

Aus dem Ökologie-Zentrum
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Zeitlich hoch aufgelöste Untersuchung der Nährstoffretention in einem Fließgewässer-Niedermoor-Komplex



Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel

vorgelegt von
Dipl.-Geogr. Kirsten Rücker
geb. Schlange
aus Goslar

Kiel

2008

Referent: Prof. Dr. Joachim Schrautzer
Korreferent: Prof. Dr. Otto Fränze
Tag der mündlichen Prüfung: 10.07.2008
Zum Druck genehmigt: Kiel, 16.07.2008

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt in erster Linie meinem Doktorvater Prof. Dr. J. Schrautzer. Er hat meiner Arbeit wichtige Impulse gegeben und mich stets unterstützt, sowohl fachlich als auch in der familienfreundlichen Gestaltung meines Arbeitsverhältnisses.

Besonderer Dank gilt auch meinem Korreferenten, Prof. Dr. O. Fränzle, der meine Arbeit von Anfang an mit großem Interesse und umsichtigem Rat begleitet hat.

Ebenso schulde ich dem Eigentümer des Hofes Ritzerau, Prof. Dr. G. Fielmann, großen Dank. Er hat diese Arbeit durch eine großzügige Förderung des Projektes möglich gemacht.

Im Projekt Hof Ritzerau danke ich weiterhin unserem Koordinator Stephan Gürlich, dem Hofleiter Martin Natmeßnig, dem Projektsprecher Prof. Dr. H. Roweck und allen Beteiligten des Ritzerau-Projektes, insbesondere auch unseren GIS- und Web-Experten Ursula Hoernes und Dr. Andreas Rinker für die gute Zusammenarbeit.

Den wissenschaftlichen Hilfskräften Nicole Heinisch, Christine Hoener, Dirk Maßmann, Robert Doelling, vor allem aber Thomas Zakel danke ich für die großartige Hilfe bei der Geländearbeit.

Ein herzlicher Dank gilt auch Moritz Armbrust, Imke Meyer und Monika Westphal für die Hilfe bei der Bewältigung des riesigen Probenbergs.

PD Dr. H. Usinger danke ich ganz herzlich für die Beiträge zur vorliegenden Arbeit durch den Geländetag, Bestimmung und Auszählen der Pollenproben und die Hilfe bei der Erstellung und Interpretation des Pollendiagramms.

Für ihre Diskussionsbereitschaft sei Prof. Dr. Klaus Dierßen, Dr. Claus Schimming, Dr. Winfrid Kluge, PD Dr. Michael Trepel, Dr. Jan Kieckbusch, Prof. Dr. N. Fohrer, Prof. Dr. H. Bork, Prof. Dr. O. Nelle, Prof. Dr. F. Müller sowie Dr. Astrid Knieß, Dr. Benjamin Burkhard, Dr. Nicole Kemper und Annekathrin Mordhorst gedankt.

Schließlich gilt mein ganz besonders herzlicher Dank meiner Familie- Eltern, Schwiegereltern, Geschwistern und vor allem meinem Mann Christian und meinem lieben kleinen Joel. Ohne Eure Unterstützung und Geduld hätte ich diese Arbeit nicht geschafft.

Abkürzungen

DIN	dissolved inorganic nitrogen (gelöster anorganischer Stickstoff), hier: Summe aus $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$
SRP	soluble reactive phosphorus (lösliches reaktives Phosphat/ <i>ortho</i> -Phosphat)
DO	dissolved oxygen (gelöster Sauerstoff)
TP	total P (Gesamtphosphor)
SUP/PP	soluble unreactive phosphorus/ particulate phosphorus (löslicher unreaktiver Phosphor/ partikulärer Phosphor), Mischfraktion
n. n.	nicht nachweisbar
k. D.	keine Daten (Datenlücken)
SD	Standardabweichung
TG	Trockengewicht

Abkürzungen für Variablen der Massenbilanzgleichungen werden in Kapitel 4 bei der Herleitung der Formeln erklärt.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Grundlagen	4
2.1	Definition des Begriffes Retention	4
2.2	Das Problem der Eutrophierung und Ansätze zu ihrer Vermeidung in Flusstallandschaften	4
2.3	Die funktionale Verknüpfung von Fließgewässern und Niederungen im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt	6
2.4	Stickstoff- und Phosphoreinträge in Fließgewässer	10
2.5	Retentionsprozesse in den biogeochemischen Kreisläufen von Stickstoff und Phosphor	13
2.5.1	Prozesse des Stickstoffkreislaufes	13
2.5.2	Prozesse des Phosphorkreislaufes	17
3	Das Untersuchungsgebiet	21
3.1	Lage und Topographie	21
3.2	Einbindung des Gebietes in den Landschaftswasserhaushalt	22
3.3	Geologie und Landschaftsgeschichte	25
3.4	Vegetation und Landnutzung	34
3.5	Klima	36
4	Material und Methoden	38
4.1	Messprogramm	38
4.1.1	Duvenseebach	38
4.1.1.1	Komponenten der automatischen Messstationen	38
4.1.1.2	Messungen der Wasserstände und Abflüsse	39
4.1.1.3	Messungen physiko-chemischer Parameter	40
4.1.1.4	Automatische Entnahme von Wasserproben	41
4.1.1.5	Datenqualitätskontrolle und Plausibilitätsprüfung	42
4.1.2	Duvenseebachniederung	43
4.1.3	Hofsee	45
4.1.4	Laboranalysen	45
4.2	Zusammenstellung und Korrektur externer Daten	46
4.3	Datenauswertung	48
4.3.1	Frachten und Retentionsbilanzen	48
4.3.2	Verweilzeit	53
4.3.3	Sauerstoffzehrung	54
4.3.4	Überprüfung des Informationsverlustes durch unterschiedliche Probenahme-Intervalle	56
4.3.5	Statistische Auswertungen	58
4.3.5.1	Deskriptive Statistik, Verteilungen und Testverfahren	58
4.3.5.2	Clusteranalyse	59
5	Ergebnisse	62
5.1	Hydrologie	62
5.1.1	Wasserstände und Abflüsse	62
5.1.2	Verweilzeit des Wassers im Bachabschnitt	66
5.1.3	Benetzte Sedimentoberfläche im Duvenseebach	66
5.1.4	Wasserstände in der Duvenseebachniederung	67
5.1.5	Hydrologischer Austausch zwischen Bach und Niederung	69
5.2	Physiko-chemische Parameter	71
5.2.1	Wassertemperatur	71
5.2.2	Elektrische Leitfähigkeit	72

5.2.3	Gelöster Sauerstoff (DO)	72
5.2.3.1	Konzentrationen und Sättigung	72
5.2.3.2	Sauerstoffzehrung	74
5.2.4	ph-Wert	74
5.3	Stoffkonzentrationen im Duvenseebach	75
5.3.1	Übersicht und Vergleich der Messstationen	75
5.3.2	Dynamik	76
5.3.2.1	Nitrat	77
5.3.2.2	Ammonium	77
5.3.2.3	Phosphat	78
5.3.2.4	Kalium und Calcium	79
5.3.2.5	Eisen	80
5.3.3	Autokorrelationen der Konzentrations-Zeitreihen	81
5.3.4	Abfluss-Konzentrations-Beziehungen	83
5.3.5	Nährstoff-Konzentrationen im Grundwasser	85
5.4	Retention ohne Berücksichtigung der Grundwassereinträge	89
5.4.1	Nitrat	89
5.4.2	Ammonium	90
5.4.3	DIN	91
5.4.4	Gesamtphosphor (TP)	92
5.4.5	SRP	94
5.4.6	SUP/PP	95
5.5	Retention mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge	96
5.6	Zusammenführung einzelner Ergebnisse mit der Fuzzy-Clusteranalyse	100
5.6.1	Verteilungen und Korrelationen	100
5.6.2	Clustereigenschaften	101
5.6.3	Abfolge der Clusterzugehörigkeiten	103
5.7	Vergleich unterschiedlicher Frachtenberechnungsverfahren	105
5.8	Hofsee	110
6	Diskussion	115
6.1	Hydrologische Bedingungen	115
6.1.1	Duvenseebachniederung	115
6.1.2	Duvenseebach	117
6.1.3	Hydrologischer Austausch zwischen Bach und Niederung	117
6.2	Konzentrationen	120
6.2.1	Gewässergüte	120
6.2.2	Dynamik	122
6.3	Retention	128
6.3.1	Retention in Phasen mit überwiegendem Einfluss des Wasseraustauschs mit der Niederung	128
6.3.1.1	Die Hochwasserereignisse	128
6.3.1.2	Frühjahrsbasisabfluss	137
6.3.2	Retention in Phasen mit überwiegendem Einfluss gewässerinterner Prozesse	138
6.4	Zusammenführung der Ergebnisse mit der Clusteranalyse	144
6.5	Einsatz zeitlich hoch auflösender Messungen zur Untersuchung der Retention	145
6.6	Nährstoff-Konzentrationen im Hofsee	149
6.7	Förderung der Retention durch Renaturierungsmaßnahmen	152
7	Schlussfolgerungen und Ausblick	157
8	Zusammenfassung	159
9	Summary	161
10	Literaturverzeichnis	163

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1: Ansätze des Gewässerschutzes in der Landschaft (nach TREPEL unveröff., verändert)

Abb. 2-2: Einträge und Eintragspfade von Stickstoff und Phosphor in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland 1993-1997, Schätzungen in Tsd. T, in den Klammern Angabe des prozentualen Anteils am Gesamteintrag (nach LAWA 1999)

Abb. 2-3: Verteilung und Transformationsprozesse im Stickstoffkreislauf, in Anlehnung an McCLAIN et al. (1998)

Abb. 2-4: Verteilung und Transformationsprozesse im Phosphorkreislauf, in Anlehnung an McCLAIN et al. (1998)

Abb. 3-1: Lage des Untersuchungsgebietes in Schleswig-Holstein

Abb. 3-2: Relief des gesamten Untersuchungsgebietes (zehnfach überhöht). Rot umrandet sind die Flächen des Hofes Ritzerau und angrenzende Bereiche, die Teil des Untersuchungsgebietes sind. Die roten Punkte markieren die Lage der Messstationen (vgl. Kap. 4) und damit die südliche und nördliche Begrenzung des untersuchten Abschnitts.

Abb. 3-3: Wasserstandsganglinien des Hofsees 1974-1986, oben mittlere Wasserstände, unten höchste und tiefste Wasserstände (Daten: LANU)

Abb. 3-4: a. Die eiszeitlichen Formen im südöstlichen Schleswig-Holstein (Ausschnitt einer Karte aus CHRISTENSEN 1984) und b. Ausschnitt aus der geologischen Karte Nusse (GAGEL 1911). Der Umriss der Hofflächen ist weiß gestrichelt, ein weißer Punkt im Süden der Niederung markiert die Bohrung zur Probenahme für die Pollenanalyse.

Abb. 3-5: Kernfolge aus der Duvenseebachniederung mit Tiefenangaben in Meter unter Geländeoberfläche (Foto: H. Usinger). Der Bohrpunkt ist in der geologischen Karte in Abb. 3-3.b markiert.

Abb. 3-6: Pollendiagramm eines Bohrkerns aus der Duvenseebachniederung, graue und schattierte Kurven sind zehnfach überhöht; v.o.n.u.: Tiefe; Schichtenabfolge (Schema: Troels-Smith 1955); Glühverlust; Kalkgehalt; Iversen-Diagramm: Verhältnis des Baumpollens, des Pollens der Sträucher, der krautigen Taxa (hier einschließlich der Gräser) und der Heidekrautgewächse zur Summe des Landpflanzenpollens, entscheidende Arten des Spätglazials wie Birke (*Betula sp.*), Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Pappel (*Populus sp.*) gesondert dargestellt; prozentualer Anteil einzelner Taxa an der Baumpollensumme; zeitliche Zuordnung der Kernfolge zur Abfolge der Pollenzonen

Abb. 3-7: Wiedervernässungsmaßnahmen der ersten Stufe des Maßnahmenplanes zur Aufhebung der Binnenentwässerung, a. Aufnahme von Drainagen, b. Aufstau von Gräben, c. Abflachung von Mulden.

Abb. 3-8: Vegetationskarte der grundwassernahen Bereiche im Untersuchungsgebiet (SCHLANGE & SCHRAUTZER 2002)

Abb. 4-1: Automatische Messstationen, a. Schwimmer an der Messstation „IN“; b. Holzschrank, in dem die Probenahmeeinheit mit Kühlung durch einen gasbetriebenen Kühlschrank und eine Zeitsteuerungseinheit untergebracht ist; c. Schema einer automatischen Messstation

Abb. 4-2: Übersicht über die Messstellen in der Duvenseebachniederung und am Hofsee

Abb. 4-3: Querschnittsfläche des Profils von IN (obere Abbildung) und OUT (untere Abbildung) als Funktion des jeweiligen Abflusses Q

Abb. 5-1: Wasserstands-Abfluss-Beziehungen der Pegel an den Stationen IN und OUT

Abb. 5-2: Wasserstände des Duvenseebaches an den Stationen IN und OUT sowie der Steinau am Landespegel Steinau/ Nusse

Abb. 5-3: Niederschläge (korr. Tagessummen in mm) und tägliche Abflussmittelwerte des Duvenseebaches an den Stationen IN und OUT und der Steinau am Landespegel Steinau/ Nusse für das hydrologische Jahr 2004

Abb. 5-4: Verlauf der Abflussganglinien an den Stationen IN und OUT (stündliche Mittelwerte) sowie an der Steinau (tägliche Mittelwerte) zu Hochwasserereignissen im Juli/ August und im September/ Oktober 2004

Abb. 5-5: Verweilzeit τ des Wassers im Bachabschnitt in Stunden, keine Berücksichtigung der Verweilzeit von Überflutungswasser in der Niederung; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-6: Tägliche Oberfläche des benetzten Sediments im Bachgerinne; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-7: Mittlere monatliche Wasserstände in der Duvenseebachniederung 2002-2004 mit Standardabweichungen, $n=12$ (Messstellen Nr. 1-12), als graue Linie ist die Ganglinie der Messstelle Nr. 13 eingezeichnet (Lage der Messstellen in Abb. 4-2)

Abb. 5-8: Wasserstandsdynamik der südlichen und nördlichen Flächen der Duvenseebachniederung 2002-2004 in Bezug zur Flurhöhe

Abb. 5-9: Hydrologischer Austausch zwischen Bach und Niederung, geschätzt aus Abflussdifferenzen, ΔQ (unten) der Tagesmittelwerte der Abflüsse der Stationen IN und OUT (oben), positive Werte für ΔQ zeigen Effluenz vom Bach in die Niederung an, negative Influenz von der Niederung in den Bach; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen: (I) Frühjahrshochwasser, (II) Frühjahrsbasisabfluss, (III) fröhsummerlicher Niedrigabfluss, (IV) Sommerhochwasser, (V) spätsommerlicher Niedrigabfluss und (VI) Herbsthochwasser.

Abb. 5-10: Physiko-chemische Parameter Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, DO-Sättigung, DO-Konzentration und pH-Wert an den Stationen IN und OUT, tägliche Mittelwerte; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-11: Tägliche Werte für Sauerstoffeintragsfracht (IN, Eintrag an Station IN und Vermischung mit anoxischem Grundwasser auf der Fließstrecke), Sauerstoffaustragsfracht OUT, beides auf der linken Ordinate, Reaeration und Sauerstoffzehrung auf der rechten Ordinate, positive Werte bei Sauerstoffzehrung zeigen eine Netto-Produktion, negative einen Verbrauch von DO auf der Fließstrecke an

Abb. 5-12: Nitrat-Konzentrationen ($\text{NO}_3\text{-N}$) an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-13: Ammonium-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-14: Konzentrationen von Gesamtphosphat (TP), löslichem reaktiven Phosphat (SRP) und der Mischfraktion des löslichen nichtreaktiven (SUP) und partikulären (PP) Phosphors an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-15: Kalium- und Calcium-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-16: Eisen-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-17: Autokorrelationen der Konzentrationszeitreihen ausgewählter Inhaltsstoffe im Bachwasser, Datengrundlage: Messungen vom 01.04.04-31.10.04

Abb. 5-18: Abfluss-Konzentrations-Beziehungen an den Stationen IN und OUT: $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, SRP, SUP/PP; Datengrundlage: Tagesmittelwerte Q, Konzentrationen der Tagesmischproben

Abb. 5-19: Abfluss-Konzentrations-Beziehungen an den Stationen IN und OUT: K, Ca, Fe; Datengrundlage: Tagesmittelwerte Q, Konzentrationen der Tagesmischproben

Abb. 5-20: Gemessene und zur Frachtenberechnung linear interpolierte Konzentrationen im Grundwasser, Piezometerproben, 80 cm unter Flur

Abb. 5-21: Zusammenhang zwischen Wasserstand und Nährstoff-Konzentrationen im Grundwasser

Abb. 5-22: Nitrat-Einträge ($\text{NO}_3\text{-N}$) ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse auf der linken Ordinate und ihr relativer Rückhalt auf der rechten Ordinate; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-23: Ammonium-Einträge ($\text{NH}_4\text{-N}$) ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse auf der linken Ordinate und ihr relativer Rückhalt auf der rechten Ordinate; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-24: Einträge von TP, SRP (ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse) und SUP/PP auf der linken Ordinate und ihr relativer Rückhalt auf der rechten Ordinate; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-25: Eintragsfrachten (linke Achse) und relative Retention (rechte Achse) von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und SRP mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Abb. 5-26: Korrelationsmatrix (Spearman's R)

Abb. 5-27: Qualitätskriterien zur Bestimmung der Clusteranzahl beim Fuzzy Clustering: Partitionskoeffizient und Entropie

Abb. 5-28: Clustereigenschaften (Ordinate: standardisierte Werte der einzelnen Variablen; auf der Abzisse v.l.n.r.: Konzentrationen von SRP, SUP/PP, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$, absolute Retention von SRP, SUP/PP, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, Fe und Ca, Abfluss (Q), Wasserbilanz (ΔQ), Niederschlag (P), Temperatur (T), pH-Wert, gelöster Sauerstoff (DO), Sauerstoffzehrung (DOZEHR))

Abb. 5-29: Abfolge der Clusterzugehörigkeiten (oben: alle Zugehörigkeitswerte eines einzelnen Objekts (Tag), unten: Zugehörigkeit reduziert auf die Dominanz eines Clusters)

Abb. 5-30: Gemessene und interpolierte Konzentrationen am Beispiel der Station IN

Abb. 5-31: Gegenüberstellung der mit den einzelnen Verfahren aus zweiwöchentlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen berechneten Frachten mit der Referenzzeitreihe

Abb. 5-32: Gegenüberstellung der mit den einzelnen Verfahren aus zweiwöchentlichen SRP-Konzentrationen berechneten Frachten mit der Referenzzeitreihe

Abb. 5-33: Abweichungen der Frachten der Integrations-, LANU- und Abflussgewichtungsmethode von der Referenzzeitreihe für die Stationen IN und OUT

Abb. 5-34: Nitrat-, Ammonium- und SRP-Konzentrationen im Hofsee 2002-2004

Abb. 5-35: Anteil der SRP an den TP-Konzentrationen und Fe-Konzentrationen im Hofsee 2002-2004

Abb. 5-36: TN- und TP-Konzentrationen sowie N:P-Verhältnis im Hofsee 2002-2004

Abb. 5-37: DO-Konzentrationen und Redoxpotential (oben) sowie pH-Werte (unten) im Hofsee 2002-2004

Abb. 6-1: Niederschläge 2002-2004 (hydrologische Jahre) und langjähriges Mittel (1960-1990) im Untersuchungsgebiet als Summenlinien (erstellt aus Daten des DWD, Station Nusse, Nr. 3673), Niederschläge korrigiert nach RICHTER (1995)

Abb. 6-2: Beinahe bordvoller Abfluss ohne Überflutung im Süden (oben), Überflutung der Niederung über makropräferentielle Fließpfade (hier eine Mulde) im Norden (unten)

Abb. 6-3: Hysterese-Effekte in den Abfluss-Konzentrations-Beziehungen am Beispiel des Sommer- und des Herbsthochwassers an der Station IN

Abb. 6-4: Verhältnis der SRP und TP-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT

Abb. 6-5: Phosphor-Bindungsformen in den oberen zehn Zentimetern der Torfe aus der Duvenseebachniederung (Südteil und Nordteil) und aus dem Mittelpolder der Pohnsdorfer Stauung

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1: Schichtenabfolge im Bereich des Hofes Ritzerau, Bezugshöhe Geländeniveau 35 m ü.NN (nach GAGEL 1911)

Tab. 3-2: Bodeneigenschaften der Niederung im ehemals intensiver genutzten südlichen Teil und im brach liegenden nördlichen Teil

Tab. 3-3: Sensorsysteme der automatischen Messstationen (falls nicht anders angegeben, ist der Hersteller die Fa. iRAS automation)

Tab. 3-4: Kalibrierpunkte für die LF-, pH- und DO-Sensorsysteme

Tab. 3-5: Methoden und Geräte zur quantitativen Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe

Tab. 3-6: Bestimmungsgrenzen der Analyseverfahren

Tab. 3-7: Mittlerer Jahresgang des prozentualen monatlichen Niederschlagsmessfehlers P_{FMon} im Norddeutschen Tiefland für mäßig geschützte Stationslagen (RICHTER 1995)

Tab. 4-1: Sensorsysteme der automatischen Messstationen (falls nicht anders angegeben, ist der Hersteller die Fa. iRAS automation)

Tab. 4-2: Kalibrierpunkte für die LF-, pH- und DO-Sensorsysteme

Tab. 4-3: Methoden und Geräte zur quantitativen Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe

Tab. 4-4: Bestimmungsgrenzen der Analyseverfahren

Tab. 4-5: Mittlerer Jahresgang des prozentualen monatlichen Niederschlagsmessfehlers P_{FMon} im Norddeutschen Tiefland für mäßig geschützte Stationslagen (RICHTER 1995)

Tab. 4-6: Profilwerte zur Berechnung der mittleren Böschungsneigung jeweils am östlichen und am westlichen Ufer an den Stationen IN und OUT

Tab. 5-1: Gewässerkundliche Hauptzahlen für Wasserstände (ü. NN) und Abflüsse ($m^3 s^{-1}$) für die Messstationen IN und OUT im Duvenseebach und für den Landespegel Steinau/ Nusse auf der Basis täglicher Mittelwerte, hydrologisches Jahr 2004

Tab. 5-2: Hydrologische Phasen des Wasseraustausches zwischen Bach und Niederung

Tab. 5-3: Deskriptive Statistik der gemessenen Konzentrationen an der Station IN 01.03.-31.10.2004

Tab. 5-4: Deskriptive Statistik der gemessenen Konzentrationen an der Station OUT 01.03.-31.10.2004

Tab. 5-5: Unterschiede zwischen den Tageskonzentrationen an den Stationen IN und OUT, Ergebnisse des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben, signifikante Unterschiede ab $p < 0,05$ sind fett gedruckt

Tab. 5-6: Unterschiede zwischen den Grundgesamtheiten der Konzentrationen an den Stationen IN und OUT, Ergebnisse des U-Testes, signifikante Unterschiede ab $p < 0,05$ sind fett gedruckt

Tab. 5-7: Konfidenzgrenzen der Autokorrelationen der Konzentrationszeitreihen vom 01.04.04-31.10.04 ($p < 0,05$)

Tab. 5-8: Deskriptive statistische Maßzahlen der SRP-, Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen im Grundwasser (Piezometer, 80 cm u. Flur), SD = Standardabweichung, n = Anzahl der Proben, Datengrundlage: Mittelwerte der Konzentrationen an den Grundwassermessstellen Nr. 2 und 7 von 7 Terminen (20.02.-30.09.04)

Tab. 5-9: NO₃-N- und NH₄-N-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-10: DIN-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-11: TP- und SRP-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-12: SUP/PP-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-13: NO₃-N-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-14: NH₄-N-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-15: DIN-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-16: SRP-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Tab. 5-17: Mittlere und maximale Abweichungen der berechneten SRP- und NO₃-N-Frachten von der jeweiligen Referenzzeitreihe in Prozent

Tab. 5-18: Vergleich der Summen der mit verschiedenen Verfahren ermittelten Frachten und Bilanzen für den Zeitraum vom 01.04.04-27.10.04 (Frachten F in kg, Retention R_{rel} in %), ohne Berücksichtigung von Grundwasserzuflüssen

Tab. 5-19: Mittelwerte (\bar{x}) und Standardabweichungen (SD) der ermittelten Stoffkonzentrationen und physikochemischen Parameter im Hofsee, 2002-2004, mit n=10 (2002), n=8 (2003) und n=9 (2004)

Tab. 6-1: Vergleich der LAWA-Güteklassen I und II (LAWA 1998) mit den Oberflächengewässern des Moortyps nach SCHNEIDER et al. (2003) und der Messwerte aus dem Duvenseebach vom 01.03.-31.10.2004 als 90-Perzentile, bei Sauerstoff als 10-Perzentil, in mg l⁻¹, n.b.=nicht bestimmt, mit Angabe der entsprechenden LAWA-Güteklasse

Tab. 6-2: Nitrat-Retention durch Bewässerung mit Drainage- oder Flusswasser. Wegen der Abhängigkeit der Bewässerung von den Witterungsbedingungen wurden die Raten der Standorte Stevns und Syv Bæk von 120 bzw. 200 Tagen auf ein Jahr hochgerechnet (Tabelle verändert nach KRONVANG et al. 2004)

Tab. 6-3: Retention von P durch Sedimentation bzw. Trockengewicht des sedimentierten Materials oder Anteil der abgelagerten suspendierten Fracht auf Überflutungsflächen

Tab. 6-4: Retentionsraten in Flusstal-Feuchtgebieten der USA und Australiens auf jährlicher Basis und während einzelner Überflutungen hauptsächlich mit Flusswasser (aus FINK & MITSCH 2007) und in der Duvenseebachniederung während der Untersuchungsperiode (März-Oktober 2004) und der drei Hochwasserereignisse

Tab. 6-5: Literaturlauswertung zur Denitrifikation in Fließgewässern

Tab. 6-6: Mittlere monatliche Retention von N und P während der Vegetationsperiode durch Sedimentation in den Beständen dreier Makrophytenarten (SCHULZ et al. 2003, aus KRONVANG et al. 2004)

1 Einleitung

Fluss- und Bachtälern wird ein hohes Potenzial zum Rückhalt von Nährstoffen zugeschrieben (BLICHER-MATHIESEN & HOFFMANN 1999, TREPPEL & KLUGE 2004). Ihre Niederungen gelten im naturnahen Zustand als Nährstoffsinken (KRONVANG et al. 2004, SCHRAUTZER 2004, KIECKBUSCH et al. 2006). Entwässerung und intensive landwirtschaftliche Nutzung, wie sie in Mitteleuropa vorwiegend während der letzten 60 Jahre durchgeführt wurden, haben jedoch eine Umwandlung der Funktion der meisten Flussniederungen von Nährstoffsinken in Nährstoffquellen bewirkt (KIECKBUSCH et al. 2006). Die ausgetragenen Nährstoffe belasten potenziell Fließgewässer, Seen und Meere. Um den Nährstoffrückhalt in Flusstälern wieder zu verbessern, wird daher vorrangig die Aktivierung der Speicher- und Transformationsfunktion der Moore sowie die Reduzierung der Mineralisierung ihrer Torfe durch Vernässungsmaßnahmen diskutiert.

Auch Fließgewässer scheinen wesentliche Voraussetzungen für die Nährstoffretention zu bieten. Jüngere Untersuchungen stimmen überein, dass die geringe Tiefe kleiner Fließgewässer und die daraus resultierende große Kontaktfläche zwischen Sediment und freiem Wasserkörper die Nährstoffretention begünstigen (ALEXANDER et al. 2000, PETERSON et al. 2001). Da diese kleinen Fließgewässer darüber hinaus einen großen Anteil an der Gesamtlängstrecke im Einzugsgebiet haben (HORTON 1945, FISHER & LIKENS 1973, NAIMAN 1983) und das fließende Wasser dort somit relativ lange verweilt, repräsentieren sie eine bedeutende Austauschkomponente zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Sie gelten als Orte der schnellen Aufnahme und des schnellen Abbaus von Nährstoffen und organischem Material (NEWBOLD et al. 1981, MULHOLLAND et al. 1990). Durch Flussbegradigungen wurden diese bedeutenden Abschnitte im Fließgewässernetz jedoch verkürzt.

Zwischen naturnahen Niederungen und Fließgewässern besteht ein mit den hydrologischen Rahmenbedingungen variierender intensiver Wasser- und Stoffaustausch (JUNK et al. 1989). Die Entwässerung der Niederungen und der Ausbau der Fließgewässer führten allerdings zu einer relativen Isolation beider Systeme (PINAY et al. 1990). Für die Retention, die von reversiblen oder irreversiblen Prozessen in den biogeochemischen Kreisläufen der Nährstoffe und somit von einer Vielzahl variabler physikalischer, chemischer und biologischer Rahmenbedingungen abhängig ist (KRONVANG et al. 2004), dürfte der Wasser- und Stoffaustausch zwischen den beiden Systemen dieses Ökosystemkomplexes eine entscheidende Rolle innerhalb dieser Rahmenbedingungen einnehmen.

Darauf aufbauend lautet die zentrale Hypothese dieser Arbeit zur Nährstoffretention in einem Fließgewässer-Niederungs-Komplex:

In Abhängigkeit vom wechselseitigen Wasser- und Stoffaustausch hat die Flusstalniederung einen unterschiedlich starken Einfluss auf die Beschaffenheit des Bachwassers. Damit ist auch die Retention des Fließgewässer-Niederungs-Komplexes von der Intensität des Austausches zwischen beiden Systemen abhängig.

Während unterschiedliche terrestrische Systeme (z. B. FRÄNZLE et al. 2008, FRÄNZLE & SCHIMMING 2008) und Moore (z. B. KLUGE et al. 2000, TREPEL 2000, TREPEL & KLUGE 2001, TREPEL & PALMERI 2002, KIECKBUSCH 2003, SCHRAUTZER 2004) bereits relativ gut hinsichtlich ihrer biogeochemischen Kreisläufe untersucht sind, ist die Quantifizierung und Interpretation der Nährstofftransformationen im Fließgewässer sowie der hydrologisch-stofflichen Interaktion des Fließgewässers mit Flusstalniederungen weiterhin mit großen Unsicherheiten verbunden (BEHRENDT 1996).

Die Ursache dieser Unsicherheit liegt in der angemessenen Erfassung der Wasser- und Stoffflüsse im instationären Fließgewässersystem. Das Fließgewässersystem weist stark variierende hydrologische Gradienten auf und ist im Vergleich mit terrestrischen und anderen aquatischen Systemen ungleich stärker vom allochthonen Energieimport abhängig (LAMPERT & SOMMER 1999). Dieser gelangt unter anderem in Form von Stoffeinträgen über unterschiedliche Pfade in das Fließgewässer. In agrarisch geprägten Einzugsgebieten mit begradigten und vertieften Fließgewässern und entwässerten Niederungen trägt zudem die unterschiedliche Reaktion verschiedenster Eintragspfade zu einem höheren Maß stochastischer Prozesse bei. Ein Großteil des Niederschlagswassers wird schnell über Gräben, Drainagen und oberflächlichen Abfluss abgeführt. Hinzu kommt ein mehr oder weniger ausgeglichener Grundwasserzustrom aus oberflächennahen und tieferen Grundwasserleitern (JELINEK 1998).

Nach derzeitigem Kenntnisstand liegen bisher keine Untersuchungen zur Dynamik der Retention eines Fließgewässer-Niederungs-Komplexes vor, die die Variabilität der hydrologisch-stofflichen Bedingungen agrarischer Einzugsgebiete berücksichtigen. Die vorliegende Arbeit versucht hier, eine Lücke zu schließen und einen Beitrag zur Aufklärung der Funktion kleiner Fließgewässer und ihrer angrenzenden Niederungsgebiete im Landschaftsstoffhaushalt zu leisten.

Das Untersuchungsgebiet ist die Duvenseebachniederung bei Nusse (Hof Ritzerau) im Kreis Herzogtum Lauenburg. Die Niederung besteht aus einem begradigten und vertieften, nur etwa 2 m breiten Fließgewässer und angrenzenden, früher intensiv genutzten Niedermoorflächen. Durch eine umfassende Gebietsanalyse wurde zunächst die hydrogeologische Einbindung der Niederung in den Landschaftswasserhaushalt erkundet. Diese Analyse bildete die Grundlage für die Konzeption des Mess- und Untersuchungsprogramms sowie für die Herleitung der Formeln zur Berechnung von

Massenbilanzen.

Am Beginn und am Ausgang der Niederung wurden zwei automatische Messstationen errichtet. Sie ermöglichten die Erstellung täglicher Nährstoffbilanzen, um sich der Zeitskala der hydrologischen Prozesse anzunähern (vgl. KIRCHNER et al. 2000). Darüber hinaus wurden physiko-chemische Parameter in hoher zeitlicher Auflösung aufgezeichnet, um den Einfluss dieser Größen auf die Ergebnisse der Massenbilanzen zu analysieren.

Im Detail wurden folgende Fragen bearbeitet:

- Welche Dynamik zeigen die Nährstoffkonzentrationen und die Retentionsraten im Duvenseebach?
- Welche Auswirkungen hat die Dynamik des Wasseraustausches zwischen Niederung und Bach auf die Retention im gesamten Ökosystemkomplex?
- Welche weiteren Steuergrößen beeinflussen die Retention?
- Welchen Anteil haben gewässerinterne Prozesse und Prozesse in der Niederung an der Gesamtretention dieses Systemkomplexes?
- Wird die systemspezifische Variabilität der Retentionsraten in unterschiedlichen Probenahmeintervallen hinreichend genau erfasst?
- Welche Auswirkungen hat die Nährstoffdynamik des Fließgewässer-Niederungs-Komplexes auf den angeschlossenen Hofsee?

Schließlich werden aus den Ergebnissen Maßnahmen zur Verbesserung des Nährstoffrückhaltes in kleinen Flusstälern des nordwestdeutschen Tieflandes abgeleitet und diskutiert.

2 Grundlagen

2.1 Definition des Begriffes Retention

Retention bezeichnet ganz allgemein den Rückhalt von Stoffen in den biogeochemischen Kreisläufen von Ökosystemen. Ökosysteme können durch Retention als Nährstoffsinken auftreten. Kommt es zur Mobilisierung der zurückgehaltenen Nährstoffe und infolgedessen zu Austrägen, wird das gleiche System zur Quelle im Nährstoffkreislauf.

Meist wird die Retention als Massenbilanzterm bestimmt. Die Massenbilanz eines Stoffes im Ökosystem beschreibt unter Wahrung des Gesetzes der Massenerhaltung das Verhältnis zwischen der Rate der Einträge, der Rate der Austräge und der daraus resultierenden Speicheränderung. In der Nährstoffbilanz eines Systems wird die Retention als Differenz aus Einträgen und Austrägen gebildet. In der vorliegenden Arbeit wird diese Differenz als absolute Retention R_{abs} bezeichnet. Zusätzlich wird die Retention oft als dimensionsloser Term der Massenbilanz berechnet, nämlich als prozentualer Anteil der absoluten Retention an den Stoffeinträgen in das System (Gl. 2-1) (z. B. KLUGE et al. 2000, KRONVANG et al. 2004). Im Folgenden wird dieser Anteil als relative Retention R_{rel} bezeichnet.

$$R_{rel} = \frac{\text{Eintrag} - \text{Austrag}}{\text{Eintrag}} \times 100 \quad (2-1)$$

In Fließgewässern wird die Retention auch als Aufnahmezeit im Sinne des „Nutrient Spiraling Konzeptes“ angegeben mit Tracer-Experimenten bestimmt (vgl. Kap. 2.2).

2.2 Das Problem der Eutrophierung und Ansätze zu ihrer Vermeidung in Flusstallandschaften

Die Verschlechterung der Wasserqualität ist wie die globale Klimaveränderung oder der weltweite Rückgang der Biodiversität nicht zuletzt eine Folge der deutlichen Veränderungen biogeochemischer Kreisläufe durch den Menschen. Die Beeinträchtigung der Wasserqualität wird in erster Linie durch eine Verschiebung in den natürlichen Stoffkreisläufen hervorgerufen. Insbesondere die Nährstoffkreisläufe haben sich grundlegend verändert. Weltweit hat sich der Eintrag von fixierten Nährstoffen in die Biosphäre in den letzten Jahrzehnten mehr als verdoppelt (VITOUSEK et al. 1997). In Schleswig-Holstein haben vor allem im 20. Jahrhundert intensive landwirtschaftliche Nutzung, Entwässerung von Mooren, Begradigung und Vertiefung von Fließgewässern

sowie Seespiegelabsenkungen zu einer Erhöhung des Nährstoffaustrages in das Grund- und Oberflächenwasser geführt (LANU 1996).

Seit Mitte der achtziger Jahre hat sich die chemische Gewässergüte in der Bundesrepublik Deutschland zwar generell verbessert, ist aus ökologischer Sicht jedoch weiterhin bedenklich. Durch Maßnahmen des technischen Gewässerschutzes, z. B. durch Kläranlagenausbau, sind die Phosphorkonzentrationen in den größeren Fließgewässern und die Phosphorfrachten in die Meere im Allgemeinen zurückgegangen (MNU 1995). Punktuelle Einträge von Phosphor können die Gewässerqualität während Niedrig-Abflussphasen jedoch weiterhin stark beeinträchtigen (JARVIE et al. 2006). Für Stickstoff ergeben sich nur teilweise rückläufige Trends (JELINEK 1998, SCHULZ 2000). Als Hauptverursacher der hohen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland gilt heute die Landwirtschaft mit einem Anteil von 57 % an den Stickstoff- und 48 % an den Phosphorfrachten (UBA 1997). Die diffusen Stickstoff- und Phosphor-Einträge vor allem aus landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten sind europaweit weiterhin unverändert hoch (UUSI-KÄMPPIÄ et al. 1997, STÄLNACKE et al. 2003). Bei hohen Nährstoff-Einträgen kann es zur Veränderung der Nährstoff-Stöchiometrie und damit zur Eutrophierung, der Zunahme des Trophiegrades kommen. Die Folgen wie vermehrte Produktion vor allem von Algen und Cyanobakterien, Sauerstoffdefizite, Verschiebung des Artenspektrums und Rückgang der Artenvielfalt sind in einer Reihe von Untersuchungen belegt worden (SCHINDLER 1974, RYDING & RAST 1989, HOWARTH et al. 1996). Während vor allem Phosphor in den Oberflächengewässern eine limitierende Rolle einnimmt (CORELL 1998), ist Stickstoff in Küstengewässern der am stärksten limitierende Nährstoff (HEATHWAITE et al. 1996).

In Schleswig-Holstein hat die Eutrophierung zusammen mit den Maßnahmen der Gewässerregulierung zu einem erheblichen Arten- und Bestandesrückgang geführt. Dazu zählt z. B. die Verarmung der Süßwasserfischfauna (SPRATTE & HARTMANN 1998) und der Köcherfliegenfauna (BRINKMANN & SPETH 2000). Außerdem wurde der Artenrückgang zahlreicher oligo- bis mesotropher Makrophyten in den Oberflächengewässern Dänemarks festgestellt (SAND-JENSEN et al. 2000).

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Kommission bildet die rechtliche Grundlage für eine deutliche Verbesserung der Gewässerqualität. Sie fordert einen guten ökologischen Zustand der europäischen Gewässer bis zum Jahre 2015 (EU/2000/60/EC-WFD 2000). Die gesetzliche und fachliche Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie liegt dabei in der Verantwortung der einzelnen Länder. Die fachliche Umsetzung erfordert einen ganzheitlichen Ansatz, der die chemische Gewässerqualität einschließlich der Nährstoffsituation sowie biotische und strukturelle Aspekte in die Bewertung des ökologischen Zustandes einbezieht (ACHLEITNER et al. 2005). Die Verbesserung der

Nährstoffsituation kann dabei nur durch eine Integration von Emissions- und Immissionsansätzen erreicht werden.

Emissionsansätze orientieren sich an der Vermeidung von Nährstoffausträgen durch Verlust reduzierende Landnutzung (FREDE & DABBERT 1999). Auch die Vermeidung von mineralisationsbedingten Austrägen von Moorstandorten gehört zu den Strategien dieser Ansätze (u. a. TREPEL & KLUGE 2001, SCHRAUTZER 2004). Immissionsansätze sind auf die bereits eingetragenen Stoffen und die dadurch hervorgerufenen Prozesse in Pufferzonen und in Oberflächengewässern gerichtet. Sie haben die Förderung der Pufferfunktion von Niederungsstandorten und des gewässerinternen Abbaus in Fließgewässern sowie die funktionale Verknüpfung beider im Stoffkreislauf des Fließgewässernetzes zum Ziel. Gewässerschutz beruht damit auf Maßnahmen in unterschiedlichen Kompartimenten der Landschaft (TREPEL & KLUGE 2001) (Abb. 1).

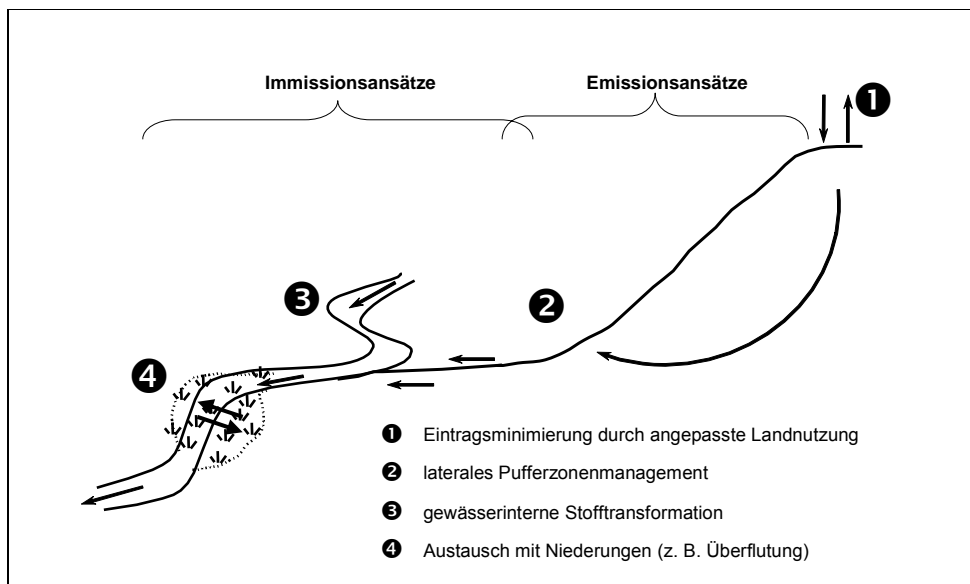


Abb. 2-1: Ansätze des Gewässerschutzes in der Landschaft (nach TREPEL unveröff., verändert)

Die Nutzung der natürlichen Fähigkeit der Ökosysteme zum Rückhalt von Nährstoffen kann zu den immissionsorientierten Ansätzen gezählt werden.

2.3 Die funktionale Verknüpfung von Fließgewässern und Niederungen im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt

Das zentrale Ökosystem eines Flusstales ist das Fließgewässer. Fließgewässer des Flachlandes bilden dynamische Anschlüsse zwischen Niederungen, Seen und terrestrischen Einzugsgebieten (TREPEL & KLUGE 2001). Sie sind damit fundamentale Komponenten regionaler und globaler biogeochemischer Kreisläufe (LIKENS 2004 b). Im

Wasser- und Stoffhaushalt haben sie gleichzeitig eine Transport- und eine Transformations- und Regulationsfunktion.

Nährstoffe sind sowohl in den umgebenden Ökosystemen des Einzugsgebietes, im Fließgewässer selbst und im Transfer zwischen beiden einer Reihe physikalischer, chemischer und biologischer Wechselwirkungen ausgesetzt. Zu diesen zählen sequentielle Prozesse der biologischen Aufnahme und Remineralisation, mikrobiell gesteuerte Redoxreaktionen sowie Lösungs-, Fällungs-, Sorptions- und Austauschprozesse. Art und Umfang dieser Prozesse hängen von den Eigenschaften des Fließgewässers und seines Einzugsgebietes sowie von externen Steuergrößen wie Strahlung und Temperatur ab.

Durch ihre offensichtliche und herausragende Transportfunktion mit ihrer vorwiegend flussabwärts gerichteten Strömung wurden die Fließgewässer jedoch lange hinsichtlich ihrer Transformations- und Regulationsfunktion unterschätzt (LIKENS et al. 1977). Dies ist insofern erstaunlich, als dass die Selbstreinigungskraft, der Abbau im Gewässer und die Reaktion der Biozönose (Saprobien-System) auf Abwassereinleitungen prinzipiell schon seit Ende des 19. Jahrhunderts bekannt sind (PETTENKOFER 1890, KOLKWITZ & MARSSON 1908, 1909, STREETER & PHELPS 1925).

Mittlerweile hat sich die wissenschaftliche Perzeption der Fließgewässer und ihrer Funktion im Stoffhaushalt grundlegend verändert: Während sie früher als wenig reaktive Transportgerinne betrachtet wurden, in denen die Austräge aus den terrestrischen Systemen quantifiziert wurden, wird heute ihre Fähigkeit zur aktiven Stofftransformation hervorgehoben (LIKENS 2004 b).

Fließgewässer unterscheiden sich morphologisch und funktional stark von terrestrischen oder anderen aquatischen Ökosystemen, was u. a. in ihren Nährstoffkreisläufen zum Ausdruck kommt. Während die meisten Ökosysteme flächenhaft ausgedehnt und vertikal gegliedert sind, haben Fließgewässer eine betont lineare Struktur. Durch die gefällebedingte Strömung verfügen sie über vergleichsweise viel kinetische Energie. Die Strömung bedingt die relativ kurze Verweilzeit des Mediums Wasser in einem räumlichen Abschnitt des Fließgewässers. Fließgewässer gelten daher als sehr instationäre Systeme mit starken hydrologischen Gradienten (SCHÖNBORN 2003).

Die Fließgewässer-Biozönose ist energetisch überwiegend von allochthonen Stoff-Einträgen abhängig. Dies ist ein weiterer Unterschied zu anderen limnischen und den terrestrischen Ökosystemen mit ihren intensiven und weitaus geschlosseneren Nährstoffkreisläufen. Der Begriff des Fließgewässer-Ökosystems gilt daher zumindest in seinem holistischen Sinne als umstritten (LAMPERT & SOMMER 1999). Gleichwohl finden in Fließgewässern ebenfalls Stoffkreislaufprozesse und Energieflüsse von der Primärproduzenten-, über die Konsumenten- bis hin zur Destruentenebene statt (vgl.

CUMMINS 1974). Aufgrund vielfältiger landschaftlicher Wechselwirkungen ist ein Fließgewässer als ein dreidimensionales System zu verstehen, das unter natürlichen Bedingungen weit über die Grenzen des frei fließenden Oberflächenwasserkörpers hinausgeht (HYNES 1975). PETTS & AMOROS (1996) bezeichnen es deshalb als „fluvial hydrosystem“ und beziehen longitudinale, laterale und vertikale Aspekte in das System ein.

Longitudinale Aspekte

Longitudinal erstreckt sich das Fließgewässer vom Netzwerk kleiner Bäche bis zum einzelnen großen Flachlandfluss, der meist in einem Ästuar oder in einem Delta endet. Auf seiner Fließstrecke verbindet es unterschiedliche Landschaften miteinander. Die räumliche Verlagerung durch den Transport der Stoffe in Fließrichtung beeinflusst auch die Prozesse der Nährstoffkreisläufe in Fließgewässern. Gemeinsam mit den hydrologischen Gradienten bilden sich Gradienten weiterer physikalischer Faktoren auf der Fließstrecke aus (LAMPERT & SOMMER 1999). Von der Quelle bis zur Mündung verändern sich neben Fließgeschwindigkeit und Wassermenge auch Breite und Tiefe des Fließgewässers. Externe Einflussgrößen wie Strahlung und Temperatur bilden ebenfalls Gradienten aus. Diesen Bedingungen passen sich die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer an. VANNOTE et al. 1980 beschreiben diese abiotische und biotische Längszonierung im „River Continuum Concept“. Entlang dieses Kontinuums verändern sich auch die Energieflüsse von einem stark heterotrophen System im Oberlauf über ein überwiegend autotrophes System mit starken diurnalen und saisonalen Schwankungen im Mittellauf zu einem hauptsächlich heterotrophen System im Unterlauf.

Gelangen Nährstoffe ins Fließgewässer, werden sie generell flussabwärts transportiert. Gleichzeitig werden sie von den im jeweiligen Abschnitt des Kontinuums vorherrschenden physikalischen Faktoren beeinflusst und durch eine Vielzahl abiotischer und biotischer Prozesse transformiert. Durch den flussabwärts gerichteten Transport kann ein Nährstoffkreislauf ein Atom nicht an seinen räumlichen Ausgangspunkt, sondern nur in seine chemische Ausgangsform zurückbringen (MCCLAIN et al. 1998). Das „Nutrient Spiraling Concept“ (WEBSTER & PATTEN 1979, NEWBOLD et al. 1981, 1982) beschreibt den Kreislauf biologischer Assimilation und Mineralisation im Fließgewässer daher als Zustandsfolge, die ein Atom auf seinem Transport im Fließgewässer in einer flussabwärts gerichteten Spiralbewegung zwischen assimilierter und freigesetzter Form durchläuft. Die Spiralbewegung entsteht durch die räumliche Verlagerung eines Nährstoffatoms durch den flussabwärtsgerichteten Transport, bei dem das Atom von den im jeweiligen Abschnitt des Kontinuums vorherrschenden physikalischen Faktoren beeinflusst und durch eine Vielzahl abiotischer und biotischer Prozesse transformiert wird. Die mittlere Distanz, die

ein Nährstoffatom in seiner anorganischen Form vor der Assimilation zurücklegt, wird als Aufnahmelänge bezeichnet und zeigt den Bedarf am speziellen Nährstoff und damit die Rate der Spiralbewegung in einem Fließgewässerabschnitt an.

Laterale Aspekte

Lateral ist das Fließgewässer mit einzelnen Zuflussgewässern sowie über Grundwasseraustausch und Überflutung mit Ufer, Aue oder Niederung verbunden. Fließgewässer des Flachlandes werden oft von Flusstal Niedermooren begleitet, die für die lateral ausgerichteten Prozesse im Fließgewässer eine große Bedeutung haben. Die funktionale Einheit von Fließgewässern und Feuchtgebieten wird auch in der Wasserrahmenrichtlinie betont (EU/2000/60/EC-WFD 2000, Art. 1.a). Feuchtgebiete sind Ökosysteme mit einem hohen natürlichen Potenzial zur Nährstoffretention. Nicht entwässerte Niedermoore legen Nährstoffe durch Torfbildung in organischer Form fest. Gleichzeitig bieten sie mit hohen Kohlenstoffgehalten und überwiegend anoxischen Verhältnissen ein günstiges Milieu für die Denitrifikation. Durch Melioration und Entwässerung verlieren Niedermoore diese Funktion und werden durch Mineralisation der Torfe stattdessen zu Nährstoffquellen, die hydrologisch angeschlossene Gewässer belasten.

Bei durch Entwässerung hervorgerufenen wechselfeuchten Verhältnissen kann es daher je nach Wasserstand und hydrochemischem Milieu alternativ zum Austrag von Nitrat oder redox-sensitiven Stoffe wie Phosphat und Ammonium kommen (TREPEL & PALMERI 2002, SCHRAUTZER 2004, ZAK & GELBRECHT 2007). Die Niederungen werden damit zur Stoffquelle.

Vertikale Aspekte

Vertikal stehen Oberflächengewässer mit alluvialen Aquiferen in Kontakt (GIBERT et al. 1990). Den Übergang bildet das hyporheische Interstitial oder Hyporheal, in dem das Wasser laminar in der gleichen Fließrichtung wie im freien Wasserkörper das Sediment durchströmt. Das hyporheische Interstitial ist eine der Haupt-Stofftransformationszonen im Fließgewässer. Unterschiedliche Sedimente und Strömungsgeschwindigkeiten, die Tiefe der Grenze zwischen oxischen und anoxischen Bedingungen, die Besiedlung mit Aufwuchs und die Zusammensetzung des Interstitialwassers bestimmen dort den Abbau der Nährstoffe (VALETT et al. 1996, BATTIN et al. 1999).

Intrasystemare Aspekte

Wesentlich für die Stoffumsetzungsprozesse im Fließgewässer sind auch lokal variierende Gradienten, die raumzeitlich variable Strukturen schaffen. Sie umfassen

sowohl longitudinale, als auch laterale und vertikale Aspekte. Angelehnt an das Konzept der „Mosaik-Dynamik“ (PICKETT & WHITE 1985, PRINGLE et al. 1988) beschreibt das „Transient Storage Concept“ (VALETT et al. 1996) die Abhängigkeit der Retention und stofflichen Umsetzungsprozesse von Zonen vorübergehender Speicherung durch Akkumulation organischen Materials. Diese Zonen entstehen durch verlangsamte Fließgeschwindigkeiten in stagnierenden Stillwasserbereichen, im Totwasser oder in Riffle-Pool-Sequenzen und begünstigen die Besiedlung mit Destruenten.

Die vorangegangene Darstellung zeigt, dass der Nährstoffhaushalt in Flusstälern nur unter Berücksichtigung der funktionalen Verknüpfung ihrer Teilsysteme zu verstehen ist. Eine scharfe Abgrenzung zwischen Prozessen in den Teilsystemen eines Fließgewässer-Niederungs-Komplexes ist jedoch nicht möglich (vgl. PRIOR & JOHNES 2002). Das Problem der Abgrenzung von Ökosystemen und das Phänomen der funktionalen Übergangszonen wird in der Ökosystemforschung mit dem Ökoton-Konzept erklärt (KLUGE et al. 2003). Ökotope werden als funktionale Komponenten mit einer Menge von Charakteristika und Wechselwirkungen, die von der Übergangsposition zwischen angrenzenden ökologischen Systemen abhängen, verstanden (HOLLAND 1988). Durch diese Überschneidung zeichnen sie sich hinsichtlich ihrer biotischen Zusammensetzung und den in ihnen ablaufenden abiotischen Prozesse als besonders vielfältige Zonen aus (SCHAEFER 2003). Flusstäler als räumlich und funktional verschiedene Ökosysteme (terrestrische, semi-aquatische und aquatische) integrierende Einheiten sind durch eine Vielzahl von Ökotonen, die so genannten lotischen Ökotope, geprägt (FRÄNZLE 1998). PINAY et al. (1990) unterscheiden dabei sowohl aquatisch-(semi-)terrestrische Ökotope als auch gewässerinterne, die sich durch Diskontinuitäten in der Hauptfließrichtung (vgl. WARD & STANFORD 1983) herausbilden. Sowohl diese inter- als auch intrasystemaren Ökotope operieren auf einer Vielzahl räumlicher und zeitlicher Skalen (FRÄNZLE 1998, KLUGE et al. 2003).

2.4 Stickstoff- und Phosphor-Einträge in Fließgewässer

Nährstoffeinträge gelangen über unterschiedliche Pfade in Fließgewässer. Sie werden nach Art ihrer Zulieferung in die Gewässer in diffuse und punktuelle Einträge unterschieden und spiegeln Klima, Hydrogeologie, Vegetation und Landnutzung im Einzugsgebiet wider (BILLEN et al. 1991, SCHLESINGER 1991, VITOUSEK & HOWARTH 1991, JELINEK 1998, MARTINI 2000, FRÄNZLE & KLUGE 2008).

Unter naturnahen Bedingungen erfolgen Einträge über den Grundwasserpfad, Oberflächenabfluss, atmosphärische Deposition, Kronentraufe, Streueintrag und Erosion. Durch anthropogene Einflüsse erhöhen sich die Einträge über die atmosphärische Deposition, Grundwasser, Oberflächenabfluss und Erosion. Hinzu kommen Einträge über

Drainagen, Abschwemmungen aus der Landwirtschaft und Abflüsse von urbanen Flächen sowie punktuelle Einträge durch Industrie und Kläranlagen.

Für die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1999) die Einträge über die unterschiedlichen Pfade geschätzt (Abb. 2-2).

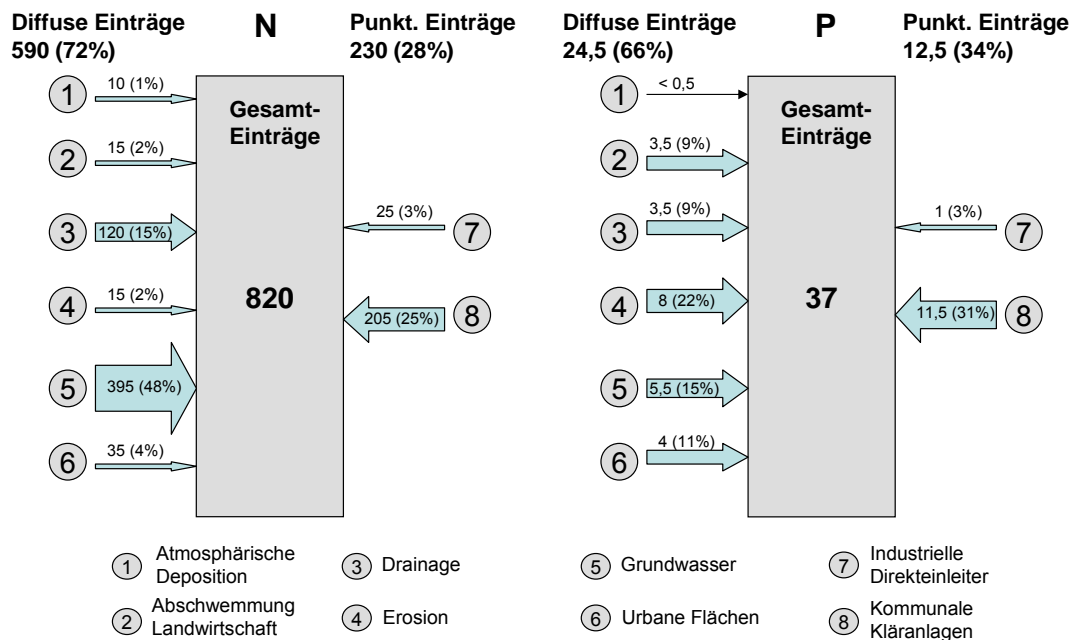


Abb. 2-2: Einträge und Eintragspfade von Stickstoff und Phosphor in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland 1993-1997, Schätzungen in Tsd. T, in den Klammern Angabe des prozentualen Anteils am Gesamteintrag (nach LAWA 1999)

Je nach Eintragspfad unterscheidet sich auch die Qualität der eingetragenen Stoffe: Während bei Einträgen über das Grundwasser und aus punktuellen Quellen die gelösten Fraktionen dominieren, gelangt über alle oberflächlichen Eintragspfade ein Großteil als gebundene bzw. partikuläre Fracht in die Fließgewässer.

