000/60/EG für die Flussgebietseinheit Schlei/Trave. Zugriff am: 26.05.2015. <http://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/W/wasserrahmenrichtlinie/Downloads/Bewirtschaftungszeitraum1/14_BWP_Schlei_Trave/PDF/Bewirtschaftungsplan/Bewirtschaftungsplan_Schlei_Trave.pdf?__blob=publicationFile&v=2>.

MUNF (Ministerium fu¨r Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein), 1998. Gesamtplan Grundwasserschutz in Schleswig-Holstein. Herausgeber: Ministerium fu¨r Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Grenzstraße 1-5, D-24149 Kiel, Germany.

MUNF (Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein), (1998). Gesamtplan Grundwasserschutz in Schleswig-Holstein.

MUNL (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Landesinterner Bericht zur Analyse der Belastungen auf die Gewässer der Flussgebietseinheit Schlei/ Trave. Bestandsaufnahme der Gewässer und Einschätzung der Zielerreichung. Zugriff am: 29.05.2015 <http://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/W/wasserrahmenrichtlinie/Downloads/Berichte_landesintern_Schlei_Trave/Bericht.pdf?__blob=publicationFile&v=2>.

NAUSCH, G., BACHOR, A., PETENATI, T., VOß, J., VON WEBER, M. (2011): Nährstoffe in den deutschen Küstengewässern der Ostsee und angrenzenden Gebieten. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee.

NAUSCH, G., M. V. WEBER, T. PETENATI, R. FEISTEL AND A. BACHOR (2005). Ostsee: Ozeanographie. In: Messprogramm Meeresumwelt: Zustandsbericht 1999 - 2002 für Nord- und Ostsee. Hamburg, Rostock: Bundesamt f. Seeschifffahrt u. Hydrographie (Bund-Länder-Messprogramm Meeresumwelt; 4): 155-160

NAUSCH, G., NEHRING, D., AERTEBJERG, G. (1999): Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters. 29 (3). 233-241.

NEUMANN, T., UND SCHERNEWSKI G. (2008): Eutrophication in the Baltic Sea and shifts in nitrogen fixation analyzed with a 3D ecosystem model. Journal of Marine Systems. 74, (1-2). 592-602.

PIONKE, HB, GBUREK, WJ, SHARPLEY, AN, SCHNABEL, RR, (1996): Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. Water Resour Res, 32, 1795–804.

QADIRIE A.R. (1990): Weichseleiszeitliche Gletscherablagerungen des Dänischen Wohlds im Bereich Dänisch Nienhof/ Surendorf (TK 25 Blatt 1526 Dänischhagen). Diplomarbeit (Teil 1).

RUSSOK, C. (2006): Prozessspuren in der Landschaft : Aspekte des fluviatilen und litoralen Responssystems am Beispiel eines weichseleiszeitlich geprägten Landschaftsausschnittes in Schleswig-Holstein, Dissertation CAU Kiel.

SCHERER-LORENZEN, M., PALMBORG, C., PRINZ, A., SCHULZE, E.-D. (2003): The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. Ecology 84 (6), 1539–1552.

SCHMITDTKE, K.D. (1995): Die Entschtehung von Schleswig-Holstein. 3. Auflage. Neumünster.

SCHWOERBEL, J. & BRENDELBERGER, H. (2013): Einführung in die Limnologie. 10. Auflage. Berlin.

SHARPLEY, A.N. KLEINMAN, P.J.A., (2007): Phosphorus Loss from an Agricultural Watershed as a Function of Storm Size. Journal of Environmental Quality. 37 (2). 362-368.

SHARPLEY, AN, KLEINMAN, PJA, HEATHWAITE, AL, GBUREK, WJ, FOLMAR, GJ, SCHMIDT, JP, (2008): Phosphorus loss from an agricultural watershed as a function of storm size. J Environ Qual, 37, 362–8.

SIELING, K, GÜNTHER-BORSTEL, O, TEEBKEN, T, HANUS, H. (1999): Soil mineral N and N net mineralization during autumn and winter under an oilseed rape—winter wheat—winter barley rotation in different crop management systems. J Agric Sci Camb 132:127–137.

SIELING, K, KAGE, H. (2006): N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape—winter wheat—winter barley rotation. Agric Ecosyst Environ 115:261–269.

SIELING, K., KAGE, H. (2010): Effcient N management using winter oilseed rape. A review. Agronomy for Sustainable Development. 30. 271-279.

SMITH, D.R., OWENS, P.R., LEYTEM, A.B., WARNEMUENDE, E.A., (2007): Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. Environmental Pollution, 147, 131 – 137.

STAT. HH UND S-H (STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2015): Beherbergungen im Reiseverkehr in Schleswig-Holstein 2014. Zugriff am: 06.07.2015. <https://www.statistik-nord.de/fileadmin/Dokumente/Statistische_Berichte/industrie__handel_und_dienstl/G_IV_1_j_S/G%20IV%201-j14-SH.pdf>.

STAT. HH UND S-H (STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2013): Bevölkerungsentwicklung in den Gemeinden Schleswig-Holsteins 2012. Zugriff am: 06.07.2015. <http://www.statistik-nord.de/fileadmin/Dokumente/Statistische_Berichte/bevoelkerung/A_I_1_j_S/A_I_1_j12_SH.pdf>.

STOLZE, M., PIORR, A., HÄRING, A., DABBERT, S. (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. Organic Farming in Europe: Economics and Policy. 6.

TETZLAFF, B., KELLER, L., KUHR, P., KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2014): Endbericht zum Forschungsprojekt: Räumliche differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.

THOME, K.N. (1997). Einführung in das Quartär. Berlin, Heidelberg u.a.

TIEDEMANN, D. (1988): Schleswig-Holstein: Ein landeskundlicher Überblick. Praxis Geographie. 2. 75-85.

TIEMEYER, B., KAHLE, P., LENNARTZ, B. (2006): Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. Agricultural Water Management. 85. 47 – 57.