Die direkten Einträge von Stickstoff und Phosphor über die atmosphärische Deposition sind in Fließgewässern aufgrund ihrer geringen Fläche gering. Zusätzliche atmosphärische Einträge von Stickstoff können durch biologische N_2 -Fixierung auftreten. Während in Niederungen Fixierungsleistungen von $1-100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ denkbar sind, vor allem verknüpft mit dem Vorkommen von *Alnus glutinosa* (*Frankia*-Symbiose) (DITTERT 1992, MITSCH & GOSELINK 2000), sind die Einträge in Fließgewässer ländlicher Räume über diesen Pfad vermutlich gering. Stickstoff-Einträge aus der Atmosphäre über Fixierung durch symbiotische Mikroorganismen oder Cyanobakterien spielen in Fließgewässern nur dann ein mengenmäßig eine Rolle, wenn das System stickstoffarm ist. Unter besonderen Bedingungen (Wärme, hohe Strahlung, geringe N-Einträge über

andere Pfade in das Gewässer) kann die Stickstofffixierung durch Cyanobakterien in Fließgewässern bis zu $8-12,5 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (entspricht $80-125 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) betragen (GRIMM & PETRONE 1997). Ein vermehrtes Auftreten von Stickstoff fixierenden Bakterien haben BUCKLEY & TRISKA (1978) auch bei der Zersetzung von Totholz im Fließgewässer festgestellt.

Die größte Stickstoffmenge gelangt mit diffusen Einträgen in die Fließgewässer, davon der größte Anteil über das Grundwasser, ein weiterer über Drainagen und Gräben. Diese Einträge sind hauptsächlich landwirtschaftliche Stickstoffverluste. Auch die Einträge aus mehr oder weniger stark entwässerten Torfen zählen zu diesen diffusen Einträgen (TREPPEL 2000, SCHRAUTZER 2004). Im oxischen Milieu treten sie hauptsächlich als Nitrat, im anoxischen als Ammonium auf.

Einen weiteren mengenmäßig bedeutenden Eintragspfad bilden kommunale Kläranlagen. Der Anteil dieser Einträge hängt von den angeschlossenen Haushalten und der Reinigungsleistung der Kläranlagen ab. Besonders im ländlichen Raum sind viele kleine Kläranlagen wie auch im Untersuchungsgebiet nicht mit höheren Reinigungsstufen ausgestattet, so dass hier im Gegensatz zum allgemeinen Rückgang der Einträge über Kläranlagen noch mit höheren punktuellen Einträgen gerechnet werden muss. Besonders die Phosphor-Einträge aus Kläranlagen nehmen weiterhin einen bedeutenden Teil von etwa 30 % an den Gesamteinträgen dieses Elements ein.

Die diffusen Einträge des Phosphors werden bundesweit von den Einträgen aus der Erosion angeführt. Im norddeutschen Tiefland verliert dieser Eintragspfad jedoch aufgrund geringer Reliefenergie an Bedeutung. Aufgrund hoher Sorptionskapazitäten vieler Böden für Phosphor treten Einträge über den Grundwasserspfad nur in geringerem Maße auf (SCHRAUTZER 2004). Diffuse Phosphor-Einträge nach Wiedervernässung von Mooren stellen ein Eutrophierungsrisiko für Oberflächengewässer dar (BAUM et al. 2003, ZAK & GELBRECHT 2007). Torfe haben Phosphorgehalte von etwa 0,02-0,12 % am Trockengewicht (GELBRECHT & KOPPISCH 2001). Unter naturnahen Bedingungen mit hohen Wasserständen ist Phosphor hauptsächlich organisch gebunden. Bei Entwässerung und Mineralisation der Torfe wird P freigesetzt und hauptsächlich an Metallen adsorbiert. Calcium, Eisen, Aluminium und Mangan sind dabei die häufigsten Bindungspartner des Phosphats. Ein Austrag von Phosphor aus genutzten Mooren ist mit $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gering, solange die Phosphordüngung den Pflanzenbedarf nicht übersteigt (BLANKENBURG & SCHEFFER 2008). Bei Wiedervernässung erniedrigen sich die Redoxverhältnisse im Torfkörper und die Stabilitätsfelder der metallischen Mineral-Phosphat-Bindungen können unterschritten werden. Die Folge ist die Lösung und damit die Mobilisierung des Phosphors. Dieser Effekt kann durch die Beschaffenheit des zur Wiedervernässung verwendeten Wassers verstärkt werden, z. B. durch niedrige

Sauerstoffgehalte und hohe pH-Werte, durch die Mineralisationsvorgänge beschleunigt werden (VAN DIJK et al. 2004), oder hohe Sulfat-Gehalte (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995).

2.5 Retentionsprozesse in den biogeochemischen Kreisläufen von Stickstoff und Phosphor

Die Hauptnährelemente in der Zusammensetzung der Biomasse sind Stickstoff und Phosphor. In der Regel ist ihre Verfügbarkeit in Ökosystemen gering, beide Elemente sind daher häufig wachstumslimitierend (CORELL 1998).

Nur in gelöster Form sind Elemente für die biologische Produktion verfügbar und können in mehr oder weniger hoher Konzentration eutrophierend wirken. Ein wesentliches Kriterium für die Eutrophierung ist daher die Verfügbarkeit dieser Elemente durch die Höhe und Qualität ihrer Einträge sowie ihre Mobilität.

Der Begriff des Stoffkreislaufes bezieht sich auf eine Reihe von Prozessen, die innerhalb von Systemgrenzen stattfinden und durch Flüsse der Elemente zwischen ihren Pools zustande kommen. Durch Stoffkreisläufe wird die Speziation der Elemente in der Vielfalt ihrer möglichen Bindungsformen gesteuert.

Für die Nährstoffretention sind reversible und irreversible Prozesse der Aufnahme, Sorption, Fällung und Sedimentation, jedoch auch mikrobiell katalysierte Redoxreaktionen von Bedeutung. Alle Prozesse treten sowohl gewässerintern, als auch in Niedermooren auf.

2.5.1 Prozesse des Stickstoffkreislaufes

Stickstoff liegt je nach Redoxbedingungen in unterschiedlichen Oxidationsstufen vor. Gasförmig tritt Stickstoff in seiner elementaren Form (N_2), als Distickstoffoxid (N_2O , Lachgas) oder als Ammoniak (NH_3), in seiner gelösten anorganischen Form hauptsächlich als Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) auf. Die letzten beiden stellen jeweils die stabilen Endglieder der Nitrat-Nitrit-Ammonium-Redoxreihe im aeroben bzw. anaeroben Milieu dar. Nitrit (NO_2^-) ist ein instabiles Zwischenprodukt. Eine Übersicht über den Stickstoffkreislauf in Ökosystemen gibt Abbildung 2-3.

Ammoniak, Stickstoffoxid, Distickstoffoxid und elementarer Stickstoff können durch Gasaustausch an die Atmosphäre abgegeben werden, wobei der N_2 -Eintrag durch Fixierung geregelt werden kann (DITTERT 1992). Dazu sind heterotrophe Bakterien, Cyanobakterien und symbiontische Actinomyceten (z. B. *Frankia* an *Alnus glutinosa*) fähig.

Zu den wichtigsten Prozessen der Stickstoffretention zählen die Denitrifikation und die Aufnahme durch Organismen (HILL 1979, COOPER 1990, CHRISTENSEN et al. 1990, TRISKA et al. 1990, MULLHOLLAND 1992, BURNS 1998, ALEXANDER et al. 2000). Eine untergeordnete Rolle spielen die Sorption von Ammonium und die Sedimentation gebundenen Stickstoffs.

Die Aufnahme von Stickstoff durch Organismen geschieht direkt in Form von NH_4^+ oder durch Reduktion von NO_3^- (assimilatorische Nitratreduktion). Stickstoff wird durch Organismen in Aminosäuren, Enzymen, Alkaloiden und Harnstoff assimiliert (MITSCH & GOSSELINK 2000).

Vom Frühjahr bis zum Herbst ist die Aufnahme durch Biota am höchsten. Bei der Aufnahme muss zwischen heterotrophen Organismen (Bakterien und Pilze) und autotrophen Organismen unterschieden werden. Aufnahme durch autotrophe und heterotrophe Organismen erfolgt auch in Biofilmen auf unterschiedlichen Oberflächen wie beispielsweise Sediment, Steinen, Totholz oder Makrophyten. Biofilme stellen Assoziationen aus Bakterien, Algen, Pilzen und organischen Substraten dar und gelten als „hot spots“ des Abbaus (BATTIN et al. 1999).

Im Wesentlichen lassen sich bei den autotrophen Organismen drei Gruppen unterscheiden, die dominant in Flachgewässern auftreten können (REYNOLDS 1995): Makrophyten, Cyanobakterien oder eukaryote Phytoplankter. Je nach Dominanz haben diese wegen ihrer unterschiedlichen Assimilations- und Remineralisationszyklen einen sehr unterschiedlichen Einfluss auf die Nährstoff-Kreisläufe und damit auch auf die Retentionsprozesse (SCHEFFER 1998).

Unter den Primärproduzenten haben Algen allgemein höhere Biomasse-bezogene Aufnahmeraten als Gefäßpflanzen der Ufer- und Auenvegetation, insgesamt nehmen diese jedoch durch ihre vergleichsweise große Biomasse mehr Nährstoffe auf (GREGORY 1978). Für die Stickstoffaufnahme durch Makrophyten in langsam fließenden Flachlandgewässern werden Bereiche von 8-36 g N kg^{-1} Trockengewicht der Biomasse angegeben (PÖTHIG et al. in Vorb.). Ein Teil der aufgenommenen Nährstoffe wird nach Seneszenz der Pflanzen im Herbst wieder mineralisiert, weitere Anteile werden jedoch z. B. bei *Phragmites australis* in die Rhizome verlagert und somit länger zurückgehalten.

In Oberflächengewässern gilt die Nährstoffaufnahme in der langfristigen Retentionsbilanz somit als wenig effektiver Prozess, denn durch kurzfristige Assimilations- und Remineralisationskreisläufe tritt meistens nur ein zeitweiliger Rückhalt auf (KRONVANG et al. 2004).

Durch Aufnahme und den stark eingeschränkten Abbau in wachsenden Mooren kann Stickstoff über einen langen Zeitraum festgelegt werden. In bewirtschafteten Niedermooren zählt der Ernteentzug durch Mahd als wichtiger Prozess, der die Nährstoffe

dauerhaft aus dem System entfernt. Einen Überblick über Ernte-Entzugs-Raten bei unterschiedlicher Nutzung gibt SCHRAUTZER (2004).

Beim Abbau organischer Substanz durch heterotrophe Bakterien und Pilze wird gebundener Stickstoff in mineralische Komponenten zerlegt (Mineralisation). Zunächst werden die organischen Makromoleküle proteolytisch gespalten und desaminiert, als Produkt entsteht Ammonium (Ammonifikation). Während des Abbauvorganges kann es bei hohen pH-Werten zur Abgabe von Ammoniak an die Atmosphäre kommen, bei niedrigen pH-Werten stehen genügend freie Protonen (H^+) zur direkten Produktion von Ammonium zur Verfügung.

Ammonium kann durch Kationenaustausch gebunden werden. Unter oxidischen Bedingungen spielt die Sorption von Ammonium jedoch eine untergeordnete Rolle, es wird dann zu einem großen Teil zu Nitrat nitrifiziert.

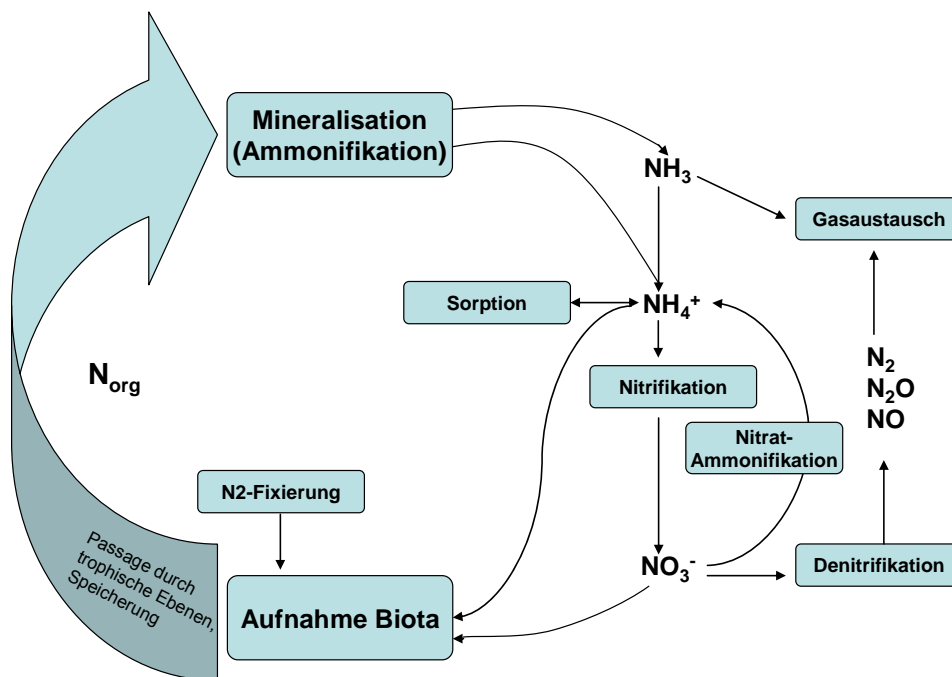
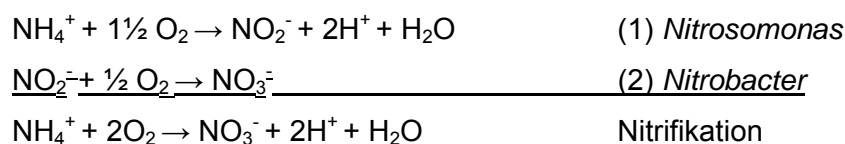


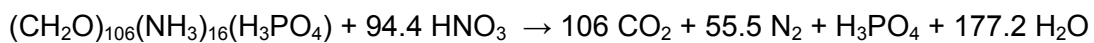
Abb. 2-3: Verteilung und Transformationsprozesse im Stickstoffkreislauf, in Anlehnung an McCLAIN et al. (1998)

Die Oxidation wird in zwei Schritten durch die obligat aeroben Mikroorganismen *Nitrosomonas* (1) und *Nitrobacter* (2) katalysiert (Nitrifikation). Als instabiles Zwischenprodukt entsteht Nitrit:

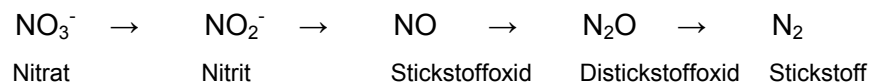


Unter anoxischen Bedingungen tritt durch Denitrifikation der bedeutendste Prozess der Stickstoffretention auf. Im Grunde stellt er einen Verlust von Nitrat-Stickstoff an die Atmosphäre dar: Durch dissimilatorische Reduktion geht Stickstoff in seine gasförmige Form über (SEITZINGER 1994). Dabei wird Nitrat als Elektronenakzeptor über Distickstoffoxid (N_2O) zu elementarem Stickstoff (N_2) reduziert. Ist Kohlenstoff der Elektronendonator für die durch Mikroorganismen katalysierte Reaktion, spricht man von einer heterotroph-chemoorganogenen Denitrifikation. Im Verlauf der Reaktion wird neben der Nitratreduktion zu elementarem Stickstoff (N_2) Kohlenstoff zu Kohlendioxid (CO_2) oxidiert (PAUWELS 1994). Vor allem niedermolekulare organische Säuren liefern die Energie für diese anaeroben respiratorischen Prozesse (BAKER & VERVIER 2004).

Mit einer vereinfacht dargestellten organischen Substanz, repräsentiert durch Redfields Summenformel als $(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}(H_3PO_4)$ (REDFIELD et al. 1958) lautet die Reaktionsgleichung der Denitrifikation:



Unter fortlaufender Elektronenaufnahme nimmt der Stickstoff dabei folgende Stufen ein:



Ist eine oxidierbare Schwefelverbindung wie Pyrit der Energielieferant für das Bakterium *Thiobacillus denitrificans*, so handelt es sich um eine autotroph-chemolithotrophe Denitrifikation. Reaktionsprodukte sind hier Sulfat (SO_4^{2-}), Eisen (Fe^{2+}) und elementarer Stickstoff (N_2) (WALTHER 1999).

Voraussetzungen für die Denitrifikation sind anaerobe Bedingungen, die Verfügbarkeit eines Energielieferanten und des Nitrats selbst. Temperatur (Optimum 20 °C) und pH-Wert steuern die Reaktion. Die autotroph-chemolithotrophe Reaktion findet in pH-Bereichen zwischen 1 und 9,2 und einem sehr weit gefassten Redoxpotential-Bereich zwischen -200 bis 800 mV statt. Die heterotroph-chemoorganogene Reaktion bewegt sich zwischen pH-Werten von 6,2 und 10,2 sowie Redoxpotentialen von -200 bis 620 mV (WALTHER 1999).

Oft wird die Denitrifikation nicht zu den Retentionsprozessen gezählt, da Stickstoff in diesem Fall nicht zurückgehalten oder gespeichert, sondern aus dem entsprechenden System entfernt wird (vgl. BERNOT & DODDS 2005). Da in der vorliegenden Arbeit die Stickstoff-Netto-Retention in Form von Massenbilanzen berechnet wird, wird die Denitrifikation jedoch als Retentionsprozess berücksichtigt.

Der gewässerinternen Denitrifikation in Fließgewässern wird in der jüngeren Literatur eine entscheidende Rolle in der Stickstoffretention in Landschaften eingeräumt (SEITZINGER 1988, CHRISTENSEN et al. 1990, HOLMES et al. 1996, HOWARTH et al. 1996, SJODIN et al. 1997, PETERSON et al. 2001, MULHOLLAND et al. 2004). Eine Schätzung durch SEITZINGER (1988) besagt, dass etwa 40 % des im Fließgewässer vorhandenen Stickstoffes denitrifiziert wird, bevor er die Ozeane erreicht.

Untersuchungen zur Denitrifikation in Fließgewässern reichen von Massenbilanz-Schätzungen (HILL 1979, BURNS 1998) über Inkubationsversuche an entnommenen Sedimentproben (SEITZINGER 1988, CHRISTENSEN et al. 1990) bis zu in-situ-Messungen (CHRISTENSEN & SØRENSEN 1988) und Tracerversuchen mit ^{15}N (PETERSON et al. 2001, MULLHOLLAND et al. 2004).

Steht das Fließgewässer im Austausch mit Niederungen, so kann es unter günstigen Bedingungen zur vollständigen Denitrifikation der eingetragenen Stickstoffmengen im Niedermoor kommen (LEONARDSON et al. 1994). Allgemein hängt die Denitrifikation im Niedermoor von denselben Rahmenbedingungen wie im Fließgewässer ab. Niedermoore gelten jedoch als die effektiveren Nitratsenken, weil die oben genannten Rahmenbedingungen dort durchschnittlich besser erfüllt werden (vgl. SAUNDERS & KALFF 2001, KRONVANG et al. 2004).

2.5.2 Prozesse des Phosphorkreislaufes

Phosphor ist aufgrund seines Atombaus in der Regel stärker gebunden als Stickstoff (FRÄNZLE & SCHIMMING 2008) und hat im Gegensatz zu Stickstoff in Ökosystemen keine mengenmäßig bedeutsame Redoxchemie. Er kommt in der Natur fast ausschließlich als Phosphat vor (HOLTAN et al. 1988), d. h. er verbleibt sowohl in organischen als auch in anorganischen Molekülen meist in der P-O Form. Bei sehr niedrigen Redoxpotentialen kann Phosphor in Spurenkonzentrationen auch gasförmig als Phosphin vorliegen. In seiner gelösten anorganischen Form tritt Phosphor als Ortho-Phosphat, in mineralisch-anorganischer Form z. B. als Apatit und in organischer Form als P-O Verbindung in größeren Molekülen auf. In den Nährstoffkreisläufen von Ökosystemen ist seine Verteilung jedoch wesentlich durch die Redoxchemie anderer Elemente, v. a. Eisen, Aluminium, Mangan, Calcium und Sulfat gesteuert (SMOLDERS et al. 2001).

Wichtige Prozesse des Phosphorkreislaufes sind Lösung und Fällung, Sorption und Desorption sowie biotische Assimilation (Abb. 2-4). Sie resultieren in unterschiedlichen Bindungsformen des Phosphats.

Der Einfluss gewässerinterner Prozesse auf den P-Kreislauf in Fließgewässern ist noch weitestgehend ungeklärt. Adsorption an Sohl-sedimente und suspendierte Partikel und Sedimentation suspendierter Partikel erscheinen aber übereinstimmend als wichtigste

Mechanismen der P-Retention (HILL 1981, NICHOLS 1983), hinzu kommt die Aufnahme durch Algen und Makrophyten.

Für die Retention von Phosphor werden unterschiedliche Größenordnungen in der Literatur angegeben. Sie liegt je nach Bedingungen zwischen 3,5 und 50 % des gesamten eingetragenen Phosphors (SVENDSEN et al. 1995, SALVIA et al. 1999, SCHULZ et al. 2003, STÄLNACKE et al. 2003, MULLHOLLAND 2004).

Phosphor wird von Pflanzen als Orthophosphat aufgenommen. In Makrophyten ermittelten PÖTHIG et al. (in Vorb.) für Tieflandbäche P-Gehalte von 0,9 - 4 g P kg⁻¹ Trockengewicht. Für die Bedeutung der Aufnahme für die Phosphorretention gelten jedoch dieselben Einschränkungen wie beim Stickstoff.

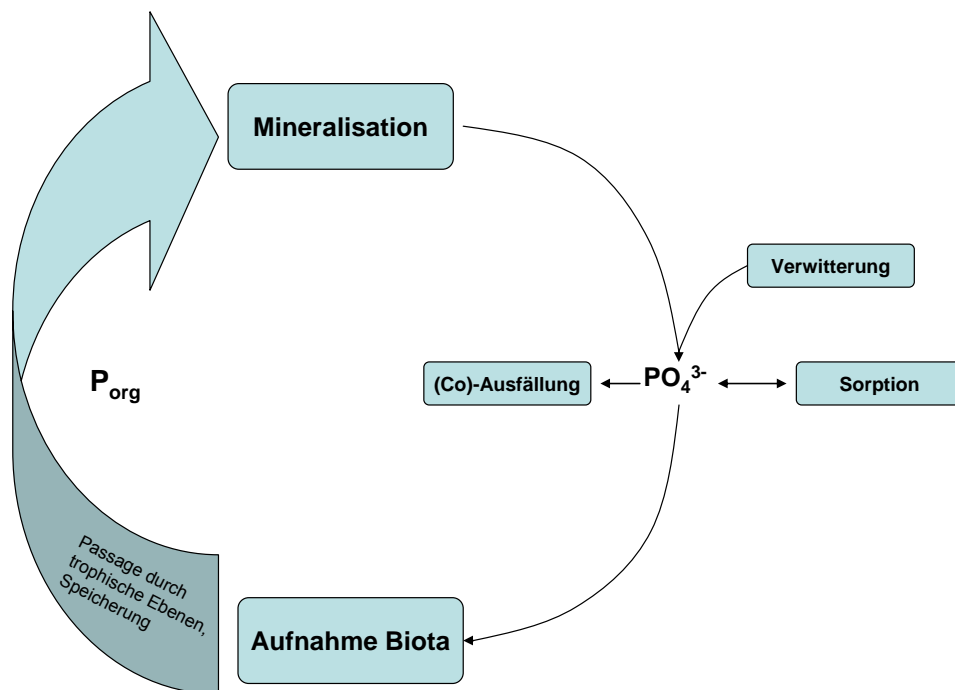


Abb. 2-4: Verteilung und Transformationsprozesse im Phosphorkreislauf, in Anlehnung an McCLAIN et al. (1998)

Organische Bindungsformen des Phosphors sind Nukleinsäuren (RNA und DNA), Adenosintriphosphat (ATP), Phospholipide als Bestandteile der Zellmembranen oder auch in Knochen und Zähnen als Fluorapatit ($Ca_5[PO_4]_3F$). In Pflanzen wird Phosphor als myo-Inosit-Hexaphosphat (Phytin), mikrobiell auch durch die so genannte Luxusaufnahme in Form von Polyphosphaten angereichert.

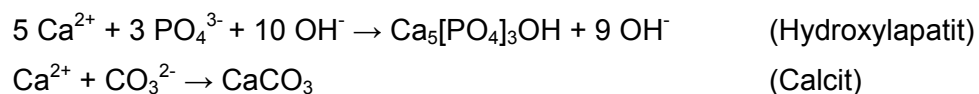
Organische Bindungsformen des Phosphors werden unterschiedlich schnell abgebaut. Während einige organische Bindungsformen wie Zuckerphosphate, Phospholipide und

Nukleinsäuren rasch abgebaut werden, geschieht der der Abbau des pflanzlichen Phytins dagegen relativ langsam. Die refraktären Eigenschaften des Phytins führen zu seinem großen Anteil am organisch gebundenen Phosphor in Böden oder im Detritus.

Freigesetztes Ortho-Phosphat wird vor allem bei limitierenden Bedingungen schnell wieder assimiliert. Daneben kann es durch Fällung und Sorption zur Immobilisierung kommen.

Fällung und Lösung sind thermodynamische Gleichgewichtsreaktionen (APPELO & POSTMA 1996). Fällung spielt als Retentionsprozess also nur dann eine Rolle, wenn die Lösung gegenüber den entsprechenden Mineralphasen gesättigt ist. Dies ist insbesondere beim Zufluss stark mineralisierten anoxischen Grundwassers der Fall (SCHLANGE 2001).

Durch Fällung entstandene Salze der Orthophosphorsäure sind schwer löslich. Bei den Phosphormineralen dominiert im alkalischen Bereich, insbesondere im Zuge photosynthetisch erhöhter pH-Werte (OTSUKI & WETZEL 1972), die Fällung von Hydroxylapatit ($\text{Ca}_5[\text{PO}_4]_3\text{OH}$) (pKL =114), Calciumionen und anorganischer Kohlenstoff werden gleichzeitig als Calciumcarbonat (v. a. Calcit) ausgefällt:



Im sauren Bereich erhöht sich die Löslichkeit des Hydroxylapatits, stattdessen treten Fällungen vor allem durch Fe- und Al-Ionen wie Strengit ($\text{FePO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$), Variskit ($\text{AlPO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) und amorphe Fe- und Al-Phosphate auf. Vivianit ($\text{Fe}_3[\text{PO}_4]_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$) ist das dominierende Phosphatmineral in den Reduktionshorizonten grundwasserbeeinflusster Böden.

Bei der Sorption werden Ionen elektrostatisch an die Oberfläche von Mineralen und Kolloiden gebunden (Adsorption). Der Umkehrprozess bei Änderung der stofflichen Zusammensetzung ist die Desorption. Phosphate können durch Sorption vor allem an Fe- und Al-Oxide und -Hydroxide, aber auch an Tonminerale und an Komplexe aus organischer Substanz und Metallen gebunden werden. Es wird in unspezifische und spezifische Sorption unterschieden. Kommt eine Bindung nur durch ungerichtete elektrostatische Wechselwirkung zustande, so handelt es sich um die unspezifische Sorption: Phosphatanionen lagern sich an Kationen an (Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} und Ca^{2+}). Sind noch andere Bindungen beteiligt, wie z. B. kovalente Bindungen oder Wasserstoffbrücken, so liegt eine spezifische Sorption vor (MATTHEß 1990). Es kommt

zum Ligandenaustausch (OH^- gegen H_2PO_4^-) am Sorbenten. Bei höheren OH^- -Gehalten in Lösung, also bei steigenden pH-Werten, nimmt die spezifische Sorption ab.

Wenn Phosphat als schwerlösliches Salz ausgefällt und/ oder an Kolloide und Partikel adsorbiert wird und in dieser Form mit anderen Partikeln koaguliert, kann es sedimentiert werden (HUPFER 1995). Durch Sedimentation partikulären Materials kann das Fließgewässer unter günstigen Bedingungen, in der Regel langsamen Fließgeschwindigkeiten, eine Phosphor-Senke darstellen. Sedimentiertes Material kann jedoch durch Erosion wieder remobilisiert werden, daher gilt die Retention im Gerinne nur als vorübergehender Retentionsprozess (KRONVANG et al. 2004). Weiterhin stellt die Rücklösung aus dem Sediment eine mögliche Phosphor-Quelle dar (vgl. BANASZUK & WYSOCKA-CUBASZEK 2005). Nach dem Nutrient Spiraling Konzept (NEWBOLD et al. 1981) kann auch die partikuläre Fraktion mehr oder weniger schnell bioverfügbar werden. HOWARTH et al. (1995) schätzen einen Anteil von 23-69 % der suspendierten Fracht der Fließgewässer als biogeochemisch aktiv, d. h. dieser Anteil könnte potentiell in labile Fraktionen übergehen.

Eine dauerhafte Phosphorretention wird daher nur bei Sedimentation in gewässerfernen Bereichen im Zuge von Überflutungen oder durch langfristige Festlegung durch Pflanzenaufnahme in wachsenden Mooren erwartet (KRONVANG et al. 2004).

3 Das Untersuchungsgebiet

3.1 Lage und Topographie

Das Untersuchungsgebiet liegt im Süden des östlichen Hügellandes im Kreis Herzogtum Lauenburg in Schleswig-Holstein (Abb. 3-1). Die Position beträgt $10^{\circ} 35'$ östlicher Länge und $53^{\circ} 39' 50''$ nördlicher Breite (TK 25, Blatt Nr. 2329 „Nusse“).

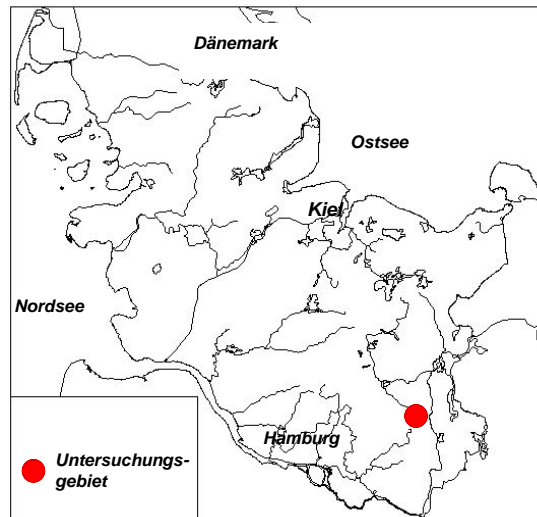


Abb. 3-1: Lage des Untersuchungsgebietes in Schleswig-Holstein

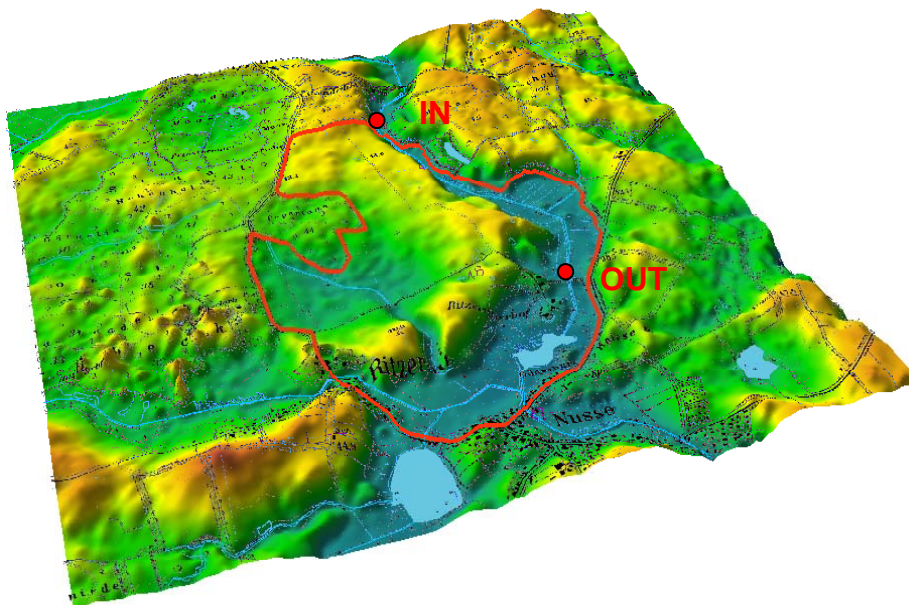


Abb. 3-2: Relief des gesamten Untersuchungsgebietes (zehnfach überhöht). Rot umrandet sind die Flächen des Hofes Ritzerau und angrenzende Bereiche, die Teil des Untersuchungsgebietes sind. Die roten Punkte markieren die Lage der Messstationen (vgl. Kap. 4) und damit die südliche und nördliche Begrenzung des untersuchten Abschnitts.

Die Flächen des Hofes Ritzerau haben eine Gesamtgröße von ca. 240 ha. An die ausgedehnte Ebene schließt sich im Süden ein leicht kuppiges Gelände an (Abb. 3-2). An ihrer Ostseite fällt die Ebene, die in einer mittleren Höhe von etwa 41 m ü. NN liegt, mit einem Gefälle von 3,5 - 9 % in die 52 ha große Duvenseebachniederung ab. Diese liegt in einer Höhe von 33 m ü. NN. Etwa in der Mitte der Niederung verläuft heute der Duvenseebach.

Die nicht mehr zum Hofgebiet gehörenden Hänge östlich des Duvenseebaches sind mit 2 - 3,5 % flacher. Südlich der Hofauffahrt befinden sich weitere Niederungsflächen. Etwa 300 m unterhalb der Hofauffahrt Ritzerau mündet der Duvenseebach in den Hofsee.

Der Hofsee, die Duvenseebachniederung und ein Teil des Forstes Manau sind seit 2004 als Naturschutzgebiet „Ritzerauer Hofsee und Duvenseebachniederung“ ausgewiesen (GVOBL SCHL.-H. 2004).

3.2 Einbindung des Gebietes in den Landschaftswasserhaushalt

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Nähe der Wasserscheide zwischen Nord- und Ostsee im Einzugsgebiet der Steinau bei Nusse. Eines seiner Teileinzugsgebiete ist das des Duvenseebaches. Der Duvenseebach fließt vom Duvensee über den Teichgraben und aus der Gegend um Bergrade in die Duvenseebachniederung und mündet in den Hofsee. Der Ablauf des Hofsees und der zufließende Mühlenbach bilden zusammen die Steinau.

Dem untersuchten Duvenseebachabschnitt ist ein oberirdisches Einzugsgebiet von etwa 2712 ha vorgelagert, das seitliche Einzugsgebiet beträgt ca. 168 ha. Zusammen mit der Niederungsfläche (52 ha) und dem Hofsee (seitliches Einzugsgebiet und Verlandungsgürtel 112 ha einschließlich 4 ha Seefläche) ist das Teileinzugsgebiet Duvenseebach bis zur Mündung in die Steinau damit ca. 30 km² (3034 ha) groß.

Die natürliche Entwässerung des Untersuchungsgebietes besteht heute nur noch teilweise. Die wohl größte Veränderung der hydrologischen Bedingungen geschah im Mittelalter. Das Einzugsgebiet der Steinau gehörte ehemals zum baltischen Einzugsgebiet. Heute entwässert die Steinau über den Elbe-Lübeck-Kanal in die Nordsee. Erst seit dem Bau der „Stecknitzfahrt“, des mittelalterlichen Scheidekanals mit der Verbindung zwischen Steinau und Delvenau bei Alt-Mölln, besteht dieser Anschluss an die Elbe. Vorher floss das Wasser südlich des Endmoränenbogens um das Lübecker Becken von Klinkrade und Labenz in den Duvensee und von dort aus direkt in Richtung Süden über den Mühlenbach, in den Hofsee, die Steinau, in die Stecknitz bei Hammer und schließlich nach Norden in das Lübecker Becken (PLAMBECK 2000).

Der Vorfluter des Untersuchungsgebietes, der Duvenseebach, ist in seiner heutigen Form und Wasserführung das Ergebnis weiterer, groß angelegter wasserbaulicher Maßnahmen

des 18. und 19. Jahrhunderts (FUNK 1963). Sowohl der Wunsch, nasse Wiesen langfristig zu entwässern, als auch der wachsende Brennmaterialbedarf führten zur Trockenlegung des nördlich gelegenen Duvensees in zwei Schritten (1780 und 1850). Das Wasser des Duvenseeeinzugsgebietes floss nun nicht mehr hauptsächlich in westlicher Richtung über den Mühlenbach in den Hofsee, sondern über das Tal der heutigen Duvenseebachniederung. Ermöglicht wurde dies durch einen Durchstich der nördlich des Untersuchungsgebietes liegenden Moränenzüge vom Duvensee nach Bergrade, dem sogenannten Teichgraben zum ehemaligen Bergrader Teich. Der Bergrader Teich lag nördlich des kleinen Durchbruchstals zur Duvenseebachniederung. Das Einzugsgebiet des Duvenseebaches wurde somit durch Trockenlegung des Duvensees über den Teichgraben vergrößert. So entstand aus dem Teichgraben der Duvenseebach, der bei Bergrade mit einem natürlichen Fließgewässer, dem Teichbach, zusammenfließt. Der Teichbach entspringt zwischen Klinkrade und Göldenitz. Zusammen bilden sie den eigentlichen Duvenseebach, ein kleines Fließgewässer zweiter Ordnung (vgl. Ordnungsprinzip nach STRAHLER 1957).

Bei Funk (1963) ist von einem angestauten Fischteich in der heutigen Duvenseebachniederung die Rede, dem „Reth-Teich“. In der Vahrendorfschen Karte von 1789 wird sie als „Neuen Teich“ bezeichnet. Die Dauer einer möglichen Aufstauung ist unbekannt und auch ihr räumliches Ausmaß ist der historischen Karte nicht zu entnehmen. Der Duvenseebach schien jedoch schon seine heutige gerade Form zu besitzen. Ob er einem alten Fließgewässerverlauf folgt, konnte ebenfalls nicht geklärt werden.

Der untersuchte Abschnitt des Duvenseebaches ist 1,95 km lang (Thalweg). Von etwa zwei Metern Breite am Beginn des Abschnittes weitet er sich auf ca. vier Meter am Ende. Neben seinem begradigten Verlauf fällt auch seine starke Vertiefung auf. Die letzte große Ausbaumaßnahme zur Verbesserung der Vorflut aus dem Duvensee-Einzugsgebiet fand 1975 statt. Mittlerweile geschlossen bewachsene Wälle am Ufer zeugen vom Aushub des Sohlsedimentes. Der Duvenseebach hat heute eine mittlere Tiefe von zweieinhalb Metern von der Sohle bis zur Böschungskante. Sieht man von den aufgeschütteten Wällen durch Aushub ab, ist er jetzt ca. zwei Meter in die umgebende Niederung eingetieft. Seit dem Ausbau im Jahr 1975 wird der Bach jährlich einmal geräumt. Mit einem großen Mähgerät werden Ufer und teilweise auch die Sohle vom Bewuchs befreit. Die Sohle des Duvenseebaches besteht aus sandig-schluffigem Erosionsmaterial aus dem vorgelagerten Einzugsgebiet sowie aus organischem Substrat.

Oberhalb des untersuchten Abschnittes sind in etwa 1,5 km Entfernung (Fließweg) bei Bergrade die Klärteiche der Gemeinde Duvensee (ca. 550 Einwohner) angeschlossen.

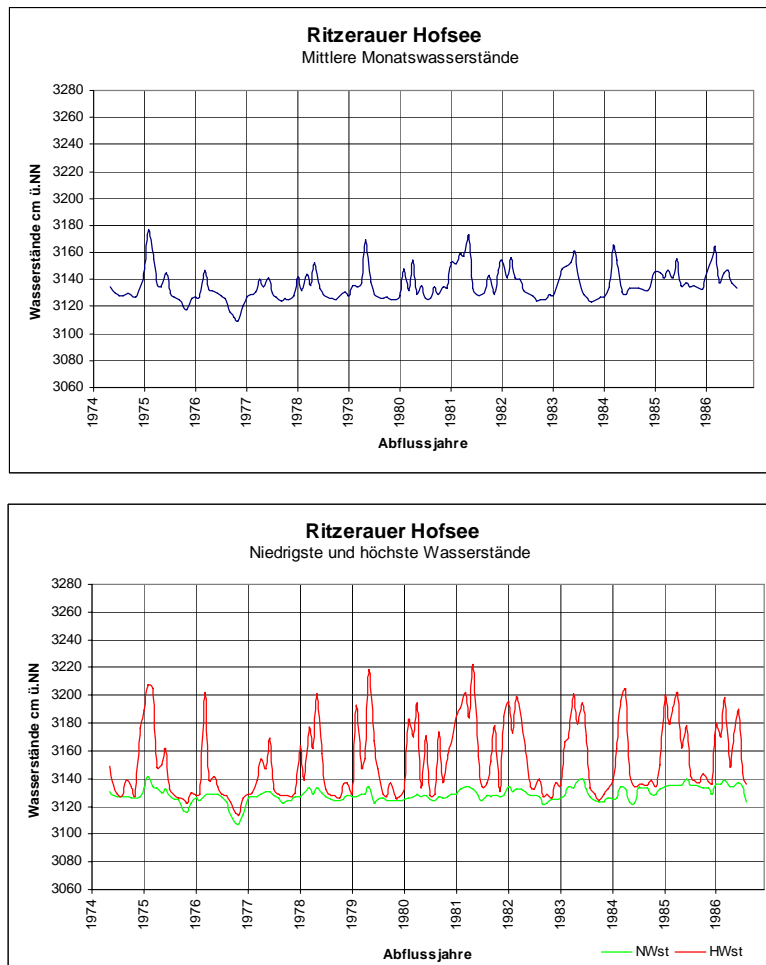


Abb. 3-3: Wasserstandsganglinien des Hofsees 1974-1986, oben mittlere Wasserstände, unten höchste und tiefste Wasserstände (Daten: LANU)

Der Hofsee ist ein stark eutropher Flachsee mit einer hohen Schlammauflage und relativ starker Trübung. Er ist nur 0,5 bis maximal 1,50 m tief und 3-4 ha groß. Die Verlandung des Sees ist weit fortgeschritten und hat einen breiten Verlandungsgürtel geschaffen. Der Wasserstand des Sees wurde 1926 durch den Ausbau der oberen Steinau um 60 bis 70 cm abgesenkt, die Wasserfläche betrug danach noch ca. 7 ha (PLAMBECK 2000). Ende der 1960iger oder Anfang der 1970iger Jahre wurde eine Abflussrinne durch den See gebaggert und der Seewasserstand so noch weiter abgesenkt. Der Grund war damals vermutlich der erhöhte Wasseranfall durch den Ausbau des Entwässerungskanal des Duvenseer Moores (Teichgraben). Durch eine Sohlschwelle am Ablauf (30,91 m ü. NN) wird der See ca. 20 cm gestaut.

Von 1974 bis 1986, nach dem Bau der Abflussrinne, existieren Daten zum Wasserstand des Ritzerauer Hofsees (Abb. 3-3). Leider überschneiden sich die Aufzeichnungszeiträume für Steinau und Hofsee nicht. Da der Hauptzulauf Duvenseebach stark ausgebaut ist, kommt es bei starken Regenfällen zu steilen

Wasserstandsanstiegen. Es zeigt sich, dass im Zeitraum von 1974 bis 1986 der Wasserspiegel im Jahresverlauf stark schwankte. Niedrigwasser- und Hochwasserstände lagen im Mittel ca. 70 bis 80 cm auseinander.

3.3 Geologie und Landschaftsgeschichte

Das Untersuchungsgebiet liegt im Stormarner Endmoränengebiet des ostholsteinischen Hügellandes. Den oberflächennahen Untergrund bilden überwiegend Geschiebemergel und –sande. In der Senke der Duvenseebachniederung werden die pleistozänen Sedimente von Mudden und Torfen überdeckt. Für die Interpretation der Ergebnisse und die Erstellung von Nährstoffbilanzen im untersuchten Niederungsabschnitt sind folgende hydrogeologische Informationen erforderlich:

- der Aufbau des Moorkörpers und die hydrologischen Eigenschaften an seiner Basis
- die Verbindung des Moorkörpers mit dem Vorfluter
- die Anbindung des Moorkörpers an das laterale und das vorgelagerte Einzugsgebiet.

Um diese Verhältnisse zu klären, wurden eigene Bohrungen mit dem Pürckhauer in der Niederung und an den seitlichen Hängen durchgeführt. Informationen über die tieferen Schichten wurden den Erläuterungen zur Geologischen Karte, Blatt Nusse, von GAGEL (1911) (Abb. 3-4.b) entnommen. Ein Arbeitsschwerpunkt in diesem Zusammenhang war die Analyse der nacheiszeitlichen Moorgenese der Niederung im Holozän (s. unten).

Auswertung der geologischen Karte

Entscheidend für die heutigen Oberflächenformen des Hofes Ritzerau sind die Ablagerungen des Pleistozäns. Im Kreis Herzogtum Lauenburg schwenkt der baltische Höhenrücken aus seiner in Mecklenburg vorliegenden Ost-West-Richtung allmählich über die Südost-Nordwest-Richtung in die für Schleswig-Holstein typische Süd-Nord-Lage um (Abb. 3-4.a). Im Vergleich zum übrigen östlichen Hügelland ist die geringe durchschnittliche Höhenlage von nur 35-55 m ü.NN der Höhenzüge auffällig. Partien durchstoßener liegender und oberer Sande bei Nusse und Ritzerau sowie mächtige Geschiebepackungen im Gehege Radeland des Ritzerauer Forsts (ca. 1 km westlich der untersuchten Flächen) gehören zu der im Bereich der Stadt Mölln deutlicher ausgeprägten dritten Staffel der südbaltischen Hauptendmoräne. Sie liegen dicht an der zweiten Staffel.

Tab. 3-1: Schichtenabfolge im Bereich des Hofes Ritzerau, Bezugshöhe Geländeniveau 35 m ü.NN (nach GAGEL 1911)

Tiefe (m)	Schicht
0 - 1,5	Auftrag
1,5 - 21	oberer Geschiebemergel des Plateaus
21 - 23,9	Schluff
23,9 - 27	feiner grauer Sand, wenig Wasser
27 - 46	vermutlich unterer Geschiebemergel
46 - 51,6	grauer Sand, wasserführend
51,6 - 53	unterer Geschiebemergel

Eine Bohrung auf Hof Ritzerau, die zur Anlage eines Brunnens in der Nähe der Hofgebäude durchgeführt wurde, ergab die in Tabelle 3-1 ersichtliche Schichtenabfolge. Die Zuordnung der Tiefe und der eventuellen Zugehörigkeit des unteren Geschiebemergels zur Saalevereisung ist unklar (GAGEL 1911). Dennoch lassen sich aus dieser Bohrung die Tiefen der Grundwasserleiter auf Hof Ritzerau ableiten. Während einer mit wenig Wasser in etwa 24-27 m Tiefe ausgebildet ist, liegt das eigentliche mittlere, ca. 5,5 m mächtige Grundwasserstockwerk in 46 m Tiefe. Dies entspricht im Bereich des Hofes einer Höhe von ca. 11 m unter NN. In dieser Tiefe sind in etwa auch die heutigen Brunnen des Hofes abgeteuft, zu deren erbohrten Schichten allerdings keine Angaben vorliegen.

In heute oder ehemals abflusslosen Senken im umliegenden Gebiet bildeten sich im Holozän mudeunterlagerte Torfe. Dabei findet die Ablagerung von Seekreiden eine große Verbreitung, so auch in der Duvenseebachniederung, im Duvenseer Moor und im Linauer Moor nördlich des Untersuchungsgebietes sowie im Großen Steinbruch nordwestlich von Nusse.

Das Tal des heutigen Duvenseebaches entstand vermutlich als subglaziale Schmelzwasserrinne der Weichselvereisung. Im Norden durchbricht das schmale Tal die Moränenzüge und weitet sich dann im Verlauf auf etwa 300 m Breite. Im Bereich des heutigen Hofsees schließt sich das Tal der Steinau an.

Im Duvenseebachtal und in der Senke des heutigen Hofsees lagerte möglicherweise Toteis. Durch das Tieftauen des Toteises entstand ein in Nord-Süd-Richtung entlang der Rinnenstruktur offenbar weiterhin durchströmter See, der langsam verlandete. Dieser See entwickelte sich bis auf einen Rest, den heutigen Hofsee, zu einem Verlandungsmoor. Die in Nord-Süd-Richtung verlaufende Strömung des Wassers wurde beibehalten. Nach der

hydrogenetischen Moortypengliederung von SUCCOW & JOOSTEN (2001) entwickelte sich ein Verlandungsmoor mit der Tendenz zur Durchströmung.

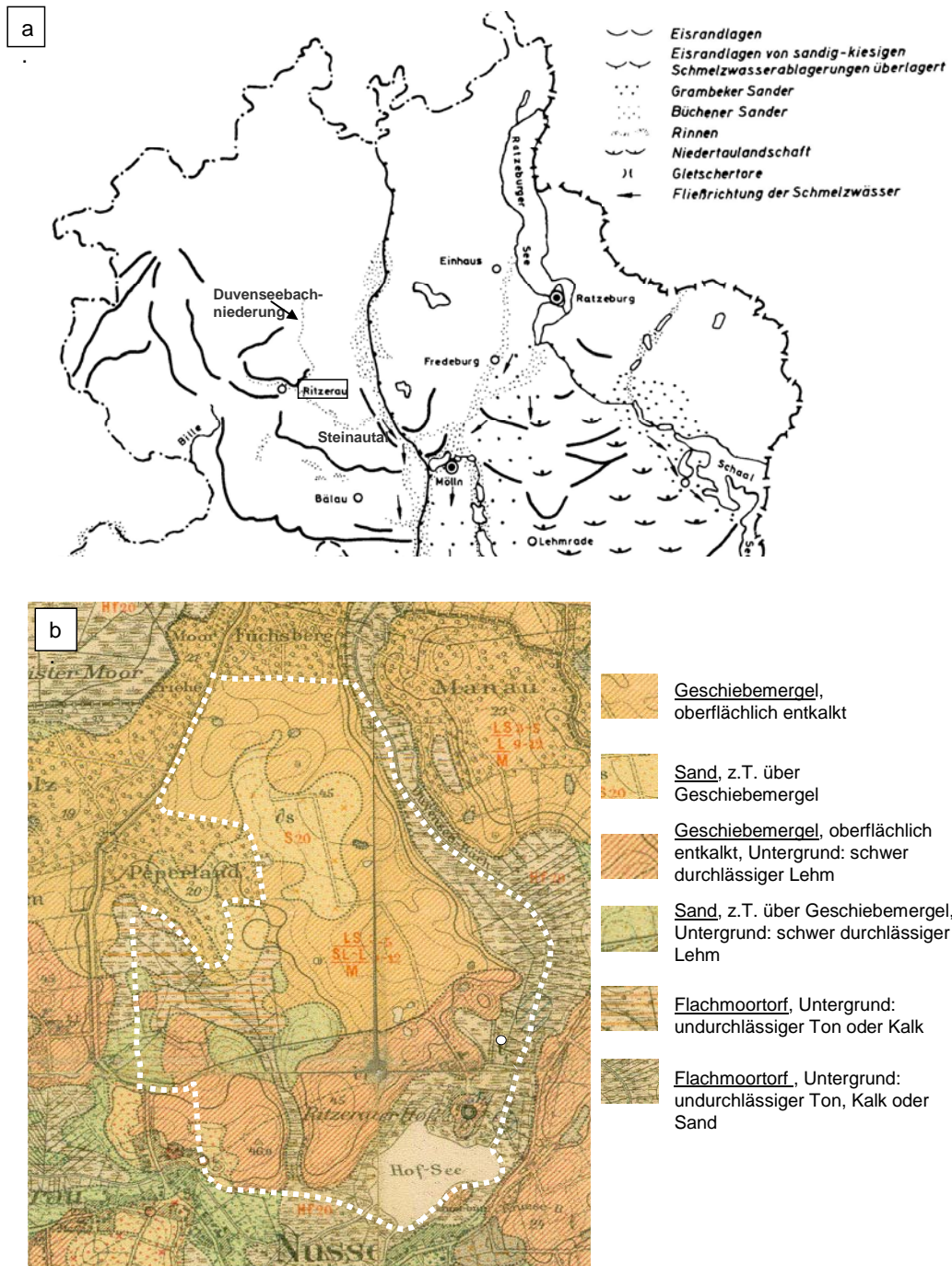


Abb. 3-4: a. Die eiszeitlichen Formen im südöstlichen Schleswig-Holstein (Ausschnitt einer Karte aus CHRISTENSEN 1984) und b. Ausschnitt aus der geologischen Karte Nusse (GAGEL 1911). Der Umriss der Hofflächen ist weiß gestrichelt, ein weißer Punkt im Süden der Niederung markiert die Bohrung zur Probenahme für die Pollenanalyse.

Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchung in der Niederung

Eine vollständige Kernabfolge (Abb. 3-5) vom Geschiebemergel bis zur heutigen Mooroberfläche wurde 2004 entnommen und durch eine Pollenanalyse (Abb. 3-6) datiert. Die Kernfolge ist 7,5 m lang und beginnt mit Geschiebemergel. Dieser zeigt leichte Schlieren und wurde demnach vermutlich auch durch Solifluktionsprozesse bewegt. In ca. 7,20 m Tiefe folgt eine etwas über 10 cm mächtige Torfschicht aus dem Alleröd. Darüber schließt sich eine Schluffmulde an, die der jüngeren Dryas zuzuordnen ist. Kennzeichnend sind der Rückgang des Kiefer- und Birkenpollens und der Anstieg von Wacholder und Krähenbeere, denn in der Waldöffnungsphase der Tundrenzeit kam es im östlichen Hügelland zur Bildung ausgedehnter Parktundren und in Mecklenburg entstanden lichte Kiefernwälder (USINGER 1975). Die jüngere Dryas ist im Gebiet durch den Fund von *Dryas octopetala* in einer Ziegeleigrube in Nusse zu Anfang des 20. Jahrhunderts schon relativ früh nachgewiesen worden (GAGEL 1911).

Die Schluffmulde zeigt dort den Übergang ins Präboreal, wo Birken- und Kiefernpollen wieder ansteigen. Während der Anstieg des Birkenpollens im Iversen-Diagramm gut zu erkennen ist, ist der Kiefernanstieg weniger deutlich zu sehen.

Der Haselanstieg stellt den Übergang in das Boreal dar und erweist sich gleichzeitig sedimentologisch als Wechsel zur kalkreichen Feindetritusmulde in ca. 6,60 m Tiefe. Ab ca. 5,20 m Tiefe folgt eine Kalkmulde, die ab ca. 3,30 m Tiefe als eine fast einen Meter mächtige beige-weiße Seekreide ausgebildet ist.

Der Übergang ins Atlantikum manifestiert sich im Anstieg des Erlenpollens. Das Atlantikum ist die Zeit des postglazialen Klimaoptimums, für das etwa 2 °C höhere Juli-Mitteltemperaturen als heute angenommen werden. Die Vegetation des Atlantikums ist durch weitgehend geschlossene Eichenmischwälder im Jungmoränengebiet mit Ulmen, Linden und Eschen sowie zunehmend Hasel im Unterwuchs gekennzeichnet. An grundwasserbeeinflussten Standorten bildeten sich Erlenwälder. Sedimentologisch umfasst das Atlantikum in der Duvenseebachniederung die Entwicklung von der kalkreichen Feindetritusmulde über die Kalkmulde zur Seekreide. Geringe Pollenwerte von Gräsern und Kräutern (ca. 5% der Landpflanzenpollensumme) bestätigen eine weitgehend geschlossene Waldbedeckung mit kleinen ephemeren Lichtungen. Das nördlich anschließende Gebiet um den Duvensee wurde schon durch mesolithische Bevölkerungsgruppen besiedelt (FUNK 1963). Dort fand man mesolithische Wohnplätze, nach denen die Duvenseegruppe benannt ist (BOKELMANN 1971).

Die Buche (*Fagus sylvatica*) tritt erst im späten Atlantikum auf. Die Pollenzone des Ulmenfalls kennzeichnet normalerweise den Übergang zum Subboreal. Der Ulmenfall ist im vorliegenden Pollendiagramm nicht eindeutig auszumachen, da sich der Anteil des

Ulmenpollens nach dem festgelegten Übergang noch relativ lange auf einem ähnlichen Niveau hält oder wieder leicht ansteigt, um erst im – angenommenen - Subboreal wieder zu sinken. Zunehmendes Auftreten von Buche und Spitzwegerich (*Plantago lanceolata*) sind im vorliegenden Fall bessere Indizien für den Beginn des Subboreals. Der Anstieg krautiger Taxa wie *Plantago lanceolata* ist ein Kennzeichen für größere und dauerhaft durch den Menschen zur Nutzung offen gehaltene Flächen und ackerbauliche Tätigkeit.

Ur- und frühgeschichtlich ordnet man diesen Merkmalen die sogenannte mittelneolithische „Landnam“-Phase (IVERSEN 1941) zu, die Veränderung der Landschaft durch beginnende Ausbreitung von Ackerbau und Viehzucht. Sie setzt etwa dann ein, wenn Gräser- und Krautpollen zum ersten Mal 5 % des Landpflanzenpollens überschreiten, denn dieser Anstieg belegt Rodungen. Eine Zunahme des Gräserpollens kennzeichnet dann entweder grasreiche Brachestadien oder eine Nutzung als Viehweide. Als Merkmal der Waldweide gilt darüber hinaus eine veränderte Baumartenzusammensetzung mit niedrigwüchsigen, regenerationsfähigen Weichholzarten und lichtliebender Hasel.

Ab ca. 2,40 m Tiefe bis zur Geländeoberfläche ist ein Niedermoortorf ausgebildet. Im Subboreal stellt sich auch der Übergang des Seesedimentes zum Torf mit überwiegendem Anteil an Farntorf mit Holztorfanteilen ein. Besonders häufig tritt unter den *Polypodiaceen*-Pollen *Thelypteris* auf. Es ist also davon auszugehen, dass die Vegetation der Duvenseebachniederung im Subboreal von einem Erlenwald mit Unterwuchs aus *Thelypteris* gebildet wurde.

Erstaunlich am vorliegenden Fall ist, dass kein Steilanstieg der *Fagus*-Kurve zu verzeichnen ist. Das bedeutet, dass hier eine normale spät- und postglaziale Abfolge im Subboreal endet. Die obere Schicht des Torfs ist infolge der Entwässerung bis in etwa einen Meter Tiefe stark zersetzt (Zersetzungsgrad H8-9 nach v. POST in AG BODEN 1994). Das Ende der Entwicklung lässt sich aufgrund des Torfverzehr in den oberen Schichten nicht rekonstruieren.