TIEMEYER, B., KAHLE, P., LENNARTZ, B. (2008): Designing Monitoring Programs for Arficially Drained Catchments. Vadose Zone J. 9. 14–24.

TIEMEYER, B., KAHLE, P., LENNARTZ, B. (2009): Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. Agricultural water management. 96. 677 – 690.

TIEMEYER, B., KAHLE, P., LENNARTZ, B., (2008): Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. Agricultural Water Management, 96, 977 – 690.

TONG, S.T.Y. UND CHEN, W. (2002): Modeling the relationship between land use and surface water quality. Journal of Environmental Management. 66. 377-393.

WASSERCHEMISCHEN GESELLSCHAFT – FACHGRUPPE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER IN GEMEINSCHAFT MIT DEM NORMAUSSCHUSS WASSERWESEN (NAW) IN DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- und Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV). Berlin.

Ziogas, G. (1995): Geologie und Böden der Versuchsbetriebe Lindhof und Hohenschulen der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: quartärgeologische und bodenkundliche Kartierung, Genese, Vergesellschaftung, Ökologie, Funktionen. Dissertation CAU Kiel.

Datenbereitstellung und Karten

DAV (2015): Digitales Anlagenverzeichnis Schleswig-Holstein, Wasser- und Bodenverbände des Landes Schleswig-Holstein und Land Schleswig-Holstein.

LLUR (2015): Bodenkarte 1:25.000 des Landes Schleswig-Holstein, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.

- Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein:
- Topographische Karte im Maßstab 1:25000 (1526, 1527)
- Digitale Orthophotos für die TK Blätter 1526, 1527
- ATKIS und ALK- Geometrien

Persönliche Mitteilungen

MÜNDL. MTTL. SCHREY, Hydrogeologie. 23.03.2015.

SCHRIFT. MTTL. JANSON, 2015A DATEN KLÄRANLAGE SURENDORF. PETER.JANSON@LLUR.LANDSH.DE. 22.05.2015.

SCHRIFTL. MTTL. JANSON, 2015b; Daten Hauskläranlagen. Peter.Janson@llur.landsh.de. 04.06.2015.

SCHRIFTL. MTTL MESSAL, H. (2013). *QCalc Version 11.* Email: hmessal@hydrology.uni-kiel.de (12.03.2015)

SCHRIFTL. MTTL. ROEWER, 2015 Daten hauskläranlagen. stefan.roewer@kreis-rd.de. 03.07.2015.

Anhang

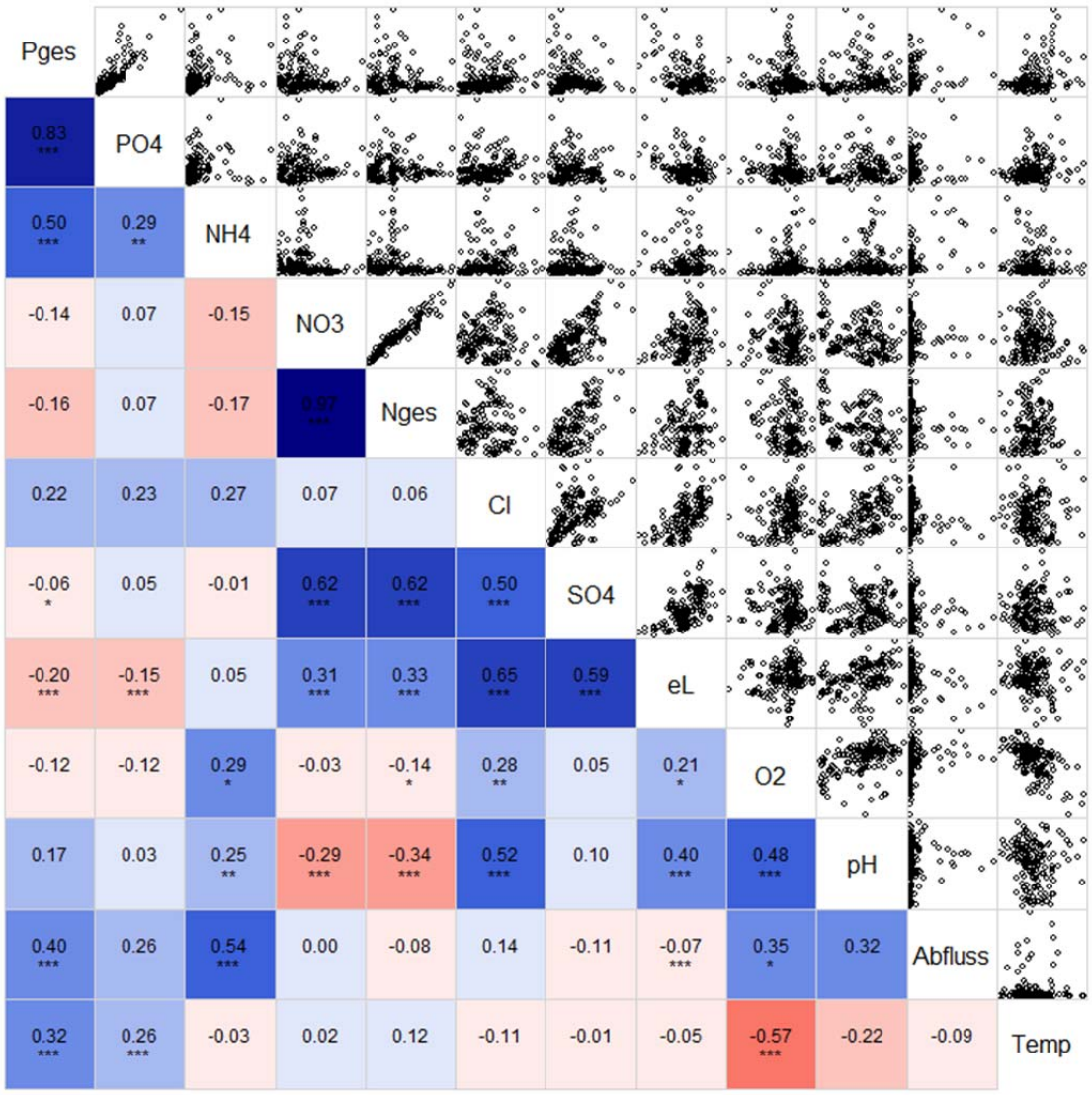
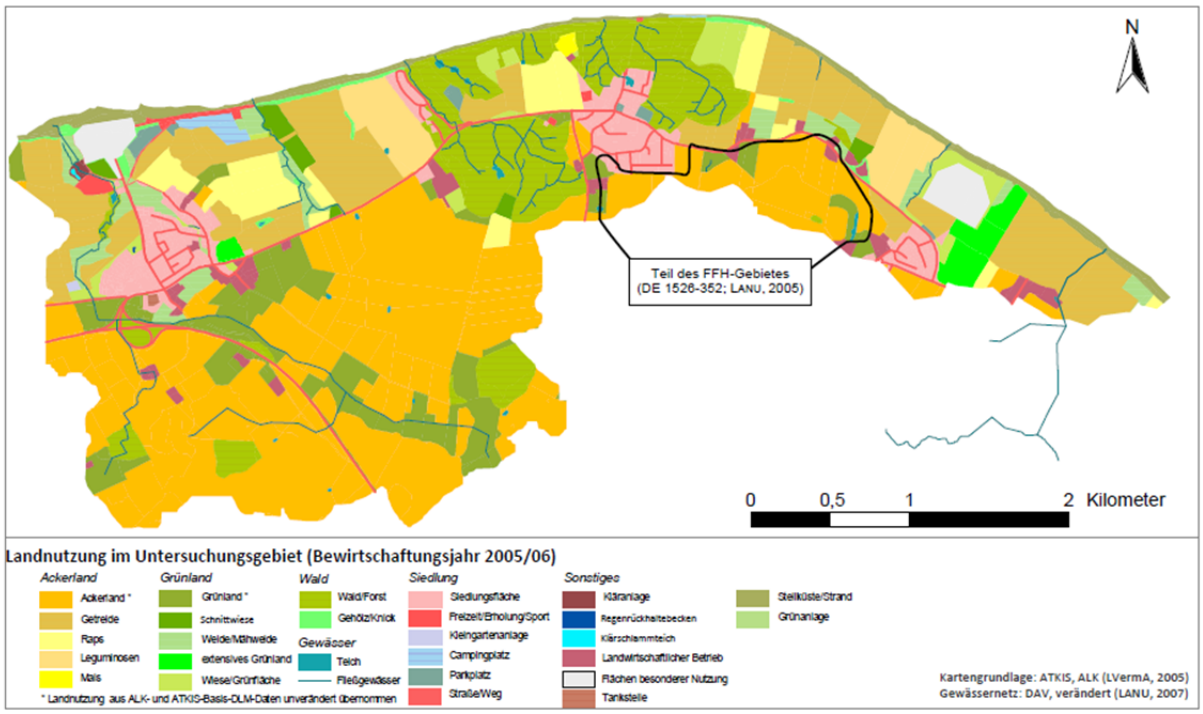


Abbildung I: Korrelationsmatrix nach Spearman und Scatterplot (Zahl: Korrelationskoeffizient, blau: positive Korrelation, rot: negative Korrelation, dunkel: hohe Korrelation, hell: schwache Korrelation, *** p-Wert < 0,001, ** p-Wert <0,01, * p-Wert < 0,05).



Karte I: Landnutzung Untersuchungszeitraum 2005/06.

Tabelle I: Messergebnisse der erhobenen chemisch-physikalischen Parameter des Untersuchungszeitraumes.

Standort	Datum	Cl [mg/l]	SO4 [mg/l]	eL [µS/cm]	O2 [mg/l]	pH [-]	Abfluss [l/s]	Temp [°C]
Bach1	06.11.2014	44,9	56,5485	737	10,7	8,29	23,10	10,1
Bach1	03.12.2014	42,6	54,2077	843	12,6	8,38	22,20	3,8
Bach1	10.12.2014	32,4	44,5099	729	12,1	8,49	35,90	4,7
Bach1	17.12.2014	29,3	37,4114	681	11	7,8	126,60	5,3
Bach1	23.12.2014	17,3	17,0373	397	12	7,73	778,20	8,1
Bach1	30.12.2014	25	26,7529	550	12,6	8,03	163,90	4,8
Bach1	07.01.2015	24,7	28,0771	605	12,1	8,1	112,10	5
Bach1	14.01.2015	30,3	22,0139	488	11,5	7,82	250,20	5,1
Bach1	21.01.2015	73	31,2226	564	12,9	7,99	127,70	3,6
Bach1	27.01.2015	29,8	29,5399	611	13,9	8,01	150,40	3,7
Bach1	04.02.2015	31,7	32,4336	654	12,4	8,13	84,30	2,3
Bach1	13.02.2015	25,9	28,0079	670	12,2	8,24	71,10	3,7
Bach2	06.11.2014	36,1	45,8448	742	8,26	8,28	2,80	10,1
Bach2	03.12.2014	25,8	40,8206	760	11,9	8,46	1,40	4,4
Bach2	10.12.2014	34,4	49,8771	713	12	8,32	4,10	5
Bach2	17.12.2014	24,5	28,525	685	10,6	8,05	24,80	5,8
Bach2	23.12.2014	15,7	14,196	367	11,5	7,68	215,30	8,1
Bach2	30.12.2014	22,4	22,607	548	12,4	8,09	25,90	5,1
Bach2	07.01.2015	22,4	24,9094	587	11,2	8,16	23,60	4,8
Bach2	14.01.2015	21,2	15,7461	434	11,5	7,82	88,60	4,3
Bach2	21.01.2015	22,3	19,812	541	12,9	8,7	25,00	3,6
Bach2	27.01.2015	19,3	20,0815	581	13,8	8,14	28,50	3,9
Bach2	04.02.2015	24,6	25,5803	611	13,2	8,2	17,80	1,9