Abb. 3-5: Kernfolge aus der Duvenseebachniederung mit Tiefenangaben in Meter unter Geländeoberfläche (Foto: H. Usinger). Der Bohrpunkt ist in der geologischen Karte in Abb. 3-3.b markiert.

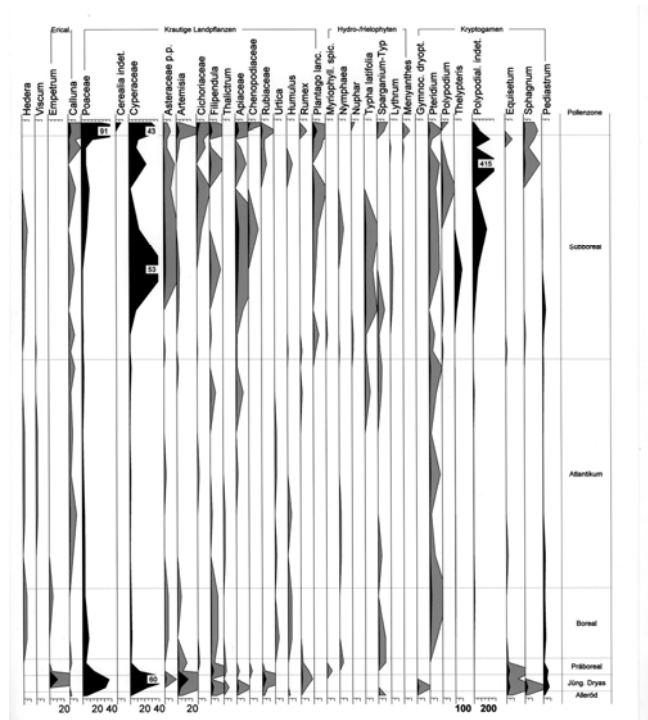
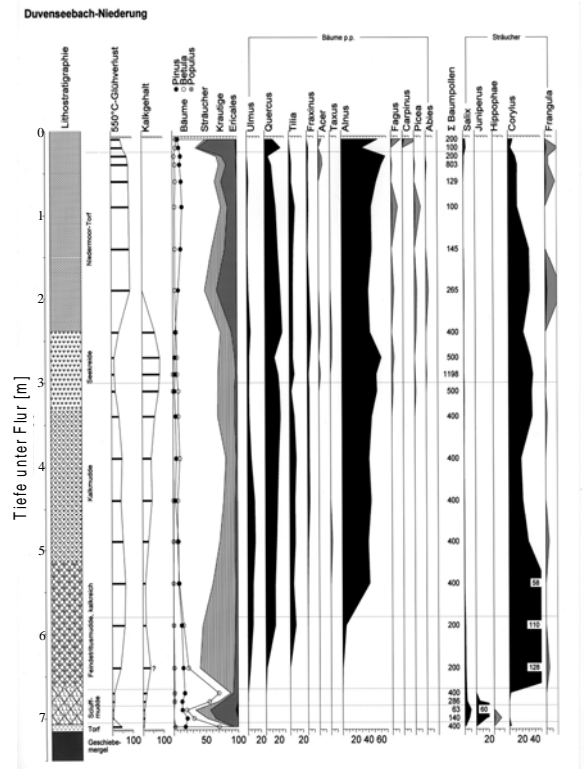


Abb. 3-6: Pollendiagramm eines Bohrkerns aus der Duvenseebachniederung, graue und schattierte Kurven sind zehnfach überhöht; v.o.n.u.: Tiefe; Schichtenabfolge (Schema: TROELS-SMITH 1955); Glühverlust; Kalkgehalt; Iversen-Diagramm: Verhältnis des Baumpollens, des Pollens der Sträucher, der krautigen Taxa (hier einschließlich der Gräser) und der Heidekrautgewächse zur Summe des Landpflanzenpollens, entscheidende Arten des Spätglazials wie Birke (*Betula sp.*), Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Pappel (*Populus sp.*) gesondert dargestellt; prozentualer Anteil einzelner Taxa an der Baumpollensumme; zeitliche Zuordnung der Kernfolge zur Abfolge der Pollenzonen

Analyse der Bodeneigenschaften

Einen Überblick über die Bodeneigenschaften der obersten Torfschicht (Mittelwerte und Standardabweichungen von beprobten Profilen in 0-30 cm Tiefe, Datenquelle: eigene Beprobungen 2002) gibt Tabelle 3-2.

Tab. 3-2: Bodeneigenschaften der Niederung im ehemals intensiver genutzten südlichen Teil und im brach liegenden nördlichen Teil

Parameter	südlicher Teil	nördlicher Teil
Glühverlust (%)	53 ± 2	56 ± 3
N _{min} -Gehalt (µg g ⁻¹ TS)	61,3 ± 16,6	29,4 ± 24,2
C/N	5,0 ± 0,3	6,6 ± 1,4
Lagerungsdichte (g cm ⁻³)	0,43	0,42
pH	6,3 ± 1,1	5,9 ± 0,1

Die ermittelten Werte des Glühverlusts, des C/N-Verhältnisses und der Lagerungsdichte lassen auf eine hohe Zersetzung der Torfe schließen, die Werte des N_{min}-Gehalts dagegen eher nicht. Die pH-Werte spiegeln leicht saure Verhältnisse wider. Ein Gradient zwischen nördlichen und südlichen Flächen ist trotz unterschiedlicher Vornutzung der Teilflächen nicht zu erkennen.

Hydrogeologische Einbindung der Niederung in das Einzugsgebiet

Heute ist der untersuchte Niederungsabschnitt hydrologisch weitgehend von seinem seitlichen und seinem vorgelagerten Einzugsgebiet isoliert. Laterale Grundwasserzuflüsse spielen eine untergeordnete Rolle und auch der Zufluss aus dem vorgelagerten Einzugsgebiet wird schnell durch das begradigte und vertiefte Gerinne des Duvenseebaches abgeführt. Bei Starkregenereignissen kommt es teilweise zum Oberflächenabfluss auf den ackerbaulich genutzten Hängen. Durch eine hangparallele Knickpflanzung an der Grenze zur Niederung wird das Wasser jedoch hauptsächlich seitlich abgeführt und perkoliert vermutlich noch im Bereich des Mineralbodens in tiefere Schichten. Bohrungen bis in 10 m Tiefe an den zur Duvenseebachniederung abfallenden Hängen im Jahr 2002 und ein ausgebagertes Profil (REIß 2005, mündl. Mitt.) haben die bereits aus der Vegetationskartierung (Kap. 3.4) getroffene Annahme bestätigt, dass die Duvenseebachniederung hydrologisch weitgehend von den Hangflächen isoliert ist. Zeitweise schwache laterale Zuflüsse erhält die Niederung in den Jahreszeiten mit hohem Grundwasserstand bzw. mit Stauwasserabfluss, also vor allem im Winter und im Frühjahr.

In den oberen Hanglagen und am Hangfuß geht der Geschiebemergel in eine schluffreiche Schicht über. Unter dieser liegt ein nur bis zu 20 cm mächtiges Sandband, das ein wenig Wasser führt. Darunter lagert erneut Geschiebemergel. Der sandige Grundwasserleiter hat allerdings keinen Einfluss auf den Grundwasserspiegel des Niedermoors, da er unterhalb der Schluffschicht unter der so nach unten wenig durchlässigen Niederung verläuft. In den Hang- und Randbereichen der Niederung befinden sich daher keine Grundwasseraustritte, so dass die Niederung lateral nur periodisch über den oben erwähnten Interflow mit Wasser versorgt wird.

Die Strömungsrichtung in der Niederung verläuft überwiegend von Nord nach Süd. Die Entwässerung durch Gräben und Dränagen ist ebenfalls auf diese Strömungsrichtung ausgelegt. Die Aufschüttung der Hofeinfahrt im Süden hat eine polderartige Situation geschaffen, da das zuströmende Wasser dort nur über den Duvenseebach zum Hofsee abfließen kann. Folglich war in diesem Bereich die Entwässerungsintensität am stärksten. Die Gräben im Norden befinden sich schon im Stadium fortgeschrittener Verlandung. Aufgrund des natürlich vorgegebenen Gradienten und der unterschiedlichen Nutzungsintensität zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 2001 zeichnete sich eine sinnvolle Aufteilung in den nördlichen und mittleren, brach liegenden Teil der Niederung („Nord“) und den gemähten und beweideten Südtteil der Niederung („Süd“) ab.

Seit 2003 werden im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Itzehoe in der Duvenseebachniederung Maßnahmen zur Anhebung des Wasserstandes durchgeführt. Die Wiedervernässung begann zunächst mit der Aufhebung der Binnenentwässerung, bei der Drainagen aufgenommen, Gräben aufgestaut und einzelne Mulden und Grabenufer abgeflacht wurden (Abb. 3-7). Diese Arbeiten wurden im November 2003 abgeschlossen.



Abb. 3-7: Wiedervernässungsmaßnahmen der ersten Stufe des Maßnahmenplanes zur Aufhebung der Binnenentwässerung, a. Aufnahme von Drainagen, b. Aufstau von Gräben, c. Abflachung von Mulden.

Für die Zukunft ist eine weitere Anhebung der Wasserstände in der Niederung geplant, die durch eine Sohlanhebung im Fließgewässer erreicht werden soll.

3.4 Vegetation und Landnutzung

Die potentielle natürliche Vegetation der Niedermoore in der Duvenseebachniederung ist - abhängig von den hydrologischen Bedingungen - entweder ein Erlen-Eschenwald oder ein Erlenbruchwald. Die aktuelle Vegetation des Gebietes ist hauptsächlich durch die Nutzung bestimmt.

Im Nordosten wird das schmale Tal von Waldmeister-Buchenwäldern des Staatsforstes Lübeck umrahmt. Waldmantelgebüsche und nasse Staudenfluren bilden den Übergang zur Niederung. Im Nordwesten schließen sich Stilllegungsflächen und seit 2002 ökologisch bewirtschaftete Hänge an die Duvenseebachniederung an.

Der Hofsee befindet sich in einem fortgeschrittenen Verlandungsstadium. Die Verlandungsflächen des Hofsees beginnen mit einem *Typha latifolia*-Gürtel, an den sich ein breiter Schilfgürtel mit vereinzelt Weiden (*Salix spec.*) und schließlich ein sehr schmaler Saum eines Erlenbruchwaldes mit *Alnus glutinosa*, *Solanum dulcamara* und *Iris pseudacorus* anschließen. Im Süden geht das Schilfröhricht direkt in Sukzessionsflächen mit *Urtica dioica*, *Cuscuta europaea* und *Solanum dulcamara* über.

Die Duvenseebachniederung wird als extensives Mahd- und Weidegrünland für Schafe und Rinder genutzt. Im Projekt Hof Ritzerau wurde ein Beweidungskonzept entwickelt und auf den westlichen Teilflächen der Niederung umgesetzt (PROJEKT HOF RITZERAU 2003). Durch eine großflächige extensive Beweidung (max. 1,5 Großvieh-Einheiten pro Hektar) soll die Niederung offen gehalten, die Strukturvielfalt des Grünlandes erhöht und die floristische Diversität gefördert werden. Die Offenhaltung ist ein wichtiger Aspekt für Fortbestand und Ausbreitungspotenzial von wenigen verbliebenen Feuchtwiesenarten.

Die Vegetation des grundwassernahen Grünlandes auf Hof Ritzerau hat sich aufgrund langjähriger, mit Entwässerung und Düngung einhergehender Nutzung von Feuchtwiesen zu artenarmen Flutrasen entwickelt. Die Vegetationskarte zeigt die Pflanzengesellschaften des grundwassernahen Grünlandes auf Hof Ritzerau im Jahr 2001 (Abb. 3-8). Die Tabelle der Vegetationsaufnahmen befindet sich in Anhang A. Feuchtwiesen des Verbandes Calthion (Calthion-Basalgesellschaft) befinden sich kleinräumig in der nördlichen Duvenseebachniederung. Dieser Vegetationstyp lässt sich durch Differentialarten wie *Galium palustre*, *Mentha aquatica*, *Lotus uliginosus*, *Scirpus sylvaticus* und *Veronica beccabunga* von den übrigen Grünlandgesellschaften floristisch abgrenzen. Diese Arten sind kennzeichnend für eine extensive Nutzung und eine vergleichsweise ausgeglichene Wasserstandsdynamik an den Standorten. Bei fortgeschrittener Brache kann es in den Beständen dieser Vegetationseinheit zur Ausbreitung von Hochstauden wie *Filipendula ulmaria* oder verschiedenen hochwüchsigen Gräser- oder Seggenarten kommen.

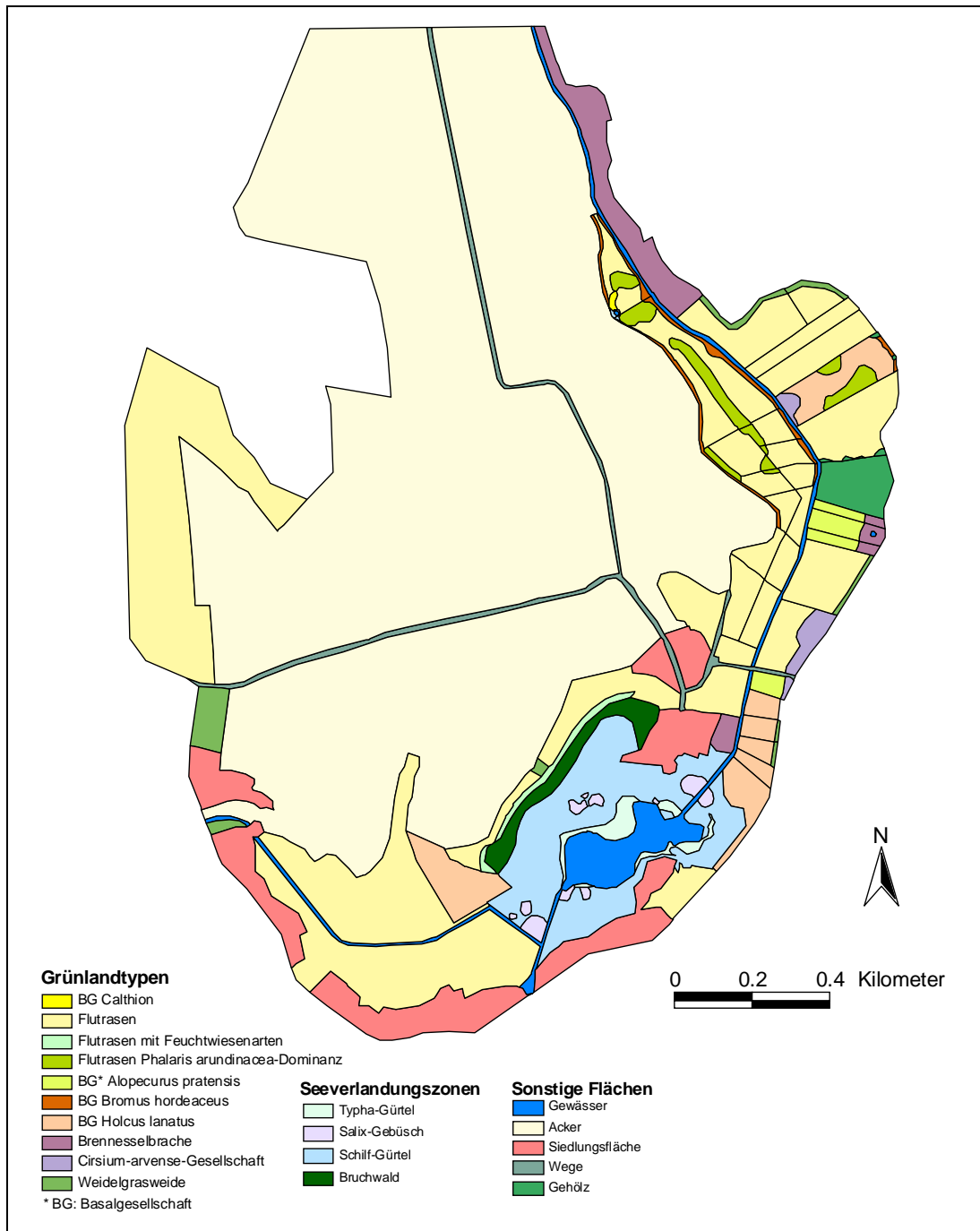


Abb. 3-8: Vegetationskarte der grundwassernahen Bereiche im Untersuchungsgebiet (SCHLANGE & SCHRAUTZER 2002)

Den größten Flächenanteil im Grünland haben Flutrasen des Verbandes Lolio-Potentillion. Pflanzengesellschaften dieses Verbandes im Untersuchungsgebiet sind das Ranunculo-Alopecuretum geniculati (Knickfuchsschwanzrasen) und die *Agrostis stolonifera*- bzw. *Glyceria fluitans*-Gesellschaft. Diese Grünlandtypen sind sekundär durch Entwässerung aus Feuchtwiesen entstanden und durch Wechselfeuchte geprägt (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993). Das Lolio-Potentillion ist gegenüber der Calthion-Basalgesellschaft vor allem durch das Ausfallen der oben genannten Calthion-Differentialarten

gekennzeichnet. Gegen die Weidelgrasweiden und die *Cirsium-arvense*-Gesellschaft werden die Flutrasen durch die Differentialarten *Glyceria fluitans*, *Juncus effusus*, *Deschampsia cespitosa* und *Cardamine pratensis* abgegrenzt. Die Flutrasen wurden in drei Untereinheiten differenziert, die unterschiedliche hydrologische Verhältnisse widerspiegeln. Die typische Ausprägung wird gekennzeichnet von Arten wie *Alopecurus geniculatus*, *Juncus articulatus*, *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*, *Carex hirta* und *Potentilla anserina*. An nasseren Standorten nördlich der Verlandungszonen des Hofsees wachsen Flutrasen-Bestände mit Feuchtwiesenarten wie *Myosotis scorpioides*, *Silene flos-cuculi* und *Caltha palustris*. Bemerkenswert ist hier das Auftreten der Rote-Liste-Art *Oenanthe fistulosa*. Brachliegende Flutrasenflächen sind durch Dominanzbestände der hochwüchsigen Arten *Phalaris arundinacea*, *Carex acutiformis* und *Carex gracilis* gekennzeichnet (dritte Untereinheit).

Grünland-Basalgesellschaften der Klasse Molinio-Arrhenatheretea befinden sich hauptsächlich in Randbereichen oder auf extensiv durch Mahd genutzten oder erst seit kurzer Zeit brach liegenden ehemaligen Flutrasenflächen der Niederung. Die Artenzusammensetzungen dieser Vegetationstypen weisen keine Kenn- und Differentialarten auf (vgl. SCHRAUTZER & WIEBE 1993). Untereinander sind die Gesellschaften durch hohe Deckungen von *Holcus lanatus*, *Alopecurus pratensis* oder *Bromus hordeaceus* abgegrenzt. Weitere Arten mit höheren Stetigkeiten sind *Poa trivialis*, *Cerastium holosteoides*, *Poa pratensis*, *Festuca pratensis* und *Phleum pratense*.

Wenige Bereiche der Mineralböden der Duvenseebachniederung liegen bereits seit längerer Zeit brach. Folge der Nutzungsauffassung ist eine Ruderalisierung der Pflanzenbestände, die floristisch durch das verstärkte Auftreten von *Urtica dioica* und *Cirsium arvense* zum Ausdruck kommt.

In intensiver genutzten Mineralboden-Bereichen oder stark entwässerten Torfen in den Randbereichen der Niederung befinden sich Weidelgrasweiden (Cynosurion). Das dominante Auftreten von *Lolium perenne* mit mindestens 25 % Deckung ist hier das Kriterium für die floristische Abgrenzung zum Flutrasen (vgl. SCHRAUTZER 2004). Kennzeichnend für diesen Vegetationstyp sind weiterhin hohe Stetigkeiten von *Elymus repens*, *Poa annua* und *Plantago major*.

3.5 Klima

Nach der globalen Klimaklassifikation von KÖPPEN (1936) gehört Schleswig-Holstein dem Klimatyp „Cfb“ an. Diesem Typ entspricht ein gemäßigttes Buchenwaldklima im zonalen Westwindgürtel. Beständige Feuchte in allen Monaten, eine mittlere Temperatur des wärmsten Monats unter 22°C sowie Temperaturen von über 10°C in mindestens vier Monaten kennzeichnen dieses Klima.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich innerhalb dieser Zone in einem durch kontinentales Klima geprägten Keilbereich, der sich in nordwestlicher Richtung aus Mecklenburg nach Schleswig-Holstein hinein erstreckt. Dies hat Auswirkungen sowohl auf die Temperaturverhältnisse als auch auf die Niederschlagstätigkeit. Die Jahresdurchschnittstemperatur entspricht zwar mit ca. 8,2 °C dem landesweiten Mittel, der Keilbereich kontinentalen Einflusses zeichnet sich jedoch durch die höchsten Sommer- und niedrigsten Wintertemperaturen innerhalb Schleswig-Holsteins aus (JASCHKE 1989). Die mittlere tägliche Temperaturschwankung der Luft beträgt für den Kreis Herzogtum-Lauenburg im Winter 4,5°C, im Sommer ist sie mit mittleren 10°C mehr als doppelt so hoch wie der Landesdurchschnitt.

Der jährliche Niederschlag liegt mit durchschnittlich 774 mm (DWD-Station Nusse, langjähriges Mittel korrigierter Niederschläge nach RICHTER (1995), 1960-1990) geringfügig über dem schleswig-holsteinischen Mittel von 740 mm. Die jährliche Wasserbilanz ist mit einer potentiellen Verdunstungshöhe von 550 mm positiv (JASCHKE 1989).

Die höchsten Windstärken treten im Winter auf, während der Frühsommer am windschwächsten ist. Im Mittel beträgt die Windgeschwindigkeit 3,3 m s⁻¹ und ist damit etwa halb so hoch wie in den windexponierten Küstenregionen Schleswig-Holsteins (JASCHKE 1989). Neben den dem Köppenschen Klimatyp entsprechenden Westwinden sind auch Ostwinde im Untersuchungsgebiet bedeutend: Sie verstärken den kontinentalen Effekt des Klimakeiles aus Mecklenburg und erzeugen im Sommer die Trocken- und im Winter die Kälteperioden.

4 Material und Methoden

4.1 Messprogramm

4.1.1 Duvenseebach

Im Jahr 2003 wurden zwei automatische Messstationen installiert. Eine dieser Stationen befindet sich am Gebietseingang, d. h. dort, wo die Flächen von Hof Ritzerau in der nördlichen Niederung beginnen (Station „Input“), und die andere am Gebietsausgang der Niederung (Grenze der derzeit geplanten Vernässungsmaßnahmen; Station „Output“) (Abb. 4-2). Die Messstationen wurden mit der Fa. Ambio-tec (Inh. Dr. Schäfer) speziell für den Duvenseebach konzipiert und umgesetzt.

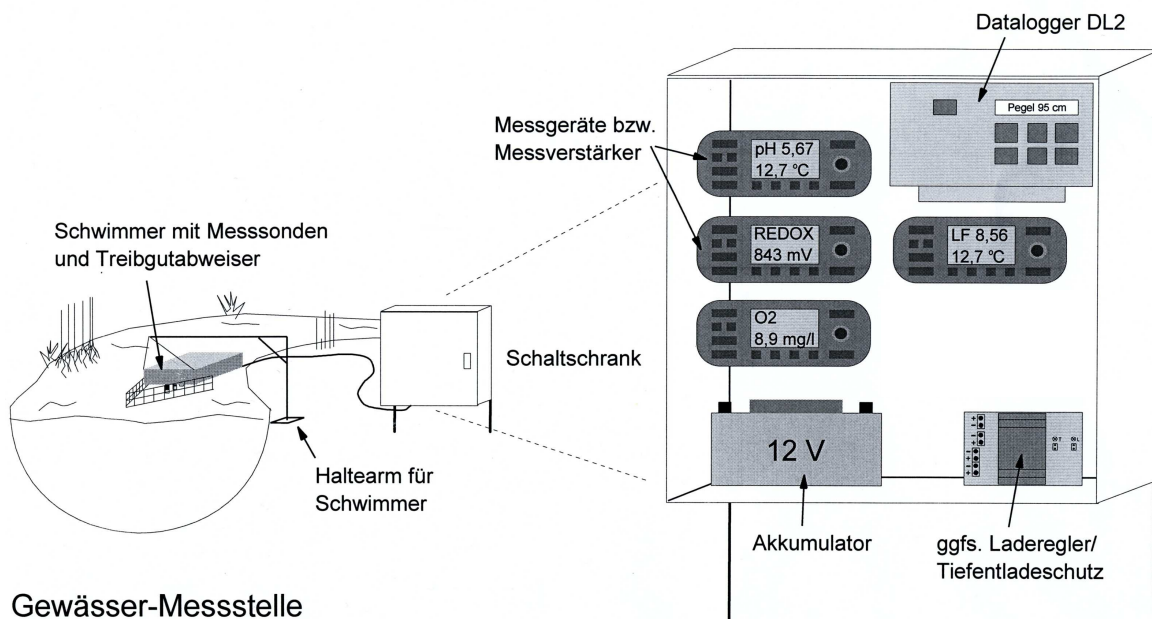
An beiden Stationen wurden stündlich integrierte Mittelwerte aus zehnmütigen Messungen des Wasserstandes, der Temperatur, der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes und der Sauerstoffkonzentration aufgezeichnet. Außerdem wurde jeweils eine Tagesmischprobe aus zweieinhalbstündig entnommenen Teilproben erzeugt.

In dieser Arbeit werden Messreihen vom 01.03.-31.10.2004 ausgewertet.

4.1.1.1 Komponenten der automatischen Messstationen

Die automatischen Messstationen (Abb. 4-1) bestehen aus folgenden Komponenten:

- Drucksonden zur Wasserstandsmessung
- Schwimmer im Gewässer, an dem Sonden zur Messung physiko-chemischer Parameter und eine Pumpe zur automatischen Probenahme angebracht sind (Eintauchtiefe der Sonden: ca. 10 cm)
- „Intelligente Sensoren“ der Fa. iRAS automation, bestehend aus Sensoren, Vorverstärkern und einer Einheit zur automatischen Temperaturkompensation
- Datenlogger DL2 der Fa. DELTA-T Devices
- Stromversorgungseinheit zum günstigen Betrieb der Stationen durch Bleigelakkus
- Probenahmesystem mit Pumpe, Spülsystem, Zeitsteuerung und Kühlungseinheit (Camping-Gas-Kühlschrank der Fa. Electrolux)



Gewässer-Messstelle

Abb. 4-1: Automatische Messstationen, a. Schwimmer an der Messstation „IN“; b. Holzschrank, in dem die Probenahmeeinheit mit Kühlung durch einen gasbetriebenen Kühlschranks und eine Zeitsteuerungseinheit untergebracht ist; c. Schema einer automatischen Messstation

4.1.1.2 Messungen der Wasserstände und Abflüsse

Die Wasserstandsmessung erfolgte an den beiden automatischen Messstationen jeweils über eine Drucksonde der Firma GE Druck in zehnminütigem Intervall. Aus den Messwerten wurden über die Logger-Konfiguration stündliche Mittelwerte gebildet.

Die Höhe der Sonden im Gewässer wurde eingemessen, als Bezugshöhen dienten hier die Vermessungen der Tal- und Gerinne-Quer- und Längsprofile durch das Landesvermessungsamt (interne Daten STUA Itzehoe im Vorwege der Wiedervernässungsmaßnahmen). Die ermittelten Wasserstände wurden zum Vergleich mit den Wasserständen der Niederung in Höhen ü. NN umgerechnet.

Zur Ermittlung der Abflüsse aus den gemessenen stündlichen Wasserständen wurde für die Stationen im Duvenseebach eine Pegelschlüsselkurve (im Folgenden auch als Wasserstands-Abfluss-Beziehung bezeichnet) erstellt.

Fließgeschwindigkeitsmessungen wurden an einem dem Wasserstand jeweils angepassten hoch aufgelösten Profil (20 x 20 cm-Raster) an mehreren Terminen mit unterschiedlichen Wasserständen und zu unterschiedlichen Jahreszeiten vorgenommen. Die Messungen erfolgten mit dem elektromagnetischen Strömungsmesser „FlowSens“ der Firma SEBA Hydrometrie. Um auch die Pegeltiefststände von 2003 bei der Ermittlung der Wasserstands-Abfluss-Beziehung zu berücksichtigen, wurde ein entsprechender Wert aus diesem Zeitraum einbezogen, der mithilfe eines Schwimmkörpers ermittelt wurde.

Die sich aus dem Gewässerprofil und den lotrechten Fließgeschwindigkeitsprofilen ergebenden Abflüsse wurden mit dem Programm FLUEGEL (BRECHT, unveröff.) berechnet, dem die Auswertung der Abflussmessungen nach CAESPERLEIN (1967) zugrunde liegt. Anschließend wurden die Werte gegeneinander aufgetragen und die jeweilige Wasserstands-Abfluss-Beziehung bestimmt.

4.1.1.3 Messungen physiko-chemischer Parameter

Über die Sonden am Schwimmer im Duvenseebach wurden Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffgehalt in zehnmütigen Intervallen gemessen (Tab. 4-1). Aus diesen zehnmütigen Messungen wurden über die Konfiguration des Loggers ebenso wie bei den Wasserständen stündliche Mittelwerte gebildet.

Tab. 4-1: Sensorsysteme der automatischen Messstationen (falls nicht anders angegeben, ist der Hersteller die Fa. iRAS automation)

Parameter	Einheit	Sensortyp	Messbereiche
Wassertemperatur	°C	NTC 10k	0-25°C
Elektrische Leitfähigkeit (LF)	$\mu\text{S cm}^{-1}$	IS 7420 mit LF-Sensor und Temperatursensor NTC 10k	0,00-20,00 mS, 0-50°C
pH-Wert	[-]	IS 7430 mit pH-Sensor der Fa. Schott mit Vorverstärker und Temperatursensor NTC 10k	0,00-14,00, 0-50°C
Gelöster Sauerstoff (DO)	mg l^{-1}	IS 7410 mit Sensor O_{xel} (Clark-Prinzip) und Temperatursensor NTC 10k	0-20 mg l^{-1} , 0-50 °C

Zur Messung dienten die „intelligenten Sensoren IS“ der Fa. iRAS automation. Ein intelligenter Sensor besteht aus einem Elektrodensystem (Elektrode, Referenzelektrode, Temperatursensor) sowie der sensorspezifischen Intelligenz zur Temperaturkompensation des Messwertes. Über einen Analogausgang wurden die Messwerte über einen Ausgabebereich von 4-20 mA an den Logger weitergegeben, der den Wert über die Loggerkonfiguration wieder in den eigentlichen Messwert umwandelte. Um die Genauigkeit des in den Logger übermittelten Signals zu gewährleisten, musste in regelmäßigen Abständen ein Spannungsabgleich zwischen Logger und IS-System vorgenommen werden. Die Kalibrierung erfolgte über zwei Punkte (Tab. 4-2) mit der Software iVM-IS 73XXX über eine Schnittstelle (RS 232) am jeweiligen Sensor. Die Daten wurden regelmäßig über eine Schnittstelle am Logger ausgelesen.

Tab. 4-2: Kalibrierpunkte für die LF-, pH- und DO-Sensorsysteme

Parameter	Einheit	Kalibrierpunkt 1	Kalibrierpunkt 2
El. Leitfähigkeit (LF)	mS cm ⁻¹	0	1,41
pH-Wert	[-]	4	10
Gel. Sauerstoff (DO)	%	0	102

Die Sauerstoffsättigung (DO_{sat}) wurde nach HUA (1990) wie folgt berechnet (Gl. 4-1):

$$(4-1) \quad DO_{sat} = \frac{1013 \times DO}{P_{atm} \times \exp\left(-17,015355 + 0,0226297 \times WT_{abs} + \frac{3689,38}{WT_{abs}}\right)} \times 100(\%)$$

Neben den Sauerstoffkonzentrationen in mg l⁻¹ (DO) dienten als Grundlage die jeweiligen gemessenen absoluten Wassertemperaturen in Kelvin (WT_{abs}) und der Luftdruck (P_{atm}). Für den Luftdruck wurde dabei der jeweilige Tagesmittelwert der DWD-Station Fuhlsbüttel eingesetzt (vgl. Kap. 4.2).

4.1.1.4 Automatische Entnahme von Wasserproben

An beiden Stationen wurden je ab 0.00 Uhr in zehn gleichmäßig über den Tag verteilten Intervallen (alle 2 h 24 min) je 10 ml Probe angesaugt, aus denen dann eine Tagesmischprobe erzeugt wurde. Jeder Teilprobenahme ging eine einminütige Spülung des Systems voraus, um Rückstände von vorherigen Probenahmen zu entfernen. Erst danach wurde automatisch das Ventil zum jeweiligen Probenahmegefäß (100 ml PE-Flasche) geöffnet.

Die Proben wurden bis zur wöchentlichen Abholung bei 4°C in einem Kühlsystem gelagert. Alle Proben wurden im Labor zügig weiter verarbeitet und analysiert (vgl. Kap. 4.1.4).

4.1.1.5 Datenqualitätskontrolle und Plausibilitätsprüfung

Das größte Problem beim Betrieb automatischer Messsysteme ist das sogenannte „Biofouling“ der dauerhaft eingesetzten Sonden (WAGNER et al. 2000). Auf den Sonden kann sich besonders in biologisch aktiven Phasen innerhalb weniger Tage ein dichter Aufwuchs oder Biofilm bilden, der die Membranen und Diaphragmen der Sonden verstopft. Nur eine regelmäßige Reinigung und Überprüfung der Sonden ermöglicht die Erhebung genauer Daten.

Die Wartung und Qualitätssicherung der Datengewinnung der physiko-chemischen Parameter bestand daher aus drei wichtigen Komponenten:

- der wöchentlichen Reinigung und Überprüfung der Sondengenauigkeit mit Prüflösungen
- der regelmäßigen Kalibrierung beim Einsatz neuer Sonden oder Sondenkappen, nach der Befüllung mit neuer Elektrolyt-Lösung und während des Betriebs immer dann, wenn durch die Überprüfung vor Ort oder an den vorhandenen Daten eine Drift oder andere Abweichungen festgestellt wurden
- der Regeneration der Sonde oder ihrem Ersatz bei nachlassender Genauigkeit (festzustellen an der Trägheit der Sonde bei Überprüfung und Kalibrierung vor Ort oder über die Driftkontrolle der Daten).

Auch zur Überprüfung der intelligenten Sensoren, des Datenloggers und der Stromversorgung wurde ein wöchentlicher Test durchgeführt. Dazu gehörte zunächst die Überprüfung der Umsetzung und Speicherung der Messwerte. Ergab sich aus der Abweichung der Spannung zwischen IS-System und Logger eine Differenz, musste diese über eine Justierung am Logger kompensiert und gegebenenfalls in der Korrektur der gespeicherten Daten berücksichtigt werden.

Alle Werte wurden nach dem Auslesen aus dem Logger nochmals auf ihre Genauigkeit und Plausibilität hin überprüft. Dazu wurde ebenfalls die Stromspannung aufgezeichnet und mit den Werten verglichen. Zunächst wurden die offensichtlich falschen Werte entfernt. Dabei handelte es sich um Messungen,

- zu denen die Stromversorgungsspannung zu gering war
- die während Wartung und Kalibrierung der Geräte gemessen wurden

- die außerhalb des durch die Kalibrierung vorgegebenen Wertebereiches lagen (wurden automatisch als „outside limits“ gekennzeichnet)
- die offensichtlich falsche Werte kurz vor Sondenausfall durch Defekte lieferten (z. B. durch den Aufprall von Treibgut)

Darüber hinaus wurden Werte, die vor einer Kalibrierung lagen, auf Sprünge oder Driften kontrolliert. Betrug die Abweichung zum korrekten Wert (nach der Kalibrierung) mehr als 10 %, so wurden die Werte bis zum offensichtlichen Beginn der Ungenauigkeit nach WAGNER et al. (2000) driftkorrigiert. Bei der Überprüfung der Wasserstände wurde ebenso verfahren.

4.1.2 Duvenseebachniederung

Die Erfassung der Wasserstände in der Niederung erfolgte seit November 2001 in Grundwasserröhren, die gleichmäßig in Längs- und Quer-Transekten über die Niederung verteilt wurden (Abb. 4-2). Es handelt sich um PVC-Röhren, die jeweils von der Geländeoberkante bis in einen Meter Tiefe installiert wurden und die in diesem Abschnitt geschlitzt sind. Ein Nylonstoff, der vor der Installation außen an den Röhren angebracht wurde, schützte vor Verstopfung der Zulauföffnungen. An den insgesamt 13 Grundwasserröhren wurde der Wasserstand vor den Wiedervernässungsmaßnahmen monatlich (Nov. 2001-April 2003), danach wöchentlich in vier Grundwasserröhren (Nr. 2, 7, 8, 9) mit einem Lichtlot gemessen. Als Bezugshöhe diente die Geländeoberfläche, um den Erfolg der Wiedervernässung und die Beweidbarkeit der Niedermoorflächen direkt abzuleiten. Die Höhe ü. NN wurde für alle Röhren aus dem Digitalen Höhenmodell und den Vermessungen, die das Landesvermessungsamt im Vorwege der Wiedervernässung durchgeführt hatte, bestimmt.

Neben den Grundwassermessstellen 2 im Süden und 7 im Norden wurde 2003 jeweils ein Piezometer mit einer Filtertiefe von 70-80 cm unter Flur installiert. Dort wurden monatlich Konzentrationen und physiko-chemische Parameter untersucht. Die Piezometer wurden einige Stunden vor der Probenahme ausgepumpt, um das Nachlaufen frischen Wassers zu gewährleisten.

Die Probenahme erfolgte gemäß DIN 38402 (DIN/DEV, Teil 11 und 15). Dabei wurden vor Ort die physiko-chemischen Parameter Temperatur [°C], elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$], pH-Wert [-], Redoxpotential [mV] und O_2 -Sättigung, bzw. -Konzentration [%], mit dem Gerät Multiline 340i der Firma WTW bestimmt.

Die Proben wurden in 50 ml-PE-Flaschen abgefüllt, gekühlt transportiert und gelagert und zügig im Labor des Ökologie-Zentrums weiter analysiert (Kap. 4.1.4).

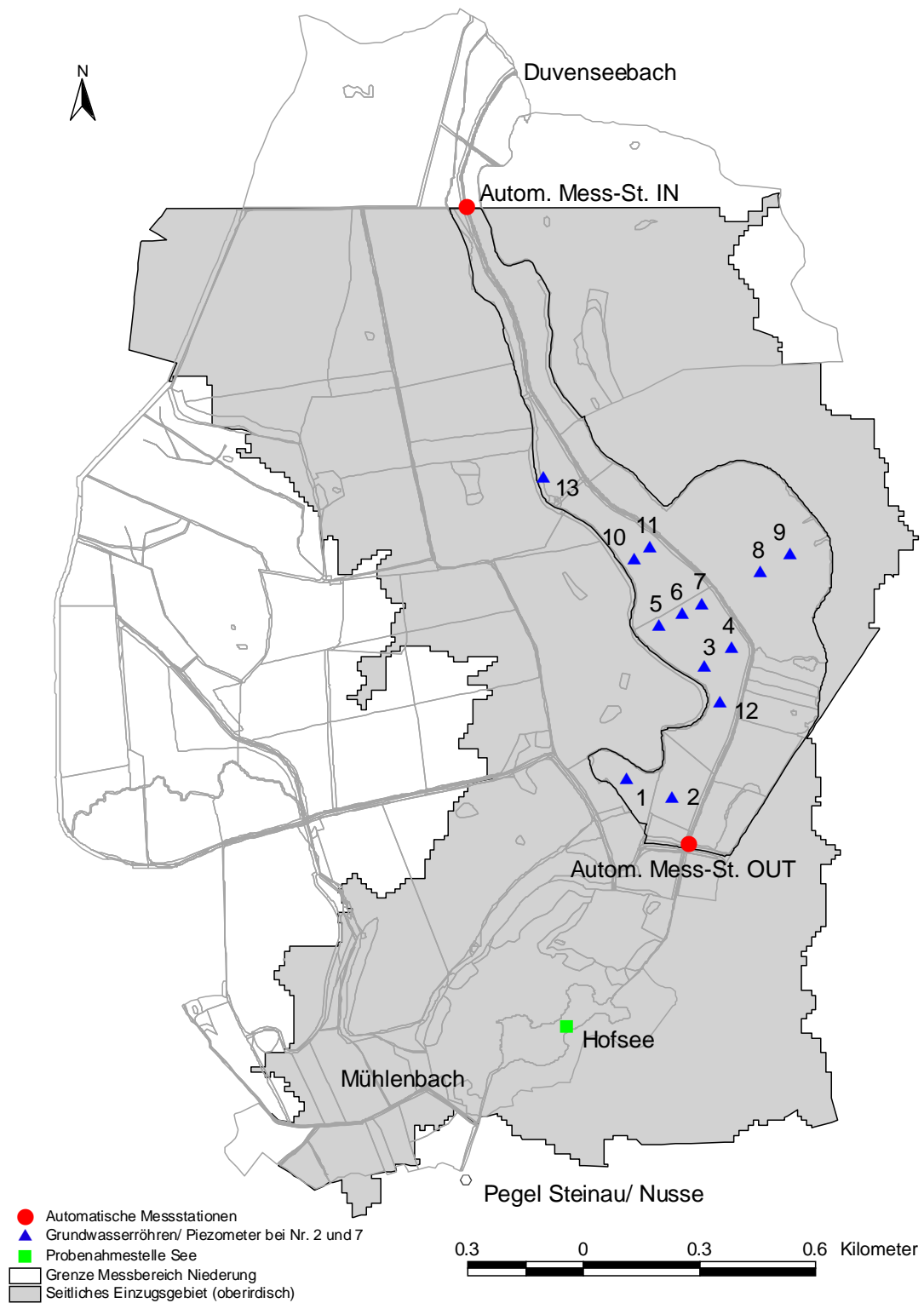


Abb. 4-2: Übersicht über die Messstellen in der Duvenseebachniederung und am Hofsee

4.1.3 Hofsee

Im Hofsee wurden seit November 2001 monatlich manuell Proben entnommen, um einen Überblick über die Auswirkungen unterschiedlicher Frachten und Retentionsleistungen im Duvenseebach und in der Niederung auf die Konzentrationen im See zu erhalten. Die Messstelle lag in der Mitte des Sees (Abb. 4-2) und konnte mit einem Boot erreicht werden. Auch hier erfolgte die Probenahme wie in Kap. 4.1.2 beschrieben nach DIN 38402.

4.1.4 Laboranalysen

Alle Proben zur Bestimmung der Gesamtgehalte von Nährstoffen wurden unfiltriert, alle anderen filtriert ($< 0,45 \mu\text{m}$) eingefroren. Vor der Messung wurden sie im Kühlschrank aufgetaut und dann innerhalb 48 Stunden gemessen.

An allen Proben wurden Calcium, Kalium, Eisen, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, gelöster reaktiver Phosphor (SRP, engl. Abkürzung für soluble reactive phosphorus), und Gesamtphosphat (TP) gemessen (Tab. 4-3). An den monatlichen Hofsee-Proben wurde zusätzlich Gesamtstickstoff (TN) bestimmt. Die Proben wurden so eingelagert, dass eine spätere Bestimmung anderer Inhaltsstoffe möglich ist.

Tab. 4-3: Methoden und Geräte zur quantitativen Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe

Inhaltsstoffe	Analysenmethode	Gerät
Fe, Ca, K	Atomadsorptions-Spektrometrie (AAS)	Atomic Adsorption Spectrometer 2100 der Fa. Perkin-Elmer
SRP, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$	Fließanalyse-Photometrie	Rapid Flow Analyzer (RFA) der Fa. ALPKEM
TP	(DIN) EN 1189: Aufschluss mit Kaliumperoxidisulfat, Photometrie	Photometer der Fa. Perkin Elmer
TN (nur Hofsee)	DIN 38409, Teil 27: Chemoluminiszenz, photometrische Detektion	DIMATEC Dima-N, DIMATOC 100

Die Kationen Calcium, Kalium und Eisen wurden am Atom-Adsorptions-Spektrometer (AAS) gemessen. Mittels Fließanalyse wurde am Rapid Flow Analyzer löslicher reaktiver Phosphor (SRP) photometrisch nach der Molybdän-Blau-Methode bestimmt. Gesamtphosphat (TP) wurde ebenfalls photometrisch nach Koch-Aufschluss des partikulären P aus der unfiltrierten Probe mit Kaliumperoxidisulfat und Anfärbung mit Molybdän-Blau gemäß (DIN) EN 1189 (HÜTTER 1994) analysiert. Als Differenz zwischen TP und SRP wurde eine Mischfraktion aus löslichem unreaktiven Phosphor (SUP, engl. soluble unreactive phosphorus) und partikulärem Phosphor (PP) ermittelt. Sie wird im Folgenden als „SUP/PP“ bezeichnet.

NO₃-N und NH₄-N wurden am Rapid Flow Analyzer durch Fließanalyse gemessen (ALPKEM 1989). Kohlenstoff-Bestimmungen (DOC) wurden nur an einzelnen Proben in den Laboren der LUFA, des Wasserlabors der Hygiene des Universitätsklinikums und beim Max-Panck-Institut in Plön vorgenommen.

Die Bestimmung des Gesamtstickstoffs in den Hofsee-Proben wurde gemäß DIN 38409, Teil 27 (HÜTTER 1994) mit dem DIMATEC-Stickstoffdetektor, einem Zusatzmodul des Systems DIMATOC 100, durchgeführt.

Für jeden Stoff wurden 6-Punkt-Kalibrierreihen angesetzt, über die die Konzentration bestimmt werden konnte. Zur Überprüfung der Gerätedrift während der Messung wurden nach jeweils zehn Proben ein Standard und eine Datenqualitätsprobe mit bekannter Konzentration gemessen. Die Datenqualitätsprobenwerte wurden einer Qualitätskontrolle unterzogen: Lagen sie außerhalb des Bereiches der doppelten Standardabweichung der bisher gemessenen Werte der Datenqualitätsprobe, wurde die betreffende Messreihe wiederholt.

Tab. 4-4: Bestimmungsgrenzen der Analyseverfahren

Parameter	Bestimmungsgrenze (mg l ⁻¹)	Angabe nn (mg l ⁻¹)
TP	0,005	0,0025
TN	0,522	0,261
NO ₃ -N	0,073	0,037
NH ₄ -N	0,128	0,064
PO ₄ -P	0,005	0,0025
K	0,179	0,090
Ca	0,166	0,083
Fe	0,019	0,010

Die Bestimmungsgrenzen sind verfahrens- und gerätetechnisch spezifische Werte. Sie werden in Tabelle 4-4 dargestellt. Zur Frachtenberechnung und für statistische Verfahren wurden Ergebnisse unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze eines Parameters mit dem halben Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt (LAWAKÜ 1992). Eine Gewichtung unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde nicht als sinnvoll erachtet.

4.2 Zusammenstellung und Korrektur externer Daten

Die Niederschlags- und Luftdruckdaten wurden vom Deutschen Wetter Dienst (DWD) zur Verfügung gestellt. Die täglichen Mittelwerte des Luftdrucks wurden den Aufzeichnungen der DWD-Station Fuhlsbüttel entnommen (Entfernung ca. 40 km).

Die Niederschlagsdaten werden vom DWD in Nusse in einer relativ kurzen Entfernung vom Untersuchungsgebiet (ca. 2 km) mit einem Hellmann-Messgerät erhoben. Da bei der

Bestimmung der Niederschlagsmenge mit dem Hellmann-Regenmesser die tatsächlichen Niederschläge durch Benetzungs- und Verdunstungsverluste bzw. Windfehler meist systematisch unterschätzt werden (RICHTER 1995), wurde eine Korrektur der Niederschlagsdaten vorgenommen. In die Korrektur werden normalerweise die Stationslage und die Niederschlagsart einbezogen (vgl. JELINEK 1998). Liegen keine Daten zur Niederschlagsart vor, werden die von RICHTER (1995) ermittelten mittleren monatlichen Niederschlagsmessfehler für unterschiedliche Stationslagen im Norddeutschen Tiefland herangezogen und die Tageswerte von den korrigierten Monatswerten durch lineare Regression zurückgerechnet. In Nusse handelt es sich um eine mäßig geschützte Stationslage. Die mittleren monatlichen Messfehler in dieser Stationslage sind in Tab. 4-5 aufgeführt.

Die korrigierte monatliche Niederschlagssumme N_{korMon} in mm wird in dem von Richter (1995) vorgeschlagenen Verfahren durch Gleichung (4-2) beschrieben.

$$N_{korMon} = P_{HMon} + \frac{P_{HMon}}{100} \cdot P_{FMon} \quad (4-2)$$

Dabei bedeuten:

P_{HMon} = Monatssumme der Hellmann-Messwerte (mm)

P_{FMon} = Messfehler nach Tab. 4-5 (%)

Tab. 4-5: Mittlerer Jahresgang des prozentualen monatlichen Niederschlagsmessfehlers P_{FMon} im Norddeutschen Tiefland für mäßig geschützte Stationslagen (RICHTER 1995)

Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
13,4	13,7	12,6	1,6	9,8	8,4	8,5	8,4	9,1	9,7	10,6	11,6

Die am Landespegel Steinau/ Nusse ermittelten Abflüsse wurden durch das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) zur Verfügung gestellt. Der Pegel befindet sich in der Steinau, ca. 150 m hinter dem Zusammenfluss von Mühlenbach und Hofsee-Ablauf (Abb. 4-1).

4.3 Datenauswertung

4.3.1 Frachten und Retentionsbilanzen

Für jeden Tag d des Untersuchungszeitraumes wurden Frachten und Massenbilanzen berechnet. Für die Bilanzierung wurde von folgenden, aus den Gebietscharakteristika abgeleiteten Annahmen ausgegangen:

- Das Bachquerprofil hat vereinfacht die Form eines Trapezes.
- Die Bachsohle liegt auf dem Niveau der Mudden der Niederung.
- Bach und Niederung sind vertikal weitgehend durch Muddeunterlagerung abgedichtet.
- Es findet damit hauptsächlich ein lateraler Austausch zwischen Bach und Niederung statt. Durch die Aufhebung der Binnenentwässerung im Frühjahr 2003 erfolgt der Austausch zwischen der Niederung und dem Bach über Grundwasseraustausch, Uferfiltration und Überflutung.
- Als Austräge gelten allein die Austräge an der Gewässermessstelle OUT, da Verluste auf der Zwischenstrecke durch Denitrifikation zur Retention gezählt werden.
- Bei der Berechnung täglicher Bilanzen ist der Eintrag über die Atmosphäre bei einer Fläche von etwa 0,4 ha des Bachabschnittes vernachlässigbar klein. Dieser Eintragspfad wurde daher nicht berücksichtigt.

Frachten F wurden als Produkt aus Konzentration C und Abfluss Q berechnet. Bei den Konzentrationen handelt es sich um Tagesmittelwerte, denn es wurden die Analysen von Tagesmischproben zugrunde gelegt. Daher wurden ebenfalls Tagesmittelwerte des Abflusses und nicht die Tagessumme der stündlich gemessenen Werte zur Berechnung der Tagesfrachten gewählt. Die vollständige Formel zur Berechnung der Frachten an den Stationen IN und OUT lautet (Gl. 4-3):

$$F_{i,d} = \bar{C}_{i,d} \cdot \bar{Q}_{i,d} \cdot 86,4 \quad (4-3)$$

mit

$F_{i,d}$ = tägliche Fracht an Messstelle i (IN oder OUT) [kg d⁻¹]

$\bar{C}_{i,d}$ = Konzentration der Tagesmischprobe an der Messstelle i (IN oder OUT) [mg l⁻¹]

$\bar{Q}_{i,d}$ = täglicher mittlerer Tagesabfluss an der Messstelle i (IN oder OUT) [m³ s⁻¹]

Da das Ergebnis auf 24 Stunden hochgerechnet wurde, ergab sich der Umrechnungsfaktor 86,4. Die Herleitung obiger Formel bzw. der Einheit des Umrechnungsfaktors lautet:

$$\left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right] = \left[\frac{\text{mg} \cdot \text{m}^3}{\text{l} \cdot \text{s}} \right] = \left[\frac{\frac{1}{1000000} \text{Kg} \cdot 1000\text{l}}{1\text{l} \cdot \frac{1}{24 \cdot 3600} \text{d}} \right] = \left[\frac{\text{Kg}}{\text{d}} \right] \cdot \left[\frac{24 \cdot 3600}{1000} \right] = \left[\frac{\text{Kg}}{\text{d}} \right] \cdot 86,4$$

Die erste Messstelle im Bach am Gebietseingang ist die Station IN, die dortigen Frachten werden daher im Folgenden als F_{in} bezeichnet. F_{out} sind dementsprechend die Frachten an der zweiten Messstelle im Bach am Gebietsausgang, der Station OUT.

Erfolgt kein Wasser-Zustrom aus der Niederung, so bildet die Differenz der täglichen Eintragsfrachten $F_{in,d}$ und der täglichen Austragsfrachten $F_{out,d}$ die tägliche absolute Retention $R_{abs,d}$ im betrachteten Fließgewässerabschnitt (Gl. 4-4):

$$R_{abs,d} = F_{in,d} - F_{out,d} \quad (4-4)$$

mit

$R_{abs,d}$ = tägliche absolute Retention ohne Grundwasserzuflüsse [kg d^{-1}]

$F_{in,d}$ = tägliche Fracht an der Station IN [kg d^{-1}]

$F_{out,d}$ = tägliche Fracht an der Station OUT [kg d^{-1}]

Treten Grundwasserzuflüsse auf der Zwischen-Fließstrecke auf, so werden diese gemeinsam mit den Einträgen über das Oberflächengewässer F_{in} als Summe berücksichtigt. Gleichung 4-4 wird dann folgendermaßen erweitert (Gl. 4-5):

$$RG_{abs,d} = F_{in,d} + F_{gw,d} - F_{out,d} \quad (4-5)$$

mit

$RG_{abs,d}$ = tägliche absolute Retention mit Berücksichtigung von Grundwasserzuflüssen [kg d^{-1}]

$F_{in,d}$ = tägliche Fracht an der Station IN [kg d^{-1}]

$F_{gw,d}$ = tägliche Fracht über das Grundwasser [kg d^{-1}]

$F_{out,d}$ = tägliche Fracht an der Station OUT [kg d^{-1}]

Die Fracht über das Grundwasser wird durch Multiplikation der Konzentration der Bodenlösung in der Niederung (in 80 cm Tiefe) und dem Volumen des Grundwasserzuflusses berechnet (Gl. 4-6):

$$F_{gw,d} = C_{gw,d} \cdot \Delta Q_d \cdot 86,4 \quad (4-6)$$

mit

$F_{gw,d}$ = tägliche Fracht über das Grundwasser [kg d⁻¹]

$C_{gw,d}$ = tägliche Stoff-Konzentration im Grundwasser [mg l⁻¹]

ΔQ_d = tägliche Abflussdifferenz zwischen den Stationen IN und OUT [m³ s⁻¹]

Das Volumen der Grundwasserzuflüsse wird aus der Abflussdifferenz der Oberflächenabflüsse im Bach an der Station IN und der Station OUT berechnet (vgl. GELBRECHT et al. 2005). Dabei tritt ein Zufluss nur dann auf, wenn die Abflussdifferenz (Gl. 4-7) negativ ist. Die Gültigkeit von Gleichung 4-6 ist damit auf diesen Fall beschränkt.

$$\Delta Q_d = \bar{Q}_{in,d} - \bar{Q}_{out,d} \quad (4-7)$$

mit

ΔQ_d = tägliche Abflussdifferenz zwischen den Stationen IN und OUT [m³ s⁻¹]

$\bar{Q}_{in,d}$ = mittlerer Tagesabfluss an der Messstelle IN [m³ s⁻¹]

$\bar{Q}_{out,d}$ = mittlerer Tagesabfluss an der Messstelle OUT [m³ s⁻¹]

Da die Grundwasserkonzentrationen nur in monatlichen Abständen vorlagen, wurden die Messreihen durch Interpolation täglicher Konzentrationen nach Gleichung (4-8) (ALEWELL et al. 2004) ergänzt:

$$C_{interpoliert} = c_t + (d_i - d_t) \cdot \frac{c_{t+1} - c_t}{d_{t+1} - d_t} \quad (4-8)$$

mit

$C_{interpoliert}$ = interpolierte Konzentration [mg l⁻¹]

c = Konzentration [mg l⁻¹]

d = Tag, wobei gilt $d_t \leq d_i \leq d_{t+1}$

t = Tag der Probenahme

i = Index aller Tage des Betrachtungszeitraumes

Die jeweilige Tageskonzentration der interpolierten Zeitreihe wurde dann als tägliche Konzentration $C_{gw,d}$ in Gleichung 4-6 eingesetzt.

Meist wird die Retention nicht absolut, sondern als prozentualer Anteil an den Einträgen angegeben. Dieser Wert wird auch als relative Retention R_{rel} bezeichnet und stellt den eigentlichen Retentionskoeffizienten dar. Im vorliegenden Fall berechnet sich die relative Retention damit als Anteil der absoluten Retention an den gesamten Einträgen. In dieser

Form wurde die Retention bereits in Kapitel 2.1 (Gl. 2-1) definiert. Unter Berücksichtigung der Gleichungen 4-3, 4-4 bzw. 4-5, 4-6 und 4-7 erhält man Gleichung 4-9:

$$R_{rel,d} = \frac{R_{abs,d}}{F_{in,d}} \cdot 100 \quad (4-9)$$

mit

$R_{rel,d}$ = tägliche relative Retention [%]

$R_{abs,d}$ = tägliche absolute Retention mit oder ohne Grundwasserzufluss (Gl. 4-4, 4-5)
[kg d⁻¹]

$F_{in,d}$ = tägliche Fracht an der Station IN [kg d⁻¹]

Durch die Verwendung von Tagesmischproben wurde die zeitliche Verschiebung durch die fließende Welle zwischen der IN- und der OUT-Station nicht in der Bilanzierung berücksichtigt. Aufgrund der mittleren Fließgeschwindigkeiten von 0,3 m s⁻¹ bei einer Fließstrecke von 1,95 km, die einer Verweilzeit von knapp zwei Stunden entsprechen, wurde davon ausgegangen, dass diese Zeitverschiebung in der Bilanzierung eine untergeordnete Rolle spielt.

Die Retention wurde zur Vergleichbarkeit mit Werten aus der Literatur auch in flächenbezogene Retentionsraten umgerechnet. Die flächenbezogene Retention $R_{A_{ow}}$ gibt die Retention pro ha Gewässeroberfläche an (vgl. KRONVANG et al. 2004) (Gl. 4-10).

$$R_{A_{ow},d} = \frac{R_{abs,d}}{A_{ow}} \quad (4-10)$$

$R_{A_{ow},d}$ = flächenspezifische tägliche Retention, bezogen auf die Wasseroberfläche A_{ow}
[kg ha⁻¹ d⁻¹]

$R_{abs,d}$ = tägliche absolute Retention mit oder ohne Grundwasserzufluss (Gl. 4-4, 4-5)
[kg d⁻¹]

A_{ow} = Wasseroberfläche des Duvenseebaches [ha]

Die Wasseroberfläche wird nach einem statischen Ansatz aus dem Thalweg L (= 1950 m) und der mittleren Breite (= 2 m) des untersuchten Fließgewässerabschnittes berechnet und beträgt daher konstant 0,4 ha.

Dieser Ansatz berücksichtigt keine Überflutung der Niederungsflächen, da deren Ausdehnung wegen der Geländetopographie nur schwer zu schätzen ist. Bei

Überflutungsphasen der Niederung wurde jedoch zusätzlich zur Bachfläche die Fläche der Niederung (52 ha) addiert. Diese Summe wurde statt A_{OW} in Gleichung (4-10) eingesetzt.

Da das Hyporheal eine wichtige Rolle für die Nährstoffretention spielt, beispielsweise hinsichtlich Denitrifikationsprozessen, wurde zusätzlich ein dynamischer Ansatz zur Berechnung der benetzten Gerinnefläche A_{OG} entwickelt. Während L im vorliegenden Fall für alle Gleichungen konstant bleibt, ändert sich die Fläche des benetzten Gerinnes A_{OG} mit den Schwankungen des Wasserstandes. Es gilt (Gl. 4-11):

$$A_{OG} = l_n \cdot L \quad (4-11)$$

mit

A_{OG} = benetzte Gerinneoberfläche [m²]

l_n = benetzter Umfang [m]

L = Thalweg [m]

Unter Annahme des Trapezprofils stellt der benetzte Umfang dabei denjenigen Umfang dar, den die Breite der Sohle b und die Länge beider benetzter Uferabschnitte bei einer bestimmten Wasserhöhe W bilden (ZILCH et al. 2002) (Gl. 4-12):

$$l_n = b \times 2\bar{W} \cdot \sqrt{1 + \bar{m}^2} \quad (Gl. 4-12)$$

mit

l_n = benetzter Umfang [m]

b = Sohlbreite [m]

\bar{W} = mittlere tägliche Wasserhöhe [m]

\bar{m} = mittlerer Böschungsneigungswert

Die Werte für b und \bar{m} wurden auf der Grundlage von Profilvermessungen an beiden Stationen berechnet (IN und OUT) und sind in Tabelle 4-6 gegeben.

Tab. 4-6: Profilwerte zur Berechnung der mittleren Böschungsneigung jeweils am östlichen und am westlichen Ufer an den Stationen IN und OUT

Station	b [in m]	m_{west}	m_{ost}	\bar{m}
IN	2,90	0,85	0,78	0,815
OUT	1,60	0,49	0,55	0,52

4.3.2 Verweilzeit

Die Verweilzeit τ des Wassers im Bachabschnitt wurde als Quotient aus dem Volumen V des Wassers im Bachabschnitt und dem Abfluss Q berechnet (Gl. 4-13):

$$\tau = \frac{V}{\overline{Q}_{IN,OUT}} \quad (4-13)$$

mit

τ = mittlere tägliche Verweilzeit des Wassers im Bachabschnitt [h]

V = mittleres tägliches Volumen des Wassers im Bachabschnitt [m³]

$\overline{Q}_{IN,OUT}$ = Mittelwert des täglichen Abflusses der Stationen IN und OUT [m³ h⁻¹]

Das mittlere tägliche Volumen V des Wassers im Bachabschnitt wird dabei aus dem mittleren Flächenquerschnitt der durchströmten Profile an den Stationen IN und OUT berechnet (Gl. 4-15).

$$V = \overline{A}_{quer} \cdot L \quad (4-14)$$

mit

V = mittleres tägliches Volumen des Wassers im Bachabschnitt [m³]

\overline{A}_{quer} = mittlerer täglicher Querschnitt der durchströmten Profile der Stationen IN und OUT [m²]

L = Länge des Fließgewässerabschnittes [m], in diesem Fall immer 1950 m

Dabei wurde \overline{A}_{quer} als Mittelwert der mittleren täglichen Querschnittsflächen der Profile von IN und OUT gebildet. Die Querschnittsfläche des jeweiligen Profils bei unterschiedlichen Wasserständen wurde aus den Messungen zur Erstellung der Wasserstands-Abflussbeziehung berechnet (Kap. 4.1.4). Die empirischen Formeln für IN (Gl. 4-15) und OUT (Gl. 4-16) lauten (Abb. 4-2):

$$A_{quer\ IN} = 2,1534 \cdot Q_{IN} + 0,1789 \quad (4-15)$$

$$A_{quer\ OUT} = 2,566 \cdot Q_{OUT}^{0,3865} \quad (4-16)$$

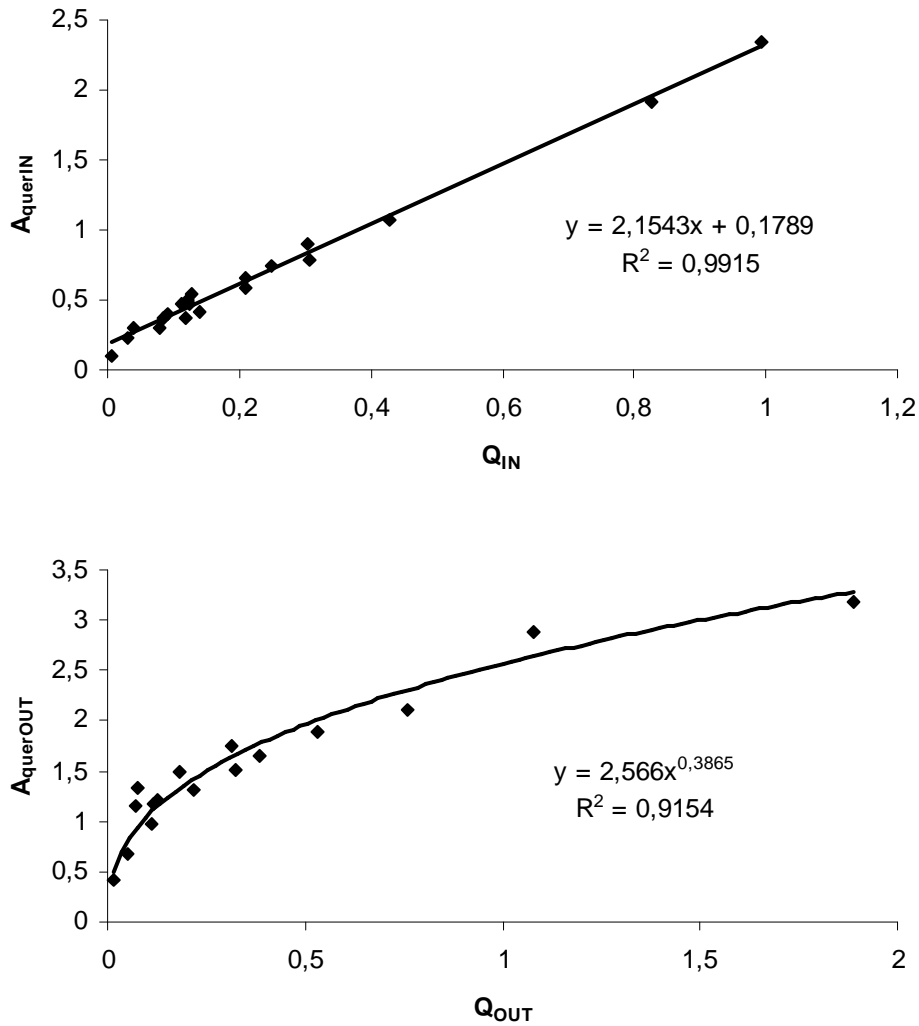


Abb. 4-3: Querschnittsfläche des Profils von IN (obere Abbildung) und OUT (untere Abbildung) als Funktion des jeweiligen Abflusses Q

4.3.3 Sauerstoffzehrung

Für jeden Tag d wurde die Sauerstoffzehrung auf der Fließstrecke zwischen Station IN und OUT geschätzt. Die Sauerstoffzehrung DO_{Zehrung} wurde dabei als Glied der Sauerstoffbilanz des Bachabschnittes unter Berücksichtigung der Reaerationsrate R_{DO} und der Vermischung mit anoxischem Grundwasser berechnet (Gl. 4-17).

$$DO_{\text{Zehrung},d} = F_{DO_OUT,d} - F_{DO_IN,d} - R_{DO} \quad (4-17)$$

mit

- $DO_{Zehrung,d}$ = tägliche Sauerstoffzehrung [kg d⁻¹]
 $F_{DO_OUT,d}$ = Sauerstofffracht an der Station OUT [kg d⁻¹]
 $F_{DO_IN,d}$ = Sauerstoffeintrag mit Vermischung mit Grundwasser [kg d⁻¹]
 R_{DO} = Reaeration auf der Fließstrecke [kg d⁻¹]

Negative Werte zeigen eine Zehrung, positive eine Nettoproduktion von Sauerstoff auf der Fließstrecke an.

Die Sauerstofffracht an der Station OUT F_{DO_OUT} wird wie die übrigen Stofffrachten nach Gl. 4-3 (Kap. 4.3.1) berechnet, wobei die mittlere tägliche DO-Konzentration statt der Stoffkonzentration der Tagesmischprobe verwendet wird. Bei der Eintragsfracht ist die Vermischung mit zuströmendem anoxischen Grundwasser zu berücksichtigen. Es wurde davon ausgegangen, dass zuströmendes Grundwasser eine konstante DO-Konzentration von 0 mg l⁻¹ hat. Somit kann die Vermischung allein über die Verdünnung des Grundwasserzustroms berechnet werden. Der Grundwasserzustrom ergibt sich aus der Abflussdifferenz (Gl. 4-7, Kap. 4.3.1). Ist der Wert negativ, strömt also Wasser aus der Niederung in den Bach, lautet die Formel zur Berechnung der verdünnten Konzentration (Gl. 4-18):

$$C_{DO_vermischt,d} = C_{IN,d} \cdot \frac{Q_{IN,d}}{Q_{IN,d} + (\Delta Q_d \cdot (-1))} \quad (4-18)$$

mit

- $C_{DO_vermischt,d}$ = mittlere tägliche verdünnte DO-Konzentration [mg l⁻¹]
 $C_{DO_IN,d}$ = mittlere tägliche DO-Konzentration an der Station IN [mg l⁻¹]
 $Q_{IN,d}$ = mittlerer täglicher Abfluss an der Station IN [m³ s⁻¹]
 ΔQ_d = Differenz der mittleren täglichen Abflüsse von IN und OUT [m³ s⁻¹]

Die Reaeration wird nach CHAPRA (2003) aus dem Sauerstoffdefizit des Wassers und dem Reaerationskoeffizienten geschätzt (Gl. 4-19).

$$R_{DO} = k_a(T) \cdot (C_{DO_sat} - C_{DO,d}) \quad (4-19)$$

mit

- R_{DO} = Reaeration auf der Fließstrecke [kg d⁻¹]
 $k_a(T)$ = temperaturabhängiger DO-Reaerations-Koeffizient [d⁻¹]
 C_{DO_sat} = Sättigungskonzentration des Sauerstoffs bei bestimmter Temperatur und bestimmtem Luftdruck [mg l⁻¹]
 $C_{DO,d}$ = mittlere DO-Tageskonzentration [mg l⁻¹]

Der Reaerationskoeffizient wird dabei nach dem Schema von COVAR (1976) berechnet:

- Benutzung der Owens-Gibbs-Formel (Gl. 4-20), wenn $h < 0,61$ m
- Benutzung der O'Connor-Dobbins-Formel (Gl. 4-21), wenn $h > 0,61$ und $h > 3,45v^{2,5}$
- Benutzung der Churchill-Formel (Gl. 4-22) in allen anderen Fällen.

$$k_a(20) = 5,32 \frac{v^{0,67}}{h^{1,85}} \quad (4-20)$$

$$k_a(20) = 3,93 \frac{v^{0,5}}{h^{1,5}} \quad (4-21)$$

$$k_a(20) = 5,026 \frac{v}{h^{1,67}} \quad (4-22)$$

mit

h = Wasserstand in Höhe über der Bachsohle [m]

v = Fließgeschwindigkeit [m s^{-1}]

4.3.4 Überprüfung des Informationsverlustes durch unterschiedliche Probenahme-Intervalle

Je nach Messintervall und damit Datendichte werden in Monitoring-Programmen unterschiedliche Verfahren eingesetzt, um Frachten zu berechnen. Sowohl die Eigenschaften der existierenden Datengrundlage (Messintervall, Messgenauigkeit) als auch die Berechnungsverfahren können dazu führen, dass reale Frachten unter- oder überschätzt werden. Als Folge kann sich der Fehler in der Retentionsbilanzierung fortpflanzen oder in günstigen Fällen auch aufheben.

Die tägliche Auflösung der vorliegenden Daten bietet die Möglichkeit, die Genauigkeit unterschiedlicher Frachtenberechnungsverfahren und geringer aufgelöster Probenahmeintervalle sowie ihrer Auswirkungen auf Retentionsbilanzen zu überprüfen. Dazu wurde aus dem vorliegenden Datensatz täglicher Messungen ein neuer Datensatz zweiwöchentlicher Intervalle erzeugt, indem im Zeitraum vom 01.04.04 bis zum 31.10.04 die SRP- und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen jeweils eines Tages in einem zweiwöchigen Intervall ausgewählt wurden. Die Auswahl des Anfangstages am 01.04.04 ist damit ähnlich willkürlich wie die Wahl des ersten Tages, an dem ein Monitoringprogramm startet.

Liegen für einen Zeitabschnitt nur einzelne Abflussmessungen und Konzentrationen vor, so werden diese meist gemittelt, multipliziert und dann unter der Annahme, ein in etwa repräsentatives Ergebnis erhalten zu haben, auf das entsprechende Zeitintervall hochgerechnet (Gl. 4-23). Auf diese Weise werden beispielsweise an einigen Fließgewässern Frachtenberechnungen im Rahmen des Messprogramms des Landes

Schleswig-Holstein durchgeführt (frdl. mündl. Mitteilung P. MÖLLER, LANU). Diese Methode wird im Folgenden daher auch als „LANU-Methode“ bezeichnet.

$$F_i = \bar{Q}_s \cdot \bar{C}_s \cdot d_i \cdot 86,4 \quad (4-23)$$

mit

F_i = Fracht für den Zeitraum i

\bar{Q}_s = mittlerer Abfluss der Messtage s [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

\bar{C}_s = mittlere Konzentration der Probenahmetage s [mg l^{-1}]

d_i = Tage d des Zeitraumes i

Liegen tägliche Informationen zu Durchflüssen vor, Konzentrationen jedoch nur in größeren zeitlichen Intervallen, so besteht die Möglichkeit, Integrations- oder Regressionsmethoden anzuwenden, um die dazwischenliegenden Konzentrationen zu ermitteln und die tägliche Datenreihe aufzufüllen. Regressionsmethoden setzen eine Beziehung der Konzentrationen mit dem Abfluss voraus und wurden hier daher nicht verwendet.

Bei der Integrationsmethode werden fehlende tägliche Konzentrationen durch Interpolation zwischen den vorliegenden Daten ergänzt. Interpolationsverfahren sollten nur dann eingesetzt werden, wenn das Probenahmeintervall nicht zu groß ist. Die lineare Interpolation der Konzentrationen für Tage zwischen zwei Probenahmen mit einem maximalen monatlichen Abstand wird beispielsweise durch KRONVANG et al. (2003) zur Berechnung der Frachten mit täglich vorliegenden Abflussmessungen empfohlen. Sie gilt derzeit als geeignete Methode zur vergleichenden Frachtenberechnung europäischer Fließgewässer im Projekt EUROHARP (KRONVANG et al. 2003).

In der vorliegenden Arbeit wurden die täglichen Konzentrationen zwischen den zweiwöchentlich ausgewählten Daten durch lineare Interpolation nach Gleichung 4-8 berechnet (vgl. Kap. 4.3.1). Der jeweils interpolierte Wert der Konzentration $C_{\text{interpoliert}}$ wird dann in Gleichung 4-3 eingesetzt, um die tägliche Fracht zu berechnen.

Ein drittes Verfahren ist die Gewichtung der Frachten aus einzelnen Messungen der Konzentration mit der Gesamtsumme der Abflüsse des Zeitraumes, für den die Fracht berechnet werden soll. Dieses Verfahren wurde beispielsweise zur Berechnung von abflussgewichteten Konzentrationen und Frachten in den Bächen des Hubbard Brook Experimental Forest angewendet (LIKENS et al. 1977). Hier wurde die abflussgewichtete Fracht nach Gleichung 4-24 berechnet:

$$F_i = \frac{\bar{Q}_s \cdot \bar{C}_s \cdot 86,4 \cdot \sum Q_{di}}{\bar{Q}_s} \quad (4-24)$$

mit

F_i = Fracht für den Zeitraum i

\bar{Q}_s = mittlerer Abfluss der Messtage s [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

\bar{C}_s = mittlere Konzentration der Probenahmetage s [mg l^{-1}]

d_i = Tage d des Zeitraumes i

Die in dieser Arbeit vorliegenden täglichen Messungen wurden als fehlerfreie Referenzzeitreihe angenommen und die aus den Tageskonzentrationen und Tagesabflüssen berechneten Frachten wurden gleich 100 % gesetzt. Davon ausgehend wurden die prozentualen Abweichungen der mit den verschiedenen Verfahren ermittelten Frachten und der Retention berechnet.

Zur Berechnung der in den Kapiteln 4.3.1 bis 4.3.3 beschriebenen Formeln wurde ein Arbeitsblatt mit dem Tabellenkalkulationsprogramm MS EXCEL entworfen.

4.3.5 Statistische Auswertungen

4.3.5.1 Deskriptive Statistik, Verteilungen und Testverfahren

Mit Hilfe von deskriptiv statistischen Verfahren wurden die vorhandenen Datenmengen zunächst überschaubar dargestellt. Dazu wurden die charakteristischen Maßzahlen Mittelwert (arithmetisches Mittel), Median, Minimum, Maximum, Perzentile (10, 90) und Standardabweichung ermittelt.

Zur Überprüfung der Normalverteilung des ausgewählten Datenmaterials wurde der Kolmogorov-Smirnov-Test mit Erweiterung von Lilliefors (HARTUNG 1993) durchgeführt. Dieser Test besitzt auch bei Stichproben mit einer geringen Zahl an Beobachtungen eine gute Teststärke. Bei signifikanter D -max-Statistik ($p < 0,05$) wurde die Hypothese einer vorliegenden Normalverteilung abgelehnt.

Wegen größtenteils vorliegender Nicht-Normalverteilung wurden ungepaarte Stichproben mit dem Mann-Whitney-U-Test, gepaarte Stichproben mit dem Wilcoxon-Test (KÖHLER et al. 2002) verglichen. Bei signifikanter U- oder W-Statistik ($p < 0,05$) wurde die Nullhypothese abgelehnt.

Alle genannten statistischen Analysen sowie die Untersuchung von Autokorrelationen in den Konzentrations-Zeitreihen wurden mit dem Programmpaket STATISTICA 6.0 durchgeführt.

4.3.5.2 Clusteranalyse

Die im Duvenseebach gewonnenen großen Datenmengen bieten sich für die Auswertung mit multivariaten statistischen Methoden an. Zur Ermittlung einzelner Retentionsphasen, der Wechselwirkungen zwischen entscheidenden Prozessen und Variablen und der zeitlichen Abfolge unterschiedlicher Retentionsphasen im Duvenseebach unter Einbeziehung möglichst vieler Variablen wurde die Clusteranalyse eingesetzt.

Die Vorteile der Clusteranalyse gegenüber der Zeitreihenanalyse liegen in der Robustheit dieses Verfahrens im Umgang mit Datenlücken sowie in der Möglichkeit, auch kurze Zeiträume untersuchen und gleichzeitig mehrere Parameter berücksichtigen zu können.

Zunächst wurde eine Korrelationsmatrix berechnet. Da die meisten Variablen nicht normalverteilt waren (Tab. 2 im Anhang C), wurde dazu eine Spearman-Rangkorrelationsanalyse verwendet (SPEARMAN 1904).

Zur Vermeidung übermäßig starker interner Gewichtung wurden straff korrelierende Variablen für die weitere multivariate Analyse reduziert (ZÖLITZ-MÖLLER & KLEIN 1994). Darüber hinaus wurden die Daten wegen ihrer nicht vorliegenden Normalverteilung in STATISTICA transformiert. Wegen unterschiedlicher Einheiten der in die Analyse eingehenden Werte wurde die Standardisierung als Transformationsverfahren gewählt. Dadurch wird erreicht, dass alle Variablen einen Mittelwert von Null und eine Varianz von Eins besitzen. Der standardisierte Wert von Merkmal j bei Objekt k (z_{kj}) wird nach Gleichung 4-21 berechnet.

$$z_{kj} = \frac{x_{kj} - \bar{x}_j}{s_j} \quad (4-21)$$

Dabei bedeuten:

x_{kj} = Ausprägung von Merkmal j bei Objekt k

\bar{x}_j = arithmetisches Mittel von Merkmal j

s_j = Standardabweichung von Merkmal j

Für die Klassifikation ökologischer Daten hat sich das am Ökologie-Zentrum der CAU-Kiel entwickelte Fuzzy-Clustering-System ECO-FUCS bewährt (SALSKI & HOLSTEN 2006). Die zugrunde liegende Fuzzy-Theorie erlaubt - anders als die allgemeine Mengenlehre - eine nicht eindeutige Zuordnung eines Elementes x zu einer Menge M . Die Zugehörigkeit eines Elementes x zu einer Menge M wird über eine Zugehörigkeitsfunktion mit einem Wertebereich $[0,1]$ definiert. In dieser unscharfen Zuordnung liegt der große Vorteil der Anwendung der Fuzzy-Theorie im Umgang mit komplexen Datenmengen natürlicher Systeme, für die eine exakte Zuordnung zu einer Menge einen enormen Informationsverlust darstellen kann (SALSKI & HOLSTEN 2006).

Das Fuzzy-Clustering-System ECO-FUCS basiert formal auf einem Fuzzy-c-Means-Algorithmus, der eine fuzzytheoretische Erweiterung des scharfen c-(oder k-)Means-Algorithmus darstellt. Als Klassifizierungskriterium liegt diesem Algorithmus die Minimierung des Funktionals der Fehlerquadratsumme $J_f(c, m)$ (Gl. 4-22) zugrunde:

$$J_f(c, m) = \sum_{i=1}^c \sum_{k=1}^n (\mu_{ik})^m \sum_{j=1}^s \sqrt{\|x_k(j) - v_i(j)\|^2} \quad (4-22)$$

Dabei bedeuten:

- c = Clusteranzahl
- n = Anzahl der Objekte
- μ_{ik} = Zugehörigkeit des k -ten Objektes zum i -ten Cluster
- m = Gewichtsexponent (Fuzzifizier oder Unschärferegler)
- s = Anzahl der Objektmerkmale
- x_k = Objekt k
- v_i = Zentrum des i -ten Clusters

Die scharfen und unscharfen c-Means-Algorithmen zählen zu den sogenannten iterativen Verfahren der Clusteranalyse, bei denen eine Anfangspartition vorgegeben ist. Es werden zunächst c zufällig gewählte Cluster als Anfangslösung erzeugt. Im Laufe mehrerer Iterationen werden Objekte zwischen den Clustern ausgetauscht, wobei die Streuung innerhalb der Cluster minimiert und zwischen den Clustern maximiert wird. Dabei wird zunächst für jede Eigenschaft das arithmetische Mittel pro Cluster berechnet. Für die jeweils gültige Clusterzuordnung wird dann die Fehlerquadratsumme ermittelt. Die Objekte werden anschließend darauf hin untersucht, ob durch eine Verlagerung das Varianzkriterium vermindert werden kann. Das Objekt, das zu einer maximalen Verringerung führt, wird daraufhin in die entsprechende Gruppe verlagert. Für die empfangende und abgebende Gruppe werden wieder die Mittelwerte berechnet. Dieser Prozess geschieht so lange, bis eine optimale Verteilung anhand des Varianzkriteriums erreicht ist (BACKHAUS et al. 1996). Als Distanzmaß wurde die quadrierte euklidische Distanz benutzt.

Anders als bei den scharfen Cluster-Verfahren wird in der Fuzzy-Cluster-Analyse die Teilzugehörigkeit zu unterschiedlichen Clustern über einen Unschärferegler erlaubt. Als Regler für die (Un-) Schärfe der Zerlegung gilt der Gewichtsexponent m , der so genannte Fuzzifizier (BEDZEK 1981). Konvergiert m gegen eins, so wird die Partition, die $J_f(c, m)$ minimiert, zunehmend schärfer, für $m = 1$ erhält man eine scharfe Partition. Für größere m wird die Partition entsprechend unschärfer. Für Clusteranalysen ökologischer Daten wird ein Fuzzifizier von $m=1,5$ empfohlen, der auch hier verwendet wird.

Als Gütekriterien der Zerlegung gelten der Zerlegungs-Koeffizient und die Entropie (ROUBENS 1982). Eine iterativ erhaltene Partition stellt dann eine gute Zerlegung dar, wenn der Zerlegungskoeffizient möglichst groß und die Entropie möglichst gering ist. Die Anzahl der Cluster muss so gewählt werden, dass diese Kriterien erfüllt sind. Da die zu wählende Klassenzahl anfänglich nicht bekannt ist, kann die optimale Zerlegung nur über die Beobachtung der Gütekriterien unterschiedlicher Clusteranzahlen gewährleistet werden.

5 Ergebnisse

5.1 Hydrologie

5.1.1 Wasserstände und Abflüsse

Für beide Stationen wurden Potenzfunktionen als Wasserstands-Abfluss-Beziehungen angepasst (Abb. 5-1), da sich bei steigendem Wasserstand durch die nach oben abflachende Böschung auch das überflutete Profil ändert. Die unterschiedliche Steigung beider Kurven ist durch die Form der Profile bedingt: An der Station IN ist das Querprofil relativ schmal und tief, an der Station OUT insgesamt wesentlich breiter mit geringerer Böschungsneigung (vgl. Kap. 4.3.1).

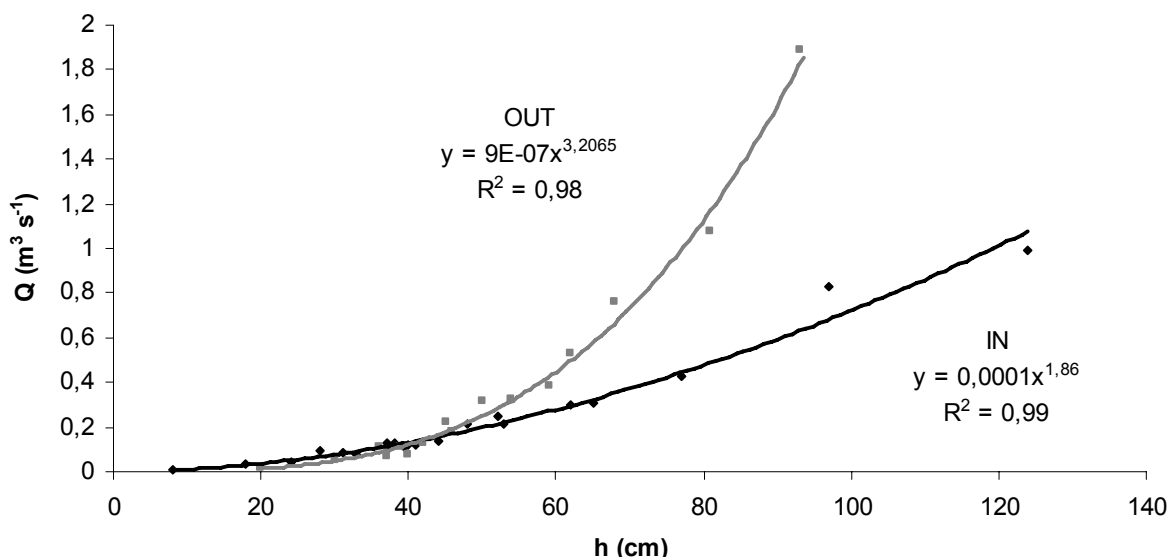


Abb. 5-1: Wasserstands-Abfluss-Beziehungen der Pegel an den Stationen IN und OUT

Für die Station IN lautet die Wasserstands-Abfluss-Beziehung ($R^2=0,99$) (Gl. 5-1):

$$Q_{IN} = 0,0001 \times h_{IN}^{1,86} \quad (5-1)$$

mit

Q_{IN} = Abfluss an der Station IN [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

h_{IN} = Wasserstand Station IN über der in 31,45 m ü. NN installierten Sonde [cm]

Für die Station OUT mit ihrem breiteren Profil und den geringeren Wasserständen erwies sich folgende Funktion ($R^2=0,98$) als beste Anpassung (Gl. 5-2):

$$Q_{OUT} = 0,0000009 \times h_{OUT}^{3,2065} \quad (5-2)$$

mit

Q_{OUT} = Abfluss an der Station OUT [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

h_{OUT} = Wasserstand Station OUT über der in 30,78 m ü. NN installierten Sonde [cm]

Der Schnittpunkt beider Funktionen gibt in etwa auch den Rückstau einer Sohlschwelle am Hofsee-Ablauf in 31,11 m ü. NN wieder. Sie liegt um 41 cm höher als die Sohle des Baches an der Station OUT (30,70 m ü. NN). Lagen die Wasserstände unterhalb dieser Schwelle, in der Wasserstands-Abflussbeziehung also unter 41 cm, war der Abfluss bei gleichem Wasserstand bei der Station OUT geringer als bei der Station IN.

Die Wasserstände des Duvenseebaches nehmen einen saisonalen Verlauf mit Maxima jeweils im Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter (Abb. 5-2). Bei stärkeren Wasserstandsanstiegen kommt es zur Ausbildung vergleichsweise steiler Kurven an der Station IN und am Pegel der Steinau. Die Ganglinien der Station OUT verlaufen dagegen etwas ausgeglichener.

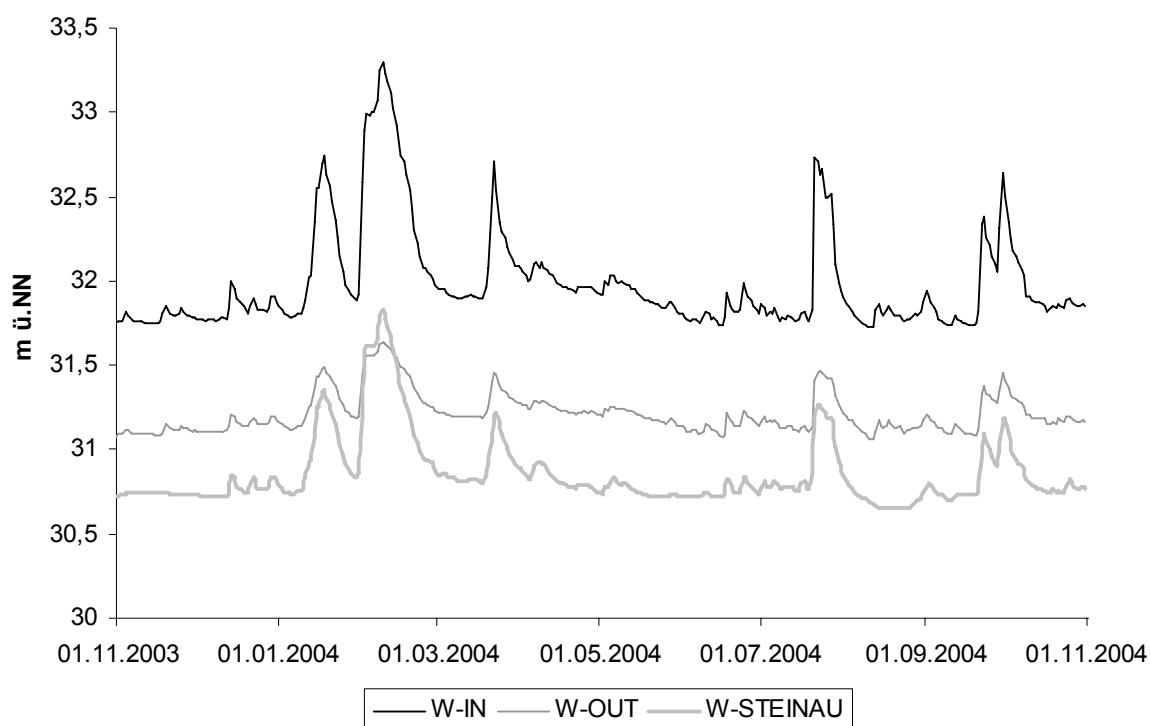


Abb. 5-2: Wasserstände des Duvenseebaches an den Stationen IN und OUT sowie der Steinau am Landespegel Steinau/ Nusse

Die gewässerkundlichen Hauptzahlen des Untersuchungsjahres 2004 (hydrologisches Jahr) sind in Tabelle 5-1 aufgeführt. Im Mittel lagen die Wasserstände an der Station IN bei knapp 32 m ü. NN, an der Station OUT bei 31,20 m ü. NN und am Pegel der Steinau bei 30,86 m ü. NN. Insgesamt erreichte die Schwankungsbreite der Wasserstände im Hinblick auf die tiefsten und höchsten im Zeitraum beobachteten Wasserstände (in diesem Fall zwischen NW und HW) 0,60 m bei der Station OUT, knapp 1,60 m bei der Station IN und 1,20 m am Pegel

der Steinau.

Tab. 5-1: Gewässerkundliche Hauptzahlen für Wasserstände (ü. NN) und Abflüsse ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) für die Messstationen IN und OUT im Duvenseebach und für den Landespegel Steinau/ Nusse auf der Basis täglicher Mittelwerte, hydrologisches Jahr 2004

	IN	OUT	Steinau		IN	OUT	Steinau
NW	31,72	31,06	30,66	NQ	0,05	0,04	0,01
MW	31,99	31,21	30,86	MQ	0,21	0,21	0,36
HW	33,30	31,64	31,83	HQ	1,65	1,45	3,05

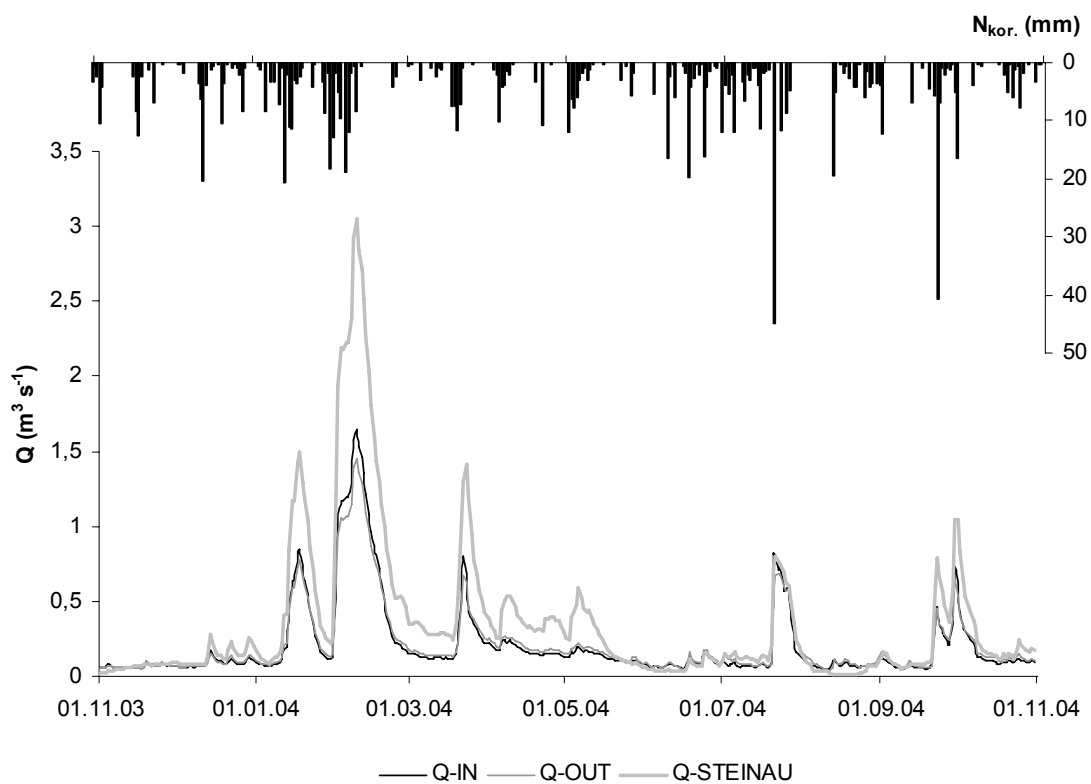


Abb. 5-3: Niederschläge (korr. Tagessummen in mm) und tägliche Abflussmittelwerte des Duvenseebaches an den Stationen IN und OUT und der Steinau am Landespegel Steinau/ Nusse für das hydrologische Jahr 2004

Das Abflussregime korrespondiert mit der in Abbildung 5-2 dargestellten Wasserstandsdynamik (Abb. 5-3). Die mittleren Abflüsse lagen bei $0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ im Duvenseebach und knapp $0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in der Steinau. Insgesamt waren die Wasserstände und Abflüsse im Untersuchungszeitraum 2004 mit einem nahezu durchgehenden Anteil von 50 % proportional zu denen der Steinau.

Im Sommer fiel der Abfluss auf mittlere $0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, die winterlichen Abflussmaxima blieben

unter $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Auffallend sind unterschiedliche Reaktionen an den Pegeln beider Messstellen zu zwei Hochwasserereignissen im Sommer und Herbst des Jahres 2004, die in den stündlich vorliegenden Daten besonders deutlich werden (Abb. 5-4).

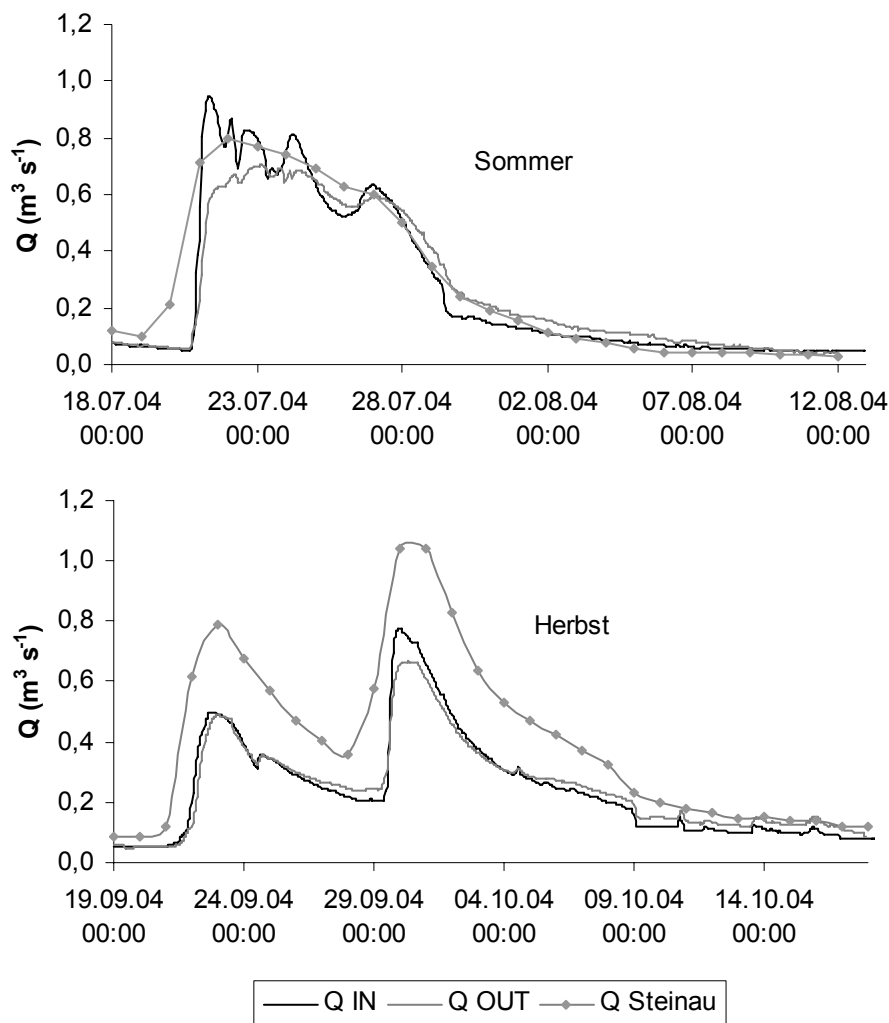


Abb. 5-4: Verlauf der Abflussganglinien an den Stationen IN und OUT (stündliche Mittelwerte) sowie an der Steinau (tägliche Mittelwerte) zu Hochwasserereignissen im Juli/ August und im September/ Oktober 2004

Am 21. Juli stiegen die Wasserstände steil an, auf 32,82 m ü. NN an der Station IN und 31,47 m ü. NN an der Station OUT. Nach starken Niederschlägen (45 mm) eines sommerlichen Konvektivregens in der Nacht vom 20. auf den 21.07. erreichte die Abflussganglinie an der Station IN bereits am 21.07. ihren Hochwasserscheitel mit $0,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Die Ganglinie zeigte danach weitere, jedoch weniger hohe Spitzen am 24.07. und am 27.07., bevor sie stetig sank und sich ab dem 11.08. auf etwa $0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ einpendelte. Letzteres wurde etwa zwei Wochen nach der letzten Hochwasserspitze am 12.08. erreicht. An der Station OUT war sowohl eine Verzögerung des Hochwasserscheitels um etwa zwei Tage als

auch eine sanftere Kurve dieses Hochwasserereignisses zu beobachten. Auch der Anstieg des Steinau-Pegels schien geringer auszufallen als am Pegel IN, auch wenn hier die geringere zeitliche Auflösung der Daten (täglich) weniger Informationen hergibt.

Bei einsetzenden herbstlichen Niederschlägen im September 2004 verlief der Anstieg der Wasserstands- und Abflussganglinie weniger steil und die Unterschiede der Ganglinien beider Stationen im Duvenseebach waren geringer als im Sommer. Die Ganglinie der Steinau lag zu jedem Zeitpunkt dieses Ereignisses über denen beider Duvenseebach-Pegel.

5.1.2 Verweilzeit des Wassers im Bachabschnitt

Die Verweilzeit des Wassers im Bachabschnitt variiert zwischen einer Stunde während der Hochwasserereignisse und sechs Stunden während sommerlicher Niedrigabflussphasen (Abb. 5-5). Während die Verweilzeit im zeitigen Frühjahr zwischen zwei und vier Stunden liegt, werden im Sommer sehr unterschiedliche Verweilzeiten erreicht. Zwischen Juni und September schwankt die Verweilzeit zwischen drei und sechs Stunden. Unterbrochen wird diese vom Sommerhochwasser im Juli und vom Herbsthochwasser im September.

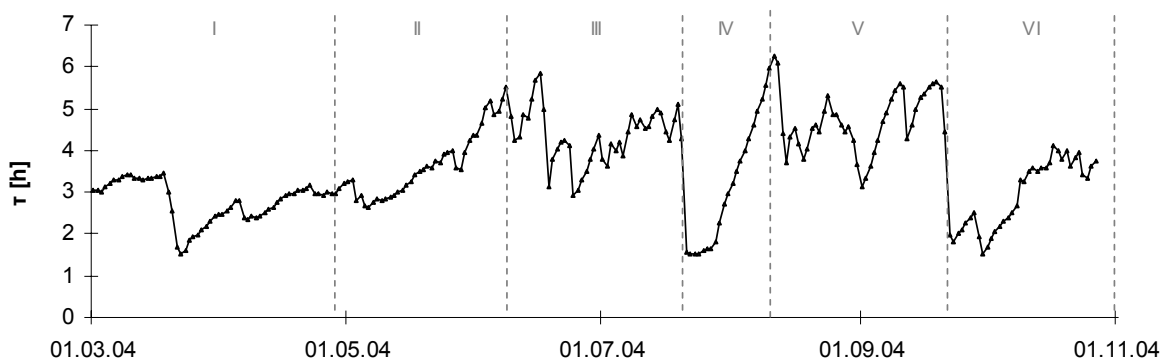


Abb. 5-5: Verweilzeit τ des Wassers im Bachabschnitt in Stunden, keine Berücksichtigung der Verweilzeit von Überflutungswasser in der Niederung; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.1.3 Benetzte Sedimentoberfläche im Duvenseebach

Da die benetzte Sedimentoberfläche vom Wasserstand abhängig ist, ist ihr Verlaufsmuster mit der Ganglinie der Abflüsse kongruent, wobei sie in einem Bereich zwischen knapp 6000 und 9000 m² schwankt (Abb. 5-6). Die Überflutungsflächen während der Hochwasserereignisse konnten dabei keine Berücksichtigung finden, da hier keine ausreichenden Daten vorlagen.

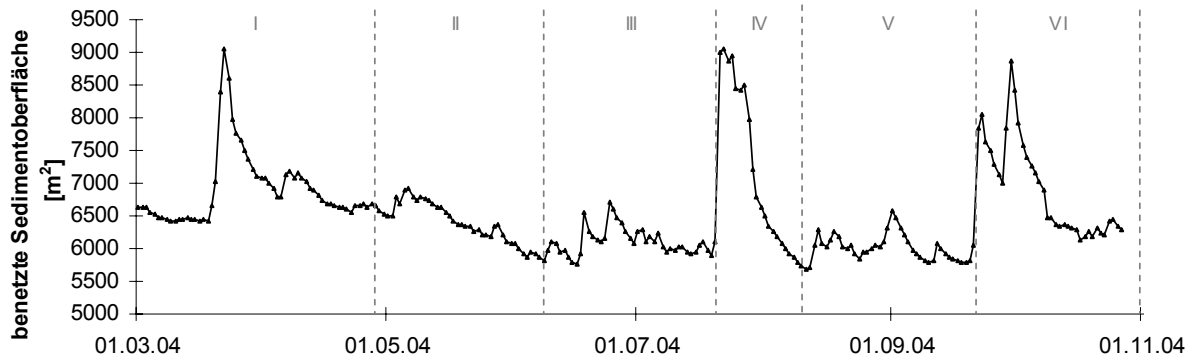


Abb. 5-6: Tägliche Oberfläche des benetzten Sediments im Bachgerinne; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.1.4 Wasserstände in der Duvenseebachniederung

Auch die Wasserstände in der Duvenseebachniederung zeigen eine ausgeprägt saisonale Dynamik (Abb. 5-7). Während sie im Winter und Frühjahr generell nahe oder flach über Flur liegen, fallen sie im Sommer teilweise bis über einen Meter unter Flur. Die saisonale Amplitude der Ganglinie ist für die einzelnen Untersuchungsjahre unterschiedlich stark ausgeprägt.

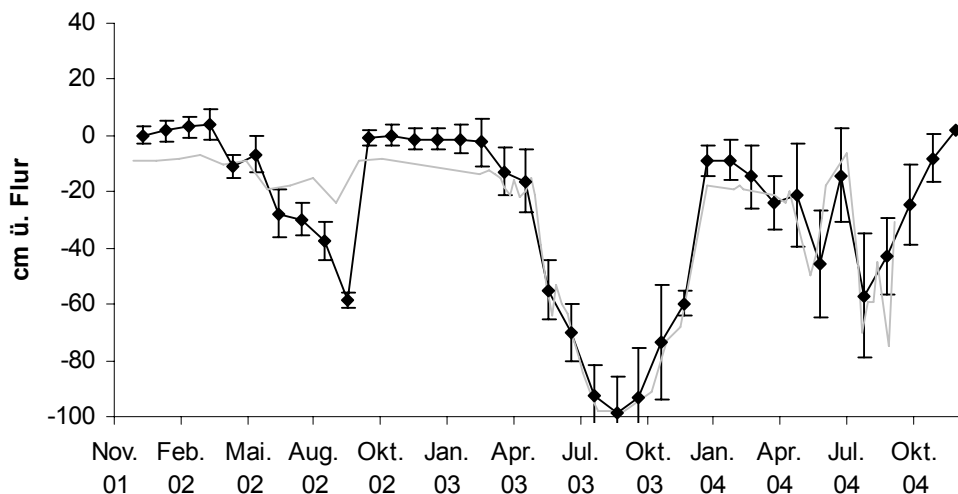


Abb. 5-7: Mittlere monatliche Wasserstände in der Duvenseebachniederung 2002-2004 mit Standardabweichungen, $n=12$ (Messstellen Nr. 1-12), als graue Linie ist die Ganglinie der Messstelle Nr. 13 eingezeichnet (Lage der Messstellen in Abb. 4-2)

Bei der Bildung der Mittelwerte (Abb. 5-7) wurde die Messstelle Nr. 13 ausgelassen, die in der Nähe der steiler ansteigenden westlichen Talflanke der Niederung liegt. Hier fällt die bis Frühjahr 2003 ausgeglichene Ganglinie auf, die zum Vergleich mit den übrigen Messstellen

in Abbildung 5-7 als Einzellinie mit aufgeführt ist.

Im Winter 2001/2002 kam es großflächig zu Wasserständen über Flur, im Mittel zwei Zentimeter. Im Sommer fiel der Wasserstand auf durchschnittlich 37 cm unter Flur, im Süden auf bis zu 60 cm, im Norden auf bis zu ca. 70 cm unter Flur. Im gesamten Jahr 2002 schwankten die Wasserstände zwischen 70 cm unter und 12 cm über Flur.

Für den Winter 2002/2003 waren viele Bereiche mit Wasserständen über Flur zu beobachten, im Mittel lag der Wasserstand bei einem Zentimeter unter Flur. Nach einem zunächst nicht auffälligen Rückgang der Wasserstände im Frühjahr 2003 sanken die Wasserstände im Sommer und Herbst in der Niederung stark ab und erreichten Tiefen, die teilweise unterhalb der installierten Grundwasserröhren, also über einen Meter unter Flur, lagen. Auch die vorher eher ausgeglichene Ganglinie der Messstelle Nr. 13 zeigte einen ähnlichen Verlauf.

Erst im Januar 2004 erreichte der mittlere Wasserstand der Messstellen wieder eine Höhe von 10 cm u. Flur. Die saisonale Dynamik der Wasserstände fand dann wieder in einem vergleichsweise ausgeglichenen Maße statt. Wasserstände über Flur wurden im Februar mit etwa zwei Zentimetern (Norden, Nr. 7) und zehn Zentimetern (Süden, Nr. 2) über Flur, im Juli nach starken Niederschlägen und Überflutung mit zehn (Norden) und zwei (Süden) Zentimetern über Flur sowie im Herbst bei ersten stärkeren Niederschlägen nach einem eher trockenen Spätsommer mit einem Zentimeter über Flur gemessen. Die Wasserstände erreichten 2004 Minima von 90 cm unter Flur im August und stiegen ab September wieder an.

Bei der vergleichenden Betrachtung der Wasserstände in ausgewählten Längs- und Quertransekten fällt auf, dass der allgemeine Verlauf der Messstellen miteinander korrespondiert (Abb. 5-8). Das Längstransekt zeigt eine unterschiedliche Entwicklung der Wasserstände im Nord (Nr. 7)- und Südteil (Nr. 2) der Niederung an. Während die Flächen im nördlichen Teil im Gegensatz zum südlichen Teil noch bis zum Frühjahr 2003 für einen längeren Zeitraum im Jahr Wasserstände über Flur aufwiesen, kehrte sich dieses Verhältnis 2004 um.

Aus dem Quertransekt ergab sich ein Grundwasser-Strömungsgefälle in den Bach, der zwischen Messstelle Nr. 7 und Nr. 8 liegt. Effluente Verhältnisse der Uferfiltration oder Überflutung konnten anhand der Transekt-Auswertungen der Grundwasserganglinien wegen ihrer geringen zeitlichen Auflösung nicht nachgewiesen werden.

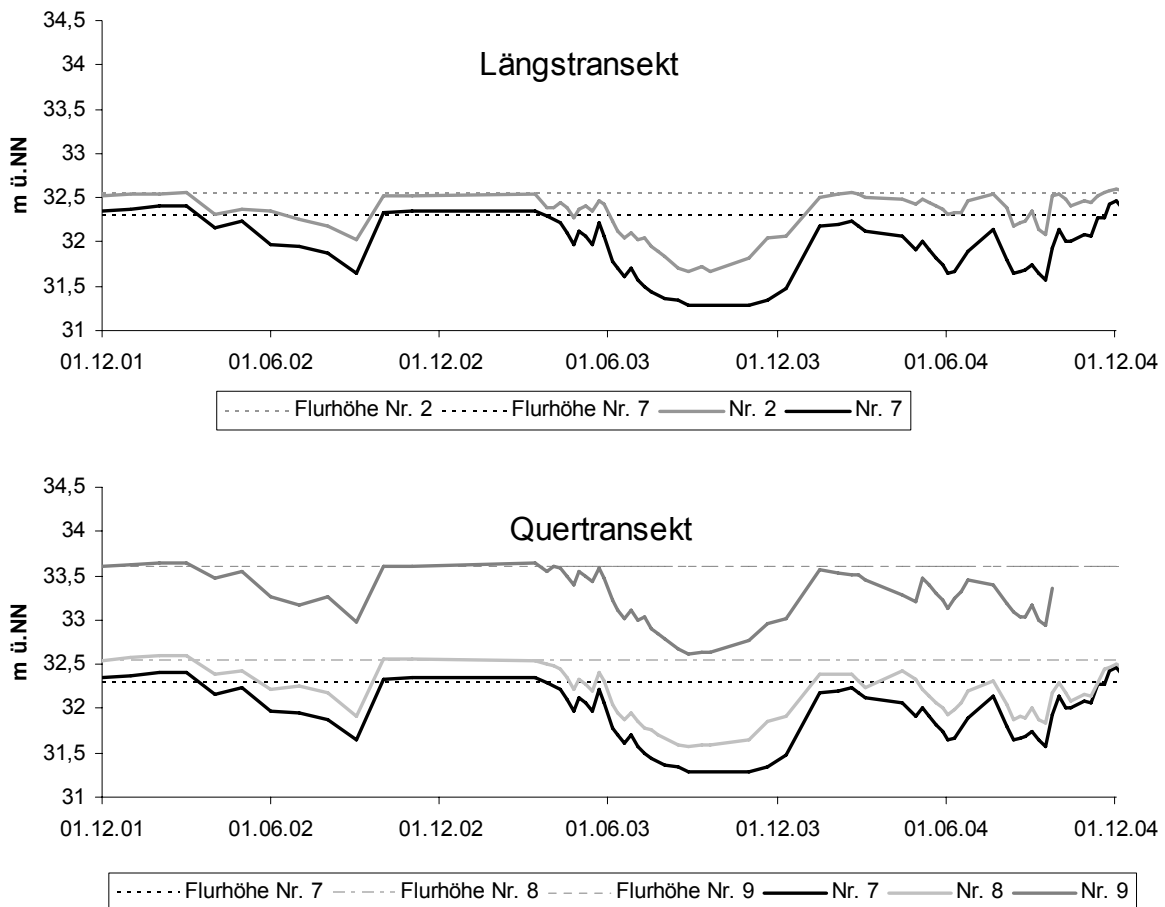


Abb. 5-8: Wasserstandsdynamik der südlichen und nördlichen Flächen der Duvenseebachniederung 2002-2004 in Bezug zur Flurhöhe

5.1.5 Hydrologischer Austausch zwischen Bach und Niederung

Der hydrologische Austausch zwischen Bach und Niederung (Abb. 5-9) diene als Grundlage für die Unterscheidung von drei Typen hydrologischer Konnektivität: Basisabfluss (Influenz), Niedrigabfluss (kaum oder kein Austausch) und Hochwasser mit Überflutung (Effluenz und Influenz in Folge). Auf der Grundlage dieser Typen ließ sich für das Jahr 2004 eine Abfolge unterschiedlicher Austauschphasen ableiten (Abb. 5-9 und Tab. 5-2): (I) Frühjahrshochwasser, (II) Frühjahrsbasisabfluss, (III) frühsommerlicher Niedrigabfluss, (IV) Sommerhochwasser, (V) spätsommerlicher Niedrigabfluss und schließlich (VI) ein Herbsthochwasser.

Die drei Hochwasserereignisse weisen alle dasselbe Muster auf: Effluenz vom Bach in die Niederung mit dem steigenden Ast der Ganglinie, Effluenz und Wasserrückhalt während der Hochwasserspitzen, Versickerung in den Boden mit dem fallenden Ast der Ganglinie und schließlich Influenz über den gesättigten Pfad in den Bach. Während des Sommerhochwassers ist die Phase des Austausches wesentlich kürzer und die maximale zwischengespeicherte Wassermenge größer. Während es im Herbst 2004 zu einer

maximalen Zwischenspeicherung von $0,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ kommt, tritt am 21. Juli ein Maximum von $0,29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ auf.