Standort	Datum	Cl [mg/l]	SO4 [mg/l]	eL [µS/cm]	O2 [mg/l]	pH [-]	Abfluss [l/s]	Temp [°C]
Bach2	13.02.2015	21,3	23,0696	624	12,5	8,21	13,60	3,7
Bach3	06.11.2014	72,6	19,5465	716	7,64	7,99	4,20	9,7
Bach3	10.12.2014	58	17,0065	638	11,7	8,21	1,50	4,3
Bach3	17.12.2014	46,4	25,5846	621	10,8	8,15	4,30	4,6
Bach3	23.12.2014	23,7	13,3514	319	11,8	7,99	175,60	8,2
Bach3	30.12.2014	43,1	26,1597	566	12,7	8,35	7,40	4,8
Bach3	07.01.2015	34,1	19,93	609	12,8	8,35	5,70	4,8
Bach3	14.01.2015	32,1	16,1269	413	11,9	8,6	43,50	4,5
Bach3	21.01.2015	49,1	23,058	581	13,2	8,27	9,60	2,8
Bach3	27.01.2015	44,6	20,0371	586	13,8	8,3	9,20	3,7
Bach3	04.02.2015	47,6	21,7266	609	13,1	8,31	7,30	1,7
Bach3	13.02.2015	50,8	22,1148	624	12,7	8,34	6,90	3,2
Bach4	03.12.2014	63,6	44,8129	967	12,5	8,52	0,59	4,6
Bach4	10.12.2014	17,3	9,45985	183	11,6	7,81	9,00	5,9
Bach4	17.12.2014	21,4	14,6295	316	10,1	7,77	9,00	6,1
Bach4	23.12.2014							
Bach4	30.12.2014	49,7	37,4218	722	11,7	8,23	5,00	6,2
Bach4	07.01.2015	51,8	37,2777	763	12,4	8,24	4,20	6,1
Bach4	14.01.2015	39,8	26,1537	535	11,8	7,94	18,70	6,1
Bach4	21.01.2015	47	29,8915	760	12,1	8,13	5,70	4,3
Bach4	27.01.2015	38,8	23,8979	771	12	8,17	4,40	4,7
Bach4	04.02.2015	227	31,9298	1496	12,1	8,2	3,60	3,4
Bach4	13.02.2015	54,7	33,8399	822	12	8,24	4,30	4,8
Dr1	06.11.2014	37,5	45,0807	767	8,02	8,21	0,28	10,5
Dr1	03.12.2014	37,5	52,9734	779	11,7	8,41	0,22	5,7
Dr1	10.12.2014	37,9	42,4822	749	12,1	8,29	0,37	5,8
Dr1	17.12.2014	19,6	15,7529	643	10,4	7,75	4,60	6,1
Dr1	23.12.2014	12,4	6,75454	329	11,6	7,6	33,00	8,1
Dr1	30.12.2014	21,6	18,4082	585	12,2	8,04	3,40	6
Dr1	07.01.2015	20,6	14,9436	606	11,8	8,06	4,40	5,7
Dr1	14.01.2015	21,3	8,794	456	11,3	7,64	15,80	5,5
Dr1	21.01.2015	21,6	14,9086	579	12,6	7,96	3,00	4,5
Dr1	27.01.2015	19,9	14,9157	617	13,6	8,05	4,20	4,6
Dr1	04.02.2015	20,3	15,5013	630	12,6	8,11	2,30	3,1
Dr1	13.02.2015	22,1	18,6839	633	12,4	8,09	2,90	4,1
Dr2	06.11.2014	17,1	20,3031	626	7,33	7,38	0,06	11,9
Dr2	03.12.2014	13,6	16,2646	647	11,1	7,46	0,07	7,4
Dr2	10.12.2014	26,9	19,2536	691	11	7,7	0,13	7,2
Dr2	17.12.2014	15	16,0336	640	10,2	7,58	0,20	6,8
Dr2	23.12.2014	9,78	8,94914	438	9,77	7,27	0,23	7,7
Dr2	30.12.2014	11,9	12,3991	573	9,95	7,12	0,25	7,1
Dr2	07.01.2015	11,7	11,4844	580	10,3	7,1	0,22	6,6
Dr2	14.01.2015	13,1	10,033	457	9,89	7,27	0,21	6,1

Standort	Datum	Cl [mg/l]	SO4 [mg/l]	eL [µS/cm]	O2 [mg/l]	pH [-]	Abfluss [l/s]	Temp [°C]
Dr2	21.01.2015	18,2	11,4247	565	10,5	7,06	0,25	5,6
Dr2	27.01.2015	13,2	13,9207	585	11,7	7,19	0,35	4,9
Dr2	04.02.2015	11,5	9,74177	591	10,7	7,15	0,40	3,5
Dr2	13.02.2015	9,27	10,1137	592	10,4	7,06	0,39	5
Dr3	07.01.2015	22,3	17,8622	614	10,4	7,22	0,75	6,5
Dr3	14.01.2015	14,8	10,1724	484	10,2	7,31	1,57	6,1
Dr3	21.01.2015	17,3	13,8207	596	10,5	7,23	0,77	5,7
Dr3	27.01.2015	16,8	13,657	625	13,2	7,31	0,76	4,9
Dr3	04.02.2015	17,4	12,5708	617	10,5	7,24	0,50	4,5
Dr3	13.02.2015	15,2	12,3626	632	10,2	7,17	0,44	4,7
Dr4	03.12.2014	19,7	28,467	502	10,5	7,1	0,02	8,3
Dr4	10.12.2014	16,1	34,1103	494	9,73	6,89	0,05	7,9
Dr4	17.12.2014	14,4	37,431	493	8,02	7,02	0,13	7,8
Dr4	23.12.2014	27	30,4882	450	9,34	6,87	0,35	7,9
Dr4	30.12.2014	10,5	30,8047	483	8,96	6,94	0,13	7,3
Dr4	07.01.2015	13,1	45,0384	501	10	7,04	0,12	6,9
Dr4	14.01.2015	13	35,2062	473	8,44	6,92	0,23	6,7
Dr4	21.01.2015	13,4	47,3152	480	9,26	6,94	0,16	6,2
Dr4	27.01.2015	9,72	29,7687	501	8,5	6,94	0,17	5,7
Dr4	04.02.2015	14,6	32,67	493	8,38	6,94	0,14	5,2
Dr4	13.02.2015	10,8	34,5471	491	8,6	6,99	0,15	5
Dr5	14.01.2015	29,3	32,185	614	11,8	7,41	1,00	6,1
Dr5	21.01.2015	36,5	45,0157	738	12,2	7,63	0,40	5,1
Dr5	27.01.2015	32,8	35,5968	770	12,3	7,73	0,35	5,1
Dr5	04.02.2015	39,8	43,4138	798	12,2	7,85	0,18	4,5
Dr5	13.02.2015	42,8	41,7279	800	12,8	7,86	0,17	4,9
Dr6	10.12.2014	39	49,1598	649	10,8	6,9	0,55	6,8
Dr6	17.12.2014	49,8	71,8413	758	9,43	6,99	0,97	6,7
Dr6	23.12.2014	42,3	62,2283	637	9,95	6,94	5,50	7,4
Dr6	30.12.2014	25,9	46,475	715	11	6,93	1,02	6,4
Dr6	07.01.2015	35,7	47,4217	717	11,6	6,94	0,70	6,2
Dr6	14.01.2015	38,9	52,6296	644	9,05	6,89	18,90	5,5
Dr6	21.01.2015	37,8	51,5324	662	11,3	6,92	0,90	5,2
Dr6	27.01.2015	32,1	41,5039	680	11,4	6,97	1,30	4,7
Dr6	04.02.2015	28	40,0941	663	11,3	6,86	0,70	4,2
Dr6	13.02.2015	34,3	48,67	655	12,1	7,02	0,80	4,3
Dr7	06.11.2014	38	15,8453	696	10,7	7,92		11,3
Dr7	03.12.2014	32,3	17,1544	742	11,9	8,51	0,06	7,4
Dr7	10.12.2014	49,5	20,4792	650	12	7,79	0,98	5,2
Dr7	17.12.2014	27,6	16,7503	598	10,4	7,48	1,00	5,6
Dr7	23.12.2014	14,9	10,4494	321	10,8	7,12	11,40	8
Dr7	30.12.2014	24,2	15,639	598	11,8	7,47	2,60	5,9
Dr7	07.01.2015	29,2	20,653	613	12,3	7,54	2,60	6

D

Standort	Datum	Cl [mg/l]	SO4 [mg/l]	eL [µS/cm]	O2 [mg/l]	pH [-]	Abfluss [l/s]	Temp [°C]
Dr7	14.01.2015	37,3	12,4027	403		7,14	5,40	5,1
Dr7	21.01.2015	31,8	18,8327	586	11,8	7,29	2,30	4,5
Dr7	27.01.2015	25,6	15,4874	561	11,9	7,35	2,50	4,2
Dr7	04.02.2015	27,6	14,4666	619	12,2	7,46	1,30	3,5
Dr7	13.02.2015	34,4	15,8859	626	12,5	7,52	1,70	4,4
Dr8	10.12.2014	33	56,4999	737	11,6	7,57	3,10	7
Dr8	17.12.2014							
Dr8	23.12.2014							
Dr8	30.12.2014	24,1	26,9557	607	12,3	7,57	19,80	5,3
Dr8	07.01.2015	31	41,1748	670	12,7	7,7	4,90	5,8
Dr8	14.01.2015	24,5	28,894	495	12,2	7,27	25,40	5,7
Dr8	21.01.2015							
Dr8	27.01.2015							
Dr8	04.02.2015							
Dr8	13.02.2015	27,3	33,0225	700	12,6	7,58	8,30	4,3
Gra1	03.12.2014	45,5	67,5219	745	11,6	8,12	0,21	4,7
Gra1	10.12.2014	35,5	46,1842	620	11,4	7,97	0,55	4,7
Gra1	17.12.2014	36	44,5752	721	10,2	7,76	0,30	4,5
Gra1	23.12.2014							
Gra1	30.12.2014	41,3	50,1557	731	11,6	8,05	0,28	5
Gra1	07.01.2015	34,5	41,319	737	11,7	7,94	0,34	5,1
Gra1	14.01.2015	39,6	37,3773	596	10,9	7,84	0,62	4,3
Gra1	21.01.2015	41,6	42,409	724	12,2	7,93	0,40	2,6
Gra1	27.01.2015	37,7	43,0374	745	12,2	7,97	0,43	3,8
Gra1	04.02.2015	33,1	40,8445	751	12,2	8,04	0,55	1,4
Gra1	13.02.2015	35,7	50,0132	754	11,1	7,85	0,61	3,7
Gra2	03.12.2014	61,4	82,4166	879	12,3	8,62	0,33	6,7
Gra2	10.12.2014	53,6	49,4626	745	11,8	8	1,20	7
Gra2	17.12.2014	42,3	46,3618	799	10,5	7,84	5,30	6,7
Gra2	23.12.2014	26,4	33,6861	532	11,8	7,47	42,30	7,9
Gra2	30.12.2014	41,4	49,2457	754	12	7,95	7,60	6,5
Gra2	07.01.2015	42,5	49,1806	787	12,8	8,2	5,40	6,6
Gra2	14.01.2015	28,4	31,27	610	11,2	7,5	17,80	5,6
Gra2	21.01.2015	51,5	47,4024	740	12,2	7,6	6,60	5,2
Gra2	27.01.2015	46,4	51,232	770	12,3	7,63	8,60	5,2
Gra2	04.02.2015	44,1	45,722	798	12,1	7,75	3,80	4,6
Gra2	13.02.2015	30	46,2289	801	12,7	7,77	5,10	4,9
Gra3	06.11.2014	43,8	21,0446	607	11,2	8,43		9,5
Gra3	03.12.2014	48	24,1345	775	12,5	8,45	0,09	5
Gra3	10.12.2014	30,5	16,5177	529	9,03	8,12	1,20	5,6
Gra3	17.12.2014	36,2	29,1008	642	8,93	7,76	7,00	6,2
Gra3	23.12.2014	25,3	18,2821	422	10,4	7,42	94,10	8,2
Gra3	30.12.2014	48,7	37,1191	714	10,7	7,87	5,80	5,9