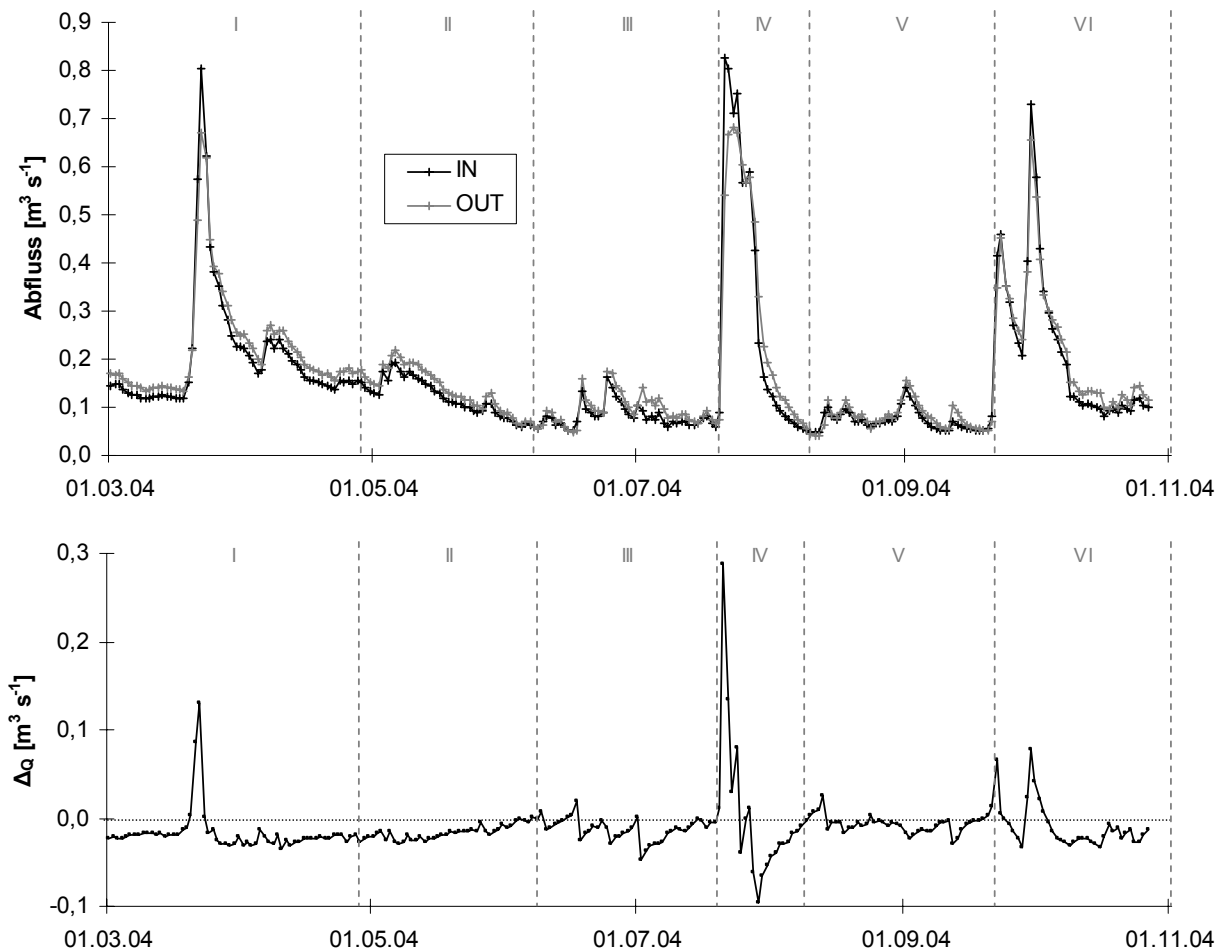


Abb. 5-9: Hydrologischer Austausch zwischen Bach und Niederung, geschätzt aus Abflussdifferenzen, ΔQ (unten) der Tagesmittelwerte der Abflüsse der Stationen IN und OUT (oben), positive Werte für ΔQ zeigen Effluenz vom Bach in die Niederung an, negative Influenz von der Niederung in den Bach; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen: (I) Frühjahrshochwasser, (II) Frühjahrsbasisabfluss, (III) fröhsommerlicher Niedrigabfluss, (IV) Sommerhochwasser, (V) spätsommerlicher Niedrigabfluss und (VI) Herbsthochwasser.

Der Frühjahrsbasisabfluss beginnt nach dem Abklingen des Frühjahrshochwassers in dem Moment, wo der Abfluss wieder das Ausgangsniveau des Hochwassers erreicht. Es wurde damit bewusst ein anderes Abgrenzungskriterium als in der üblichen Ganglinienseparation gewählt. Nach dieser hätte die Grenze nach dem Frühjahrshochwasser schon früher gezogen werden müssen. Um aber eine Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Überflutungsereignisse zu gewähren, wurde das Kriterium der dem Hochwasser vorausgehenden Abflussbilanz gewählt. Der Frühjahrsbasisabfluss ist durch einen kontinuierlichen Zustrom aus der Niederung in den Bach gekennzeichnet, der bei etwa

20 l s⁻¹ beginnt und sich schließlich einer ausgeglichenen Bilanz im Frühsommer annähert. Die sommerliche Niedrigabflussphase, die durch das Sommerhochwasser in zwei Perioden aufgeteilt ist, beginnt mit dem erstmaligen Ausgleich der Wasserbilanz zwischen IN und OUT ($\Delta Q=0$). In dieser Phase findet kaum Austausch mit der Niederung statt. Vor allem im Juni und vereinzelt im August/ September sorgen Niederschläge für kurzzeitig negative Bilanzen, die jedoch schnell wieder ausgeglichen werden. Kommt es in diesen Phasen zu einer positiven Bilanz, so verbleibt einströmendes Wasser im Bachabschnitt wie um den 17.06.04, 01.07.04 oder 13.08.04, vermutlich teils durch Infiltration, teils durch Verdunstung hervorgerufen.

Fasst man den Frühjahrsbasisabfluss mit den Niedrigabflussphasen zusammen, so ergibt sich im untersuchten Flusstalabschnitt ein mittlerer Basisabfluss von 11 l s⁻¹.

Tab. 5-2: Hydrologische Phasen des Wasseraustausches zwischen Bach und Niederung

Phase	Nr.	Beginn	Ende	Dauer (Tage)
Frühjahrshochwasser	I	01.03.04	28.04.04	29
Frühjahrsbasisabfluss	II	29.04.04	08.06.04	37
Frühsommerlicher Niedrigabfluss	III	09.06.04	20.07.04	42
Sommerhochwasser	IV	21.07.04	10.08.04	21
Spätsommerlicher Niedrigabfluss	V	11.08.04	22.09.04	35
Herbsthochwasser	VI	23.09.04	31.10.04	34
Insgesamt		01.03.04	31.10.04	198

5.2 Physiko-chemische Parameter

5.2.1 Wassertemperatur

Die Temperaturen zeigen diurnale Schwankungen (Abb. 1 und 2 im Anhang B) mit Minima, die um den Sonnenaufgang, und Maxima, die – teils zweigipflig - nachmittags zwischen 15 und 18 Uhr gemessen wurden. Sie schwanken insgesamt zwischen knapp unter 0°C und 24 °C an der Station IN und zwischen 3°C und 22°C an der Station OUT (Tab. 1 im Anhang B). Die mittlere diurnale Amplitude beträgt 4°C (12-16 °C, IN) bzw. 3°C (12-15°C, OUT), die maximale 11°C (IN) bzw. 8°C (OUT). Im Gesamtmittel beträgt die Wassertemperatur an der Station IN etwa 14°C, an der Station OUT ist sie geringfügig (ca. 0,5 °C) niedriger, was sich insbesondere nach dem Sommerhochwasser bemerkbar macht (Phase IV, Abb. 5-10).

5.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 1 und 2 im Anhang B, Abb. 5-10) weist keine diurnalen Schwankungen auf. Sie korrespondiert mit den Abflüssen, indem sie bei Hochwasserspitzen und Niederschlägen (z. B. im Juni) sinkt und danach vergleichsweise stark ansteigt. Insgesamt sind die Leitfähigkeiten an der Station OUT mit mittleren $660 \mu\text{S cm}^{-1}$ geringfügig niedriger als an der Station IN mit mittleren $690 \mu\text{S cm}^{-1}$ und erreichen dort auch am 21.07.04 beim Abflussmaximum des Sommerhochwassers mit $460 \mu\text{S cm}^{-1}$ ihr Minimum (Tab. 2 im Anhang B, Abb. 5-10). Maximale Werte von bis zu $845 \mu\text{S cm}^{-1}$ wurden an der Station IN kurz vor dem Peak des Frühjahrshochwassers erreicht, dem schon einige Abflussspitzen vorausgegangen waren (vgl. Abb. 5-3).

5.2.3 Gelöster Sauerstoff (DO)

5.2.3.1 Konzentrationen und Sättigung

Insgesamt sind die DO-Konzentrationen und –Sättigungen an der Station OUT niedriger als an der Station IN. Die mittleren Konzentrationen liegen bei 8 mg l^{-1} (IN) und 6 mg l^{-1} (OUT), die mittleren Sättigungen bei 70 % (IN) und 50 % (OUT) (Tab. 3 und 4 im Anhang B). Das in der Gewässergüteklassifikation gängige 10-Perzentil der Sauerstoffkonzentrationen (vgl. Kap. 6.2) liegt bei 3 mg l^{-1} .

Der Verlauf der Konzentrationen und Sättigungen zeigt eine saisonale Amplitude und deutliche diurnale Schwankungen mit Tagesminima deutlich vor Sonnenaufgang und Tagesmaxima am Nachmittag zwischen 15 und 18 Uhr (Abb. 2 im Anhang B). Das Frühjahr ist durch hohe Sauerstoffkonzentrationen von bis zu 20 mg l^{-1} und hohe diurnale Amplituden von bis zu 12 mg l^{-1} (Station OUT) gekennzeichnet (Abb. 5-10, Abb. 1 im Anhang B). Dabei zeigen die Tagesspitzen deutlich Übersättigung von bis zu 196 % (Station IN) an. Die Sättigungskonzentration liegt weit unter diesen Spitzen (Abb. 5-10). Ende April fallen die Konzentrationen plötzlich auf etwa 7 mg l^{-1} an der Station IN und 5 mg l^{-1} an der Station OUT ab und die diurnalen Amplituden mit ihnen auf mittlere $4\text{-}5 \text{ mg l}^{-1}$. Von nun an zeigen die DO-Konzentrationen überwiegend Untersättigung an. Dabei sinken sie zunächst langsam bis zum Sommer ab. Ihr Minimum erreichen sie mit nächtlichen Werten von 1 mg l^{-1} an der Station OUT während des spätsommerlichen Niedrigabflusses und mit 2 mg l^{-1} an der Station IN während des Sommerhochwassers. Danach steigen Konzentrationen und Amplituden wieder etwas an und erreichen an einigen Nachmittagsspitzen wieder eine hundertprozentige Sättigung. Sehr geringe diurnale Schwankungen fallen zeitlich mit dem einsetzenden Herbsthochwasser zusammen.

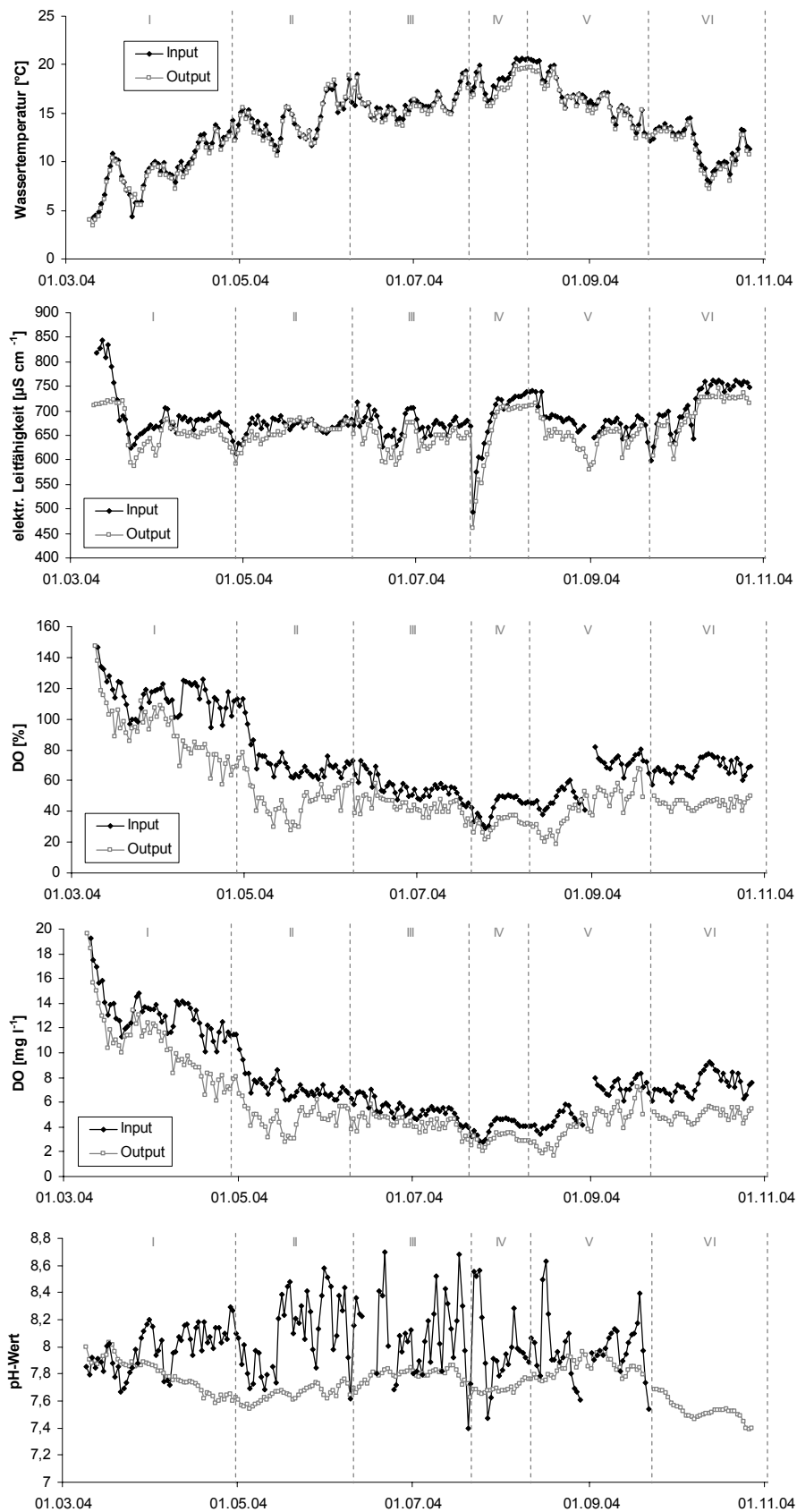


Abb. 5-10: Physiko-chemische Parameter Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, DO-Sättigung, DO-Konzentration und pH-Wert an den Stationen IN und OUT, tägliche Mittelwerte; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.2.3.2 Sauerstoffzehrung

Während eine Netto-Produktion von gelöstem Sauerstoff lediglich im Frühjahr auftritt (bis zu 110 kg d^{-1}), ist die übrige Untersuchungsphase bis Ende Oktober durch überwiegende Sauerstoffzehrung geprägt (Abb. 5-11). Starke Zehrung fällt insbesondere während der Frühjahrsbasisabflussphase im Mai auf. Während der ansteigenden Hochwasserganglinien ist mit erhöhter Fracht (trotz niedrigerer Konzentration) jedoch auch die Sauerstoffzehrung am höchsten. Hier treten Zehrungen von bis zu $(-) 260 \text{ kg d}^{-1}$ auf. Dieser Wert wurde für den 22.09.04 berechnet (erster Hochwasserpeak im Herbst). In der übrigen Zeit ist der Sauerstoffeintrag an Station IN inklusive der Vermischung mit dem anoxischen Grundwasser ähnlich hoch wie der Sauerstoffaustrag an der Station OUT. Die Wiederbelüftung auf der Fließstrecke liegt dann fast durchgehend auf etwas über 70 kg d^{-1} . In dieser Phase schwankt auch die Zehrung um ihren Mittelwert von etwa $(-) 70 \text{ kg d}^{-1}$.

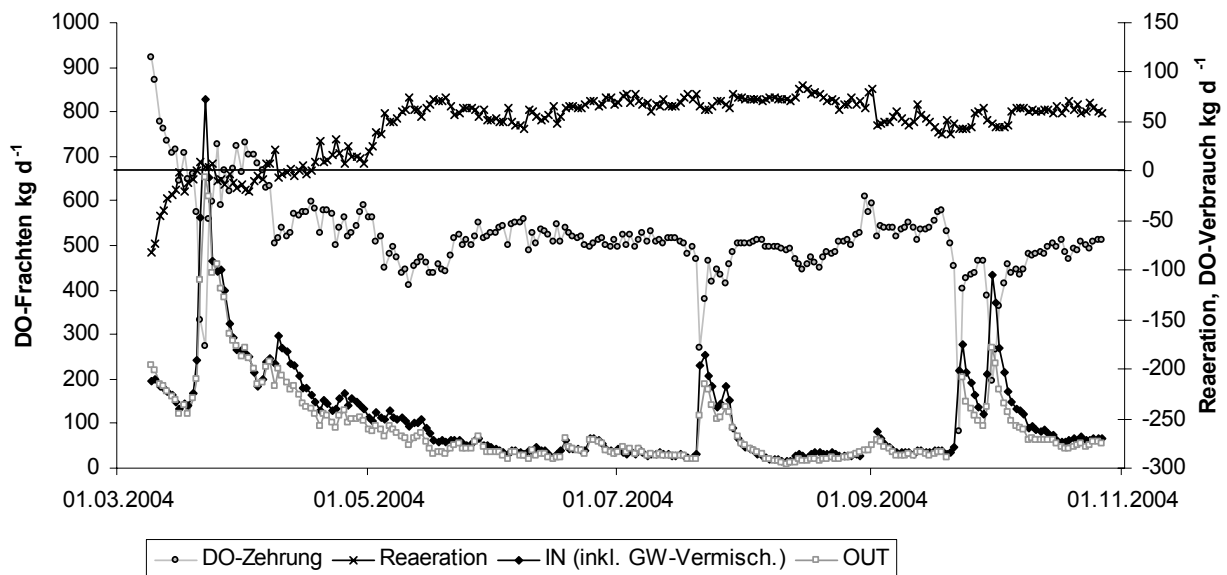


Abb. 5-11: Tägliche Werte für Sauerstoffeintragsfracht (IN, Eintrag an Station IN und Vermischung mit anoxischem Grundwasser auf der Fließstrecke), Sauerstoffaustragsfracht OUT, beides auf der linken Ordinate, Reaeration und Sauerstoffzehrung auf der rechten Ordinate, positive Werte bei Sauerstoffzehrung zeigen eine Netto-Produktion, negative einen Verbrauch von DO auf der Fließstrecke an

5.2.4 pH-Wert

Auch der pH-Wert zeigt diurnale Schwankungen und Unterschiede zwischen den Stationen IN und OUT (Abb. 1 und 2 in Anhang B). Mit einem Wert von pH 7,7 ist das Mittel an Station OUT niedriger als mit pH 8,0 im Mittel an Station IN (Tab. 5 im Anhang B). Die täglichen Amplituden sind an der Station IN sehr groß (bis zu 2,4), an der Station IN aber wesentlich geringer (0,5). Die Maxima an der Station IN liegen bei bis zu pH 9, die an der Station OUT

nur bei bis zu pH 8 und wurden jeweils am Nachmittag zwischen 15 und 18 Uhr erreicht, die Minima dagegen um die Zeit des Sonnenaufgangs.

5.3 Stoffkonzentrationen im Duvenseebach

5.3.1 Übersicht und Vergleich der Messstationen

Bis auf Calcium sind die mittleren Konzentrationen an der Station IN leicht höher als jene an der Station OUT. Das gleiche gilt für die Mediane mit Ausnahme eines gleichen Werts bei SRP und Ammonium für beide Stationen (Tab. 5-3 und 5-4).

Tab. 5-3: Deskriptive Statistik der gemessenen Konzentrationen an der Station IN 01.03.-31.10.2004

	n	Mittelwert	SD	Median	Minimum	Maximum	10-Perzentil	90-Perzentil
NO ₃ -N	211	5,98	1,93	5,67	2,05	11,63	3,69	8,70
NH ₄ -N	211	0,45	0,95	0,06	0,06	7,04	0,06	1,18
TP	205	0,39	0,27	0,34	0,04	1,41	0,09	0,77
SRP	211	0,29	0,23	0,22	0,01	0,90	0,04	0,60
SUP/PP	205	0,11	0,08	0,08	0	0,58	0,03	0,19
K	208	7,25	2,54	6,75	3,42	15,44	4,30	11,04
Ca	210	99,62	13,29	98,98	66,00	139,60	83,38	116,88
Fe	210	0,10	0,06	0,09	0,01	0,48	0,04	0,16

Tab. 5-4: Deskriptive Statistik der gemessenen Konzentrationen an der Station OUT 01.03.-31.10.2004

	N	Mittelwert	SD	Median	Minimum	Maximum	10-Perzentil	90-Perzentil
NO ₃ -N	225	5,97	2,23	5,37	1,48	12,40	3,48	9,38
NH ₄ -N	226	0,31	0,63	0,06	0,06	4,89	0,06	0,80
TP	222	0,36	0,23	0,32	0,05	1,10	0,10	0,70
SRP	226	0,27	0,21	0,22	0,01	0,82	0,04	0,58
SUP/PP	222	0,08	0,06	0,07	0	0,41	0,03	0,14
K	226	6,92	2,28	6,61	3,55	13,55	4,39	10,46
Ca	226	101,32	15,22	100,15	60,65	153,50	84,70	119,75
Fe	225	0,07	0,04	0,07	0,01	0,22	0,03	0,12

Die Zeitreihen der einzelnen Konzentrationen sind mit Ausnahme von Calcium, Station OUT (Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors $p > 0,20$, Tab. 1 im Anhang C), nicht normal verteilt (Lilliefors $p < 0,01$ bzw. $< 0,05$ für Ca an der Station IN, Tab. 1 im Anhang C).

Der Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben ergab mit Ausnahme von SRP signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) der jeweiligen Tageskonzentrationen an den Stationen IN und OUT

(Tab. 5-5). Die Konzentrationen verändern sich auf der Fließstrecke also signifikant. Der Lagevergleich der Mediane der Grundgesamtheiten der jeweilig gemessenen Konzentrationen an beiden Stationen zeigt jedoch, dass die Konzentrationen stromabwärts an der Station OUT insgesamt nicht signifikant (U-Test, $p > 0,05$) niedriger oder höher als an der Station IN liegen (Tab. 5-6). Eine Ausnahme bildet hier Eisen (U-Test, $p < 0,001$).

Tab. 5-5: Unterschiede zwischen den Tageskonzentrationen an den Stationen IN und OUT, Ergebnisse des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben, signifikante Unterschiede ab $p < 0,05$ sind fett gedruckt

	N	T	Z	p -Niveau
NO ₃ -N	198	5334,0	5,594397	< 0,001
NH ₄ -N	198	1123,5	2,950143	< 0,01
TP	188	6855,0	2,287682	< 0,05
SRP	198	9397,0	0,321950	> 0,05
SUP/PP	188	6965,0	2,567283	< 0,05
K	195	7061,5	3,159958	< 0,01
Ca	197	7768,0	2,370607	< 0,05
Fe	196	4899,5	4,990741	< 0,001

Tab. 5-6: Unterschiede zwischen den Grundgesamtheiten der Konzentrationen an den Stationen IN und OUT, Ergebnisse des U-Testes, signifikante Unterschiede ab $p < 0,05$ sind fett gedruckt

	Rangsumme IN	Rangsumme OUT	U	Z	p -Niveau	n_{IN}	n_{OUT}
NO ₃ -N	47106,0	48160,0	22735,0	0,762433	> 0,05	211	225
NH ₄ -N	46971,5	48731,5	23080,5	0,577960	> 0,05	211	226
TP	45097,0	46281,0	21528,0	0,963074	> 0,05	205	222
SRP	46443,5	49259,5	23608,5	0,177746	> 0,05	211	226
SUP/PP	47981,0	43397,0	18644,0	3,226731	< 0,01	205	222
K	46703,0	47692,0	22041,0	1,120739	> 0,05	208	226
Ca	44742,0	50524,0	22587,0	0,869425	> 0,05	210	226
Fe	53286,0	41544,0	16119,0	5,728686	< 0,001	210	225

5.3.2 Dynamik

Die Stoffkonzentrationen im Duvenseebach unterliegen mit Ausnahme der Ammonium-N und Eisen-Konzentrationen einer saisonalen Dynamik. Das saisonale Muster ist dabei von starken Konzentrationsschwankungen der einzelnen Tage überlagert.

5.3.2.1 Nitrat

Die Nitrat-Konzentrationen liegen durchschnittlich (Median) bei knapp 6 mg NO₃-N l⁻¹ an der Station IN und etwa 5 mg NO₃-N l⁻¹ an der Station OUT (Tab. 5-3 und 5-4). Im Frühjahr wurden an beiden Stationen sehr hohe Nitrat-Konzentrationen gemessen (max. 12 mg NO₃-N l⁻¹, Abb. 5-12). Danach setzte ein allmähliches Absinken ein. Ab Ende April bis Anfang Juni schwankten die Konzentrationen um 5 mg NO₃-N l⁻¹. Leicht erhöhte Konzentrationen zwischen knapp 6 und bis zu 12 mg NO₃-N l⁻¹ traten Mitte Juni auf. Während des übrigen Sommers nahmen die Nitrat-Konzentrationen ab und sanken beim Sommerhochwasser im Juli noch weiter (min. 1,5 NO₃-N mg l⁻¹). Einzelne höhere Konzentrationen traten am 21. und 22.07.04 mit 8 mg NO₃-N l⁻¹, am 14.08.04 mit 11 mg NO₃-N l⁻¹ und am 28.08.04 mit 9 mg NO₃-N l⁻¹ auf.

Mit einer Ausnahme (13.09.04) lagen die September-Konzentrationen anfangs wieder auf einem etwas niedrigeren Niveau. Mit dem Beginn des Herbsthochwassers am 23.9.04 konnte ein Anstieg der Konzentrationen auf etwa 9 mg NO₃-N l⁻¹ beobachtet werden.

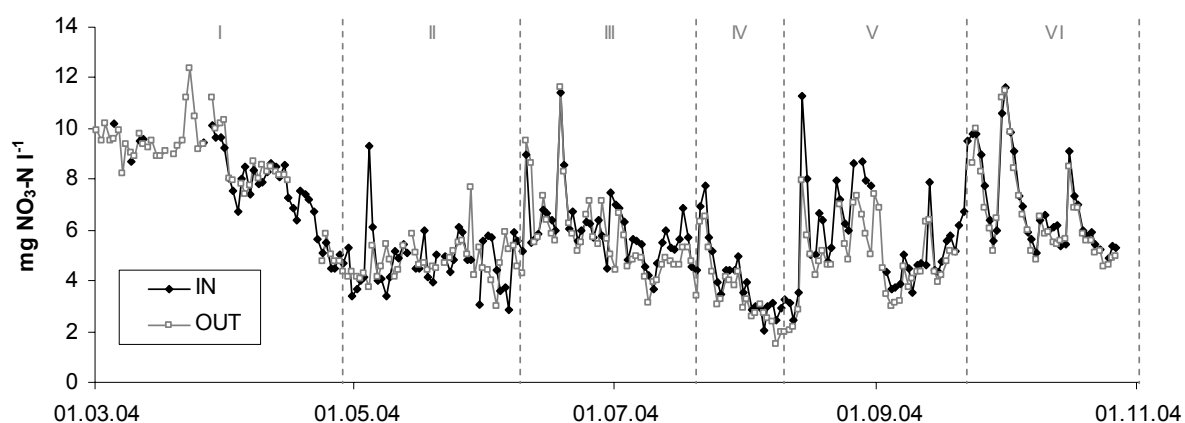


Abb. 5-12: Nitrat-Konzentrationen (NO₃-N) an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.3.2.2 Ammonium

Die Ammonium-Konzentrationen lagen oft unter der Nachweisgrenze, zu vielen Terminen bildeten sich jedoch deutliche Spitzen aus. Die starke Streuung der Konzentrationen zeigt sich an der Abweichung zwischen arithmetischem Mittel und Median (Tab. 5-3 und 5-4): Während die Mittelwerte durch die einzelnen Peak-Konzentrationen bei etwa 0,5 mg NH₄-N l⁻¹ (IN) und 0,3 mg NH₄-N l⁻¹ (OUT) liegen, bleiben die Mediane unter der Nachweisgrenze von 0,128 mg NH₄-N l⁻¹. Insgesamt liegt die Schwankungsbreite der Ammonium-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum von 2004 zwischen nicht nachweisbar und 7 mg NH₄-N l⁻¹ (Maximum, am 14.08.04 an der Station IN). Die Zeitreihe zeigt kein eindeutiges saisonales

Muster (Abb. 5-13). Während die Konzentrationen im März noch im Bereich zwischen 0 und 1 mg $\text{NH}_4\text{-N l}^{-1}$ schwankten, fielen sie im Frühjahr (Mitte April bis Mitte Mai) unter die Nachweisgrenze. Danach traten im späten Frühjahr (Mai-Juni) deutliche Spitzen von bis zu 6 mg $\text{NH}_4\text{-N l}^{-1}$ bei IN bzw. 5 mg $\text{NH}_4\text{-N l}^{-1}$ bei OUT auf. Bis zum Einsetzen der Herbstniederschläge kennzeichnen relativ viele kleine Spitzen den Konzentrationsverlauf beider Stationen. Während des Herbsthochwassers fielen die Konzentrationen auf ein geringes Level. Kleinere Ausschläge von bis zu 2 mg $\text{NH}_4\text{-N l}^{-1}$ zeigt die Konzentrationskurve der Station IN dann noch mal im Oktober. Danach sanken die Konzentrationen unter die Nachweisgrenze.

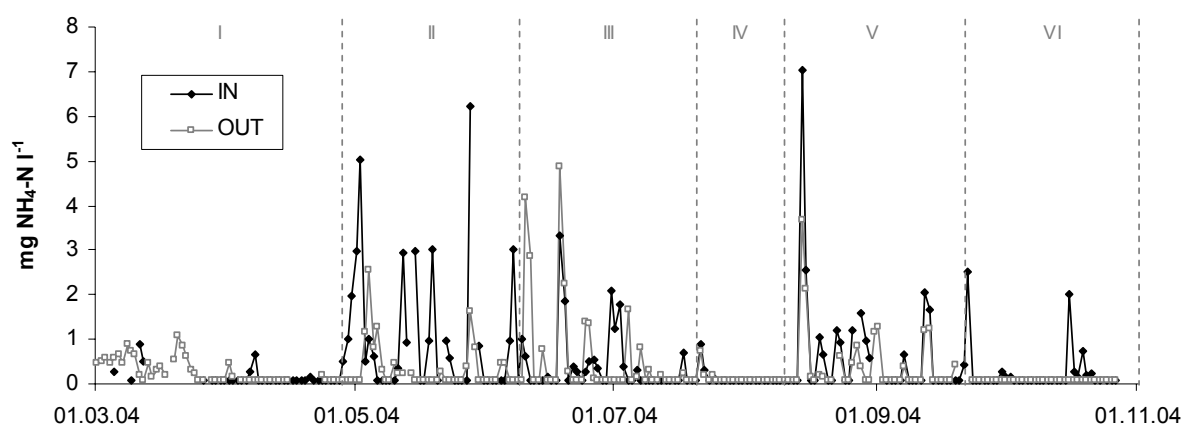


Abb. 5-13: Ammonium-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.3.2.3 Phosphat

Im Gegensatz zu Nitrat waren die Konzentrationen der P-Fractionen im Frühjahr gering und stiegen im Sommer an (Abb. 5-14). Sowohl für TP als auch SRP traten die Minima daher im Frühjahr mit 0,04 mg TP l^{-1} und 0,01 mg SRP l^{-1} auf, die Maxima mit 1,4 mg TP l^{-1} und 0,9 mg SRP l^{-1} dagegen jeweils am 14.08.04 (Tab. 5-3 und 5-4, Abb. 5-14). Sowohl die Minima als auch die Maxima wurden an der Station IN gemessen, die Spannweite der Daten ist hier jedoch nur geringfügig höher als an der Station OUT. SUP/PP weist zwar generell die gleiche Dynamik auf, doch wurde das Maximum hier mit knapp 0,6 mg l^{-1} während des Frühjahrshochwassers erreicht.

Mit der fehlenden Normalverteilung ist auch bei den P-Fractionen eine Abweichung zwischen Mittelwert und Median bzw. eine hohe Standardabweichung verknüpft. An beiden Stationen liegen die Mediane bei 0,3 mg TP l^{-1} , knapp über 0,2 mg SRP l^{-1} und 0,08 mg SUP/PP l^{-1} .

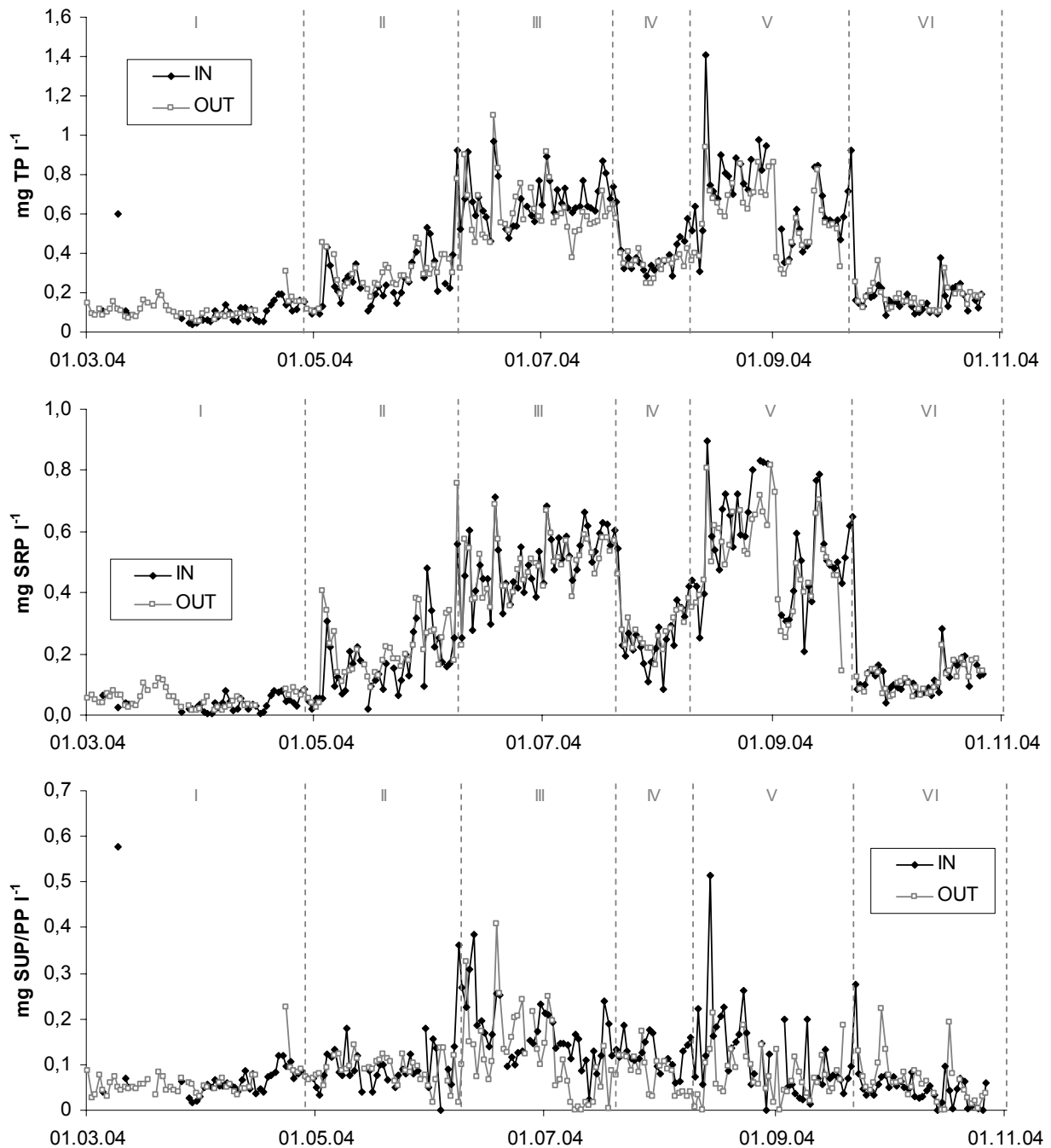


Abb. 5-14: Konzentrationen von Gesamtphosphat (TP), löslichem reaktiven Phosphat (SRP) und der Mischfraktion des löslichen nichtreaktiven (SUP) und partikulären (PP) Phosphors an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.3.2.4 Kalium und Calcium

Die Kalium- und Calcium-Konzentrationen (Abb. 5-15) zeigen ebenfalls eine saisonale Abhängigkeit, wobei das Muster der Kalium-Konzentrationen am ehesten der Phosphat-Dynamik mit Minima im Winter und Frühjahr und Maxima im Sommer und Frühherbst entspricht, das der Calcium-Konzentrationen eher der Nitrat-Dynamik mit Maxima im Winter

und Minima im Sommer.

Die Kalium-Konzentrationen liegen im Mittel (Median) bei $6,8 \text{ mg l}^{-1}$ (IN) und $6,6 \text{ mg l}^{-1}$ (OUT) (Tab. 5-3 und 5-4). Sie schwanken insgesamt zwischen 4 und 15 mg l^{-1} . Das Maximum wurde am 14.08.04 an der Station IN erreicht.

Die Calcium-Konzentrationen liegen an beiden Stationen im Mittel bei etwa 100 mg l^{-1} und schwanken zwischen etwa 60 mg l^{-1} und 155 mg l^{-1} (Tab. 5-3 und 5-4). Die jeweils höchsten Werte im Jahresverlauf traten an der Station OUT auf. Bemerkenswert ist der 14.08.04 mit einem ausgeprägten Peak von etwa 150 mg l^{-1} .

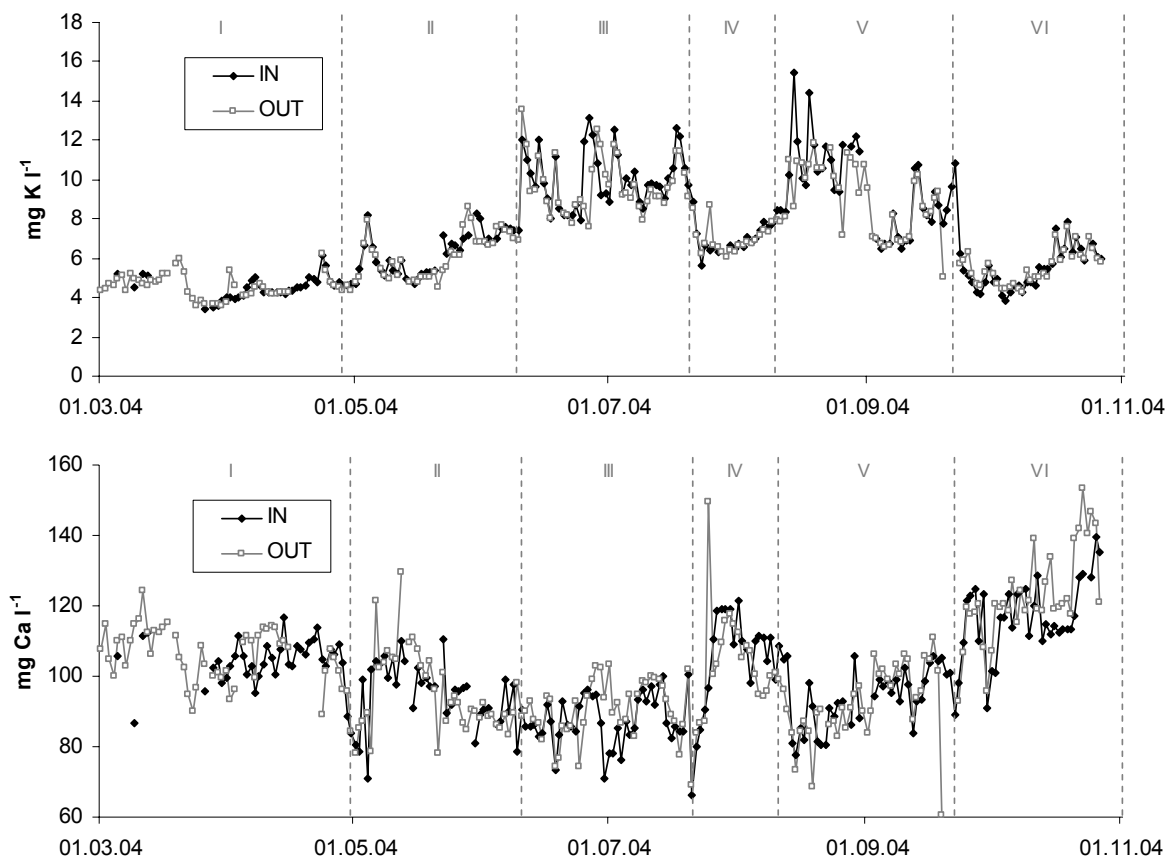


Abb. 5-15: Kalium- und Calcium-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.3.2.5 Eisen

Die mittlere Eisen-Konzentration (Median) liegt bei $0,09 \text{ mg l}^{-1}$ (IN) bzw. $0,07 \text{ mg l}^{-1}$ (OUT) (Tab. 5-3 und 5-4). Eine saisonale Dynamik ist nicht erkennbar (Abb. 5-16). Oft sanken die Konzentrationen unter die Nachweisgrenze, an einigen Terminen bildeten sich jedoch auch Spitzen aus, insbesondere an der Station IN. Diese erreichten zwischen $0,2$ und $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ während des Frühjahrsbasisabflusses und bis zu 5 mg l^{-1} während des zurückgehenden Herbsthochwassers im Oktober.

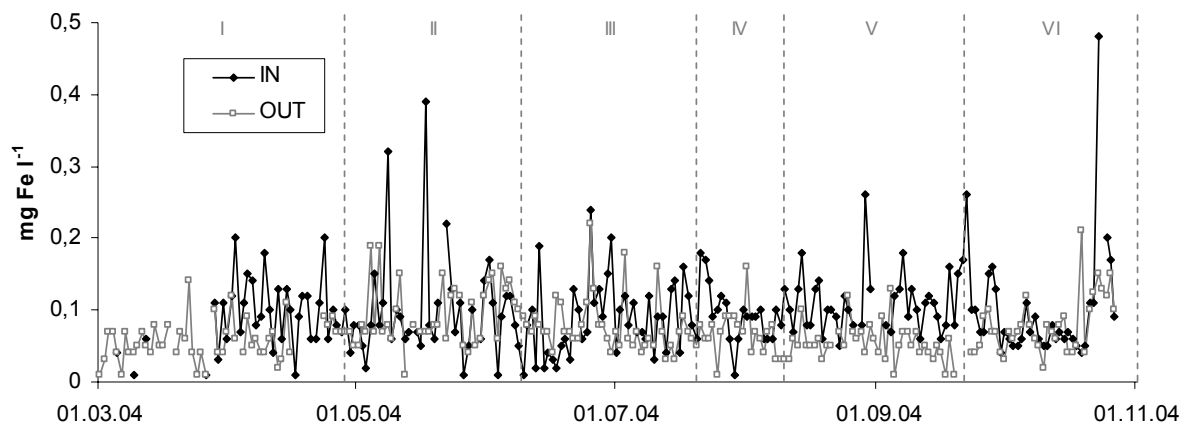


Abb. 5-16: Eisen-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.3.3 Autokorrelationen der Konzentrations-Zeitreihen

Aus den Autokorrelationen der vollständigen Zeitreihe von April bis Oktober 2004 erschließt sich der stochastische Charakter der Stoffdynamik im Bachwasser (Abb. 5-17), der insbesondere in den stark schwankenden Tageswerten zum Ausdruck kommt. Während SRP, K und Ca durch eine stetig sinkende Abnahme der Autokorrelation mit zunehmendem Zeit-Lag (Tage) gekennzeichnet sind, fallen die korrelativen Zusammenhänge in der Nitrat-Reihe, vor allem aber in den Ammonium- und Fe-Zeitreihen schnell auf ein geringes Level ab. Ähnlich wie ihre gelöste Fraktion verhält sich auch die P-Gesamtfraktion.

Verdeutlicht werden die beschriebenen Eigenschaften der Zeitreihen durch die Zeit-Lags (Tage), nach denen die Konfidenzgrenze der Autokorrelationsfunktion erreicht wird (Tab. 5-7). Während diese für Ammonium an beiden Stationen und für Eisen an der Station IN bereits mit einem Lag von einem Tag erreicht wird, liegt sie für Nitrat bei 0-12 Tagen und für alle weiteren Stoffe bei etwa 3-4 Wochen.

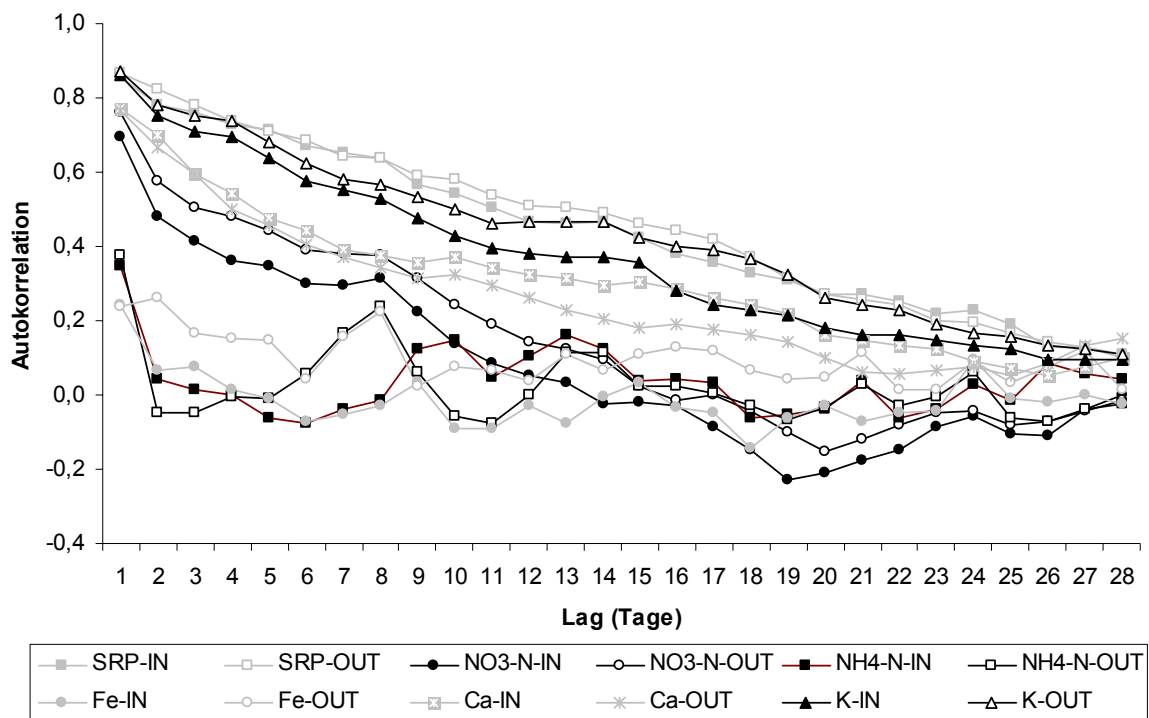


Abb. 5-17: Autokorrelationen der Konzentrationszeitreihen ausgewählter Inhaltsstoffe im Bachwasser, Datengrundlage: Messungen vom 01.04.04-31.10.04

Tab. 5-7: Konfidenzgrenzen der Autokorrelationen der Konzentrationszeitreihen vom 01.04.04-31.10.04 ($p < 0,05$)

Parameter	Lag (Tage)	
	IN	OUT
NO ₃ -N	10	12
NH ₄ -N	1	1
TP	30	25
SRP	25	26
K	24	26
Ca	22	19
Fe	1	5

5.3.4 Abfluss-Konzentrations-Beziehungen

Eine klare Abfluss-Konzentrations-Beziehung ist für keinen der Stoffe festzustellen (Abb. 5-18 und 5-19). Bei einigen Stoffen wie TP, SRP, K und Ca sind quadratische Funktionen $[f(x)=ax^2+bx+c]$ oder im vorderen Abflussbereich Umkehrfunktionen $[f(x)=1/(a*x)]$ denkbar. Anpassungen ergeben jedoch nur eine relativ geringe Güte ($R^2=0,3$ bzw. $R^2=0,4$). In der TP-, SRP- und K-Dynamik (Abb. 5-14 und 5-15 in Kap. 5.3.2) lassen sich im Vergleich mit der Abflussdynamik (Abb. 5-2 in Kap. 5.1.1) Verdünnungstendenzen bei steigenden Abflüssen und Konzentrationseffekte bei sinkenden Abflüssen erahnen. Die Streudiagramme in den Abbildungen 5-8 und 5-19 zeigen jedoch, dass die geringsten TP-, SRP- und K-Konzentrationen bei Abflüssen zwischen $0,2$ und $0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vorkommen. Bei den Ca-Konzentrationen ist dies genau umgekehrt: Ähnlich der Nitratdynamik scheinen die Konzentrationen positiv mit dem Abfluss zu korrelieren. Hier liegen die höchsten Konzentrationen im mittleren Abflussbereich vor. Bei geringeren Abflüssen scheint bei allen Stoffen die ganze Spannweite an Konzentrationen repräsentiert zu sein. Ist der Abfluss höher als $0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, so fällt eine starke Streuung der Konzentrationen auf. Hier liegen vermutlich Hysterese-Effekte vor, d.h. bei steigenden Hochwasser-Abflüssen liegen andere Konzentrationen vor als bei sinkenden.

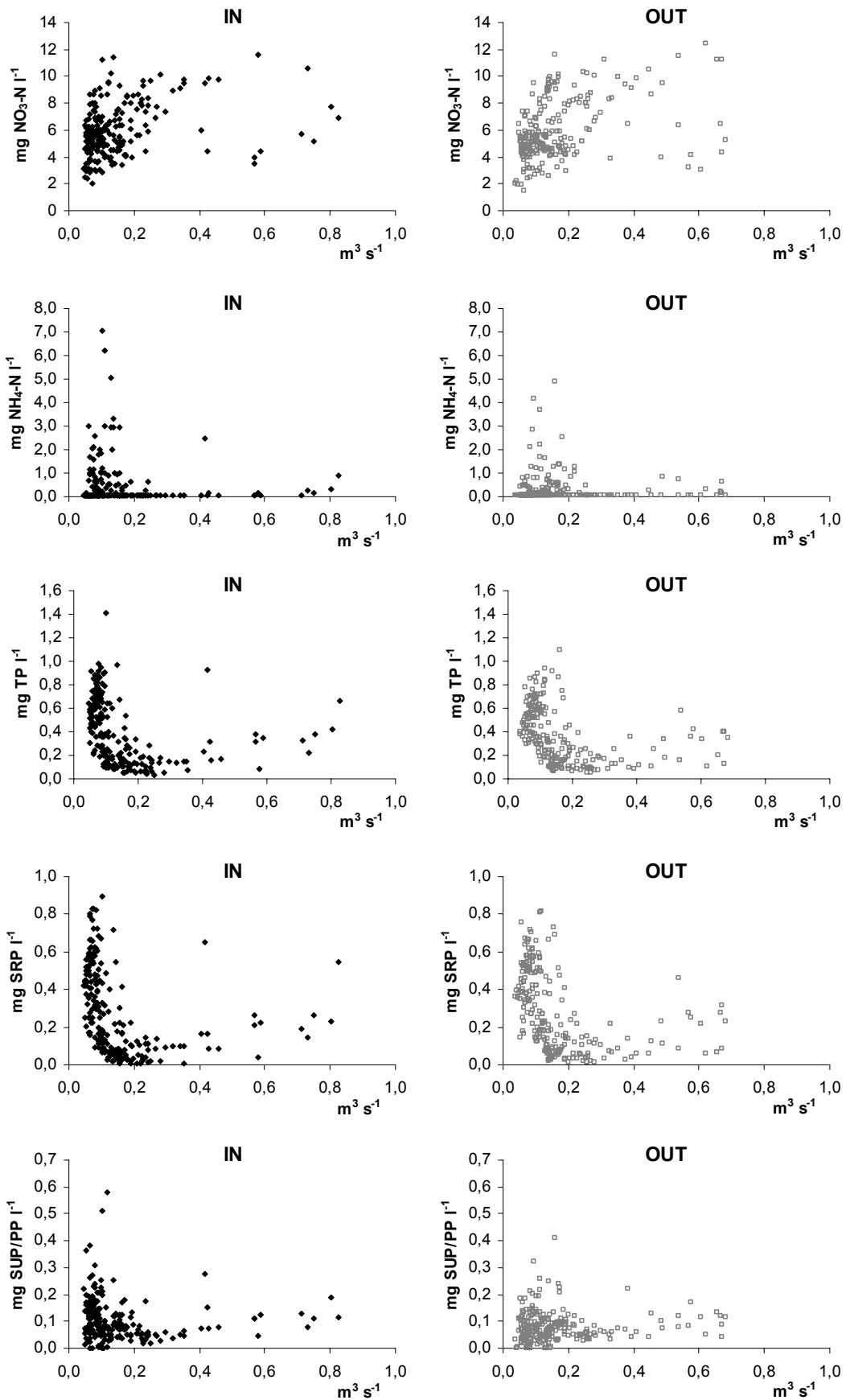


Abb. 5-18: Abfluss-Konzentrations-Beziehungen an den Stationen IN und OUT: NO_3-N , NH_4-N , TP, SRP, SUP/PP; Datengrundlage: Tagesmittelwerte Q, Konzentrationen der Tagesmischproben

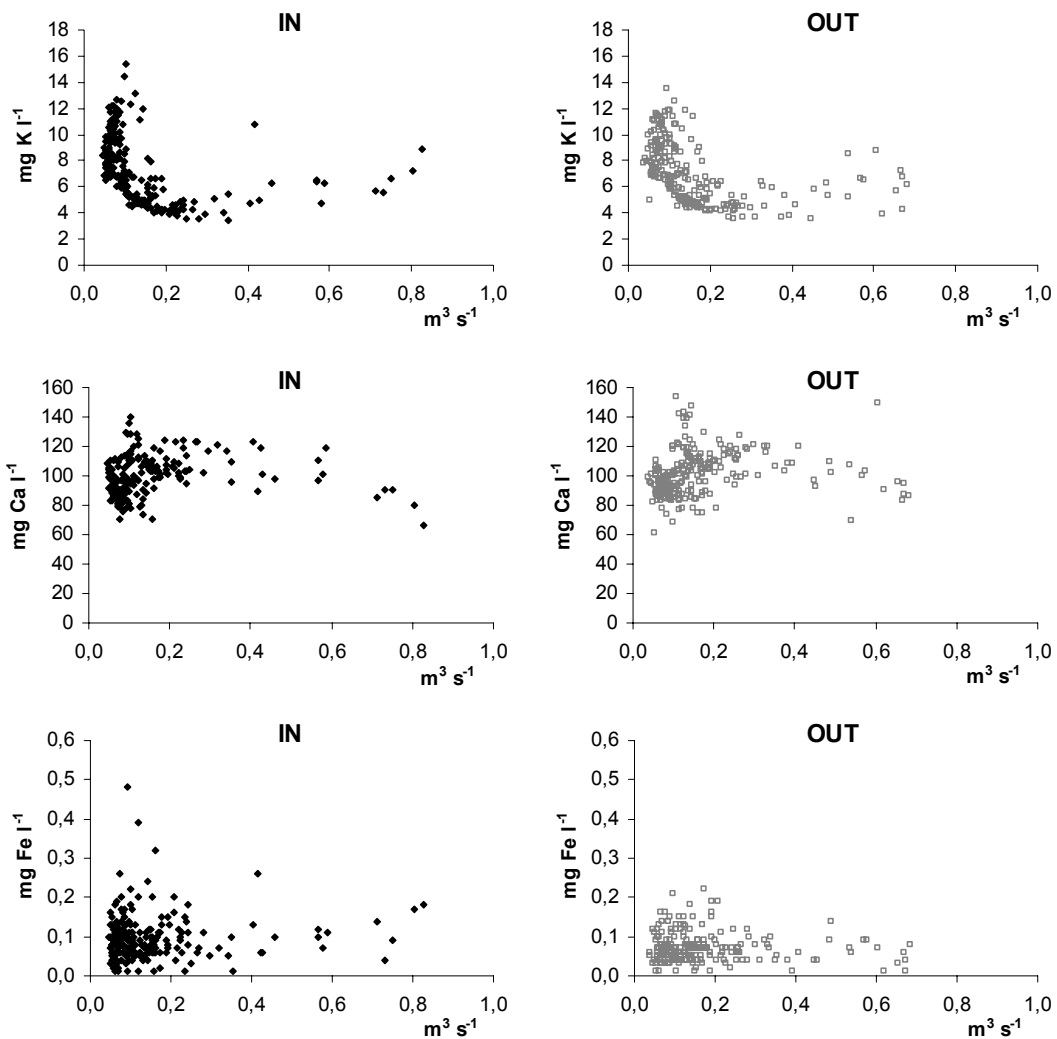


Abb. 5-19: Abfluss-Konzentrations-Beziehungen an den Stationen IN und OUT: K, Ca, Fe; Datengrundlage: Tagesmittelwerte Q, Konzentrationen der Tagesmischproben

5.3.5 Nährstoff-Konzentrationen im Grundwasser

Ausreichende Wassermengen für die Entnahme von Grundwasserproben aus den Piezometern waren nur dann vorhanden, wenn der Wasserstand nicht unter 70 cm unter Flur und damit nicht bis auf die Tiefe, in der die Piezometer verfiltert sind (70-80 cm u. Flur), sank. Das erklärt die Lücken im vorhandenen monatlichen Datensatz (Abb. 5-20).

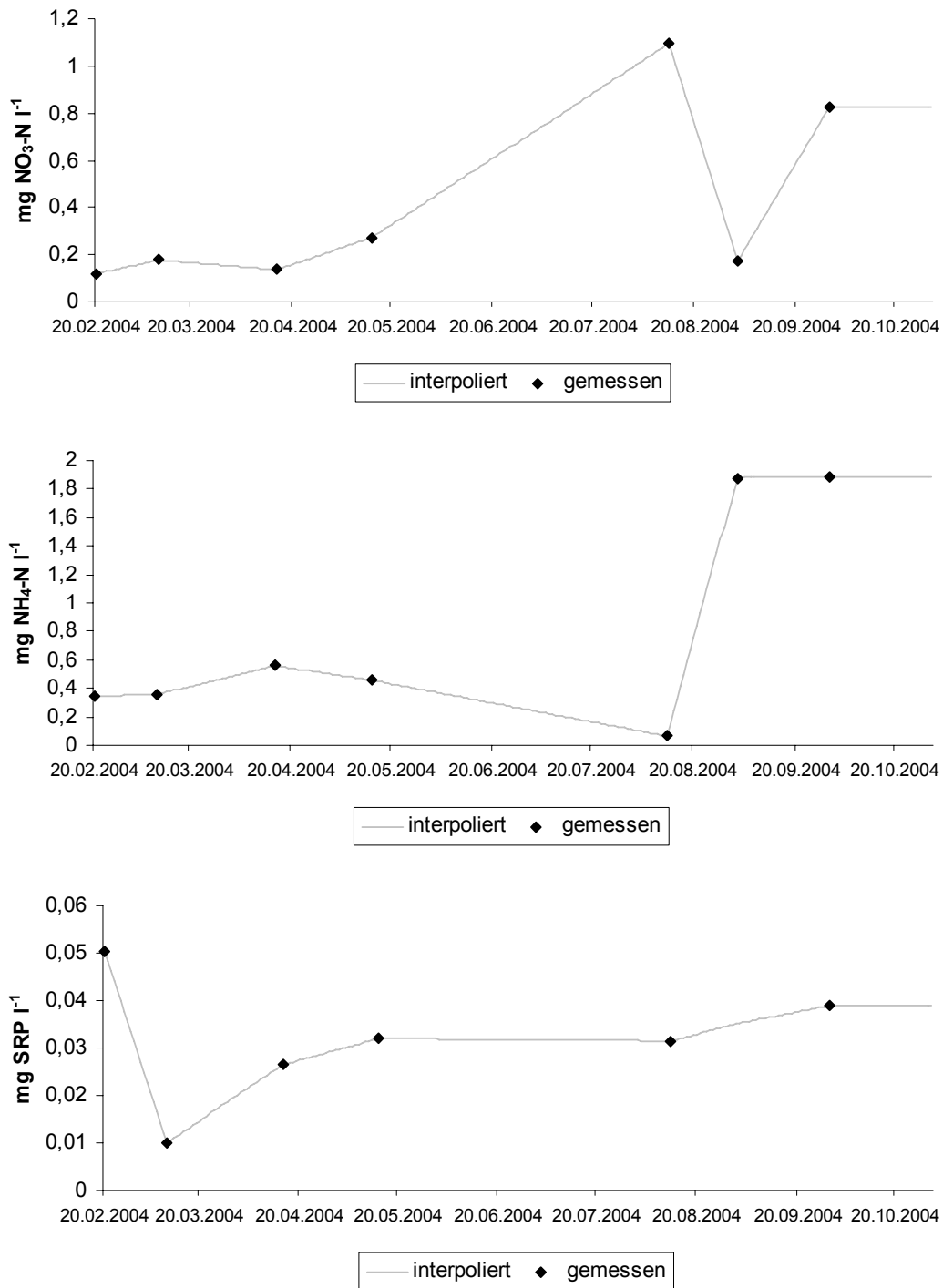


Abb. 5-20: Gemessene und zur Frachtenberechnung linear interpolierte Konzentrationen im Grundwasser, Piezometerproben, 80 cm unter Flur

Der Median der Nitrat-Konzentrationen liegt bei geringen 0,18 mg NO₃-N l⁻¹ (Tab. 5-8). Das Maximum wurde mit etwas über 1 mg l⁻¹ nach dem Sommerhochwasser erreicht, ein weiterer höherer Wert von 0,8 mg l⁻¹ nach dem Herbsthochwasser (Abb. 5-20). Während der übrigen Beprobungen lag die Konzentration unter 0,3 mg NO₃-N l⁻¹.

Die Ammonium-Konzentration ist im Hinblick auf die Konzentrationen im Bach mit 0,46 mg l⁻¹

(Median) bzw. mittleren $0,79 \text{ mg l}^{-1}$ (arithmetischer Mittelwert) vergleichsweise hoch (Tab. 5-8). Im Frühjahr lag sie noch im Bereich zwischen $0,3$ und $0,6 \text{ mg l}^{-1}$, bevor sie im August unter die Nachweisgrenze sank (Abb. 5-20, Werte unter der Bestimmungsgrenze von $0,128 \text{ mg l}^{-1}$ wurden auch hier mit dem halben Wert dieser Grenze angegeben, vgl. Kap. 4.1.4). Die höchsten Konzentrationen von bis zu knapp 2 mg l^{-1} traten mit dem Herbsthochwasser auf. Median und arithmetisches Mittel der SRP-Konzentrationen liegen beide bei $0,03 \text{ mg l}^{-1}$ (Tab. 5-8). Der höchste Wert wurde mit $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ im Februar erreicht, der niedrigste folgte im März mit $0,01 \text{ mg l}^{-1}$. Ab dann stiegen die Konzentrationen auf das Niveau ihres Mittelwerts von $0,03 \text{ mg l}^{-1}$ (Abb. 5-20).

Tab. 5-8: Deskriptive statistische Maßzahlen der SRP-, Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen im Grundwasser (Piezometer, 80 cm u. Flur), SD = Standardabweichung, n = Anzahl der Proben, Datengrundlage: Mittelwerte der Konzentrationen an den Grundwassermesstellen Nr. 2 und 7 von 7 Terminen (20.02.-30.09.04)

	NO ₃ -N	NH ₄ -N	SRP
Mittelwert	0,40	0,79	0,03
SD	0,36	0,70	0,01
Median	0,18	0,46	0,03
Minimum	0,12	nn	0,01
Maximum	1,10	1,88	0,05
N	6	6	5

Bei höheren Wasserständen sind tendenziell höhere Konzentrationen von SRP und NH₄-N in 80 cm Tiefe unter Flur festzustellen (Abb. 5-21).

Für SRP treten hohe Konzentrationen insbesondere nach dem Frühjahrs- und Herbsthochwasser auf, nicht aber nach dem Sommerhochwasser. Die Ammonium-Konzentration ist bereits am 02.09.04 vor dem Herbsthochwasser hoch.

Niedrige Nitrat-Konzentrationen treten bei Wasserständen zwischen 40 -0 cm unter Flur auf. Eine Ausnahme bilden zwei höhere Werte nach den Hochwasser-Ereignissen im Sommer und im Herbst. Dabei ist anzumerken, dass die höhere Konzentration nach dem Sommer-Hochwasser am 12.08.04 zu einem Zeitpunkt gemessen wurde, als die Wasserstände bereits wieder gesunken waren.

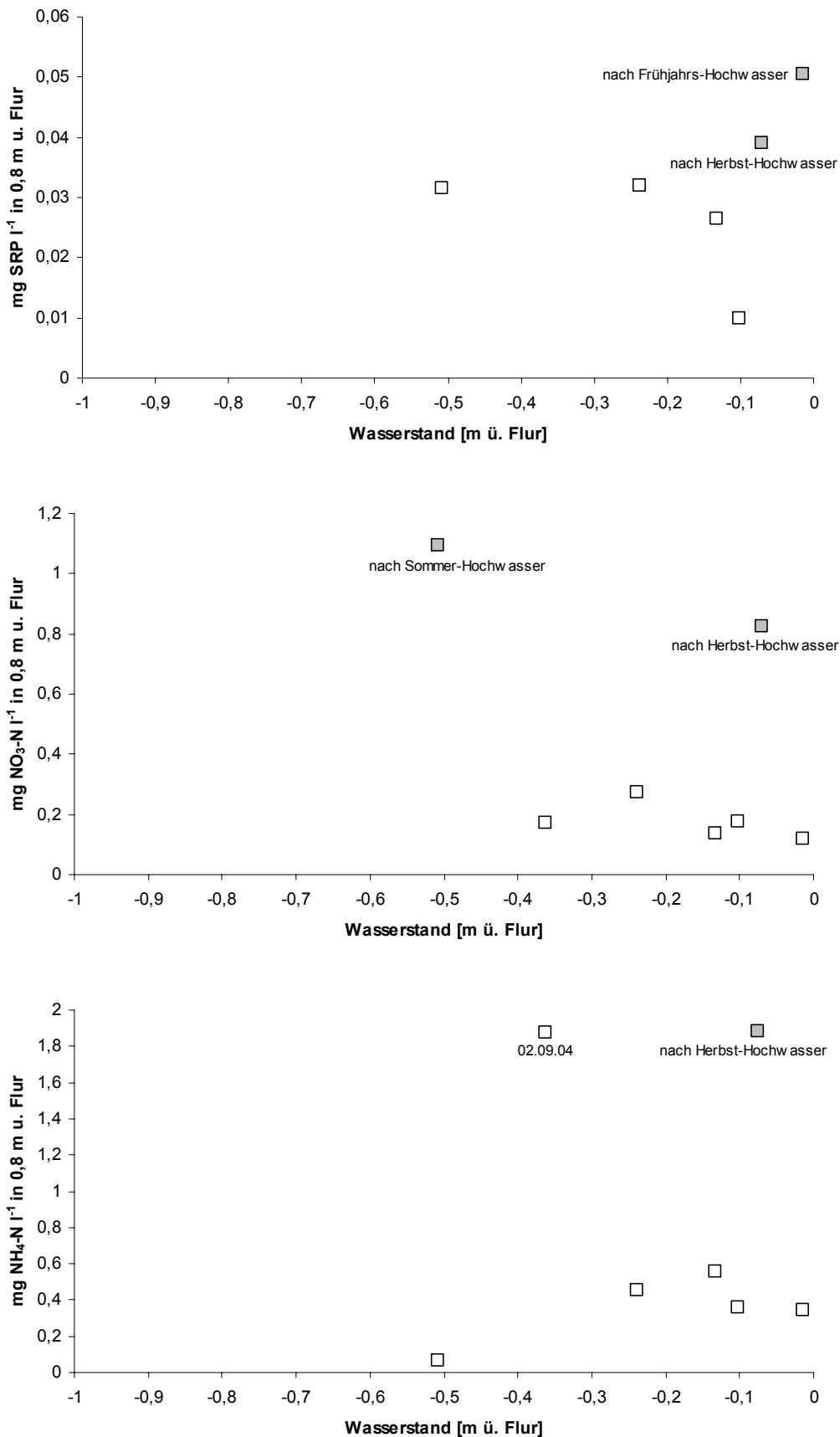


Abb. 5-21: Zusammenhang zwischen Wasserstand und Nährstoff-Konzentrationen im Grundwasser

5.4 Retention ohne Berücksichtigung der Grundwassereinträge

Die tägliche Nährstoffretention zeigt große Schwankungen, die in den Monaten Mai bis Juli am deutlichsten sind. Die Bilanzen der hydrologischen Phasen unterscheiden sich beträchtlich (Tab. 5-9 bis 5-16).

5.4.1 Nitrat

Hohe Nitrateinträge an der Station IN (im Mittel 125 kg d^{-1}) und hohe Nitratverluste kennzeichnen die Phase I (Frühjahrshochwasser). Die mittleren täglichen Nitratausträge betragen in dieser Phase -20 kg (-16% , Tab. 5-9).

Während der Basisabflussphase im Frühjahr (Phase II) kam es zeitweise zur Nitrat-Retention. Der maximale Tageswert der Retention in dieser Phase wurde Anfang Mai erreicht und liegt bereits bei 67 kg d^{-1} (53% , Abb. 5-22). Bemerkenswert sind die hohen Schwankungen der Austräge in dieser Phase. Die Amplitude reicht von den oben genannten maximalen 67 kg d^{-1} Retention bis zu Austrägen von -41 kg d^{-1} . Insgesamt überwiegen hohe Nitrat-Austräge und schlagen sich in einer negativen Gesamtbilanz dieser Phase von -208 kg nieder. Das entspricht einer mittleren Tagesbilanz von $-5,6 \text{ kg d}^{-1}$ (-11%).

Während des fröhsommerlichen Niedrigabflusses (Phase III) traten zunächst weiterhin starke Schwankungen zwischen Retention und Austrag auf, es zeichnete sich aber im Juli ein Übergang zu verstärkter Retention ab. Das führte in Phase III insgesamt zu einer geringfügig positiveren Gesamtbilanz als in Phase II (Tab. 5-9).

Während des steigenden Sommerhochwassers (Phase IV) waren der Nitrateintrag und die Retention zunächst erhöht. Mit dem Fallen der Hochwasserganglinie kam es Anfang August zu einem Austrag von maximal 81% . Da die Einträge zu diesem Zeitpunkt bereits zurückgegangen waren, entspricht dieser Anteil allerdings nur noch einem tatsächlichen Austrag von -20 kg d^{-1} , der die Gesamtbilanz nicht wesentlich beeinflusst. Mit dem allmählichen Ausgleich der Wasserbilanz fand dann wieder Nitratrückhalt statt. Während dieser sommerlichen Hochwasserphase trat der insgesamt höchste Rückhalt von knapp 480 kg , d.h. mittleren $23 \text{ kg NO}_3\text{-N d}^{-1}$ (17%), auf.

Während des folgenden spätsommerlichen Niedrigabflusses (Phase V) überwog die Nitratretention mit etwa einem Kilogramm pro Tag. Gelegentliche Austräge kamen jedoch auch hier vor, insbesondere während kleinerer Niederschlagsereignisse.

Mit den Hochwasserspitzen im Herbst (Phase VI) liegen die höchsten mittleren Einträge von knapp 150 kg d^{-1} vor. Trotzdem wurde die Retention mit dem steigenden Hochwasser kurzfristig noch einmal erhöht. Danach traten nur noch Austräge auf. Die Gesamtbilanz dieser Phase ist nahezu ausgeglichen.

Insgesamt wirkte das System demnach im Sommer sowohl unter spätsommerlichen

Niedrigabflussbedingungen als auch während des Sommerhochwassers als Nitrat-Senke. Während der anderen Phasen, insbesondere im Frühjahr, überwiegt die Funktion der Nitrat-Quelle. Die Gesamtbilanz der untersuchten Periode (198 Tage) beläuft sich auf -870 kg (-17 kg ha^{-1}).

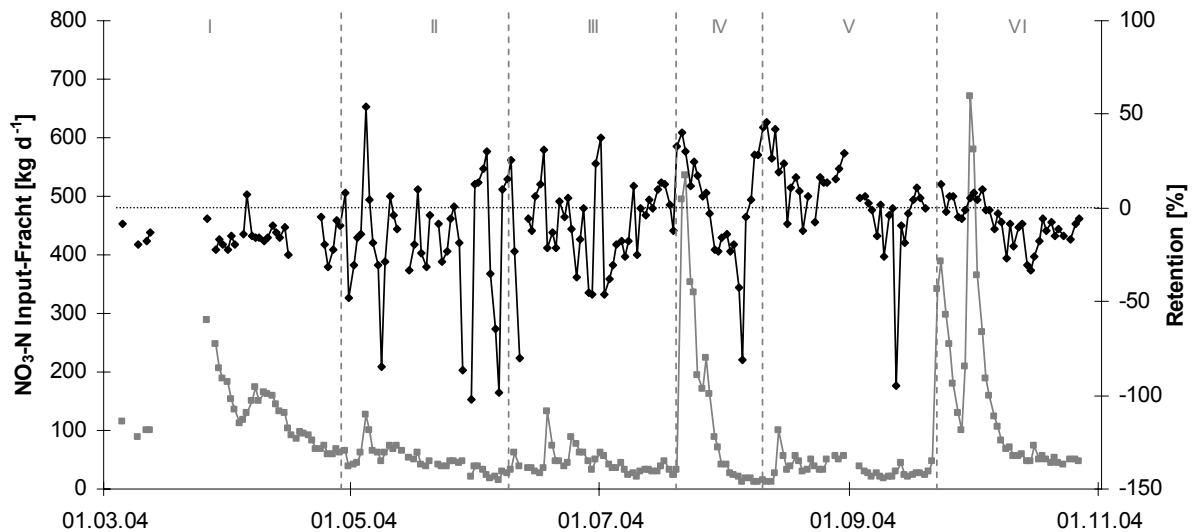


Abb. 5-22: Nitrat-Einträge ($\text{NO}_3\text{-N}$) ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse auf der linken Ordinate und ihr relativer Rückhalt auf der rechten Ordinate; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

5.4.2 Ammonium

Insgesamt kam es bei höheren Ammonium-Einträgen oft zu einer nahezu vollständigen Retention (Abb. 5-23). Höhere Austräge traten insbesondere Anfang Mai und im Juni auf. Während das Frühjahrshochwasser (Phase I) noch durch geringe Einträge und einen schwachen Rückhalt gekennzeichnet war, traten während der Basisabflussphase im Frühjahr (Phase II) zugleich die höchsten Ammonium-Einträge (etwa 10 kg N d^{-1}) und der höchste Rückhalt (knapp 6 kg d^{-1} , 54 kg am 02.05.04) auf. Dennoch kam es in dieser Phase bereits zu einzelnen hohen Austrägen. Diese häuften sich in der Phase des fröhsommerlichen Niedrigabflusses (Phase III), u.a. mit dem höchsten relativen Austrag aller Bilanzen von etwa -5000% (-21 kg d^{-1}) am 11.06.04. Phase III ist damit die einzige Phase mit einer negativen Ammonium-Gesamtbilanz, der mittlere Austrag beträgt -2 kg d^{-1} (61 %) (Tab. 5-9).

In den anderen Phasen wurde Ammonium überwiegend zurückgehalten. Die mittlere Retention dieser Phasen lag zwischen einem und zwei Kilogramm pro Tag. Das entspricht einem relativen Rückhalt zwischen 26 und 51 % der Einträge.

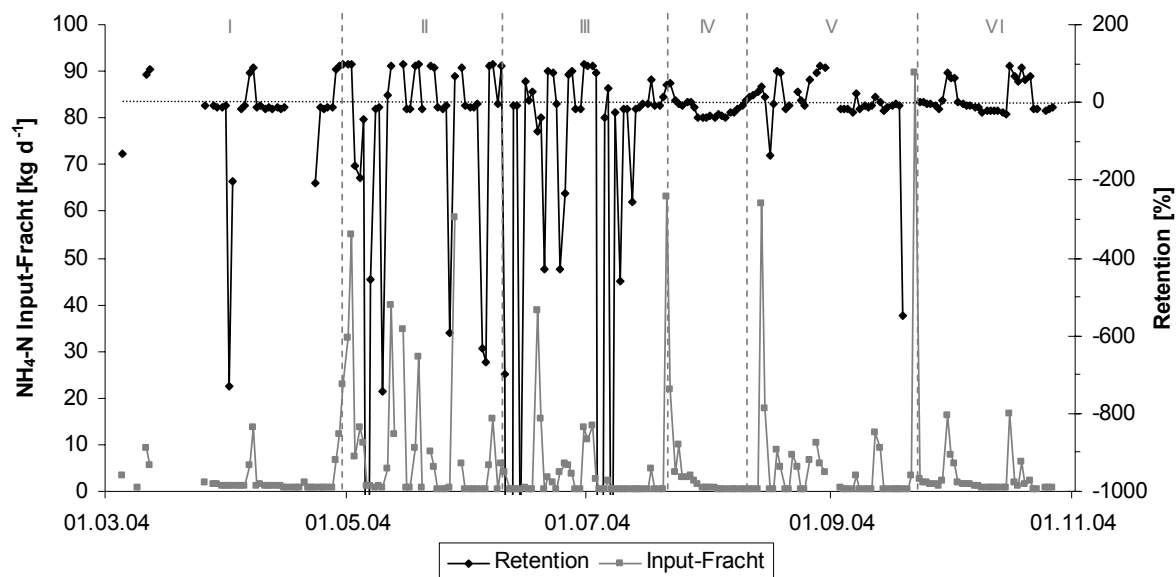


Abb. 5-23: Ammonium-Einträge ($\text{NH}_4\text{-N}$) ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse auf der linken Ordinate und ihr relativer Rückhalt auf der rechten Ordinate; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Tab. 5-9: $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	$\text{NO}_3\text{-N}$			$\text{NH}_4\text{-N}$		
	Input-Fracht	Differenz Input-/ Output-Fracht	Retention	Input-Fracht	Differenz Input-/ Output-Fracht	Retention
	kg d^{-1}	kg d^{-1}	%	kg d^{-1}	kg d^{-1}	%
Frühjahrshochwasser (I)	125,1	-20,0	-16	2,1	0,2	9
Frühjahrsbasisabfluss (II)	48,8	-5,6	-11	10,4	5,9	57
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	43,9	-4,4	-10	3,5	-2,0	-61
Sommerhochwasser (IV)	136,4	22,8	17	5,6	1,8	31
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	42,6	1,0	2	6,7	1,7	26
Herbsthochwasser (VI)	148,7	-0,02	-0,03	2,6	1,3	51
Insgesamt	85,0	-4,4	-5	5,1	1,4	27

5.4.3 DIN

Werden Nitrat und Ammonium zu einer löslichen anorganischen N-Fraktion zusammengefasst (DIN, engl. Abkürzung für 'dissolved inorganic nitrogen'), ergeben sich Austräge nur in Phase I und III (Frühjahrshochwasser und frühsommerlicher Niedrigabfluss,

Tab. 5-10). Für die restlichen Phasen zeigt die Bilanz einen Rückhalt zwischen 0,3 und 25 kg d⁻¹ (1-17 %), wobei der maximale Rückhalt wie bei Nitrat-N während des Sommerhochwassers erreicht wird, gefolgt vom spätsommerlichen Niedrigabfluss. Durch die hohe Ammonium-Retention während des Frühjahrsbasisabflusses (Phase II) kann die negative Nitrat-Bilanz dieser Phase wieder ausgeglichen werden.

Tab. 5-10: DIN-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse.

Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	DIN		
	Input- Fracht	Differenz Input-/ Output- Fracht	Retention
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%
Frühjahrshochwasser (I)	127,2	-19,8	-16
Frühjahrsbasisabfluss (II)	59,2	0,3	1
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	47,4	-6,4	-14
Sommerhochwasser (IV)	142	24,6	17
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	49,3	2,7	5
Herbsthochwasser (VI)	151,3	1,28	1
Insgesamt	90,1	-3	-3

5.4.4 Gesamtphosphor (TP)

Verluste von TP traten im Frühjahr und Frühsommer (Phase I-III) sowie während des Herbsthochwassers (Phase VI) auf (Tab. 5-11, Abb. 5-24). Die höchsten Austräge von mittleren -0,8 kg d⁻¹ (-31 %) und maximal -6 kg d⁻¹ (-290 %) wurden mit dem Frühjahrsbasisabfluss erreicht. Im Sommer fand sowohl während des Hochwassers mit 0,7 kg d⁻¹ bzw. 7 % als auch während des spätsommerlichen Niedrigabflusses mit 0,2 kg d⁻¹ bzw. 4 % (Phasen IV und V) Rückhalt von TP statt.

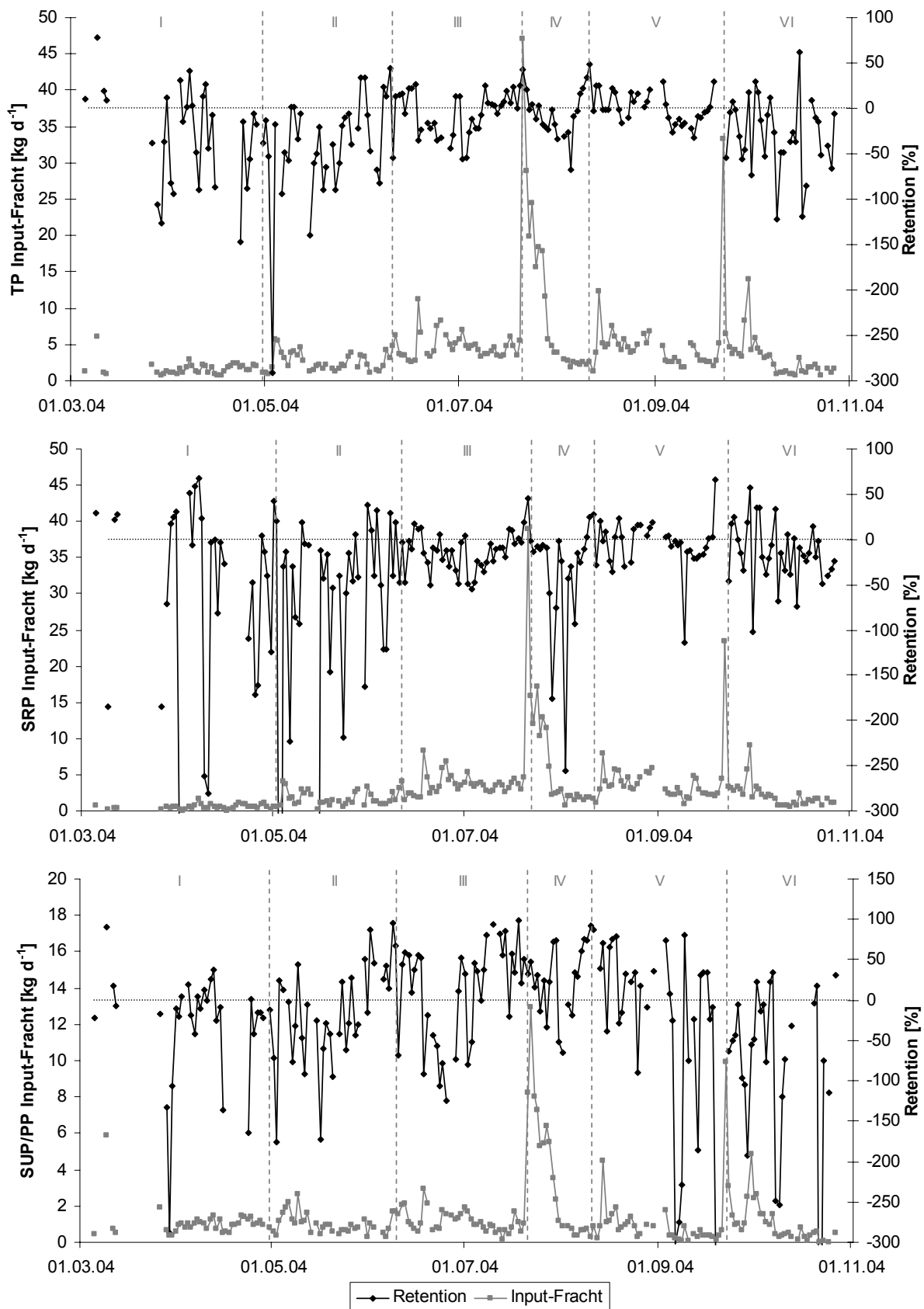


Abb. 5-24: Einträge von TP, SRP (ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse) und SUP/PP auf der linken Ordinate und ihr relativer Rückhalt auf der rechten Ordinate; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Tab. 5-11: TP- und SRP-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen ohne Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	TP			SRP		
	Input- Fracht	Differenz Input-/ Output- Fracht	Retention	Input- Fracht	Differenz Input-/ Output- Fracht	Retention
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%
Frühjahrshochwasser (I)	1,6	-0,2	-13	0,6	-0,2	-33
Frühjahrsbasisabfluss (II)	2,6	-0,8	-31	1,6	-0,7	-44
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	4,7	-0,5	-10	3,6	-0,6	-17
Sommerhochwasser (IV)	11,1	0,7	7	7,2	-0,2	-3
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	5,0	0,2	4	3,9	-0,04	-1
Herbsthochwasser (VI)	3,1	-0,5	-17	2,1	-0,02	-1
Insgesamt	4,2	-0,2	-6	2,9	-0,3	-10

5.4.5 SRP

Während des Frühjahrshochwassers (Phase I) traten stark schwankende relative Austräge von bis zu -1200 % auf, die bei den vergleichsweise geringen Einträgen von mittleren 0,6 kg d⁻¹ jedoch nur etwa einem Kilogramm pro Tag entsprechen (Abb. 5-24).

Mit sinkenden Abflüssen während der Basisabflussphase im Frühjahr (Phase II) stiegen auch die Konzentrationen. Es kam zu höheren Einträgen von mittleren 1,6 kg d⁻¹ (Tab. 5-11) und gleichzeitig zu hohen täglichen Schwankungen zwischen Retention von bis zu einem Kilogramm SRP pro Tag und Austrägen von bis zu -6 kg d⁻¹.

Mit der Phase des frühsommerlichen Niedrigabflusses (Phase III) stiegen die Einträge weiter an (3,6 kg d⁻¹) und auch die Austräge überwogen mit -0,6 kg d⁻¹ insgesamt weiterhin die Einträge. Die Schwankungen der Austräge waren jedoch nicht mehr so hoch wie in Phase II, der maximale Austrag lag bei -3 kg d⁻¹.

Während des Sommerhochwassers (Phase IV) stiegen mit dem Ast der Hochwasserganglinie auch die Eintragsfrachten auf bis zu 39 kg d⁻¹. Mit dem fallenden Ast kam es dann zu hohen relativen Austrägen. Insgesamt ist die Gesamtbilanz mit -0,2 kg d⁻¹ jedoch weniger negativ als in den Phasen II-III mit -0,6 bzw. -0,7 kg d⁻¹.

Die geringsten Austräge von weniger als -0,05 kg d⁻¹ liegen für die spätsommerliche Niedrigabflussphase (Phase V) und das Herbsthochwasser (Phase VI) vor. Während der Hochwasserspitzen des Herbsthochwassers im September fand noch Retention statt, ein Übergang zu dominierenden Austrägen trat mit dem fallenden Hochwasserast auf.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum war das System eine SRP-Quelle. Im Frühjahr und während des fröhsummerlichen Niedrigabflusses traten die höchsten Austräge auf. Während des Sommer- und Herbsthochwassers sowie während des spätsommerlichen Niedrigabflusses waren die Phosphat-Verluste jedoch gering.

5.4.6 SUP/PP

Der Austrag der Mischfraktion partikulären und löslichen organischen Phosphors war im Frühjahr (Phasen I und II) vergleichsweise gering, im Herbst (Phase VI) jedoch mit $-0,7 \text{ kg d}^{-1}$ ähnlich hoch wie die Austräge von SRP im Frühjahr, in Bezug auf den relativen Austrag mit -70% SUP/PP gegenüber -44% SRP sogar noch höher (Abb. 5-24, Tab. 5-11 und 5-12). Dagegen fand im Sommer während beider Niedrigabflussphasen (II und V) und während des Sommerhochwassers (Phase V) ein Rückhalt von SUP/PP statt. Die höchste Retention ergab sich mit mittleren $0,8 \text{ kg d}^{-1}$ (22%) und maximal 6 kg d^{-1} (92%) für die Phase des Sommerhochwassers. Ähnlich effektiv war die Retention (20%) auch während des spätsommerlichen Niedrigabflusses. Da die Einträge jedoch geringer waren, lag die absolute Retention nur bei $0,2 \text{ kg d}^{-1}$.

Tab. 5-12: SUP/PP-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	SUP/PP		
	Input- Fracht	Differenz Input-/ Output- Fracht	Retention
	kg d^{-1}	kg d^{-1}	%
Frühjahrshochwasser (I)	1,1	-0,04	-4
Frühjahrsbasisabfluss (II)	1,0	-0,07	-7
Fröhsummerlicher Niedrigabfluss (III)	1,2	0,03	2
Sommerhochwasser (IV)	3,6	0,8	22
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	1,0	0,2	20
Herbsthochwasser (VI)	1,0	-0,7	-70
Insgesamt	1,3	0,02	2

5.5 Retention mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge

Bei den gelösten Spezies $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie bei SRP erhöhen sich bei Berücksichtigung der Grundwassereinträge sowohl die Einträge selbst als auch die Retention (Abb. 5-25, Tab. 5-13 bis 5-16). Während bei $\text{NO}_3\text{-N}$ nur etwa 1 %, bei SRP etwa 2 % der Einträge aus der Niederung stammen und die Einträge dadurch nur geringfügig höher als in der einfachen Bilanz in Tab. 5-9 und Tab. 5-11 sind, sind es bei $\text{NH}_4\text{-N}$ im Mittel 16 % bzw. bis zu über 50 % beim Herbsthochwasser. Bei Berücksichtigung der Grundwassereinträge steigen im Vergleich zur einfachen Bilanz (Tab. 5-9) bei Ammonium nicht nur die Eintragsfrachten deutlich, sondern mit ihnen auch der zurückgehaltene Anteil dieser Frachten. Der Rückhalt von $\text{NH}_4\text{-N}$ ist im Mittel um 1 kg auf 2,4 kg d^{-1} erhöht. Bei $\text{NO}_3\text{-N}$ und SRP sind die Austräge bei Berücksichtigung der Grundwassereinträge verringert, im Mittel von -5 auf -1,3 kg $\text{NO}_3\text{-N d}^{-1}$ bzw. für SRP kaum merklich um 0,04 kg SRP d^{-1} (von -0,30 auf -0,26 kg SRP d^{-1}).

Eine geringfügig gegenläufige Tendenz wurde nur für die Phase des Herbsthochwassers (VI) festgestellt. Sowohl die $\text{NO}_3\text{-N}$ - als auch die SRP-Bilanzen zeigen einen geringeren Rückhalt bei Berücksichtigung der Grundwasserzuflüsse (Tab. 5-13 und 5-15) als in den Bilanzen ohne Berücksichtigung dieses Wasserpfades (Tab. 5-9 und 5-11).

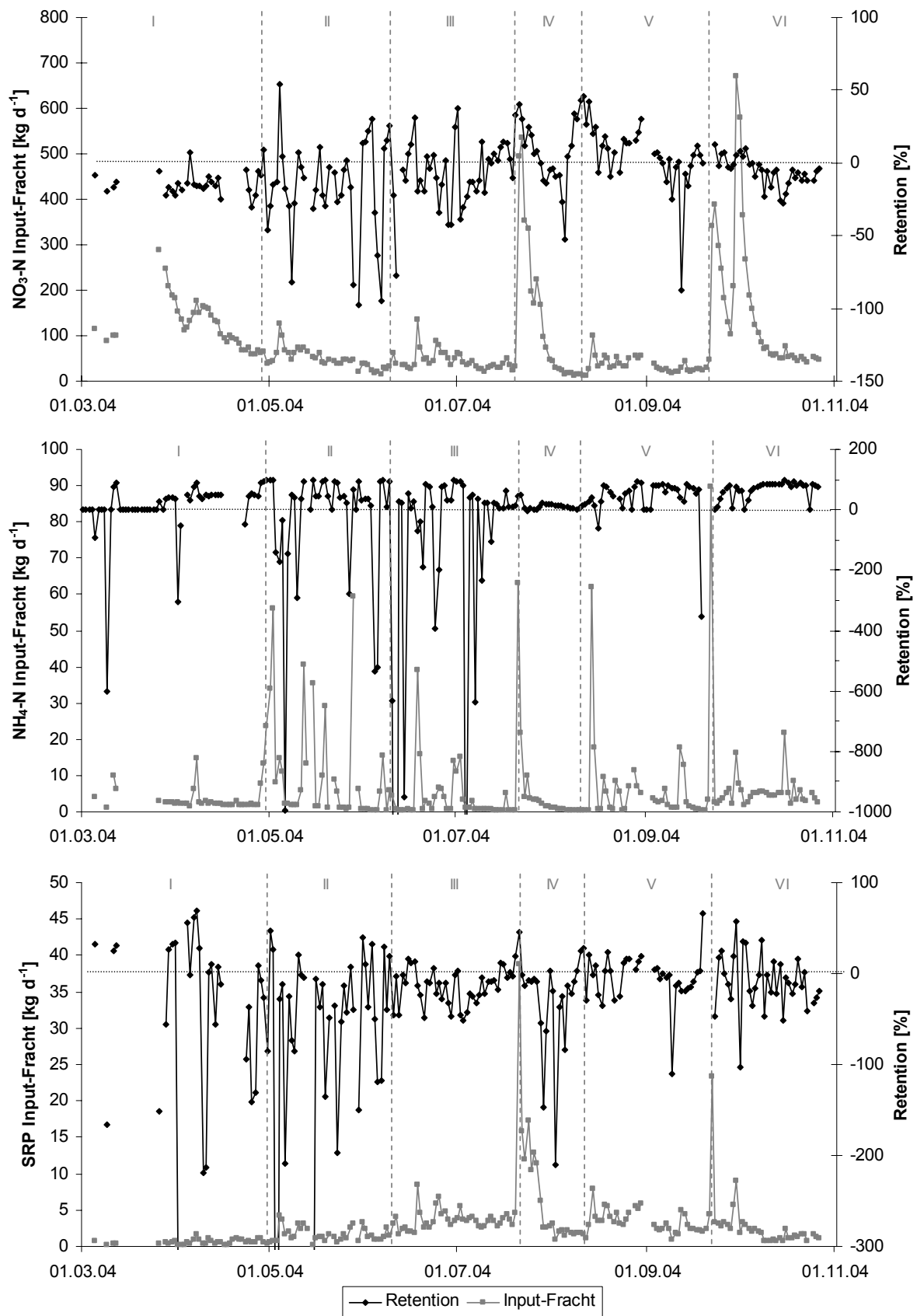


Abb. 5-25: Eintragsfrachten (linke Achse) und relative Retention (rechte Achse) von NO₃-N, NH₄-N und SRP mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge; I-VI stehen für die hydrologischen Phasen (vgl. Abb. 5-9)

Tab. 5-13: NO₃-N-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	NO ₃ -N			
	Input-Fracht	davon Fracht Grundwasser	Differenz Input-/Output-Fracht	Retention
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%
Frühjahrshochwasser (I)	125,4	0,3	-19,7	-16
Frühjahrsbasisabfluss (II)	49,1	0,3	-5,2	-11
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	44,7	0,8	-3,6	-8
Sommerhochwasser (IV)	138,6	2,2	24,9	18
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	42,9	0,3	2,6	6
Herbsthochwasser (VI)	149,8	1,1	1,1	1
Insgesamt	85,8	0,8	-1,3	2

Tab. 5-14: NH₄-N-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	NH ₄ -N			
	Input-Fracht	davon Fracht Grundwasser	Differenz Input-/Output-Fracht	Retention
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%
Frühjahrshochwasser (I)	3,1	1,0	1,2	39
Frühjahrsbasisabfluss (II)	11,0	0,6	6,5	59
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	3,8	0,3	-1,8	-47
Sommerhochwasser (IV)	5,9	0,3	2,0	34
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	7,7	1,0	2,8	36
Herbsthochwasser (VI)	5,3	2,7	4,0	76
Insgesamt	6,1	1,0	2,4	39

Tab. 5-15: DIN-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	DIN		
	Input- Fracht	Differenz Input-/ Output- Fracht	Retention
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%
Frühjahrshochwasser (I)	128,5	-18,5	-14
Frühjahrsbasisabfluss (II)	60,1	1,3	2
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	48,5	-5,4	-11
Sommerhochwasser (IV)	144,5	26,9	19
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	50,6	5,4	11
Herbsthochwasser (VI)	155,1	5,1	3
Insgesamt	91,9	1,1	1

Tab. 5-16: SRP-Bilanzen der hydrologischen Austauschphasen mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge. Negative Werte zeigen Austräge und positive Werte Retention an.

Phase	SRP			
	Input- Fracht	davon Fracht Grundwasser	Differenz Input-/ Output- Fracht	Retention
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%
Frühjahrshochwasser (I)	0,61	0,05	-0,13	-21
Frühjahrsbasisabfluss (II)	1,60	0,04	-0,63	-39
Frühsommerlicher Niedrigabfluss (III)	3,57	0,04	-0,52	-15
Sommerhochwasser (IV)	7,24	0,10	-0,11	-2
Spätsommerlicher Niedrigabfluss (V)	3,92	0,03	-0,02	-0,01
Herbsthochwasser (VI)	2,14	0,07	0,04	1,9
Insgesamt	2,90	0,05	-0,26	-9

5.6 Zusammenführung einzelner Ergebnisse mit der Fuzzy-Clusteranalyse

5.6.1 Verteilungen und Korrelationen

Da die Daten der Eingangsparameter der Clusteranalyse nicht normalverteilt waren ($p < 0,05$, Tab. 2 im Anhang C, vgl. Kap. 4.3.5.2), wurden sie vor der multivariaten Analyse standardisiert.

Obwohl in einem explorativen Verfahren wie der Clusteranalyse normalerweise möglichst viele Parameter einbezogen werden, wurden diese hier bereits vorab auf einige Variablen reduziert, die nach der Literatur (vgl. Kap. 2) eine Bedeutung für die Retention haben können. Es wurden die Eingangskonzentrationen an der Station IN und die absolute Retention mit Berücksichtigung der Grundwassereinträge der Stoffe SRP, SUP/PP, NO₃-N und NH₄-N sowie von Ca und Fe ausgewählt. Außerdem gingen der mittlere tägliche Wert beider Stationen für die Wassertemperatur, den pH-Wert, die Sauerstoffkonzentration und den Abfluss sowie Abflussdifferenz, Sauerstoffzehrung und Niederschlag in die weitere Analyse ein. Weitere hydrologische Parameter wie die Verweilzeit oder die benetzte Sedimentoberfläche konnten nicht berücksichtigt werden, da sie aufgrund der gleichen Abhängigkeiten von der Fließgeschwindigkeit und dem Gewässerquerschnitt zu stark mit dem Abfluss korrelierten ($R = 0,99$). Unter den genannten Eingangsvariablen bestehen auch einige straffe Korrelationen. Korrelationen $\leq -0,5$ bzw. $\geq 0,5$ wurden in der Korrelationsmatrix in Abbildung 5-26 hervorgehoben. Ein Grund für diese jeweils straffen positiven oder negativen Korrelationen (z. B. $R = -0,86$ für Temperatur und Sauerstoffzehrung) ist die in allen Datenreihen vorhandene saisonale Komponente. Da aber aufgrund der Bilanz-Zeitreihen (Kap. 5.4) angenommen wurde, dass diese saisonale Komponente ein ganz entscheidender Faktor für die Retention ist, wurden alle Variablen aus Tab. 5-26 dennoch in die Clusteranalyse einbezogen, wobei eine stärkere Gewichtung in Kauf genommen wurde.

	C _{SERP}	C _{SUJAPP}	C _{NOJIN}	C _{HNEN}	T	pH	IQ	R _{SERP}	R _{SUJAPP}	R _{NOJIN}	R _{HNEN}	R _{ES}	R _{CS}	Δ _G	DO	P
C _{SERP}	1,00															
C _{SUJAPP}	0,50	1,00														
C _{NOJIN}	-0,12	-0,10	1,00													
C _{HNEN}	0,21	0,19	0,24	1,00												
T	0,69	0,56	-0,44	0,03	1,00											
pH	0,21	0,22	-0,16	-0,15	0,30	1,00										
IQ	-0,64	-0,26	0,35	0,01	-0,50	-0,37	1,00									
R _{SERP}	0,06	-0,25	0,24	0,01	-0,06	-0,04	-0,13	1,00								
R _{SUJAPP}	0,26	0,62	-0,17	-0,08	0,41	0,27	-0,30	-0,02	1,00							
R _{NOJIN}	0,45	0,22	-0,02	-0,01	0,51	0,12	-0,25	0,31	0,27	1,00						
R _{HNEN}	-0,18	-0,28	0,17	0,54	-0,31	-0,26	0,17	0,21	-0,11	-0,08	1,00					
R _{ES}	0,06	-0,05	0,06	-0,03	0,07	0,13	0,07	0,14	-0,03	0,18	0,09	1,00				
R _{CS}	0,38	0,22	-0,05	0,02	0,40	0,26	-0,34	0,17	0,14	0,53	-0,29	0,17	1,00			
Δ _G	0,43	0,25	0,00	0,05	0,31	0,21	-0,40	0,31	0,29	0,65	-0,16	0,16	0,79	1,00		
DO	-0,69	-0,52	0,32	-0,09	-0,86	-0,04	0,34	0,12	-0,25	-0,50	0,24	-0,08	-0,32	-0,27	1,00	
DO _{ZIEH}	-0,18	-0,14	0,10	-0,04	-0,27	0,42	-0,13	0,05	0,03	-0,35	0,00	-0,07	-0,14	-0,22	0,58	1,00
P	0,23	0,18	0,10	0,05	0,02	-0,05	-0,08	0,04	-0,01	0,16	-0,18	0,07	0,12	0,25	-0,13	1,00

Abb. 5-26: Korrelationsmatrix (Spearman's R)

5.6.2 Clustereigenschaften

Den Qualitätskriterien Entropie und Partitionskoeffizient zufolge wurde eine Anzahl von vier Clustern ausgewählt (Abb. 5-27). Anhand der graphischen Darstellung in Abbildung 5-27 kann diese Auswahl ähnlich des Vorgehens beim „Ellenbogenkriterium“ der Faktorenanalyse (BACKHAUS et al. 1996) nachvollzogen werden, da die Entropie nach der Clusteranzahl 4 steiler ansteigt und der Partitionskoeffizient stärker abnimmt als zuvor.

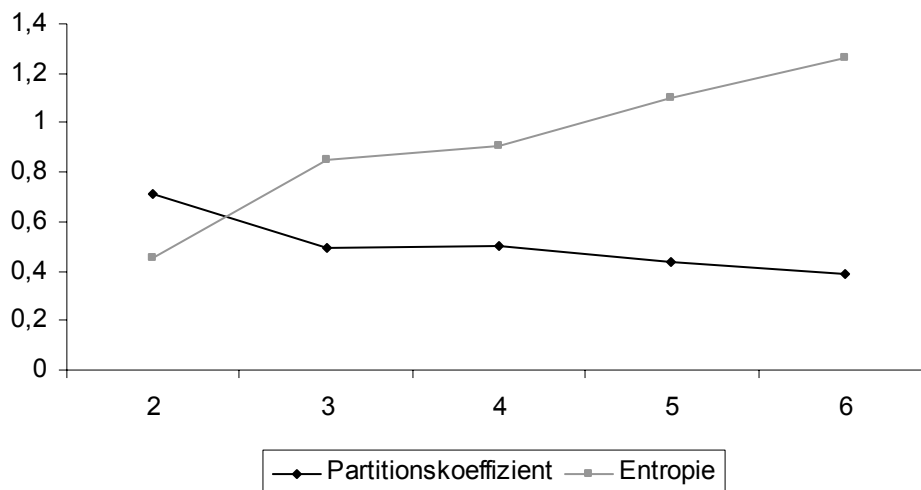


Abb. 5-27: Qualitätskriterien zur Bestimmung der Clusteranzahl beim Fuzzy Clustering: Partitionskoeffizient und Entropie

Abbildung 5-28 zeigt die Clusterzentren der standardisierten Eingangswerte und damit die Clustereigenschaften.

Das erste Cluster kann als Nitrat-Austrags-Cluster bezeichnet werden. Es zeigt hohe Inputkonzentrationen von Nitrat, während die Konzentrationen der anderen Stoffe relativ gering sind. Ferner ist es durch eine positive SRP- und Fe-Retention, aber Nitrat- und Calcium-Austräge gekennzeichnet. Der Abfluss ist vergleichsweise hoch, die Abflussdifferenz negativ. Für Sauerstoff zeigt das Cluster 1 hohe Konzentrationen und eine hohe Produktion an, während die Temperaturen am niedrigsten sind.

Das zweite Cluster mit durchgehend intermediären Konzentrationen lässt sich auch durch viele weitere Variablen nicht eindeutig charakterisieren. Auffällig ist jedoch der negative Wert für die SUP/PP-Retention, die Sauerstoffzehrung (= hoher Verbrauch) und den niedrigen pH-Wert sowie der positive Wert für die Ammonium-Retention. Das Cluster wird daher als Abbacluster bezeichnet.

Das dritte Cluster ist durch niedrige Nitrat-Konzentrationen und einen negativen Clustermittelwert für die SRP- und die Ammonium-Retention gekennzeichnet. Weiterhin zeigt es niedrige Abflüsse und die höchsten pH-Werte. Es wird als Denitrifikations- und Rücklösungs-Cluster bezeichnet.

Das vierte Cluster ist durch niedrige Abflüsse, jedoch positive Wasserbilanzen und hohe Niederschläge charakterisiert. Bis auf Nitrat sind alle Konzentrationen hoch, die Retention mit Ausnahme von $\text{NH}_4\text{-N}$, SRP und Fe (schwacher Rückhalt bzw. mehr oder weniger ausgeglichene Bilanz) auch. Während die Temperatur hohe Werte zeigt, liegen die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen, aber nur eine geringe Zehrung vor. Dieses Cluster wird als Niederschlagscluster bezeichnet.

Neben den beschriebenen Clusterzentren auf Basis der standardisierten Werte, die den

direkten Vergleich einzelner Parameter erlauben, wurden die Mittelwerte der einzelnen Cluster auf Basis untransformierter Werte der Eingangsvariablen berechnet (Tab. 1, Anhang D). Zur scharfen Einordnung eines Objekts (Tag) in ein Cluster war jeweils die höchste Zugehörigkeit zu einem der vier Cluster ausschlaggebend (vgl. Abb. 5-29, unten). Insofern weichen diese Mittelwerte teilweise leicht von den getroffenen Aussagen auf der Grundlage der Clusterzentren im mehrdimensionalen Datenraum ab.

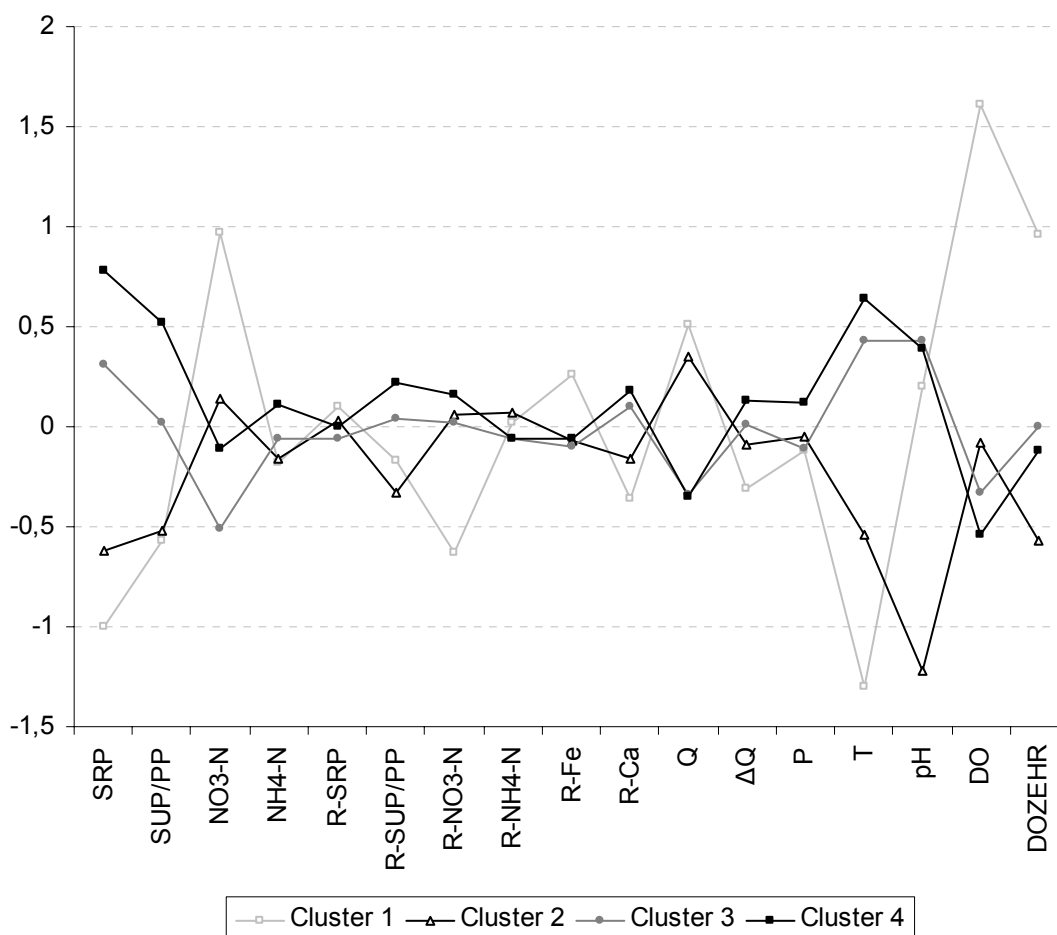


Abb. 5-28: Clustereigenschaften (Ordinate: standardisierte Werte der einzelnen Variablen; auf der Abszisse v.l.n.r.: Konzentrationen von SRP, SUP/PP, NO₃-N und NH₄-N, absolute Retention von SRP, SUP/PP, NO₃-N, NH₄-N, Fe und Ca, Abfluss (Q), Wasserbilanz (ΔQ), Niederschlag (P), Temperatur (T), pH-Wert, gelöster Sauerstoff (DO), Sauerstoffzehrung (DOZEHR))

5.6.3 Abfolge der Clusterzugehörigkeiten

Die Abfolge der Zugehörigkeitswerte zu den Clustern (Abb. 5-29) liefert Informationen zur zeitlichen Verteilung der Cluster.

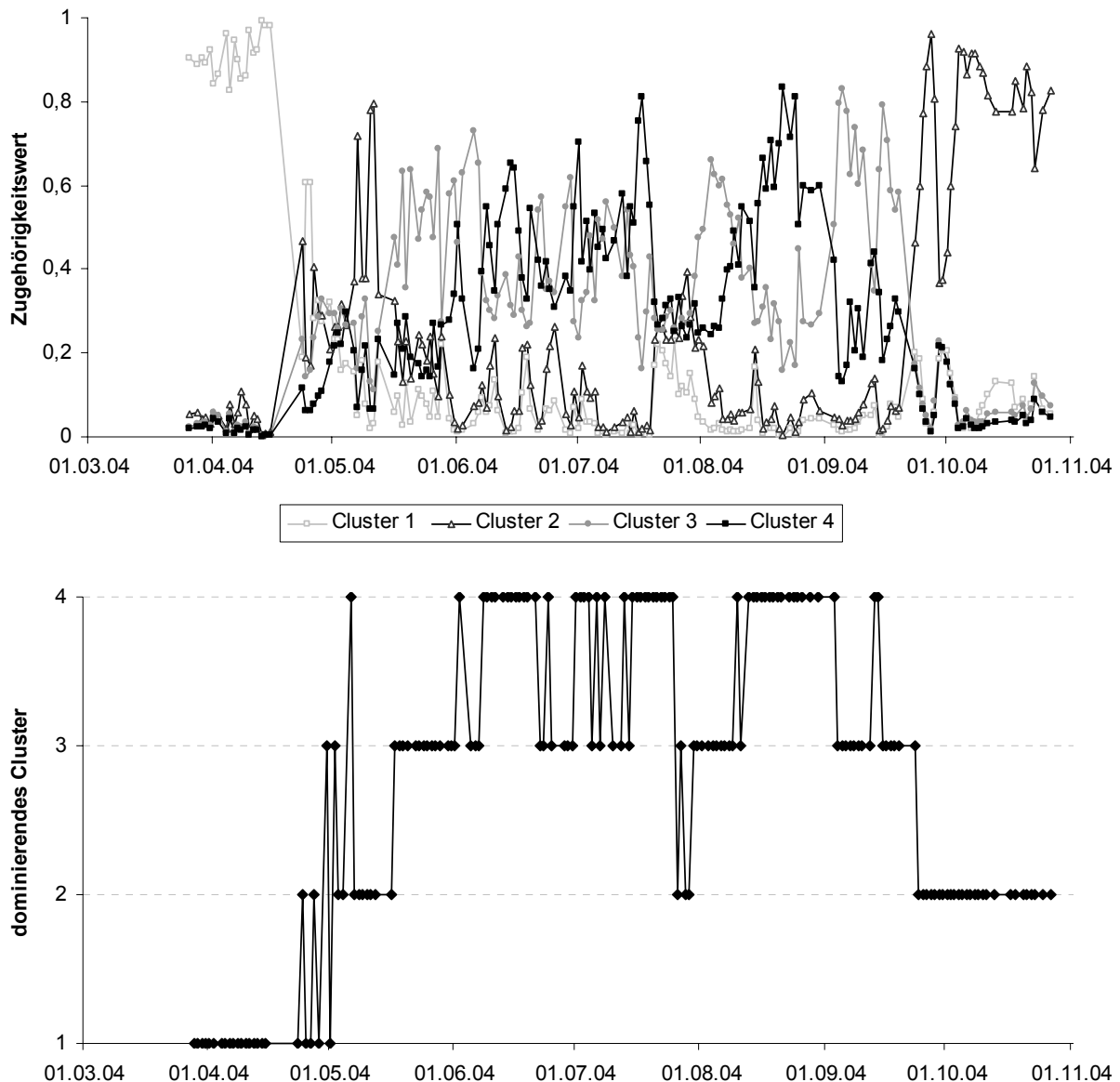


Abb. 5-29: Abfolge der Clusterzugehörigkeiten (oben: alle Zugehörigkeitswerte eines einzelnen Objekts (Tag), unten: Zugehörigkeit reduziert auf die Dominanz eines Clusters)

Dabei kennzeichnen Phasen mit zeitlich kohärenter Zugehörigkeit zu einem dominierenden Cluster eine relativ eindeutige Phase mit bestimmten Charakteristika. Hier fallen zunächst das Frühjahr (Cluster 1) und der Herbst (Cluster 2) auf. In der zweiten Maihälfte, der ersten Auguthälfte und im September dominiert eindeutig Cluster 3, in der zweiten Auguthälfte dagegen Cluster 4.

Weitere Phasen sind entweder durch intermediäre Zugehörigkeiten zu mehreren Clustern oder durch ausgeprägt abwechselnde Dominanz zweier oder mehrerer Cluster gekennzeichnet. Intermediäre Zugehörigkeiten treten Ende Mai während des zurückgehenden Frühjahrshochwassers und während des Sommerhochwassers auf. Stark fluktuierende Zugehörigkeiten zwischen Cluster 3 und 4 kennzeichnen insbesondere den

Juni und die erste Julihälfte. Ein scharfer Übergang zwischen Cluster 3 und 4 ist am Beginn des Herbsthochwassers ausgebildet.

5.7 Vergleich unterschiedlicher Frachtenberechnungsverfahren

Die höchsten maximalen Abweichungen von der auf den Ergebnissen dieser Studie basierenden Kalkulation treten für SRP bei der Integrationsmethode (969 %), für $\text{NO}_3\text{-N}$ bei der LANU-Methode (248 %) auf (Tab. 5-17). Die Abweichungen der LANU-Methode und der Abflussgewichtungsmethode sind weniger abhängig von der Ausgangskonzentration als vom Abfluss des jeweiligen Zeitraums, für den die Fracht berechnet wird. Hier kommt es für SRP und für $\text{NO}_3\text{-N}$ daher prinzipiell zu vergleichbaren Abweichungen vom jeweiligen Tag der Referenzzeitreihe. Da es sich bei den Ausgangsdaten bereits um gemittelte Abflüsse handelt, sind die maximalen Abweichungen geringer als bei der Integrationsmethode.

Die Abweichungen einzelner Tageswerte werden schon im Verlauf der interpolierten Konzentrationen und der entsprechenden Referenzzeitreihe deutlich, obwohl einzelne Spitzen durch die Wahl des ersten „Beprobungstages“ der zweiwöchentlichen Zeitreihe zufällig gut getroffen sind (Abb. 5-30).