Standort	Datum	Cl [mg/l]	SO4 [mg/l]	eL [µS/cm]	O2 [mg/l]	pH [-]	Abfluss [l/s]	Temp [°C]
Gra3	07.01.2015	49,1	36,0932	746	11,6	7,89	6,00	6,1
Gra3	14.01.2015	40,2	27,527	595	11,2	7,64	24,40	6
Gra3	21.01.2015	49,7	31,8482	710	11,5	7,79	8,20	4,6
Gra3	27.01.2015	45,7	21,1861	706	11,4	7,76	7,40	4,6
Gra3	04.02.2015	99,2	33,0149	896	11,8	7,91	4,90	3,7
Gra3	13.02.2015	49,6	29,7692	753	11,9	7,91	4,20	7,8
Reg	06.11.2014	62,2	30,6042	765	8,24	8,31	0,79	12,2
Reg	03.12.2014	78,1	42,5675	866	11,4	8,49	4,24	9
Reg	10.12.2014	17,4	13,1474	234	11,8	7,97	6,00	7
Reg	17.12.2014	54,4	33,0545	743	10,2	8,6	5,40	7,4
Reg	23.12.2014	11,3	9,24854	233	11,9	7,75	129,90	8,8
Reg	30.12.2014	51,9	27,8144	764	11,7	8,22	10,00	7,8
Reg	07.01.2015	42,4	27,839	790	11,4	8,21	5,90	7,6
Reg	14.01.2015	19,9	11,5967	337	11,7	7,86	22,70	4,7
Reg	21.01.2015	55,2	26,88	791	12	8,18	10,70	6,8
Reg	27.01.2015	54,7	27,4307	760	13	8,13	6,70	6,5
Reg	04.02.2015	46,6	22,1582	840	12	8,26	5,90	5,5
Reg	13.02.2015	44,8	21,0389	835	11,7	8,26	5,60	6
Still	06.11.2014	31,5	20,6716	524	6,3	7,86	0,05	10,3
Still	03.12.2014	37,9	25,6758	633	11,5	7,88	0,01	5,4
Still	10.12.2014	29,1	25,229	529	11,5	7,91	0,26	4,9
Still	17.12.2014	34,7	20,5165	593	10,3	7,71	0,08	4,7
Still	23.12.2014							
Still	30.12.2014	32,5	30,5628	535	11,9	7,92	0,15	4,8
Still	07.01.2015	39	27,9586	571	12,4	7,89	0,12	4,3
Still	14.01.2015	42	22,1668	541	10,9	7,78	0,70	4,5
Still	21.01.2015	71,5	20,4076	550	12,6	7,89	0,70	2,5
Still	27.01.2015	34,1	27,5584	579	13,2	7,99	0,60	3,3
Still	04.02.2015	39,2	35,2594	580	12,5	8	0,90	1,7
Still	13.02.2015	41,9	31,7923	610	12,1	7,96	0,20	3,3

Tabelle II: Messergebnisse der erhobenen Nährstoffe des Untersuchungszeitraumes.

Standort	Datum	Pges [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO3 [mg/l]	Nges [mg/l]
Bach1	06.11.2014	0,05	0,01	0,08	5,42	
Bach1	03.12.2014	0,05	0,01	0,06	6,40	
Bach1	10.12.2014	0,12	0,02	0,15	5,95	6,4
Bach1	17.12.2014	0,07	0,02	0,16	9,39	12,8
Bach1	23.12.2014	0,33	0,11	0,10	5,50	7,3
Bach1	30.12.2014	0,10	0,02	0,42	6,94	8,5
Bach1	07.01.2015	0,08	0,02	0,54	7,05	5,8
Bach1	14.01.2015	0,14	0,05	0,37	6,12	8,1

F

Standort	Datum	Pges [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO3 [mg/l]	Nges [mg/l]
Bach1	21.01.2015	0,07	0,01	0,56	7,27	8,6
Bach1	27.01.2015	0,07	0,02	0,46	6,88	8,6
Bach1	04.02.2015	0,08	0,01	0,66	6,68	8,3
Bach1	13.02.2015	0,04	0,01	0,53	5,75	8,7
Bach2	06.11.2014	0,07	0,01	0,04	6,00	
Bach2	03.12.2014	0,02	0,01	0,01	4,70	7,2
Bach2	10.12.2014	0,10	0,05	0,06	7,01	8
Bach2	17.12.2014	0,09	0,04	0,03	11,29	11,3
Bach2	23.12.2014	0,43	0,09	0,07	7,34	11
Bach2	30.12.2014	0,13	0,09	0,07	11,13	14
Bach2	07.01.2015	0,09	0,06	0,04	10,72	13,8
Bach2	14.01.2015	0,18	0,06	0,06	6,31	9,2
Bach2	21.01.2015	0,08	0,05	0,06	8,32	11,3
Bach2	27.01.2015	0,07	0,05	0,04	7,59	11,3
Bach2	04.02.2015	0,06	0,04	0,05	9,70	13,2
Bach2	13.02.2015	0,06	0,02	0,03	8,05	8,2
Bach3	06.11.2014	0,13	0,10	0,02	0,21	
Bach3	10.12.2014	0,11	0,07	0,00	0,49	1,3
Bach3	17.12.2014	0,10	0,06	0,01	2,18	3,7
Bach3	23.12.2014	0,48	0,10	0,03	2,27	3,8
Bach3	30.12.2014	0,10	0,07	0,04	2,16	3,2
Bach3	07.01.2015	0,07	0,05	0,03	1,43	2,9
Bach3	14.01.2015	0,13	0,06	0,03	1,85	3,3
Bach3	21.01.2015	0,08	0,06	0,02	1,98	2,7
Bach3	27.01.2015	0,06	0,05	0,02	1,80	2,5
Bach3	04.02.2015	0,08	0,05	0,04	1,77	2,7
Bach3	13.02.2015	0,07	0,04	0,03	1,61	2,3
Bach4	03.12.2014	0,11	0,10	0,01	5,14	5,4
Bach4	10.12.2014	0,20	0,12	0,08	1,00	1,3
Bach4	17.12.2014	0,10	0,07	0,05	1,62	1,5
Bach4	23.12.2014					
Bach4	30.12.2014	0,13	0,11	0,10	2,96	3,7
Bach4	07.01.2015	0,10	0,08	0,07	4,87	4,8
Bach4	14.01.2015	0,19	0,12	0,09	2,94	4,3
Bach4	21.01.2015	0,12	0,09	0,12	3,22	4,3
Bach4	27.01.2015	0,14	0,11	0,10	2,95	5,1
Bach4	04.02.2015	0,11	0,09	0,10	3,71	5,4
Bach4	13.02.2015	0,11	0,09	0,05	3,93	4,9
Dr1	06.11.2014	0,08	0,05	0,01	1,59	
Dr1	03.12.2014	0,03	0,01	0,03	1,63	1,5
Dr1	10.12.2014	0,09	0,01	0,03	2,01	2,5
Dr1	17.12.2014	0,11	0,06	0,18	4,53	4,9
Dr1	23.12.2014	0,38	0,09	0,04	2,36	3,6