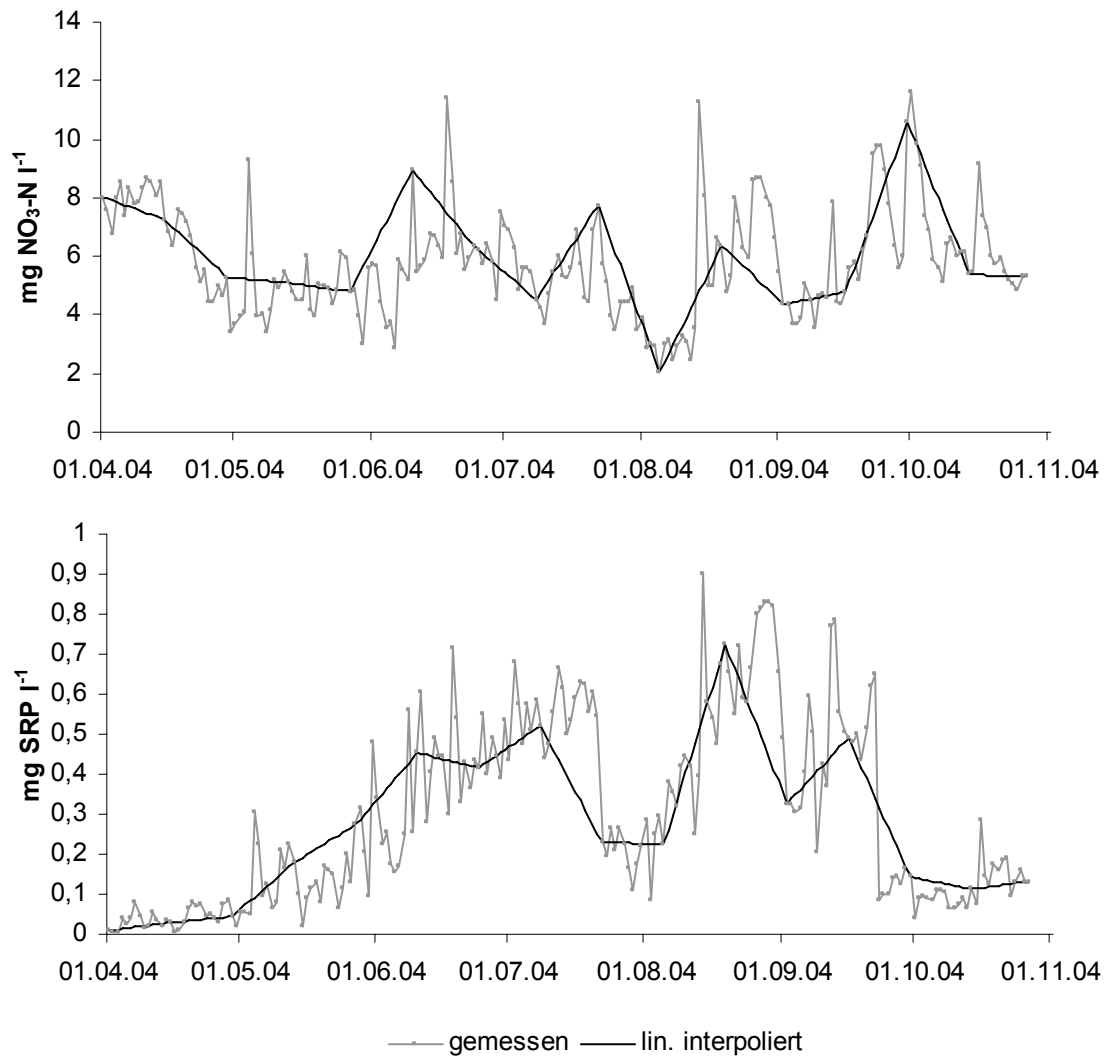


Abb. 5-30: Gemessene und interpolierte Konzentrationen am Beispiel der Station IN

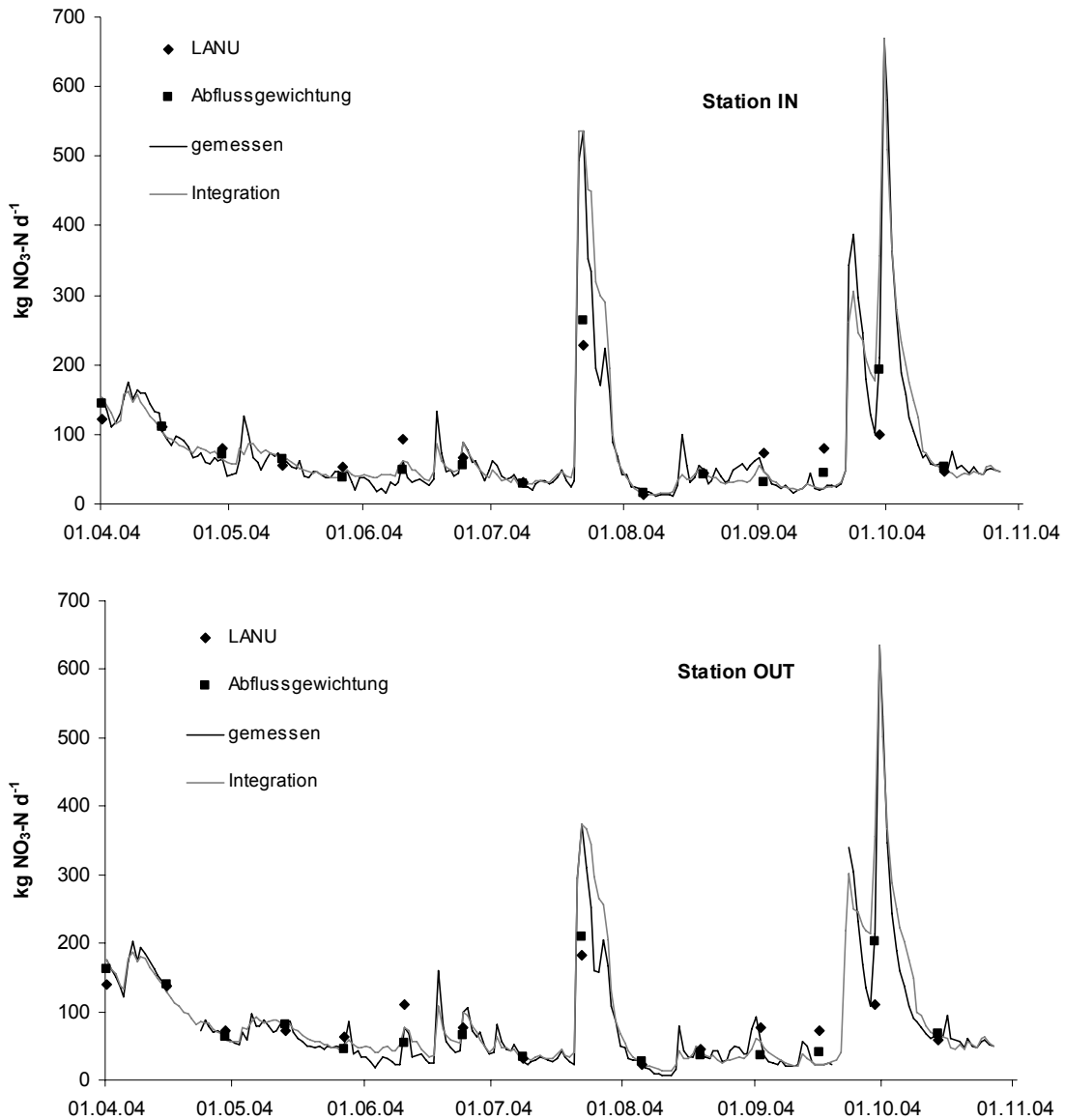


Abb. 5-31: Gegenüberstellung der mit den einzelnen Verfahren aus zweiwöchentlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen berechneten Frachten mit der Referenzzeitreihe

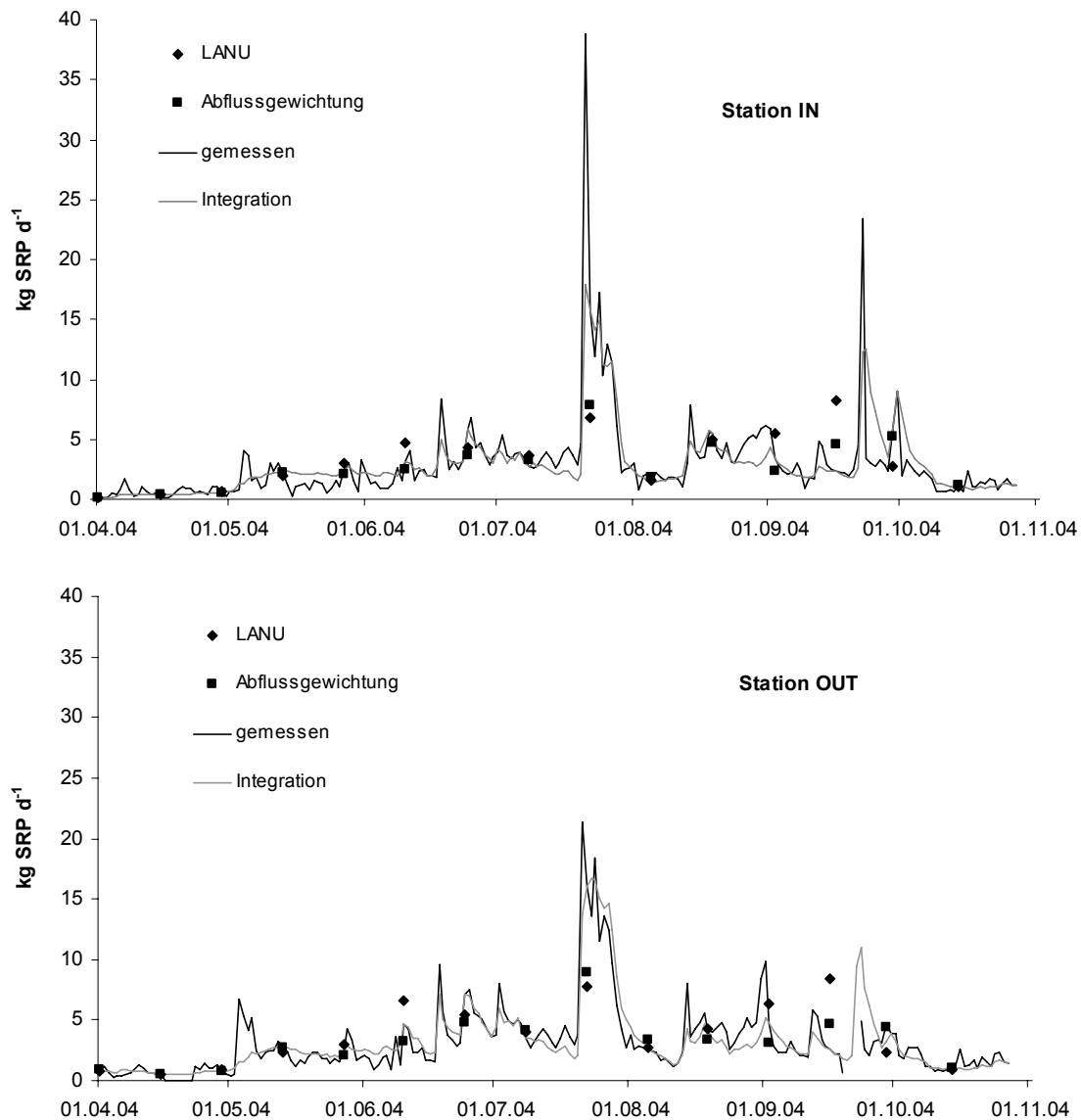


Abb. 5-32: Gegenüberstellung der mit den einzelnen Verfahren aus zweiwöchentlichen SRP-Konzentrationen berechneten Frachten mit der Referenzzeitreihe

Tab. 5-17: Mittlere und maximale Abweichungen der berechneten SRP- und NO₃-N-Frachten von der jeweiligen Referenzzeitreihe in Prozent

		Integration		LANU		Abflussgewichtung	
		IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT
SRP	\bar{x}	22	8	121	116	99	97
	max	969	203	348	324	196	182
NO ₃ -N	\bar{x}	8	14	121	116	99	97
	max	171	140	348	324	196	182

Im Mittel sind die Abweichungen der integrierten Frachten für SRP bei IN größer, für $\text{NO}_3\text{-N}$ bei OUT (Tab. 5-17). Es fällt auf, dass die höchsten prozentualen Abweichungen bei niedrigen Ausgangs-Werten der Konzentrationen auftreten (Abb. 5-31 und 5-32). Insbesondere im Frühjahr und im Frühsommer kommt es bei den integrierten Zeitreihen zu hohen Abweichungen, bei SRP von maximal 969 % (s.o. und Tab. 5-17), bei $\text{NO}_3\text{-N}$ von 171 %. Diese werden für die Frachten der Station IN erreicht, während die maximalen Abweichungen von der Referenzzeitreihe bei OUT mit 203 % für SRP und 140 % für $\text{NO}_3\text{-N}$ geringer sind.

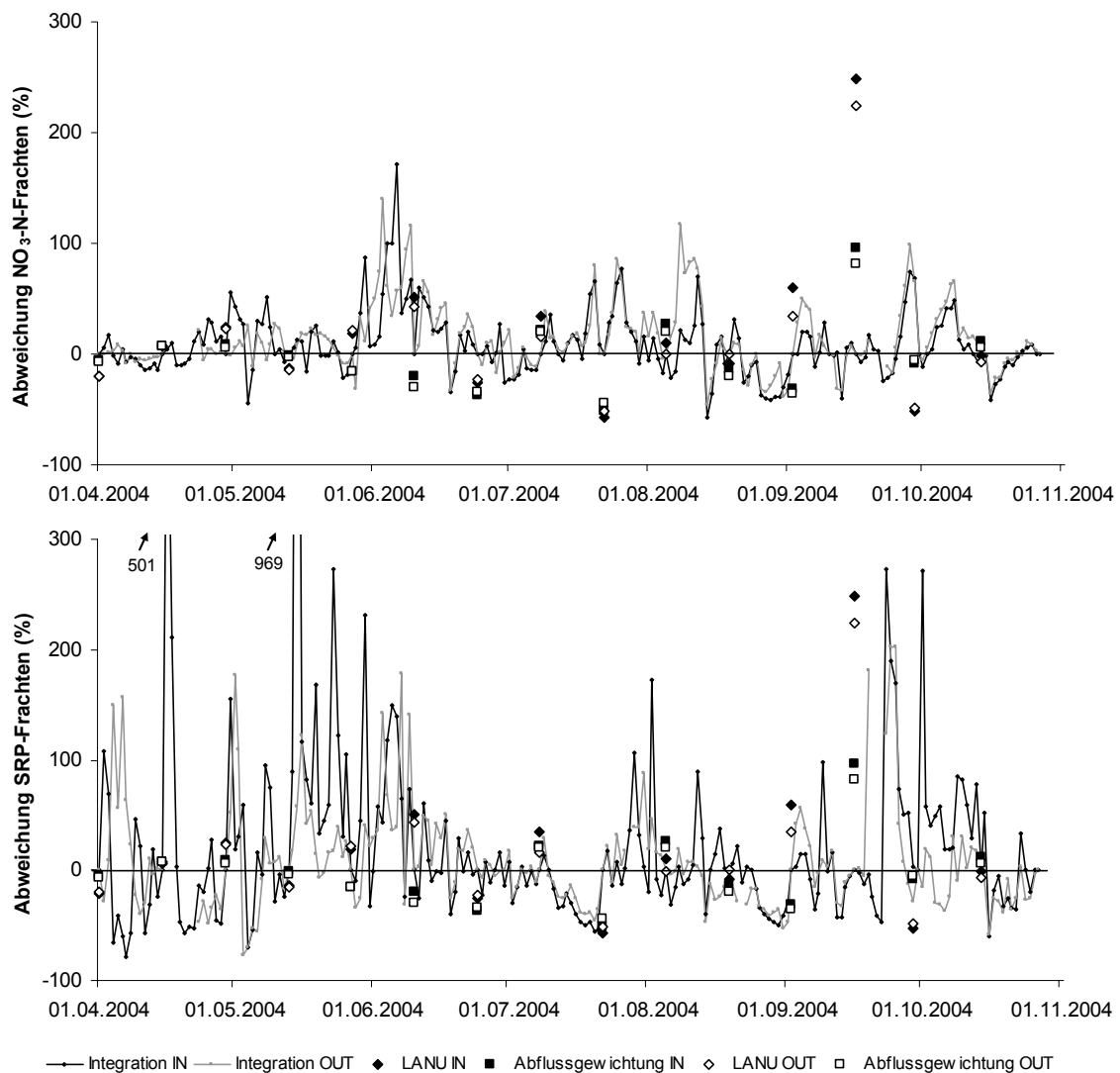


Abb. 5-33: Abweichungen der Frachten der Integrations-, LANU- und Abflussgewichtungsmethode von der Referenzzeitreihe für die Stationen IN und OUT

Die integrierten Frachten für SRP zeigen beim Sommerhochwasser im Juli geringere Abweichungen als beim Herbsthochwasser im September. Im Gegensatz dazu sind die Abweichungen der integrierten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Zeitreihe beim Sommerhochwasser höher (Abb. 5-33).

Tab. 5-18: Vergleich der Summen der mit verschiedenen Verfahren ermittelten Frachten und Bilanzen für den Zeitraum vom 01.04.04-27.10.04 (Frachten F in kg, Retention R_{rel} in %), ohne Berücksichtigung von Grundwasserzuflüssen

		Gemessen (Referenz)	Integration	LANU	Abflussgewichtung
SRP	F_{IN}	624	599	697	598
	F_{OUT}	675	658	791	671
	ΔF	-51	-58	-93	-73
	R_{rel}	-8	-10	-13	-12
NO ₃ -N	F_{IN}	16788	17680	16817	16872
	F_{OUT}	17314	18559	17784	17656
	ΔF	-527	-879	-967	-784
	R_{rel}	-3	-5	-6	-5

Für den Gesamtzeitraum werden die NO₃-N-Frachten mit jedem der drei Verfahren überschätzt. Die SRP-Frachten werden nur mit der LANU-Methode überschätzt, mit der Integrationsmethode und der Methode der Abflussgewichtung jedoch unterschätzt (Tab. 5-18).

Werden mit den ermittelten Frachten Bilanzen gerechnet, so wird die am nächsten an der Referenz liegende Bilanzierung über den gesamten Zeitraum für SRP mit der Integrationsmethode durch lineare Interpolation der Konzentrationen erreicht, für NO₃-N mit dem Verfahren der Abflussgewichtung.

Alle angewendeten Verfahren unterschätzen sowohl die absolute als auch die relative Retention (Tab. 5-18). Die prozentualen Abweichungen sind bei der SRP-Retention höher als bei der von NO₃-N. Die höchste absolute und prozentuale Abweichung zeigt die LANU-Methode mit 93 kg SRP-Austrag gegenüber den tatsächlichen 51 kg, prozentual entspricht das einem Austrag von 13 % gegenüber den 8 % der Referenzzeitreihe. Dieser nahezu um den Faktor 2 gegenüber der Referenzzeitreihe erhöhte Austrag ergibt sich bei diesem Verfahren auch für NO₃-N mit 967 kg Austrag gegenüber den tatsächlichen 527 kg, prozentual entsprechend 6 % gegenüber den 3 % der Referenzzeitreihe.

5.8 Hofsee

Im Hofsee zeigen die Nährstoff-Konzentrationen wie auch im Duvenseebach ein ausgeprägtes saisonales Muster (Abb. 5-34): SRP-Minima treten im Frühjahr auf, SRP-Maxima im Sommer, Nitrat-Minima dagegen im Sommer, teilweise bis in den frühen Herbst hinein und Maxima im Herbst bis zum Frühjahr. Ammonium liegt fast immer unter der Nachweisgrenze ($<0,128 \text{ mg l}^{-1}$), kurzfristige Spitzen traten nur im Frühjahr und Sommer 2003 auf. Die Zusammenfassung der gemessenen Parameter für die einzelnen Jahre

befindet sich in Tabelle 5-19, wobei zu beachten ist, dass die statistische Auswertung auf lückenhaften Zeitreihen beruht. Im Winter kamen diese Datenlücken durch Zufrieren des Sees zustande, während im Sommer 2003 der Wasserspiegel des Sees in Folge der Trockenheit beträchtlich sank und die Probenahmestelle trocken fiel.

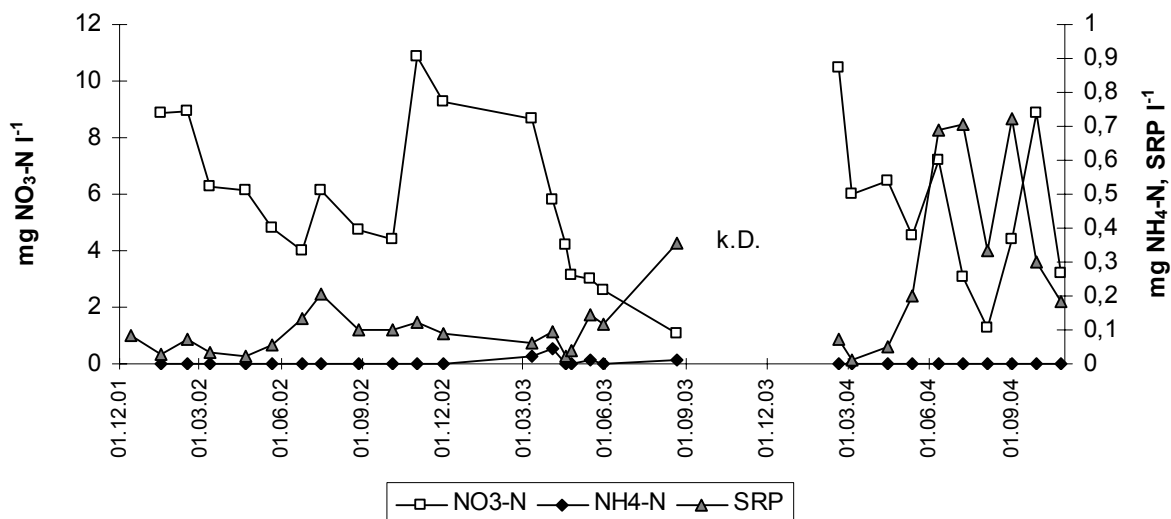


Abb. 5-34: Nitrat-, Ammonium- und SRP-Konzentrationen im Hofsee 2002-2004

Tab. 5-19: Mittelwerte (\bar{x}) und Standardabweichungen (SD) der ermittelten Stoffkonzentrationen und physiko-chemischen Parameter im Hofsee, 2002-2004, mit n=10 (2002), n=8 (2003) und n=9 (2004)

	NO ₃ -N	NH ₄ -N	TN	SRP	TP	K	Ca	Fe	T	pH	E _H	O ₂	O ₂ -S.	Lf
\bar{x}	6,5	nn	7,6	0,09	0,18	4,8	102,6	0,39	12,4	7,7	384	9,2	98	615
SD	2,2		2,9	0,05	0,07	1,0	21,4	0,2	6,8	0,3	41	3,2	44	87
\bar{x}	4,7	0,16	5,9	0,12	0,19	6,9	91,9	0,06	14,8	7,6	379	10,1	99	637
SD	2,8	0,15	3,0	0,10	0,13	3,4	7,8	0,06	6,5	0,5	34	2,2	28	36
\bar{x}	5,5	nn	6,6	0,33	0,54	5,8	94,4	0,03	14,2	7,3	382	9,5	95	671
SD	2,7		3,1	0,27	0,41	2,6	11,8	0,03	7,4	0,3	33	2,4	36	48

Als hauptverursachendes Eutrophierungselement gilt in Seen meist Phosphor. Im Hofsee ist eine eindeutige Steigerung der P-Konzentrationen über die drei untersuchten Jahre zu erkennen. Während die Phosphat-Konzentration im Jahr 2002 noch bei ca. 0,1 mg SRP l⁻¹ lag und lediglich im Juli knapp über 0,2 mg l⁻¹ stieg, war sie im Juli 2004 mit über 0,7 mg l⁻¹ um mehr als das Dreifache höher als die Maximal-Konzentration des Jahres 2002. Entsprechend stieg der sommerliche maximale Wert der Gesamtposphor-Konzentration von 0,3 mg l⁻¹ im Jahr 2002 auf 1,4 mg l⁻¹ im Jahr 2004. Minima der SRP-Konzentrationen wurden stets im April erreicht. Sie lagen 2002 und 2003 bei etwa 0,02 mg l⁻¹ und 2004 bei 0,01 mg l⁻¹.

Im August 2003 erreichten die Konzentrationen dann zum ersten Mal in der vorliegenden Zeitreihe mit 0,4 mg SRP l⁻¹ Werte, die weit über dem Jahresmittel und auch über dem

Jahremaximum von 2002 lagen. Die schon erwähnten $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ im Jahr 2004 wurden in einem zweigipfligen Maximum erreicht, wobei die Konzentrationen dazwischen um fast die Hälfte sanken und danach auf eine Level von etwas unter $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ zurückfielen. Damit lagen sie im Herbst 2004 fast doppelt so hoch wie der winterliche Ausgangswert der Konzentrationen zu Anfang des Jahres 2002.

Da die Rücklösung von Fe-gebundenen Phosphaten eine Ursache für erhöhte Konzentrationen der löslichen P-Fraktion sein kann, wurden die Fe-Konzentrationen im Diagramm in Abbildung 5-35 mit aufgetragen. Sie zeigen ein überwiegend gegenläufiges Muster zu den SRP-Konzentrationen, insbesondere für das Jahr 2004. Insgesamt schwanken sie zwischen nicht nachweisbaren Konzentrationen im Sommer 2004 ($0,01 \text{ mg l}^{-1}$ ist der halbe Wert der Nachweisgrenze, vgl. Kap. 4.1.4) und maximalen Konzentrationen von etwa $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ im Winter und Frühjahr. Ihr Mittelwert liegt insgesamt bei $0,18 \text{ mg l}^{-1}$.

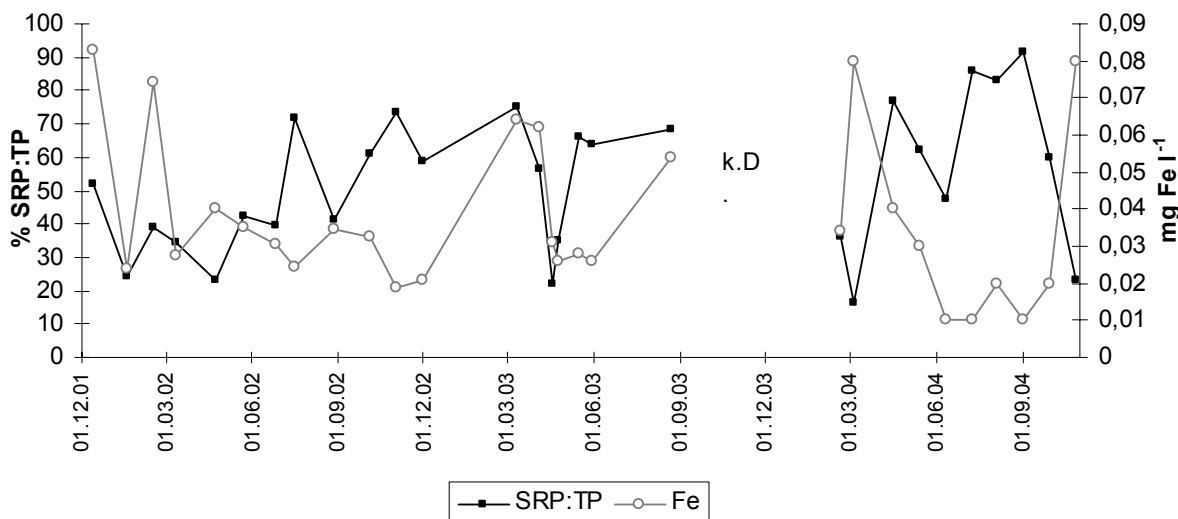


Abb. 5-35: Anteil der SRP an den TP-Konzentrationen und Fe-Konzentrationen im Hofsee 2002-2004

Während die Phosphat-Konzentrationen insgesamt anstiegen, sanken die Nitratkonzentrationen seit 2002 leicht (Abb. 5-34, Tab. 5-19). $\text{NO}_3\text{-N}$ zeigt hier wie auch im Duvenseebach einen grundsätzlich anderen Jahresverlauf. Während die Nitrat-N-Konzentrationen im Winter auf bis zu 11 mg l^{-1} stiegen, sanken sie in den Sommern der Jahre 2003 und 2004 auf unter 1 mg l^{-1} ab. Insgesamt lagen die Konzentrationen im Sommer zuvor mit minimal 4 mg l^{-1} wesentlich höher und stiegen im Juli sogar auf etwas über 6 mg l^{-1} an.

Bezogen auf die Gesamtkonzentrationen beider Nährstoffe (Abb. 5-36) ist zu erkennen, dass für diese im Wesentlichen die gleichen Muster gelten wie für ihre gelösten anorganischen Fraktionen. Das N:P-Verhältnis (ebenfalls Abb. 5-36) ergibt einen eindeutig saisonalen Verlauf mit Minima im Sommer (bis zu 4 im Sommer 2003) und Maxima im Winter und

Frühjahr (bis zu 110 im März 2003).

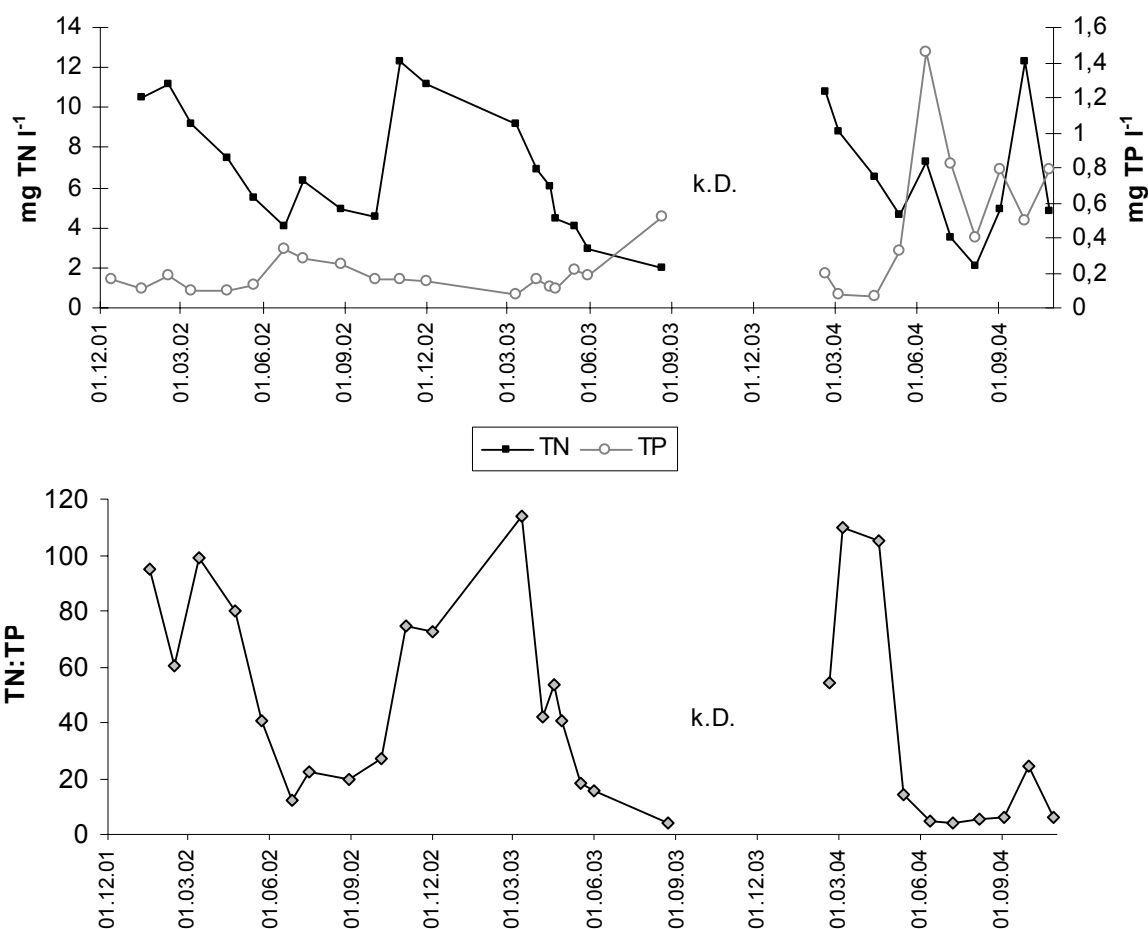


Abb. 5-36: TN- und TP-Konzentrationen sowie N:P-Verhältnis im Hofsee 2002-2004

Der Anteil der SRP-Fraktion am P-Gesamtgehalt gibt einen Einblick in das Aufnahme- und Remineralisations- bzw. Rücklösungsverhalten des Phosphors im See. Mit 15 % ist dieser Anteil im Frühjahr gering, während er später im Sommer auf etwas über 70 %, im Jahr 2004 sogar auf über 90 % steigt (Abb. 5-35). Damit korrespondieren auch die drei Indikatoren des hydrochemischen Milieus im See: pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential (Abb. 5-37):

- Während der winterliche pH-Wert etwa bei 7,5 liegt, steigt er im Frühjahr und Sommer auf bis zu 8,5 an.
- Die Sauerstoffkonzentrationen zeigen in den Sommermonaten meist eine starke Übersättigung von bis zu 180 %. Sie können kurzfristig auf unter 50 % absinken. Auch im Herbst und Winter liegen die Sättigungen meist nur bei etwa 50 %.
- Das Redoxpotential liegt im Winter meist im Bereich um 400 mV, während es im Sommer zwischen 295 und 450 mV schwankt.

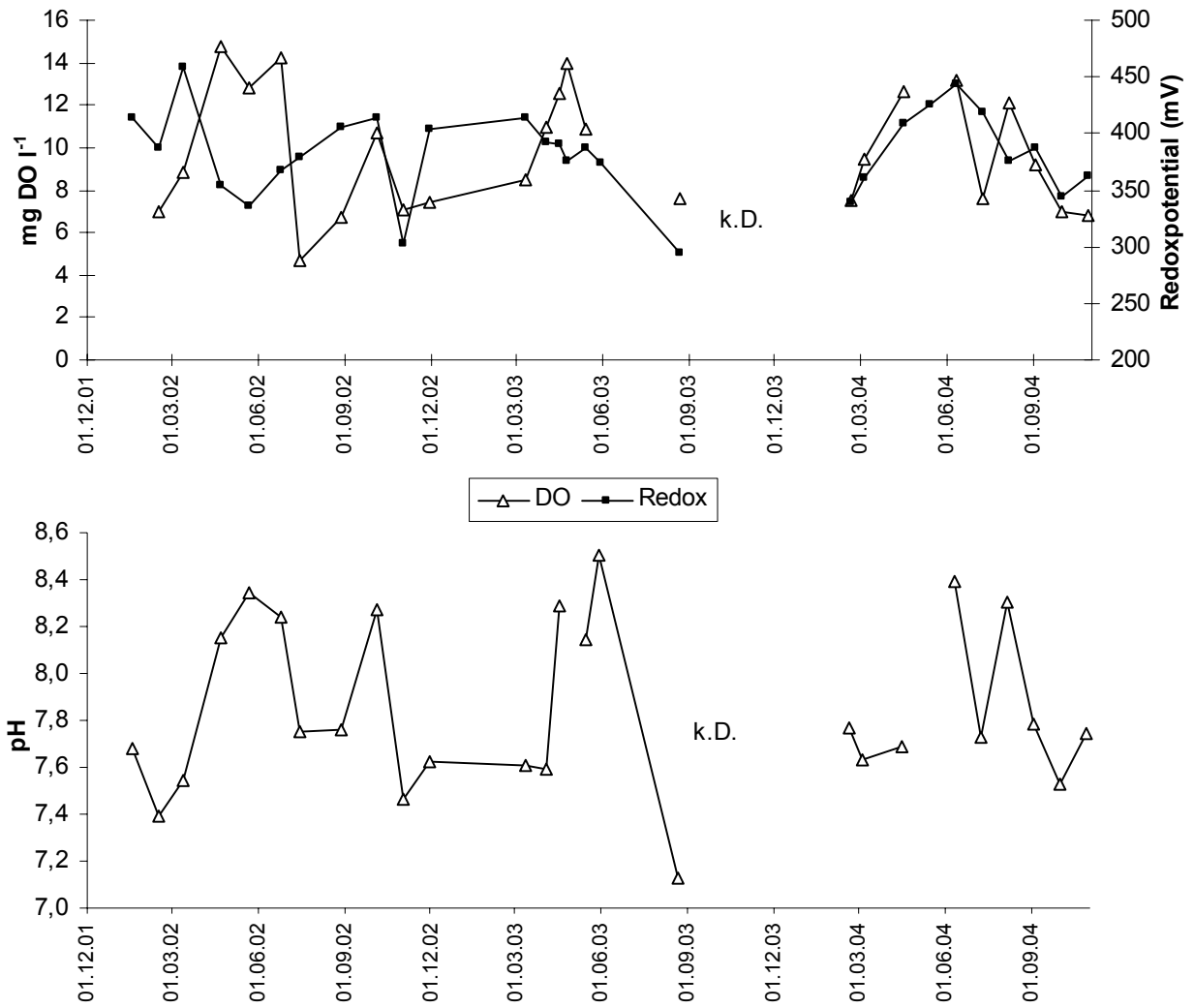


Abb. 5-37: DO-Konzentrationen und Redoxpotential (oben) sowie pH-Werte (unten) im Hofsee 2002-2004

6 Diskussion

6.1 Hydrologische Bedingungen

6.1.1 Duvenseebachniederung

Der gleichmäßige Zustrom tieferen Grundwassers aus Schichtquellen am Hangfuß von Flusstälern ist ein weit verbreitetes Phänomen im komplex strukturierten geologischen Aufbau pleistozäner Landschaften (SCHLANGE 2001, KIECKBUSCH et al. 2006). Die Duvenseebachniederung scheint jedoch ein System ohne nennenswerte laterale Grundwasserzuströme zu sein. Bei höheren Niederschlägen im Herbst und Frühjahr kam es über lokalen Stauschichten zum Interflow in die Niederung. Nachgewiesen wurde dies durch die bodenkundlichen und landschaftsgeschichtlichen Untersuchungen an den Hängen der Niederung (vgl. Kap. 3.2.3), das Fehlen einer typischen Quellmoorvegetation (vgl. Kap. 3.4) und insbesondere durch den Verlauf der Wasserstands-Ganglinien der Grundwassermessstellen in der Niederung. Während die Ganglinie einer hangnahen Messstelle (Nr. 13) für das nasse Jahr 2002 bis zu Beginn der im Sommer 2003 einsetzenden Trockenheit einen vergleichsweise ausgeglichenen Verlauf zeigt, ist für den Sommer 2003 ein starkes Absinken der Wasserstände an allen Messstellen zu konstatieren. Wäre ein gleichmäßiger Zustrom über tiefere, von der aktuellen Witterung unbeeinflusste Grundwasserleiter erfolgt, so wären auch die Ganglinien der trockeneren Phasen geringeren Schwankungen unterworfen gewesen (SCHRAUTZER & TREPEL 1997). Die Wasserstände schwankten vielmehr in Übereinstimmung mit der Witterung, vor allem mit der Niederschlagsverteilung und –intensität. Hohe Niederschläge im Winter, Frühjahr und Sommer und daraus resultierende hohe Wasserstände kennzeichneten das vergleichsweise nasse Jahr 2002, das mit 1147 mm Niederschlag weit über dem langjährigen Mittel des Untersuchungsgebietes von 774 mm lag (vgl. Abb. 6-1).

Im Jahr 2003 waren die Niederschläge im Gegensatz dazu mit 633 mm sehr gering. Durch diese extremen Bedingungen waren die Auswirkungen der ersten Wiedervernässungsmaßnahmen vom April 2003 zunächst noch nicht anhand der Wasserstandsdynamik zu erkennen. Im Zuge der lang anhaltenden Trockenheit im Sommer und Frühherbst 2003 sanken die Wasserstände im Sommer 2003 tiefer als im Vorjahr und erreichten mit über einem Meter unter Flur Tiefen, in denen die Torfe wesentlich geringer zersetzt waren als in der Lage des oberen halben Meters unter Flur. Daraus lässt sich folgern (vgl. Kap. 3.3), dass es sich hier um Tiefwasserstände handelte, die vorher noch nicht oder nur selten erreicht wurden. Die Ergebnisse aus der Duvenseebachniederung stimmen damit mit dem allgemeinen Absinken der

Grundwasserspiegel des oberflächennahen Grundwassers in Schleswig-Holstein im Sommer 2003 überein (LANU 2004).

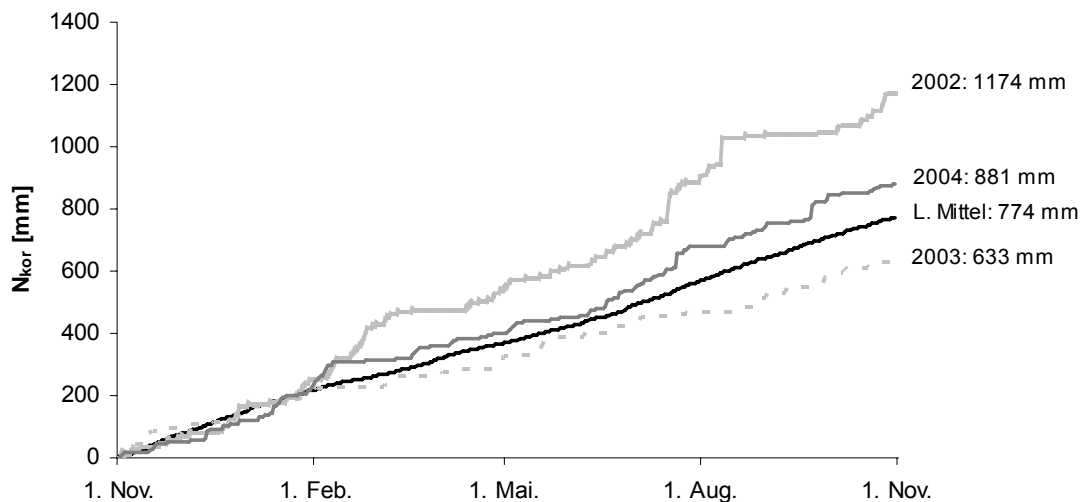


Abb. 6-1: Niederschläge 2002-2004 (hydrologische Jahre) und langjähriges Mittel (1960-1990) im Untersuchungsgebiet als Summenlinien (erstellt aus Daten des DWD, Station Nusse, Nr. 3673), Niederschläge korrigiert nach RICHTER (1995)

Ab Mitte Januar 2004 lagen die Niederschläge bereits wieder über dem langjährigen Mittel und erreichten in diesem Jahr insgesamt 881 mm. Im Hinblick auf die geringen Niederschläge noch zu Beginn des hydrologischen Jahres, im November und Dezember 2003, handelt es sich beim Kalenderjahr 2004 um ein vergleichsweise nasses Jahr. Dennoch fielen weniger Niederschläge als im Jahr 2002. Das im Sommer 2003 aufgebaute Wasserdefizit wurde damit nicht im Herbst und Winter dieses Jahres, sondern erst im Frühjahr des darauf folgenden Jahres wieder abgebaut.

Der Vergleich einzelner Teilflächen mithilfe der Transektuntersuchungen der Grundwasserganglinien ließ trotz der insgesamt niedrigen Wasserstände im Jahr 2003 Anzeichen für eine beginnende Erhöhung der Wasserstände in der Niederung erkennen, die als Erfolg der Wiedervernässungsmaßnahmen gewertet werden kann. Vor der Wiedervernässung lagen die Wasserstände im südlichen, stark entwässerten Teil der Niederung tiefer als im nördlichen, teils brach liegenden Teil mit beginnender Grabenverlandung. Dieses Verhältnis kehrte sich nach der Wiedervernässung um. Nun lag der Wasserstand, bezogen auf das jeweilige Flurniveau, in den südlichen Flächen höher, wo der Schwerpunkt der Maßnahmen zur Wiedervernässung lag. Eine signifikante Erhöhung zwischen monatlichen Mittelwerten des Jahres 2002 und des Jahres 2004 konnte jedoch nicht festgestellt werden (ANOVA, $F = 0,005$, $p = 0,944$), da das Jahr 2002 ein außergewöhnlich nasses Jahr war.

6.1.2 Duvenseebach

Die Wasserstände und Abflüsse des Duvenseebaches reagierten sehr schnell auf Niederschlagsereignisse, in der Regel innerhalb von ein bis zwei Tagen. Infolge des starken Ausbaus des Baches und des unterschiedlichen Profilcharakters im Ober- und Unterlauf baute sich bei hohen Abflüssen ein hohes Energiehöhengefälle der fließenden Welle auf. Dabei verlief die Ganglinie am Gebietsausgang des untersuchten Abschnittes (Station „OUT“) durch den dämpfenden Einfluss der Niederung deutlich flacher und ausgeglichener als am Gebietseingang der Niederung (Station „IN“). Die Verweilzeiten sanken unter diesen Bedingungen auf etwa eine Stunde und mit ihnen verringerte sich der Einfluss gewässerinterner Retentionsprozesse.

Beim Vergleich mit den Wasserständen und Abflüssen am Pegel Steinau/ Nusse lieferten die Messungen im Duvenseebach plausible Ergebnisse. Da ein weiterer Bach (Mühlenbach) unterhalb des untersuchten Bachabschnittes, aber oberhalb des Landespegels zufließt, ist ein mittlerer Abflussanteil von 50 % des Duvenseebaches an den Abflüssen der Steinau realistisch.

Unter Basis- bzw. Niedrigabflussbedingungen zeigten alle hydrologischen Parameter nur geringe hydraulische Gradienten an, die mit dem geringen Gefälle zwischen Station IN und Station OUT zu erklären sind. Diese geringen Gradienten ermöglichten Verweilzeiten von bis zu sechs Stunden im untersuchten Bachabschnitt. Damit wurde der potenzielle Einfluss interner Transformations- oder Abbauprozesse auf die Inhaltsstoffe des Wassers in Phasen geringer Abflüsse erhöht (vgl. KRONVANG et al. 2004, TREPEL & PALMERI 2002).

6.1.3 Hydrologischer Austausch zwischen Bach und Niederung

Die funktionale Verknüpfung von Feuchtgebieten und Fließgewässern im Landschaftsstoffhaushalt (EU/2000/60/EC-WFD 2000; Art. 1.a) ist in erster Linie von den wechselseitigen Transportraten und damit vom Wasseraustausch abhängig.

Aus den Abflussdifferenzen der vorliegenden Arbeit ergaben sich für den Bach ein Basisabfluss von 11 l s^{-1} und die drei Austauschsituationen mit der Niederung, die als Grundlage zur Abgrenzung der hydrologischen Phasen dienen. Dabei bestanden enge Wechselbeziehungen zwischen der Dynamik der im Fließgewässer ermittelten Wasserbilanzen und der Wasserstandsdynamik im Niedermoor:

- Effluente Verhältnisse (aus dem Bach in die Niederung) ergaben sich bei ansteigendem Hochwasser. Überflutung und Uferfiltration verursachten einen Rückhalt von Bachwasser in der Niederung, gleichzeitig wurde Niederschlagswasser in der Niederung zwischengespeichert. Ein Großteil des

oberflächlichen Wasseraustausches zwischen Bach und Niederung fand dabei über makropräferentielle Pfade wie Mulden und alte Grabenanschlüsse statt (Abb. 6-2). Gelangte Oberflächenwasser auf die Überflutungsfläche, so strömte es vor der Infiltration durch das Talgefälle und die in Nord-Süd-Richtung angelegten alten Grabensysteme in den Südteil der Niederungsflächen. Dort wurde es gestaut. Erreichte die Abfluss-Ganglinie an der Station IN ihren Scheitelpunkt, wurde weiterhin Wasser in der Niederung gespeichert. Die hohen positiven Wasserbilanzen dieser Phase korrespondieren mit hohen Wasserständen in der Niederung.

- Influenta Verhältnisse traten bei zurückgehendem Hochwasser auf. Mit dem fallenden Ast der Hochwasserganglinie verringerte sich auch der Rückstau-Effekt des Wasservolumens im Gerinne des Baches und das zwischengespeicherte Wasser infiltrierte in die Torfe der Niederung. Dieses wurde schließlich über den gesättigten diffusen Pfad an das Fließgewässer abgegeben. Sinkende Wasserstände in der Niederung und negative Abflussbilanzen kennzeichneten die influenten Phasen, zu denen nicht nur die abklingenden Hochwasserereignisse, sondern auch der langsam zurückgehende Frühjahrsbasisabfluss gezählt werden kann.
- Eine Abnahme des hydrologischen Austausches erfolgte in Phasen mit geringem Zustrom in den Bach bis hin zur nahezu vollständigen hydrologischen Entkopplung zwischen beiden Systemen. Die Abflussdifferenz pendelte sich auf ein mittleres Niveau von 15 l s^{-1} ein, bei langanhaltenden Trockenwetterperioden schwankte die Differenz um Null. Der Wasserstand im etwa 2 m eingetieften Gerinne lag zu diesem Zeitpunkt schon im Bereich der Mudden, so dass ein lateraler Austausch weitgehend ausgeschlossen werden konnte. Außerdem war in den langanhaltenden influenten Phasen des Frühjahrshochwassers und des Frühjahrsbasisabflusses der Wasserstand in der Niederung bereits gesunken. Verdunstung führte in der Niederung zu einer Absenkung des Basisabflusses im Sommer. In trockenen Perioden verdunsteten Feuchtgebiete weitaus mehr Wasser als terrestrische Ökosysteme (BULLOCK & ACREMAN 2003), so dass es zu einer Absenkung des Basisabflusses durch verminderte Grundwasserneubildung kommt.



Abb. 6-2: Beinahe bordvoller Abfluss ohne Überflutung im Süden (oben), Überflutung der Niederung über makropräferentielle Fließpfade (hier eine Mulde) im Norden (unten)

Die unterschiedlichen Reaktionen auf die einzelnen Hochwasserereignisse sind vom vorausgehenden Wassersättigungsgrad der Niederung abhängig. Je nach Wassersättigung nehmen Feuchtgebiete eine unterschiedliche Funktion bezüglich hydrologischer Regulationsmechanismen ein (HEWLETT & HIBBERT 1967, CARTER 1986, BURT 1995). Wirken sie im ungesättigten Zustand eher abflusssdämpfend im Sinne des oft

genannten „Schwamm-Prinzips“ in der Landschaft (z. B. BUCHER et al. 1993, MALTBY 1991), so führen einer Literaturlauswertung von 169 Studien durch BULLOCK & ACREMAN (2003) zufolge viele Feuchtgebiete im Oberlauf von Fluss-Einzugsgebieten zu einem verstärkten Abfluss bei Niederschlägen, wenn sie bereits nahezu wassergesättigt sind und den Niederschlag schnell an die Fließgewässer weiterleiten.

Die Ausgangsbedingungen der Wassersättigung im Moorkörper und der Zeitpunkt von Hochwasserereignissen bestimmten auch in der Duvenseebachniederung die Höhe und Dauer des wechselseitigen Wassertransfers zwischen Moor und Fließgewässer. Zusammengefasst war dieser Austausch ereignisgesteuert, erfolgte über unterschiedliche Pfade und war abhängig vom Zustand, in dem sich beide Teilsysteme befanden.

6.2 Konzentrationen

6.2.1 Gewässergüte

Die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie fordert die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer und sieht dazu den Vergleich mit naturnahen regionalen Referenzgewässern des jeweilig gleichen Gewässertyps vor (IRMER 2000). Um den im Duvenseebach vorliegenden chemisch-physikalischen Belastungsgrad den Kriterien des guten ökologischen Zustandes von Fließgewässern gegenüberzustellen, wird hier zum Vergleich eine Auswertung von SCHNEIDER et al. (2003) herangezogen. Die Autoren haben 3500 Datensätze von Oberflächengewässern der LAWA-Güteklasse I (LAWA 1998) einer vereinfachten Klassifikation der Gewässerlandschaften nach BRIEM (1998) zugeordnet und mit einer statistischen Auswertung bundesweite Referenzkriterien für unterschiedliche Gewässertypen (Moore und Moorauen, salinare Landschaften, karbonatisch-dolomitische Landschaften, sandig-lehmige Landschaften, silikatische Landschaften und metallogene Landschaften) abgeleitet. Der Duvenseebach ist am ehesten dem Moortyp nach SCHNEIDER et al. (2003) zuzuordnen, auch wenn dies stark vereinfacht ist, da:

- das Einzugsgebiet des Duvenseebaches einem Mischtyp aus dem sandig-lehmigen Typ und dem Moortyp der Klassifikation nach SCHNEIDER et al. (2003) entspricht
- die bundesweite Auswertung auch Seen einbezogen hat
- die Klassifikation nicht an regionalen Kriterien ausgerichtet ist, dementsprechend den regionalen geogenen Hintergrund nicht ausreichend berücksichtigt
- der umfassende Moortyp der Autoren als kritisch anzusehen ist, da sich Wasser

aus Hochmooreinzugsgebieten und Niederungen generell in Beschaffenheit und trophischem Status unterscheidet (BLANKENBURG & SCHEFFER 2008, keine Angaben bei SCHNEIDER et al. 2003).

Die Auswertung SCHNEIDERS et al. (2003) lässt darauf schließen, dass die natürliche stoffliche Matrix der Fließgewässer in Einzugsgebieten mit einem hohen Mooranteil zu einer vergleichsweise schlechten Beurteilung nach dem üblichen Schema der Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) führen würde (Tab. 6-1). Moortypische Aspekte werden in der LAWA-Einstufung nicht berücksichtigt. Bei SCHNEIDER et al. (2003) entsprechen die ausgewerteten $\text{NO}_3\text{-N}$ - und DO-Konzentrationen zwar auch für den Moortyp der Gewässergüteklasse I des üblichen LAWA-Schemas, die Konzentrationen von TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP und SRP des Moortyps liegen jedoch auch in den klassifizierten naturnahen Gewässern des Moortyps über den LAWA-Vorgaben für die Güteklasse I. Für organischen Kohlenstoff lagen in der bundesweiten Klassifikation der Autoren keine Daten für den Moortyp vor, jedoch ist davon auszugehen, dass sie ebenfalls höher liegen würden als die LAWA-Kriterien der Güteklasse I (vgl. GELBRECHT & ZAK 2008).

Tab. 6-1: Vergleich der LAWA-Güteklassen I und II (LAWA 1998) mit den Oberflächengewässern des Moortyps nach SCHNEIDER et al. (2003) und der Messwerte aus dem Duvenseebach vom 01.03.-31.10.2004 als 90-Perzentile, bei Sauerstoff als 10-Perzentil, in mg l^{-1} , n. b. = nicht bestimmt, mit Angabe der entsprechenden LAWA-Güteklasse

Parameter	LAWA-Güteklasse I	LAWA-Güteklasse II	Moortyp Güteklasse I	Duvenseebach Wert	Duvenseebach Wert
TN	$\leq 1,0$	$\leq 3,0$	3,25***	n.b.	
$\text{NO}_3\text{-N}$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$	1,07*	9,23	III
$\text{NH}_4\text{-N}$	$\leq 0,04$	$\leq 0,3$	0,13**	0,99	III
TP	$\leq 0,05$	$\leq 0,15$	0,09**	0,72	III-IV
$\text{PO}_4\text{-P (SRP)}$	$\leq 0,02$	$\leq 0,1$	0,06**	0,59	III-IV
DO	$> 8,0$	$> 6,0$	8,3*	3,0	III-IV
TOC	$\leq 2,0$	$\leq 5,0$	keine Daten	10	III

* gute Übereinstimmung mit LAWA-Güteklasse I

** gute Übereinstimmung mit LAWA-Güteklasse II

*** Übereinstimmung mit LAWA-Güteklasse II-III

Der Duvenseebach ist nach den LAWA-Vorgaben als ein Gewässer mit erhöhter Belastung durch Nitrat und Ammonium (Güteklasse III), im Hinblick auf die Phosphat-Konzentrationen und den Sauerstoff-Gehalt bereits als Gewässer mit hoher Belastung (Güteklasse II-IV) einzustufen (Tab. 6-1). Die im Duvenseebach ermittelten

Nährstoffkonzentrationen (Tab. 6-1) liegen um ein bis zu zwanzigfaches (z. B. Ammonium) über der LAWA-Zielvorgabe für die Gewässergüteklasse I und um ein vier- bis sechsfaches über der Zielvorgabe der Güteklasse II, die am ehesten dem guten ökologischen Zustand und damit dem für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie maßgeblichen Referenzkriterium entspräche, zöge man allein die LAWA-Klassifikation heran. Auch die Referenzwerte des Moortyps mit der Güteklasse I nach SCHNEIDER et al. (2003) werden nicht erreicht, sondern hinsichtlich der Nährstoffe um ein acht- bis zehnfaches bei weitem übertroffen. Werte für niedrigere Güteklassen eines entsprechenden Moortyps werden bei den obigen Autoren nicht angegeben, so dass eine genauere Beurteilung des Duvenseebaches hinsichtlich seiner Nährstoffkonzentrationen nicht möglich ist.

Auch die Zielvorgaben für TOC und gelösten Sauerstoff (DO) werden nicht erreicht. TOC liegt mit 10 mg l^{-1} doppelt so hoch wie in der LAWA-Güteklasse II, bei DO wird mit 3 mg l^{-1} lediglich die halbe Konzentration der hierfür erforderlichen 6 mg l^{-1} erreicht.

Im Vergleich dazu sind nach einer Auswertung von SCHRAUTZER (2004) die Fließgewässer Schleswig-Holsteins mit einer Einzugsgebietsgröße von $50\text{-}500 \text{ km}^2$ im Mittel der Gewässergüteklasse II-III zuzuordnen (deutliche Belastung). Gründe für die höhere Belastung des Duvenseebaches sind hauptsächlich im vorgelagerten Einzugsgebiet zu suchen. Neben Einträgen aus Klärteichen mit offensichtlich nicht ausreichender Belüftung sind auch solche aus entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren im Bereich des ehemaligen Duvensees denkbar. Auch die Dynamik der Konzentrationen lässt diese Eintragspfade vermuten (vgl. Kap. 6.2.2).

6.2.2 Dynamik

Die Konzentrationen der untersuchten Nährstoffe zeigen überwiegend ausgeprägte saisonale Verläufe, die von kurzfristigen Schwankungen überlagert sind.

In naturnahen Fließgewässern werden saisonale Muster der Nährstoffkonzentrationen in erster Linie auf sequentielle Phasen der Aufnahme und Remineralisation zurückgeführt. Hinzu kommen in diesen Gewässern vergleichsweise geringe und qualitativ unterschiedliche Einträge organischen Materials und in einem geringen Umfang auch gelöster Stoffe. Im Walker Branch, Tennessee, USA, führte MULLHOLLAND (2004) saisonale Muster der NO_3^- - und SRP-Konzentrationen mit Herbst- und Frühjahrsminima und Sommermaxima auf saisonale Unterschiede in den Prozessen der gewässerinternen Nährstoff-Aufnahme zurück. Die höchste Aufnahme trat im November bei der Besiedlung neuer Laubstreu durch Mikroorganismen auf, eine weitere für Nitrat im Frühjahr durch die Aufnahme durch Algen und Bryophyten. Im Sommer dagegen kam es durch Mineralisationsprozesse zur Netto-Freisetzung von Nitrat, die im Juli ein Maximum von 9

$\mu\text{g N l}^{-1}$ erreichte. In den P-Konzentrationen ließen sich die Effekte dieser Mineralisationsprozesse jedoch nicht feststellen. Vermutlich kommt es in naturnahen Gewässern zur direkten Wiederaufnahme dieses meist limitierten Nährstoffes oder zur Immobilisierung durch Sorption, Fällung und Sedimentation.

In nährstoffreichen Gewässern wie dem Duvenseebach sind die Einträge durchgehend höher und durch ihre unterschiedlichen Fließpfade wesentlich variabler als im naturnahen Walker Branch. Daher bieten sich für die Konzentrationsdynamik hier zunächst mehr Erklärungen an, als die dadurch maskierten sequentiellen Phasen der Aufnahme und Remineralisation.