Standort	Datum	Pges [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO3 [mg/l]	Nges [mg/l]
Dr1	30.12.2014	0,09	0,05	0,06	4,65	5
Dr1	07.01.2015	0,06	0,03	0,02	3,63	4,9
Dr1	14.01.2015	0,13	0,04	0,03	2,60	3,1
Dr1	21.01.2015	0,06	0,04	0,05	3,66	4,4
Dr1	27.01.2015	0,05	0,02	0,03	3,61	4,4
Dr1	04.02.2015	0,04	0,02	0,04	3,37	4,6
Dr1	13.02.2015	0,04	0,01	0,06	3,56	4,2
Dr2	06.11.2014	0,08	0,01	0,01	4,22	
Dr2	03.12.2014	0,02	0,00	0,02	3,00	
Dr2	10.12.2014	0,03	0,01	0,01	4,45	
Dr2	17.12.2014	0,07	0,04	0,00	5,81	7,4
Dr2	23.12.2014	0,08	0,03	0,00	4,24	5,7
Dr2	30.12.2014	0,02	0,01	0,01	3,99	4,8
Dr2	07.01.2015	0,02	0,01	0,02	3,65	4,5
Dr2	14.01.2015	0,06	0,02	0,01	3,73	4,8
Dr2	21.01.2015	0,03	0,02	0,00	3,56	5
Dr2	27.01.2015	0,03	0,01	0,01	4,14	4,9
Dr2	04.02.2015	0,03	0,01	0,02	3,20	2,9
Dr2	13.02.2015	0,02	0,01	0,03	2,86	4,6
Dr3	07.01.2015	0,02	0,01	0,05	5,50	6,3
Dr3	14.01.2015	0,06	0,02	0,02	3,83	5
Dr3	21.01.2015	0,03	0,02	0,01	4,62	4,5
Dr3	27.01.2015	0,03	0,02	0,01	4,30	3,4
Dr3	04.02.2015	0,02	0,01	0,02	4,10	5,5
Dr3	13.02.2015	0,03	0,01	0,01	3,64	3,9
Dr4	03.12.2014	0,07	0,06	0,00	10,97	11,3
Dr4	10.12.2014	0,14	0,06	0,02	12,72	15,9
Dr4	17.12.2014	0,05	0,05	0,00	12,92	16,6
Dr4	23.12.2014	0,11	0,07	0,00	8,80	15,3
Dr4	30.12.2014	0,06	0,05	0,02	6,63	13,1
Dr4	07.01.2015	0,07	0,05	0,01	10,01	11,6
Dr4	14.01.2015	0,07	0,05	0,01	8,78	12
Dr4	21.01.2015	0,07	0,06	0,00	8,35	11,2
Dr4	27.01.2015	0,07	0,06	0,01	7,35	10,7
Dr4	04.02.2015	0,08	0,06	0,02	8,36	12,2
Dr4	13.02.2015	0,06	0,05	0,02	8,00	11,9
Dr5	14.01.2015	0,09	0,07	0,04	9,80	16
Dr5	21.01.2015	0,06	0,04	0,03	10,97	15,8
Dr5	27.01.2015	0,05	0,04	0,06	9,25	15,9
Dr5	04.02.2015	0,05	0,03	0,03	10,85	15,8
Dr5	13.02.2015	0,04	0,02	0,04	11,66	15,7
Dr6	10.12.2014	0,17	0,10	0,11	12,90	17
Dr6	17.12.2014	0,04	0,04	0,02	20,97	26,1

H

Standort	Datum	Pges [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO3 [mg/l]	Nges [mg/l]
Dr6	23.12.2014	0,23	0,15	0,06	22,24	26,4
Dr6	30.12.2014	0,06	0,05	0,03	12,49	22,9
Dr6	07.01.2015	0,05	0,04	0,02	16,04	23,7
Dr6	14.01.2015	0,11	0,08	0,05	18,43	23
Dr6	21.01.2015	0,07	0,05	0,02	17,65	20,4
Dr6	27.01.2015	0,06	0,05	0,03	14,23	21,5
Dr6	04.02.2015	0,06	0,04	0,03	13,07	21,8
Dr6	13.02.2015	0,04	0,04	0,02	16,13	20,3
Dr7	06.11.2014	0,11	0,06	0,04	0,81	1,7
Dr7	03.12.2014	0,05	0,02	0,06	1,21	
Dr7	10.12.2014	0,22	0,07	0,10	3,36	4,4
Dr7	17.12.2014	0,08	0,04	0,08	5,63	8,3
Dr7	23.12.2014	0,28	0,11	0,05	5,08	6,7
Dr7	30.12.2014	0,05	0,03	0,08	6,15	8,1
Dr7	07.01.2015	0,05	0,02	0,05	7,34	9,8
Dr7	14.01.2015	0,13	0,07	0,05	5,50	8,4
Dr7	21.01.2015	0,04	0,02	0,05	7,29	9
Dr7	27.01.2015	0,07	0,04	0,05	5,86	8,6
Dr7	04.02.2015	0,05	0,02	0,06	6,68	9,5
Dr7	13.02.2015	0,04	0,02	0,05	5,47	8,6
Dr8	10.12.2014	0,35	0,14	0,74	6,22	9
Dr8	17.12.2014					
Dr8	23.12.2014					
Dr8	30.12.2014	0,25	0,20	0,10	6,64	8,4
Dr8	07.01.2015	0,09	0,05	0,14	8,66	11,6
Dr8	14.01.2015	0,27	0,15	0,11	7,13	9,9
Dr8	21.01.2015					
Dr8	27.01.2015					
Dr8	04.02.2015					
Dr8	13.02.2015	0,09	0,05	0,18	6,10	9,3
Gra1	03.12.2014	0,07	0,05	0,01	15,39	17,7
Gra1	10.12.2014	0,09	0,05	0,01	13,96	
Gra1	17.12.2014	0,06	0,06	0,00	13,74	18,3
Gra1	23.12.2014					
Gra1	30.12.2014	0,08	0,06	0,02	15,86	18,4
Gra1	07.01.2015	0,07	0,05	0,02	13,91	19,6
Gra1	14.01.2015	0,07	0,05	0,02	9,45	13,2
Gra1	21.01.2015	0,07	0,05	0,01	14,47	16,3
Gra1	27.01.2015	0,06	0,05	0,01	14,15	19,7
Gra1	04.02.2015	0,06	0,05	0,04	13,17	19,3
Gra1	13.02.2015	0,06	0,04	0,02	14,37	19,5
Gra2	03.12.2014	0,03	0,03	0,01	14,38	14,4
Gra2	10.12.2014	0,39	0,13	0,40	9,60	12,2

Standort	Datum	Pges [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO3 [mg/l]	Nges [mg/l]
Gra2	17.12.2014	0,09	0,04	0,05	11,63	16,3
Gra2	23.12.2014	0,29	0,20	0,05	10,10	14,8
Gra2	30.12.2014	0,06	0,04	0,03	13,34	16,8
Gra2	07.01.2015	0,05	0,03	0,05	13,30	17,2
Gra2	14.01.2015	0,16	0,07	0,04	9,62	14
Gra2	21.01.2015	0,06	0,04	0,03	12,70	15,7
Gra2	27.01.2015	0,06	0,04	0,06	13,58	15,8
Gra2	04.02.2015	0,05	0,03	0,04	12,26	16,6
Gra2	13.02.2015	0,05	0,02	0,03	8,50	15,7
Gra3	06.11.2014	0,29	0,17	0,02	4,19	4,6
Gra3	03.12.2014	0,19	0,18	0,01	10,08	13,2
Gra3	10.12.2014	1,15	1,00	1,43	2,30	6,6
Gra3	17.12.2014	0,23	0,15	0,37	7,71	10,3
Gra3	23.12.2014	0,59	0,35	0,30	5,97	8,6
Gra3	30.12.2014	0,20	0,13	0,15	8,69	9,7
Gra3	07.01.2015	0,11	0,09	0,34	8,51	8,6
Gra3	14.01.2015	0,25	0,16	0,10	6,26	8,7
Gra3	21.01.2015	0,13	0,09	0,18	7,68	9,3
Gra3	27.01.2015	0,13	0,08	0,07	5,71	8,7
Gra3	04.02.2015	0,10	0,08	0,18	8,17	9,5
Gra3	13.02.2015	0,10	0,07	0,18	7,59	9,4
Reg	06.11.2014	0,26	0,08	0,07	3,76	
Reg	03.12.2014	0,16	0,03	0,04	3,79	4
Reg	10.12.2014	0,27	0,15	0,35	1,29	2,2
Reg	17.12.2014	0,23	0,12	0,20	6,29	7,7
Reg	23.12.2014	0,54	0,27	0,19	2,28	4
Reg	30.12.2014	0,18	0,11	0,22	7,17	8,4
Reg	07.01.2015	0,12	0,06	0,19	6,02	9,9
Reg	14.01.2015	0,30	0,14	0,29	2,74	4,8
Reg	21.01.2015	0,13	0,07	0,17	6,87	8,8
Reg	27.01.2015	0,14	0,11	0,22	7,73	7,3
Reg	04.02.2015	0,10	0,06	0,18	5,69	8,3
Reg	13.02.2015	0,08	0,05	0,18	5,64	8,7
Still	06.11.2014	0,24	0,05	0,19	0,26	
Still	03.12.2014	0,12	0,03	0,27	0,49	1,1
Still	10.12.2014	0,40	0,22	0,07	6,21	6,7
Still	17.12.2014	0,19	0,07	0,14	1,25	2,5
Still	23.12.2014					
Still	30.12.2014	0,09	0,05	0,13	0,40	1,3
Still	07.01.2015	0,08	0,04	0,13	0,45	1,2
Still	14.01.2015	0,11	0,06	0,08	0,94	2,3
Still	21.01.2015	0,07	0,03	0,10	0,42	1,1
Still	27.01.2015	0,07	0,04	0,11	0,54	1,2

J

Standort	Datum	Pges [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4-N [mg/l]	NO3 [mg/l]	Nges [mg/l]
Still	04.02.2015	0,08	0,03	0,07	1,17	2
Still	13.02.2015	0,07	0,03	0,11	0,73	1,3

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Kiel, 01. August 2015 Unterschrift

L