Das saisonale Muster der Nitrat-Konzentrationen im Duvenseebach, mit Spitzen im Frühling mit Konzentrationen von bis zu $12 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$, einem Rückgang im Sommer auf minimal $1,5 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ und Anstieg im Herbst stimmt mit der von KIECKBUSCH (2003) beobachteten Dynamik der Nitrat-Konzentrationen in der Neuwührener Au bei Preetz weitgehend überein. Im Winter wurden dort ebenfalls Maxima bis zu $12 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ erreicht, im Sommer sanken die Konzentrationen sogar bis auf ein Minimum unter $0,1 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ ab.

Im Duvenseebach korrespondiert das saisonale Muster der Nitrat-Konzentrationen weitgehend mit der Abflusssdynamik, wenn auch nur mit schwach positiver Korrelation (Spearman's $R = 0,34$, $p < 0,05$). Die Einträge ergeben dagegen eine straffe Korrelation mit dem Abfluss (Spearman's $R = 0,90$, $p < 0,05$). Ein ähnliches saisonales Muster der Einträge stellten auch GRELOWSKI et al. (2000) für die Stickstoff-Einträge über die Oder in das Oder-Haff fest. Eine straffe Korrelation der Einträge mit dem Abfluss deuten die Autoren als Zeichen für dominierenden diffusen Eintrag im Oder-Einzugsgebiet. Diese Dominanz ist auch im Duvenseebach wahrscheinlich und stimmt mit der generellen Verteilung unterschiedlicher Stoffe über diffuse oder punktuelle Eintragspfade überein (vgl. Abb. 2-2, Kap. 2.2). Hohe Nitratkonzentrationen im Duvenseebach während des Frühjahrs- und Herbsthochwassers sind wahrscheinlich das Resultat von Nährstoffausträgen aus dem überwiegend intensiv bewirtschafteten vorgelagerten Einzugsgebiet. Die Niederung des ehemaligen Duvensees mit ihren weitgehend unter intensiver Nutzung befindlichen Moorflächen dürfte hier eine wesentliche Rolle für die Nitratreinträge in die Gewässer spielen.

Eine Ursache für die schwache Korrelation der Konzentrationen mit dem Abfluss könnte, ebenso wie die vergleichsweise schwachen autokorrelativen Zusammenhänge in der Zeitreihe, im Zusammenspiel beider Parameter im Sommer liegen. Während bei kleineren Niederschlagsereignissen und den darauf folgenden Abflussspitzen im Juni und im August hohe Konzentrationen auftraten (insbesondere am 14.08.04), ergab sich mit dem Sommerhochwasser zunächst ein kurzzeitiger Anstieg, auf den jedoch mit dem fallenden

Hochwasserast scheinbar eine Verdünnung bzw. Durchspülung und damit niedrige Konzentrationen folgten.

Auch die im Streudiagramm in Abb. 5-18 (Kap. 5.3.4) zum Ausdruck kommende starke Streuung der Konzentrationen im höheren Abflussbereich und Abb. 6-3 belegen hier Hysterese-Effekte bei ansteigenden und abschwellenden Hochwasserereignissen.

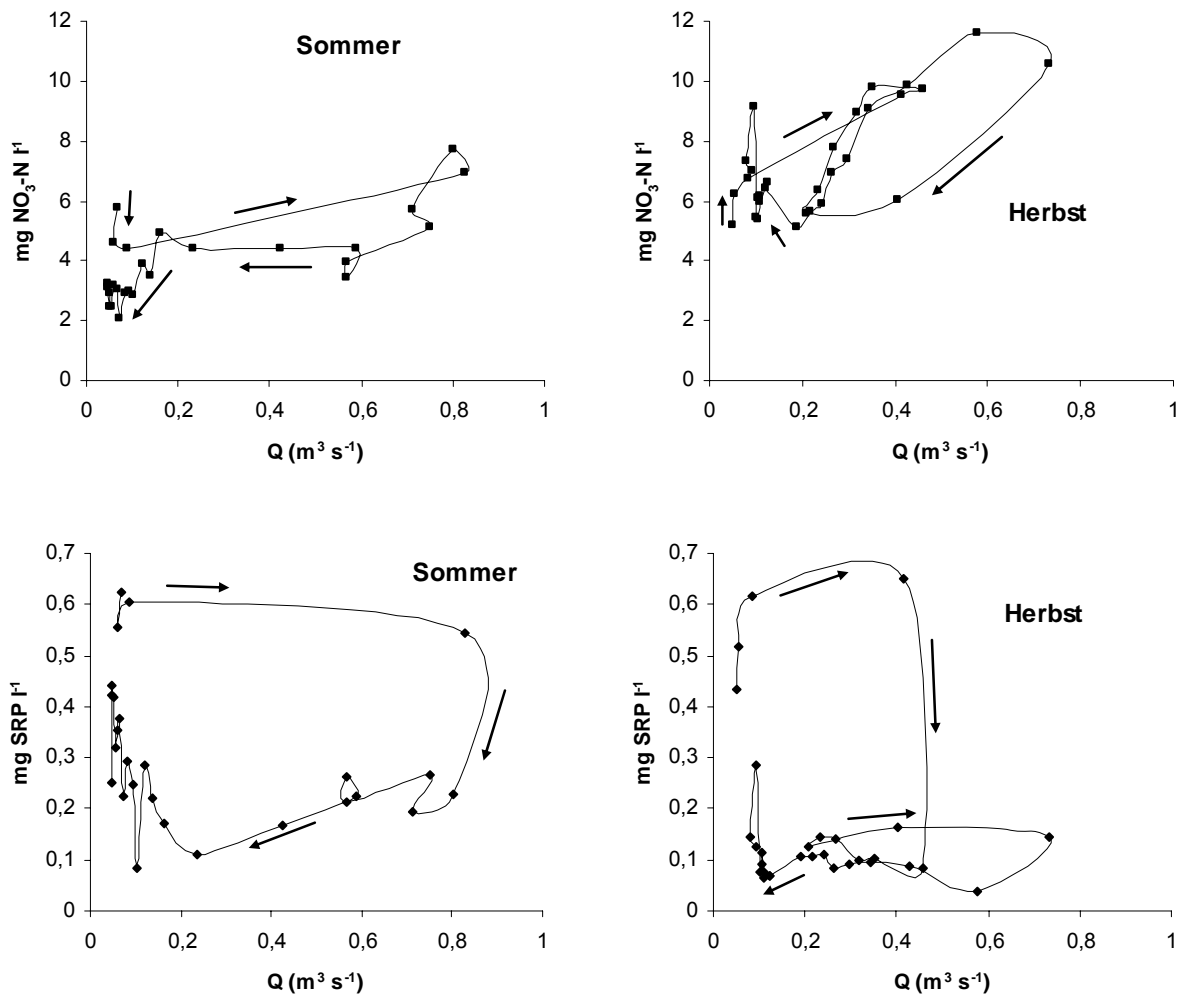


Abb. 6-3: Hysterese-Effekte in den Abfluss-Konzentrations-Beziehungen am Beispiel des Sommer- und des Herbsthochwassers an der Station IN

Die Ammoniumdynamik wird weniger durch saisonale Eintragsmuster desselben Stoffes, sondern mehr durch das Zusammenspiel der Stickstofftransformationsprozesse gesteuert (JARVIE et al. 2002, KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2007).

Erhöhte Ammonium-Konzentrationen sind zunächst auf punktuelle Einträge zurückzuführen, insbesondere hinter Einleitungen aus Kläranlagen. Einträge aus den Klärteichen des vorgelagerten Einzugsgebietes können auch bei hohen Konzentrationen an der Station IN im Duvenseebach, die maximal 7 mg NH₄-N l⁻¹ erreichten, angenommen

werden. Die Ammonium-Konzentrationen im Duvenseebach zeigten, im Gegensatz zu dem ebenfalls überwiegend aus punktuellen Quellen stammenden SRP, mit ihren sporadischen Spitzenwerten auch keine Korrelation mit dem Abfluss ($p > 0,05$). Hohe Konzentrationen traten in der Zeit des Frühjahrsbasisabflusses aus der Niederung und während der zwei sommerlichen Niedrigabflussphasen sowie jeweils kurzzeitig mit ansteigenden Hochwasserereignissen auf. Sonst sanken die Konzentrationen für längere Phasen unter die Nachweisgrenze. Hier kann also eher von einem Zusammenspiel vieler Quellen ausgegangen werden. Neben Einträgen aus Kläranlagen kommt dafür beispielsweise Abfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder aus degradierten Moorflächen des vorgelagerten Einzugsgebietes und der Duvenseebachniederung selbst in Betracht (vgl. KIECKBUSCH et al. 2006, KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2007).

Ein weiterer Grund für das sporadische Auftreten erhöhter Ammonium-Konzentrationen im Duvenseebach, das auch in den fehlenden autokorrelativen Zusammenhängen der Zeitreihe zum Ausdruck kommt, sind vermutlich Wechselwirkungen unterschiedlicher Transformationsprozesse wie Assimilation, Ammonifikation und Nitrifikation auf der Fließstrecke. Ähnliches stellten JARVIE et al. (2002) in den Fließgewässern des oberen Themse-Einzugsgebiets fest. Während die höchsten Ammonium-Konzentrationen direkt hinter Einleitungen aus Kläranlagen gemessen wurden, vermuteten die Autoren hinter stark streuenden Konzentrationen im weiteren Verlauf ebenfalls diese Transformationsprozesse.

Im Gewässerverlauf wird Ammonium bei guter Sauerstoffversorgung schnell nitrifiziert, so dass in oxischen Fließgewässern anorganischer Stickstoff hauptsächlich als Nitrat vorliegt. Sind die Sauerstoffkonzentrationen infolge des Abbaus organischer Verbindungen hinter der Einleitung jedoch stark herabgesetzt, wird dieser Prozess gehemmt und Ammonium kann sich so anreichern und weiter flussabwärts transportiert werden.

Auch in organischen Sedimentauflagen können beträchtliche Ammonium-Konzentrationen auftreten. Für das Porenwasser von Flachwasserseesedimenten werden beispielsweise bis zu $14 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ angegeben (REDDY et al. 1991, LIJKEMA 1994, DOKIL et al. 2001). Durch Diffusion und Resuspension kann es zu einer Freisetzung von angereicherten gelösten Stoffen aus dem Interstitial in den freien Wasserkörper kommen, vor allem dann, wenn auch dort niedrige Sauerstoff-Konzentrationen vorliegen. Ähnlich hohe Konzentrationen wie im Duvenseebach stellte KIECKBUSCH (2003) z. B. in einem an die Neuwührener Au angrenzenden flach überstauten Niedermoorpolder fest, in dem es durch den Abbau der Torfunterlage und stagnierende, anoxische Phasen im Sommer zu einer Anreicherung von Ammonium auch im freien Wasserkörper kam. In der angrenzenden Neuwührener Au lagen die Ammonium-Konzentrationen zwar wesentlich

niedriger, wiesen aber eine ebenso unregelmäßige Dynamik wie im Duvenseebach auf. Es wurden dort Spitzenwerte mit 0,2 bis 0,6 mg l⁻¹ vorgefunden.

Die Ammonium-Spitzen-Konzentrationen im Duvenseebach waren in der Regel an der Station IN höher. Insbesondere im Juni wurden aber auch einige höhere Peaks an Station OUT beobachtet. Einträge aus der Niederung und auch Abbau organischen Materials auf der Fließstrecke dürften hier, gepaart mit stark gesunkenen DO-Konzentrationen im Bach, die Nitrifikation gehemmt haben.

Die Dynamik der P-Konzentrationen mit Maxima im Sommer und Minima bei hohen Abflüssen und damit die negative Korrelation zwischen SRP-Konzentrationen und Abfluss (Spearman's $R = -0,64$, $p < 0,05$, vgl. Streudiagramm in Abb. 5-18) lässt auf den Einfluss punktueller P-Einträge aus Kläranlagen schließen. Zu ähnlichen Annahmen kamen beispielsweise TONDERSKI et al. (1997), BEHRENDT et al. (1998) und GRELOWSKI et al. (2000), die das saisonale Muster der P-Einträge über die Oder in das Oder-Haff untersuchten. Auch KIECKBUSCH (2003) stellte die gleiche Dynamik der SRP-Konzentrationen in der Neuwührener Au bei Preetz fest. Hier lagen die Konzentrationen mit etwas über 0,2 mg l⁻¹ im Sommer und jeweils unter 0,1 mg l⁻¹ im Winter und Frühjahr jedoch insgesamt wesentlich niedriger als im P-belasteten Duvenseebach.

Bei niedrigen Abflüssen fallen die nahezu über das Jahr auf gleichem Level verlaufenden punktuellen Einträge stärker ins Gewicht (JARVIE et al. 2002). Als weiteres Anzeichen für punktuelle Einträge kann die Dominanz der löslichen P-Fraktion herangezogen werden. Im Duvenseebach ist der Anteil der gelösten Fraktion durchgehend hoch, steigt aber im Sommer auf ein Maximum von 90 % (Abb. 6-4). HILGER et al. (1999) und ERNSTBERGER et al. (2004) weisen ebenfalls auf eine Dominanz der gelösten P-Fractionen bei Niedrigwasser und der partikulären bei Hochwasserabflüssen im Winter und Frühjahr hin. Die Dominanz gelöster Fraktionen im Sommer kann neben den Einträgen aus punktuellen Quellen weitere Ursachen haben: Die Zeit der höchsten biologischen Aktivität fällt mit der Periode sommerlicher Niedrig-Abflüsse zusammen. Erhöhte biologische Aktivität heißt zunächst auch erhöhte Aufnahme, auf die jedoch im Sommer auch dementsprechend erhöhte Mineralisationsprozesse folgen. Diese Annahme wird im Duvenseebach durch die plötzlich absinkenden DO-Konzentrationen nach dem Absterben der Fadenalgenpopulation Ende April gestützt. Durch die fehlende Beschattung des Duvenseebaches und damit vergleichsweise hohe Temperaturen und starken Lichteinfall können die Mineralisationsraten noch gesteigert werden.

Lediglich im Frühjahr, wenn P hauptsächlich assimiliert wird, geht der Anteil des SRP auf bis zu 10 % des Gesamt-Phosphors zurück (Abb. 6-4). Im Duvenseebach fiel diese Phase mit hoher Sauerstoffproduktion zusammen, die auf das massenhafte Auftreten von

Algenpopulationen zurückzuführen war.

Auch bei SRP sind Hysterese-Effekte während der Hochwasserereignisse zu erkennen, jedoch zeichnet sich hier, mit Ausnahme eines kurzen Anstiegs mit dem einsetzenden Herbsthochwasser, jeweils eine Verdünnung ab (Abb. 6-3). Die schwache Korrelation zwischen Abfluss und SRP-Frachten (Spearman's $R = -0,14$, $p < 0,05$) könnte dennoch ein Indiz für die Überlagerung der Abfluss-Konzentrations-Beziehung mit schwankenden Einflüssen der gewässerinternen Prozesse sein.

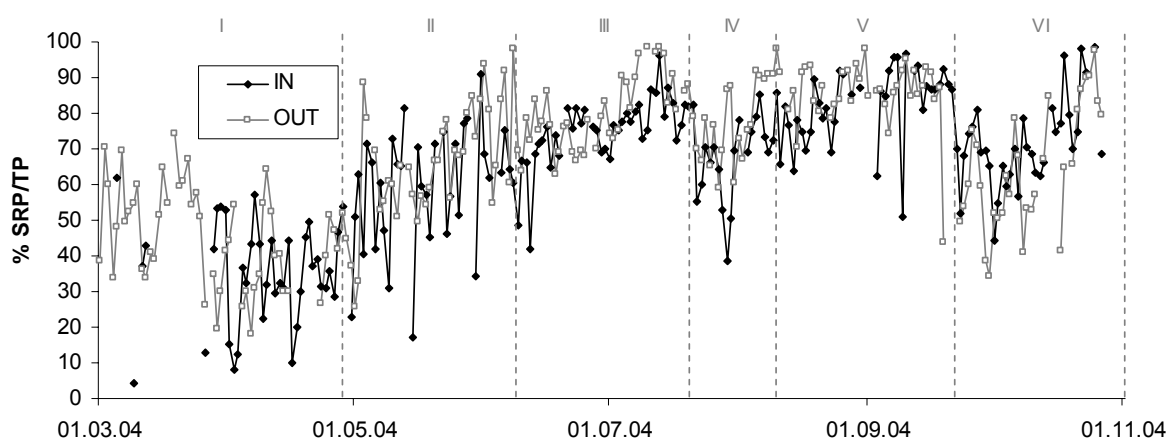


Abb. 6-4: Verhältnis der SRP und TP-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT

Zwar sind die Konzentrationen in ihrer Gesamtheit an der Station IN nicht signifikant höher als an der Station OUT ($p > 0,05$, Mann-Whitney-U-Test, vgl. Kap. 5.3.1), der paarweise Vergleich ($p < 0,05$, Wilcoxon-Test, vgl. Kap. 5.3.1) zeigt jedoch, dass sich die Konzentrationen im Fließgewässerabschnitt verändern.

Verringern sich die Konzentrationen auf der Fließstrecke, kann von Vermischung bzw. Verdünnung mit zuströmendem Grundwasser oder mit Verringerung durch Retentionsprozesse gerechnet werden. Erhöhen sie sich, so liegen bei schwach positiver Abflussdifferenz im Sommer entweder Konzentrationseffekte durch Verdunstung oder bei negativer Abflussdifferenz ebenfalls Vermischung (in diesem Fall Erhöhung der Konzentrationen durch zuströmendes Grundwasser mit einer entsprechend höheren Konzentration des jeweiligen Stoffes) vor. Genauere Erkenntnisse darüber lieferte die Berechnung der Retention.

6.3 Retention

Die höchsten Retentionsraten wurden im Sommer während der Überflutungsphasen und unter Niedrigabflussbedingungen festgestellt. Dabei zeigt sich, dass sowohl in Phasen mit überwiegender Anteil fließgewässerinterner Prozesse, in denen der Einfluss der Niederung gering ist, als auch in Phasen mit überwiegender Einfluss des Wasseraustausches mit der Niederung Retention stattfindet. Andererseits bilden die restlichen Hochwasserereignisse und der Frühjahrsbasisabfluss die austragsrelevanten Phasen einzelner Spezies.

6.3.1 Retention in Phasen mit überwiegender Einfluss des Wasseraustauschs mit der Niederung

6.3.1.1 Die Hochwasserereignisse

Die drei Hochwasserereignisse im Frühjahr, im Sommer und im Herbst zeigen zwar prinzipiell das gleiche Muster des hydrologischen Austausches mit Effluenz, Zwischenspeicherung in der Niederung und anschließender Influenz hauptsächlich über den gesättigten diffusen Pfad in das Fließgewässer, die Nährstoffretention reagiert auf Ereignisse jedoch sehr unterschiedlich. Die Ursache dieses abweichenden Verhaltens liegt in den unterschiedlichen Ausgangs- und Rahmenbedingungen, denen das System vor und während dieser Ereignisse ausgesetzt war. Als Ausgangsbedingung kann die Summe aller einem Ereignis vorausgehenden Prozesse definiert werden, die sich beispielsweise in aufgebauten oder ausgeschöpften Nährstoffpools äußert. Diese vorausgehenden Prozesse dominieren auf unterschiedliche Dauer und mit einer bestimmten Intensität alle nachfolgenden Prozesse (KIRCHNER 2000, LIKENS 2004a). Als Rahmenbedingungen treten alle unmittelbaren Einflussgrößen auf, beispielsweise die Einträge, Konzentrationen potentieller Bindungspartner, das hydrochemische Milieu und die Temperatur als fundamentale Variable aller mikrobiologisch ablaufenden Prozesse (McCLAIN et al. 1998).

Steht ein Fließgewässer im hydrologischen Austausch mit einer Niederung, kann es sowohl im Überflutungswasser (Sedimentation), als auch während der Durchströmung des Torfes (Aufnahme, Denitrifikation) zur Retention von Nährstoffen kommen (KRONVANG et al. 2004). Der Zustand und die Vornutzung der Niederung entscheiden jedoch darüber, ob es zum Rückhalt kommt, oder ob mit dem abfließenden Wasser Nährstoffe aus der Niederung ausgetragen werden.

Mineralisierte Torfe, wie sie in der Duvenseebachniederung vorliegen, können je nach Wasserstand und den damit gekoppelten Sauerstoffverhältnissen auch als Quelle

unterschiedlicher gelöster Nährstoffspezies fungieren. Es kann alternativ zum Austrag von Nitrat unter oxidischen Bedingungen oder Ammonium und SRP unter anoxischen Bedingungen kommen (vgl. u. a. Literaturobwertung von SCHRAUTZER et al. 2007).

Die hohen Nitrat-Einträge und negativen Nitrat-Bilanzen während der Frühjahrsüberflutung sind damit zu erklären, dass im vorherigen trockenen Jahr 2003 durch herbstliche Mineralisationsvorgänge sowohl im vorgelagerten Einzugsgebiet als auch im untersuchten Niederungsabschnitt hohe Nitratüberschüsse aufgebaut wurden, die erst im darauf folgenden Frühjahr durch Auswaschung während der zurückgehenden Überflutung und der Basisabflussphase ausgetragen wurden.

Zu diesen hohen Pools remobilisierbarer Nährstoffe kamen Rahmenbedingungen, die die Retentionsprozesse negativ beeinflussten. Im Frühjahr dürften niedrige Temperaturen und hohe Sauerstoffgehalte des Überflutungswassers von bis zu 20 mg l⁻¹ die Denitrifikation als entlastenden Prozess im Stickstoffhaushalt gehemmt haben. Gestützt wird diese Annahme durch zusätzliche Messungen der Nitrat-Konzentrationen in 30 cm unter Flur. Sie ergaben während der Frühjahrsüberflutung eine Konzentration von mehr als 5 mg NO₃-N l⁻¹. In 80 cm Tiefe zeigten die Konzentrationen mit < 1 mg l⁻¹ dagegen bereits eine zunehmende Denitrifikation in Bodenlösung an. Da die Konzentrationen bei allen Beprobungen sehr niedrig waren, sind die daraus berechneten Grundwassereinträge im Vergleich zu den Einträgen an Station IN und auch den Austrägen sehr gering.

Es ist also zu vermuten, dass während des Frühjahrshochwassers auch ein gewisser Anteil des Wassers über makropräferentielle Pfade in den Bach zurückströmte und so der Denitrifikation entging. Ähnliches beobachtete auch HOFFMANN (1996, 1998b, HOFFMANN et al. 1993) bei Bewässerungs- und Überflutungsexperimenten in Dänemark (Tab. 6-2). Dort konnte gezeigt werden, dass Nitrat meist bereits in den oberen zwei Zentimetern des ersten Bodenhorizontes denitrifiziert wird, wenn das Wasser über oberflächliche Fließpfade in die Niederung gelangt. Die Retention lag zwischen 48 und 99 % (34 - 2725 kg ha⁻¹ a⁻¹) der Einträge, wobei eine geringere Effizienz entweder auf eine geringe Infiltrationskapazität des Torfes (Gjern Å) oder auf einen oberflächlich abfließenden Anteil des Wassers (z.B. Storå) zurückzuführen war. Wenn ein Teil des Wassers oberflächlich abfließt, sinkt die relative Retention, da die Denitrifikation unter oxidischen Bedingungen im Oberflächenwasser nicht stattfindet. Jegliche N-Retention findet dem Autor zufolge dann durch Algenaufnahme, mikrobielle Aufnahme oder durch Sedimentation partikulären Stickstoffs statt.

In der Duvenseebachniederung muss zusätzlich eine erhebliche Menge an Nitrat ausgetragen worden sein. Eine Ursache für die Abweichung zwischen den Grundwasserkonzentrationen und -frachten liegt vermutlich in der geringen zeitlichen Auflösung der Probenahmen in der Niederung. So wurde beispielsweise bei den

Beprobungen während des gesamten Frühjahrs weder ein Niederschlagsereignis noch die Phase um den Scheitel der Abflussganglinie während der Frühjahrsüberflutung getroffen. KIECKBUSCH & SCHRAUTZER (2007) weisen jedoch auf die schnell auf solche Ereignisse reagierenden Nährstoff-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser von Niedermooren hin.

Tab. 6-2: Nitrat-Retention durch Bewässerung mit Drainage- oder Flusswasser. Wegen der Abhängigkeit der Bewässerung von den Witterungsbedingungen wurden die Raten der Standorte Stevns und Syv Bæk von 120 bzw. 200 Tagen auf ein Jahr hochgerechnet (Tabelle verändert nach KRONVANG et al. 2004)

	Retention (kg NO ₃ -N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Retention (%)
Glumsø, Schilfröhricht ¹	520	65
Glumsø, Schilfröhricht ¹	975	62
Glumsø, Schilfröhricht ¹	2725	54
Glumsø, insgesamt, Schilfröhricht ¹	569	94
Stevns, Grünland ²	350	99
Stevns, dräniertes Grünland ³	11,3 (mg l ⁻¹)	99
Syv Bæk, Grünland	300	72
Storå, renaturiertes Grünland	530	48
Gjern Å, Grünland ^{1,2} (min)	34	88
Gjern Å, Grünland ^{1,2} (max)	200	98

¹ Unterschiedliche hydraulische Fracht und Nitrat-Fracht

² Kurzzeit-Experiment

³ Konzentration in mg NO₃-N l⁻¹

Unter günstigen Bedingungen wird Nitrat in Feuchtgebieten vollständig denitrifiziert (LEONARDSON et al. 1994). Untersuchungen an grundwassergespeisten Flusstalniederungen in Dänemark ergaben einen Rückhalt zwischen 57 und über 2100 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dabei betrug die relative Retention zwischen 56 und 97%, ohne jedoch eine klare Korrelation zwischen Einträgen und Effizienz der Retention zu zeigen (KRONVANG et al. 2004). SCHRAUTZER (2004) gibt eine Stickstoffretentionspotenzial in Niedermooren von etwa 150 - 300 kg ha⁻¹ a⁻¹ an.

Für ein renaturiertes Altarm-Feuchtgebiet berichten FINK & MITSCH (2007) von einer Retention von N und P während Überflutungen im Frühjahr und von Austrägen während solcher Ereignisse im Sommer. Im Gegensatz dazu waren die P-Austräge während des Sommerhochwassers in der Duvenseebachniederung trotz niedriger Sauerstoffgehalte im

Überflutungswasser gering. Die Ursachen hierfür könnten in einem bereits ausgeschöpften Pool labiler P-Fractionen nach den hohen Verlusten im Frühjahr und in der geringen Dauer des Austausches liegen.

Dennoch war die Verweilzeit des Wassers insgesamt lang genug, um eine intensive Denitrifikation in der Niederung und damit eine positive Nitratbilanz zu erzielen (vgl. BAKER & VERVIER 2004). Ein Grund für die hohe Nitratretention während des Sommerhochwassers könnten die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen des Überflutungswassers gewesen sein. Bei niedrigen Sauerstoffgehalten des zuströmenden Wassers kann davon ausgegangen werden, dass die Nitratretention besonders effektiv ist. Das zeigt sich unter anderem daran, dass hohe Retentionsraten insbesondere in zuströmendem Grundwasser unmittelbar am Hangfuß von Niederungen erreicht werden. Innerhalb weniger Meter wird Nitrat dann nahezu vollständig denitrifiziert (KIECKBUSCH et al. 2006). Für diesen Fall werden in der Literatur Raten zwischen knapp einem bis zu 10 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ angegeben (JØRGENSEN et al. 1988, COOPER 1990, HAYCOCK & BURT 1993, HAYCOCK & PINAY 1993, BLICHER-MATHIESEN et al. 1998, HOFFMANN 1998a, HOFFMANN et al. 2000).

KIECKBUSCH (2003) stellte Retentionsraten für den flachen Überstau von Niedermooren zusammen. Gemeinsam mit seinen eigenen Ergebnissen aus der Pohnsdorfer Stauung bei Preetz ergab sich für diesen Fall eine mittlere Retention von $180 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (entspricht knapp $50 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 53 %) und $26 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (11 %) (SCHRAUTZER et al. 2007).

Gekoppelt mit der Denitrifikation läuft vermutlich der Prozess der Nitrifikation ab (LEONARDSON et al. 1994). Im Frühjahr lag Ammonium im Grundwasser in einer Konzentration von $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ vor. Die überwiegende Nitrifikation der Einträge fand vermutlich im sauerstoffreichen Oberflächenwasser des Baches statt. Durch die hohe Konzentration im Grundwasser kam es nur bei Ammonium zu einer deutlichen Veränderung der Bilanz bei Berücksichtigung der Grundwassereinträge im Vergleich zu den Bilanzen, bei denen der Grundwasserpfad nicht berücksichtigt wurde (vgl. Kap. 5.5).

Die Überflutung von Auen und Niederungen beeinflusst in hohem Maße das Verhalten von Phosphor in diesen Systemen. Eine dauerhafte Retention kann lediglich bei Sedimentation in gewässerfernen Bereichen im Zuge von Überflutungen oder durch langfristige Festlegung durch Pflanzenaufnahme in (wachsenden) Mooren auftreten. Der Rückhalt von SUP/PP während des Sommerhochwassers könnte auf Sedimentation auf der Überflutungsfläche der Duvenseebachniederung zurückzuführen sein. Überflutungsflächen wie Flusstalniederungen sind effektive Stoffsenken durch Sedimentation der in den Fließgewässern transportierten suspendierten Fracht. Die

mittleren $0,8 \text{ kg d}^{-1}$ (ca. 17 kg in der gesamten Phase von 21 Tagen), die somit in der Niederung durch Sedimentation zurückgehalten wurden, entsprechen 22 % der im Fluss transportierten Fracht. Mit $1,5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ liegt die Sedimentationsrate damit wesentlich höher als während der spätsommerlichen Niedrigabflussphase im Bach ($8 - 50 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Die ermittelte Rate für das Sommerhochwasser liegt im unteren Bereich der in der Literatur berichteten Sedimentationsraten auf Überflutungsflächen (Tab. 6-3).

Tab. 6-3: Retention von P durch Sedimentation bzw. Trockengewicht des sedimentierten Materials oder Anteil der abgelagerten suspendierten Fracht auf Überflutungsflächen

Gebiet	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	% der suspendierten Fracht	$\text{kg TG ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ¹	% der suspendierten Fracht	Quelle
Waal, Niederlande				19**	Asselmann 1997
Skjern Å, Dänemark	10.000*	1			Pedersen et al. 2007,
River Culm, UK	82	40	21.000	81	Kronvang et al. 2003b
			31.000		Walling & He 1997

* Retention für eine Winter-Überflutung ohne genauen Bezug zur Fläche

** ein Hochwasserereignis

Einen ähnlich effektiven Rückhalt 19 %, allerdings bezogen auf die suspendierte Sedimentfracht des Flusses insgesamt, beobachtete ASSELMANN (1997) auf den Überflutungsflächen der Waal in den Niederlanden während eines Hochwasserereignisses im Jahr 1993.

PEDERSEN et al. (2007) ermittelten für Überflutungen im Winter 2001/2002 im renaturierten Abschnitt der Skjern Å in Dänemark eine Retention von insgesamt 10 t P und 31 t N durch Sedimentation. Für P entspricht dies nur einem Prozent, für N 10 % der Fracht im Fließgewässer. Eine genaue Angabe zur involvierten Fläche machten sie allerdings nicht. Für eine zehnjährige Untersuchungsperiode ermittelten KRONVANG et al. (2003) eine mittlere Retention von $8,2 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ($82 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und 2100 g TG m^{-2} durch Sedimentation auf der Überflutungsfläche, was einem relativen Rückhalt von 81 % des suspendierten Sediments und 40 % des darin enthaltenen partikulären Phosphors entsprach. Ähnliche Raten werden von WALLING & HE (1996) für die Überflutungsflächen des River Culm, UK, mit 3100 g TG m^{-2} angegeben.

Für das Modell NUTRET (KRONVANG et al. 2004) wurde aus einer Literaturlauswertung dänischer Feuchtgebiete eine etwas niedrigere P-Retentionsrate durch Sedimentation auf Überflutungsflächen von $55 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgeleitet.

An diese Rate reicht die nur während des Sommerhochwassers stattfindende Retention durch Sedimentation auf der Überflutungsfläche der Duvenseebachniederung nicht heran, denn zum Zeitpunkt des Hochwassers lag bereits ein Großteil der im Bach transportierten

Fracht in gelöster Form vor (vgl. Abb. 6-4). Eine höhere Retention durch Sedimentation wäre folglich bei einem höheren Anteil suspendierter partikulärer Fracht im Fließgewässer wie beim Herbsthochwasser zu erwarten gewesen. Durch Erosion bzw. Resuspension kam es jedoch zu einem Netto-Austrag der SUP/PP-Fraktion. Eine ausgeglichene Bilanz erodierter und akkumulierter Sedimente ergab beispielsweise Untersuchungen von HEUSCH et al. (1993) auf Überflutungsflächen entlang der Sieg. Im Duvenseebach kann keine Angabe darüber gemacht werden, ob es auf der Überflutungsfläche auch zu einer Erosion kam. Mit einem Austrag wäre aber nur dann zu rechnen gewesen, wenn ein Teil des Wassers oberflächlich abgeflossen wäre. Da der hauptsächliche Rücktransport des Wassers jedoch über den diffusen Pfad erfolgte, ist vielmehr von einer Resuspension des während der sommerlichen Niedrigabflussphasen im Bach akkumulierten Materials sowie von Ufererosion auszugehen.

Die Retention von Phosphor im Fließgewässer tritt daher vorwiegend als übergangsweise Speicherung auf (SVENDSEN et al. 1995 a, KRONVANG et al. 2004). In der Literatur gibt es zahlreiche Hinweise auf die Resuspension des Sedimentes bei Hochwasserabflüssen. SVENDSEN et al. (1998) berichten beispielsweise von hohen P-Frachten während Hochwasserabflüssen, insbesondere nach Phasen mit ausgeprägtem Niedrigabfluss. Die Autoren erklären dies mit der Resuspension des im Sediment gespeicherten Phosphors. SVENDSEN et al. 1995a stellten an einem dänischen Tieflandfließgewässer fest, dass der Pool an zurückgehaltenem P während Hochwasserabflüssen zur Hauptquelle von P umgewandelt wird, zumindest bis dieser Pool aufgebraucht ist. In der Gelbæk kam es im Sommer zur Resuspension durch das Fehlen von Makrophyten und im Hauptgerinne der Gjærn Å nach der Gewässerräumung im September (SVENDSEN & KRONVANG 1993). Ufererosion konnte dabei mit 30-70 % einen großen Anteil der Residuen der Massenbilanz in der Gjærn Å erklären.

KRONVANG et al. (1999) fanden weiterhin heraus, dass der größte Anteil des zurückgehaltenen Phosphors (80 %) im selben Fluss während Hochwasserereignissen des Herbsts und Winters 1994-1995 resuspendiert wurde, als ein Rückgang des schützenden submersen und emersen Makrophytenbewuchses zu beobachten war. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch SCHULZ et al. (2003). Die gesamte organische Schicht, die während der Vegetationsperiode in Abschnitten der unteren Spree abgelagert wurde, verschwand nach Seneszenz und Abrasion der Pflanzen wieder. Ausnahmen bildeten lediglich Stillwasserbereiche und Bereiche unterhalb von Totholz.

In Flachlandfließgewässern in Brandenburg stellte PÖTHIG et al. (in Vorb.) allerdings trotz zeitweilig hoher Austräge durch Resuspension insgesamt eine Netto-Retention von 2,75 kg P (60 %) für 2001 fest. Je nach Gewässermorphologie kann es demnach auch zu einer positiven Bilanz durch Sedimentation im Fließgewässer kommen.

Die sporadische SRP-Retention während des zurückgehenden Frühjahrshochwassers könnte möglicherweise mit der Aufnahme durch die massenhaft auftretenden Fadenalgen erklärt werden. Anzeichen für eine biotische Aufnahme bieten die SRP-Konzentrationen, die in dieser Phase ihr Minimum erreichten sowie die hohen diurnalen Schwankungen der Sauerstoffgehalte von bis zu 12 mg l^{-1} als Indikator für eine hohe Primärproduktion. Eine vergleichbare Aufnahmeeffizienz von etwa 50 % des SRP-Transports im April belegt auch eine Studie durch CASEY & CLARKE (1986) im River Frome in Südengland. Svendsen et al. (1995) konnten die SRP-Retention im Fließgewässer-System der Gjærn Å in Dänemark teils auf Aufnahme durch benthische Algen und teils auf die Sorption an Fe- und Al-Oxide und -Hydroxide zurückführen. Sie geben den maximalen P-Gehalt in Algen mit $0,64 \text{ g P m}^{-2}$ an.

Studien aus Dänemark und aus Brandenburg zeigen allerdings, dass der Nährstoffrückhalt durch Aufnahme in Oberflächengewässern auf jährlicher Basis gering ist, denn durch kurzfristige Assimilations- und Remineralisationskreisläufe entsteht meist nur ein zeitweiliger Rückhalt (KRONVANG et al. 2004). Bei Seneszenz und Absterben der Makrophyten im Herbst treten rasch Zersetzungsprozesse auf (KRONVANG et al. 1999, SCHULZ et al. 2003). In der Gjærn Å wurde beispielsweise organisches Material nach Seneszenz und Abrasion schnell zersetzt und gespeichertes P innerhalb weniger Tage in SRP oder DOP umgewandelt. Da die durchschnittliche Wasserverweilzeit im Einzugsgebiet der Gjærn Å nur 6 bis 12 Stunden betrug, wurde ein weiterer großer Teil der Biomasse in Form resuspendierter Algen schnell als partikuläre Fracht abtransportiert, bevor sie zu SRP oder SUP abgebaut wurden.

In der Phase des Herbsthochwassers waren die Bilanzen mit Ausnahme von SUP/PP mehr oder weniger ausgeglichen. Hierfür gibt es mehrere Erklärungsansätze. Im Bach dürfte die Aufnahme durch Organismen aufgrund der Seneszenz von Pflanzen wie *Lemna minor* nur noch gering gewesen sein und im Sommer zurückgehaltene Nährstoffe konnten wieder mobilisiert werden. Ein Anzeichen für die nachlassende biotische Aktivität ist die starke Abnahme der diurnalen Sauerstoffamplituden mit dem beginnenden Herbsthochwasser. Durch niedrige Verweilzeiten des Bachwassers verschlechterten sich zudem die Bedingungen für eine effektive Nährstofftransformation im Bach. Im Feuchtgrünland bewirkten vorausgehende Mineralisation und höhere Wasserstände einen erhöhten Austrag von Ammonium, der auch im Anstieg der Grundwasserkonzentrationen belegt wird (vgl. Abb. 5.20, Kap. 5.3.5). Unter Umständen kam es auch zu einer Freisetzung redoxsensitiver Phosphor-Verbindungen in den Torfen und deren Austrag in das Fließgewässer.

Anhaltspunkte für die Auswirkungen einzelner Flutpulse im Vergleich zum jährlichen

Rückhalt in an Fließgewässern angeschlossenen Feuchtgebieten liefern die Untersuchungen von FINK & MITSCH (2007) an einem so genannten Oxbow(Altarm)-Wetland in Ohio, USA. Dort überflutet Flusswasser das angeschlossene Feuchtgebiet in mehrmaligen Pulsen innerhalb eines Jahres. Die Nitrat-Retention ergab mit ca. 154 kg N ha⁻¹ a⁻¹ einen ähnlichen absoluten Rückhalt wie auf den Überflutungsflächen der Gjærn Å in Dänemark. Mit 48 % der Einträge ist die relative Retention im Oxbow-Wetland jedoch geringer (Tab. 6-2 und 6-4).

Tab. 6-4: Retentionsraten in Flusstal-Feuchtgebieten der USA und Australiens auf jährlicher Basis und während einzelner Überflutungen hauptsächlich mit Flusswasser (aus FINK & MITSCH 2007) und in der Duvenseebachniederung während der Untersuchungsperiode (März-Oktober 2004) und der drei Hochwasserereignisse

Untersuchungsgebiet	Jährliche Retention		Retention pro Überflutung		Quelle
	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	kg P ha ⁻¹	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	Kg P ha ⁻¹	
non-treatment wetlands	100-400	5-50	7,1	0,8	Mitsch & Gosselink 2000
Oxbow wetland, USA	150	45	3,5	0,52	Fink & Mitsch 2007
Flusstalniederung, Australien	230	28			Raisen & Mitchel 1995, Raisen et al. 1997
Flusstalniederung, USA			0,38	0,67	Casey & Klaine 2001
künstl. Flusstal-Feuchtgebiet, USA	110-380	24-29			Phipps & Crumpton 1994
künstl. Flusstal-Feuchtgebiet, USA	580-660	52-56			Spieles & Mitsch 2000, Nairn & Mitsch 2000
Altarm Mississippi, USA	310				Lane et al. 2003
Duvenseebachniederung Saison	-16,6	-0,8			diese Arbeit
Duvenseebachniederung Frühjahr (I)			-11,1	-0,1	diese Arbeit
Duvenseebachniederung Sommer (IV)			9,1	0,3	diese Arbeit
Duvenseebachniederung Herbst (VI)			-0,01	-0,3	diese Arbeit

Weitere Feuchtgebiete (Tab. 6-4) erreichten eine höhere N-Retention, hervorzuheben ist hier ein künstliches Feuchtgebiet mit bis zu 660 kg NO₃-N ha⁻¹ a⁻¹. Die P-Retention der von FINK & MITSCH (2007) verglichenen Feuchtgebiete liegt überwiegend im Bereich der von KRONVANG et al. (2004) vorgeschlagenen 55 kg ha⁻¹ a⁻¹ Retention für Phosphor auf

Überflutungsflächen.

Die Untersuchungen von FINK & MITSCH (2007) und Raten, die von MITSCH & GOSSELINK (2000) berichtet werden, zeigen, dass die Retention einzelner Überflutungen etwa 2-16 % der gesamten P-Retention und etwa 2-7 % der gesamten N-Retention ausmachen (Tab. 6-4).

Während des Untersuchungszeitraumes kommt es dagegen in der Duvenseebachniederung insgesamt zu keinem Rückhalt. Insofern unterscheidet sich das Gebiet grundsätzlich von den von FINK & MITSCH (2007) aufgeführten Gebieten in den USA und in Australien. Die Höhe der TP-Retention im Duvenseebach ist nur für das Sommerhochwasser vergleichbar mit der Retention während einzelner Flut-Pulse in den unterschiedlichen Feuchtgebieten der Tab. 6-4. Mit $0,9 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ liegt die Nitrat-Retention während des Sommerhochwassers sogar leicht über den anderen Raten zwischen $0,5$ und $0,8 \text{ kg ha}^{-1}$.

Die Ergebnisse der Untersuchung in der Duvenseebachniederung zeigen auch, dass im Vergleich zu den Beobachtungen anderer Studien (KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2007, FINK & MITSCH 2007) die SRP-Austräge während Überschwemmungsphasen im Sommer und Herbst niedrig waren. Dies könnte daran liegen, dass im Feuchtgrünland der Duvenseebachniederung bereits 5 Jahre vor Durchführung der Vernässungsmaßnahmen mit einer extensiven Nutzung ohne Düngung begonnen wurde. Vermutlich wurden die während der vorangegangenen intensiven Nutzung akkumulierten P-Mengen durch Nährstoffentzüge über die Vegetation abgebaut. Einen Hinweis darauf geben die im Jahr 2002 durch sequentielle Extraktion (nach HEDLEY et al. 1982) ermittelten geringen Pools labiler Bindungsformen des Phosphors in den Torfen der Duvenseebachniederung im Vergleich zu einem anderen ehemals intensiv genutzten Moorstandort, der Pohnsdorfer Stauung (Abb. 6-5).

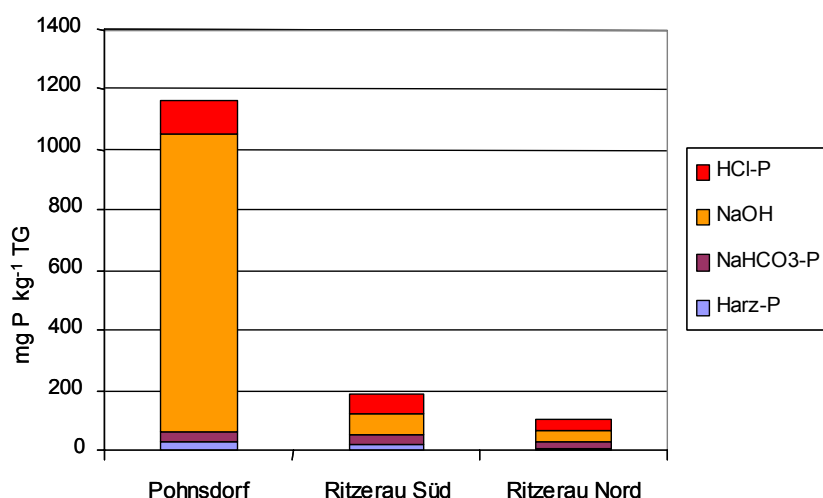


Abb. 6-5: Phosphor-Bindungsformen in den oberen zehn Zentimetern der Torfe aus der Duvenseebachniederung (Südteil und Nordteil) und aus dem Mittelpolder der Pohnsdorfer Stauung

Es ist deshalb nicht verwunderlich, dass die im Untersuchungsgebiet im Frühjahr ausgewaschenen P-Mengen mit $1,1 \text{ kg ha}^{-1}$ deutlich höher waren als die Summe der P-Austräge aller Überflutungsphasen ($0,4 \text{ kg ha}^{-1}$). Dieses Ergebnis ist insofern von großer Bedeutung, da das Risiko einer P-Freisetzung häufig als Argument gegen eine Vernässung von Niedermooren verwendet wird (BAUM et al. 2003). Die vorliegenden Ergebnisse untermauern die Ansicht, dass größere P-Verluste aus Niedermooren sich auf eine vergleichsweise kurze Phase nach der Vernässung beschränken und sich danach bald abschwächen (TREPPEL 2004, ZAK & GELBRECHT 2007).

6.3.1.2 Frühjahrsbasisabfluss

Mit den abnehmenden Abflüssen nach der Frühjahrsüberflutung sanken auch die Nitratkonzentrationen im Fließgewässer ab. Das Retentions- und Austragsmuster dieser Phase ist insgesamt sehr variabel. Der kontinuierliche Zustrom aus dem Niedermoor führte weiterhin zu Nitratausträgen aus der Niederung. Für SRP kam es im Frühjahr zugleich zu den höchsten relativen Retentionsraten (bis zu 68 %), als auch zu den höchsten Austrägen (max. 1200 %). Insgesamt ist diese Phase jedoch durch vergleichsweise hohe Phosphatausträge und stark negative Phosphatbilanzen gekennzeichnet. Vermutlich wurden in den Torfen des Feuchtgrünlandes durch Mineralisation freigesetzte labile P-Fractionen mobilisiert und ausgewaschen (vgl. CARLYLE & HILL 2001). In der Bodenlösung ist zwar nur ein leichter Anstieg der SRP-Konzentrationen festzustellen, die Berücksichtigung der Frachten aus dem Grundwasser führen jedoch zu einer Verminderung des Austrags um fast die Hälfte im Vergleich zur Berechnung ohne Berücksichtigung der Grundwasserfrachten. Daraus würde sich eine hohe Netto-Freisetzung von P aus dem Bachsediment ergeben. Auch hier ist jedoch anzunehmen, dass die Variabilität der SRP-Konzentrationen in der Niederung mit der monatlichen Messauflösung nur unzureichend erfasst wurde.

Die Rücklösung von P aus mineralisierten Torfen kann bei Veränderung der Redoxbedingungen auftreten und gilt daher als mögliches Risiko von Austrägen nach Wiedervernässungsmaßnahmen. KIECKBUSCH (2003) stellte beispielsweise P-Bilanzen flach überstauter Niedermoore zusammen und ermittelte unter Einbeziehung eigener Daten aus der Pohnsdorfer Stauung einen mittleren Austrag von 16 kg TP bzw. $14 \text{ kg SRP ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, was etwa -233% bzw. -67% der Einträge entsprach.

Es ist davon auszugehen, dass die Vornutzung und damit der potenziell verfügbare Teil labiler P-Fractionen und die Hydrologie eine entscheidende Rolle für den Austrag von P infolge der Rücklösung spielen.

6.3.2 Retention in Phasen mit überwiegendem Einfluss gewässerinterner Prozesse

Im Sommer war der Wechsel zwischen Austrägen und Retention im untersuchten Ökosystemkomplex Fließgewässer-Niederung nicht mehr so stark ausgeprägt. Schon mit der Niedrigwasserphase im Frühsommer stieg die relative Bedeutung der Prozesse im Fließgewässer für die Nährstoffretention im System an, da nur noch wenig Wasseraustausch zwischen Feuchtgrünland und Duvenseebach stattfand. Während der spätsommerlichen Niedrigabflussphase dominierte dann vorübergehend gewässerinterne Stofftransformation bei nahezu vollständiger Entkopplung von Niederung und Bach.

Niedrige Wasserstände, niedrige Sauerstoffgehalte und höhere Temperaturen schufen günstige Voraussetzungen für die Denitrifikation im Bach. ALEXANDER et al. (2000) stellten einen positiven Zusammenhang zwischen der Retentionsrate von Stickstoff und der Wassertiefe der Fließgewässer im Fließgewässersystem des Mississippi fest. Niedrige Wasserstände erhöhen das Verhältnis von Sedimentoberfläche zu Wasservolumen und erlauben eine intensive Denitrifikation im Hyporheal, welches die hauptsächliche Stickstofftransformationszone im Fließgewässer darstellt. Eine hohe Nitratretention im Hyporheal wurde beispielsweise in der Garonne in Frankreich (BAKER & VERVIER 2004) und am Brougham Creek in Kanada (HILL et al. 1998) nachgewiesen.

Die hohen Wassertemperaturen im Duvenseebach dürften generell zu einer Beschleunigung aller mikrobiellen Transformationsprozesse geführt haben. Die durch den Abbau organischer Substanz gesenkten DO-Gehalte und die hohen DOC-Konzentrationen (zusätzliche Messungen: 10 mg l⁻¹ im Mittel) schufen weiterhin gute Voraussetzungen für eine intensive Denitrifikation. Es ist davon auszugehen, dass es bei Senkung der Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser auch zu einer Verschiebung der Redoxklinien im Sediment kommt, unterhalb derer die Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen stattfinden konnte. Ob eine verstärkte Denitrifikation auch unter den nächtlich, infolge der Respiration abgesenkten DO-Konzentrationen zunahm, konnte mithilfe der vorliegenden Tagesbilanzen nicht geklärt werden.

Trotz der guten Bedingungen für die Denitrifikation während des frühsommerlichen Niedrigabflusses schwankte die Nitratretention vermutlich wegen der gehäuften Niederschläge im Juni dennoch beträchtlich und insgesamt wirkte das Gesamtsystem noch als Nitratquelle. In der spätsommerlichen Niedrigabflussphase kam es dagegen zu einem Netto-Rückhalt von Nitrat. Im Verhältnis zur Wasseroberfläche des Baches ergab sich ein Rückhalt von etwa 250 mg m⁻² d⁻¹. Ähnlich hohe Raten werden in der Literatur für die Denitrifikation angegeben. Eine Literaturlauswertung (Tab. 6-5) ergab eine mittlere Rate für die Denitrifikation von ca. 440 mg m⁻² d⁻¹ (arithmetisches Mittel), bzw. 55 mg m⁻² d⁻¹ (Median).

KRONVANG et al. (2004) führten ebenfalls eine Literaturlauswertung durch und kamen mit mittleren $230 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (arithmetisches Mittel) bzw. $69 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Median) zu deutlich niedrigeren Werten. Um eine Überschätzung der tatsächlichen Raten zu vermeiden, ist wegen der starken Abweichungen zum arithmetischen Mittel eigentlich der Median zu bevorzugen. KRONVANG et al. (2004) benutzen jedoch für ihr Modell NUTRET zur Abschätzung der Stickstoff-Retention das auf ein gesamtes Jahr aufskalierte arithmetische Mittel, also eine Rate von $840 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die spätsommerliche Denitrifikation im Duvenseebach liegt ähnlich hoch wie die von KRONVANG et al. (2004) ermittelte Rate. Sie ist allerdings etwas niedriger als die Raten, die von BIRGAND et al. (2007) für Fließgewässer in agrarisch genutzten Einzugsgebieten zusammengestellt wurden. Diese Autoren geben einen Bereich von 350 bis $1250 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ an.

Anzumerken ist, dass in allen aufgeführten Literaturstudien Denitrifikationsraten einer breiten Palette von Fließgewässern unterschiedlicher Klimate und Biome sowie unterschiedlicher Nitrat-Ausgangskonzentrationen zusammengetragen wurden. Die Repräsentativität eines Mittelwerts dieser breit gestreuten Daten für die Bedingungen des Untersuchungsgebietes ist also grundsätzlich zu hinterfragen. Am ehesten vergleichbar mit den Bedingungen des Duvenseebaches sind die beiden dänischen Fließgewässer Gelbæk und Rabisbæk (CHRISTENSEN et al. 1990, CHRISTENSEN & SØRENSEN 1988) sowie der Duffin Creek in Ontario, Kanada (HILL 1979) (Tab. 6-6). Unter ähnlichen klimatischen Bedingungen, ähnlich genutzten Einzugsgebieten und ähnlichen Nitrat-Konzentrationen zwischen 4 und 13 mg l^{-1} weisen sie im Mittel jedoch nur eine Denitrifikationsrate von $22 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ auf (maximal $87 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Tab. 6-6: Literaturswertung zu Denitrifikationsraten in Fließgewässern

Gewässer	Ort	EZG	Denitrifikation (mg m ⁻² h ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	Methode	Quelle
Salto River	Costa Rica	Feuchtgebiet (Lowland Swamp Forest)	0,3-1,6	0,2	1	Duff et al. 1996
Salto River	Costa Rica	Feuchtgebiet (Lowland Swamp Forest)	4,0-29,2	0,2	2	Duff et al. 1996
Duffin Creek	Ontario	Wald und Landwirtschaft	0,6-7,8	5	3	Hill 1979
Sycamore Creek	Arizona, USA	Sonoran Desert	0,2-0,8	0,03	4	Holmes et al. 1996
Kings Creek	Kansas, USA	Prairie	0-0,6	0-0,3	5	Kemp & Dods 2002
San Francisco Creek	Kalifornien, USA	Urban	1,7	0,8-1	6	Duff et al. 1984
Little Lost Man Creek	Kalifornien, USA	Wald	0	0,04	6	Duff et al. 1984
Gelbæk	Dänemark	Flachland, Landwirtschaft	6,2-86,8	4,0-13,0	7	Christensen et al. 1990
Rabis Bæk	Dänemark	Flachland	2,5-28,5	>1	7	Christensen & Sørensen 1988
Potomac River	Maryland, USA	Gemischt	13,0-14,4		8	Seitzinger 1988
Delaware River	New Jersey, USA	Gemischt	10,3-21,3		8	Seitzinger 1988
Hammonon	New Jersey, USA	Wald	<1,3	0,014	8	Seitzinger 1994
Sugar Creek	New Jersey, USA	Landwirtschaft	15,5-27,9	1,8	8	Seitzinger 1994
East Fork Walker Branch	Indiana, USA	Landwirtschaft	7,5	0,9	9	Böhke et al. 2004
Bail Creek	Tennessee, USA	Laubwald	0,75	0,03	9	Mulholland et al. 2004, Peterson 2001
West Fork Walker Branch	North Carolina, USA	Laubwald	0,33	0,001	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Sycamore Creek	Tennessee, USA	Laubwald	1,75	0,0156	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Bear Brook, New Hampshire	Arizona, USA	Sonoran Desert	5,38	0,0168	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Gallina Creek	New Hampshire, USA	Laubwald	4,17	0,0574	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Quebrada Bisley	New Mexico	Montaner Nadelwald	1,13	0,0075	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Kings Creek	Puerto Rico, USA	Tropischer Wald	2,8	0,1793	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Eagle Creek	Kansas, USA	Prairie	0,92	0,0031	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Mack Creek	Michigan, USA	Laubwald	0	0,0288	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
Et Outlet	Oregon	Nadelwald	1,42	0,0543	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
East Fork Little Miami River	Alaska	Arktische Tundra	7,6	0,0357	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003
	Ohio, USA	Laubwald	304,15	0,5435	9	Peterson et al. 2001, Webster et al. 2003

Methoden:

1. C₂H₂-Inhibition, benthische in-situ Sediment-Kammern, C₂H₂-Zugabe im darüber liegenden Wasser
2. Nitrat-Transport in das Sediment mit benthischen in-situ-Kammern
3. Nitrat-Transport in das Sediment, Labor-Inkubation
4. C₂H₂-Inhibition, benthische Sediment-Kammern mit C₂H₂-Zugabe auf die Sedimentoberfläche
5. C₂H₂-Inhibition, benthische Lebensgemeinschaften (Periphyton, Fadenalgen, Bryophyten, grobes und feines Sediment) in Flaschen im Labor unter in-situ-Temperaturen
6. C₂H₂-Inhibition, Periphyton-Gesellschaften auf Steinen, Labor-Inkubation in Kammern mit C₂H₂-Zugabe in das darüber liegende Wasser
7. C₂H₂-Inhibition, Sedimentproben
8. N₂-Transport, in intakten Sedimentkernen, Labor-Inkubation mit in-situ-Temperaturen
9. in-situ ¹⁵N Tracer-Versuch, Zugabe des Tracers in das Bachwasser

Der Grund für die hohe Variabilität der Denitrifikationsraten in der Literatur liegt einerseits in den unterschiedlichen Verfahren ihrer Ermittlung, andererseits auch in der Abhängigkeit der Denitrifikation von weiteren Steuergrößen wie der Zusammensetzung des Sediments, der DOC-Konzentration und der Verweilzeit des Wassers (BERNHARDT & LIKENS 2002, BERNOT & DODDS 2005).

Die in der Literatur angegebenen Denitrifikationsraten stellen somit eher das Denitrifikationspotenzial der Gewässer dar und können nur bedingt aufskaliert werden. Bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum fiel die spätsommerliche Retention im Duvenseebach wegen der hohen Austräge in anderen Phasen nicht sonderlich ins Gewicht, so dass es insgesamt zu einem überwiegenden Austrag kam. Es ist also zu vermuten, dass die Abschätzung der Stickstoffretention allein auf Basis von Ergebnissen zur Denitrifikation zu einer starken Überschätzung tatsächlicher Raten auf jährlicher Basis führt.

Erstaunlich ist, dass die fließgewässerinterne Nitrat-Retention während des spätsommerlichen Niedrigabflusses höher war als die Nitrat-Retention während der sommerlichen Überflutung der Niederung. Diese lag lediglich bei 44 mg m⁻² d⁻¹ unter Berücksichtigung der gesamten Niederungsfläche einschließlich des Baches (52,4 ha). Bezogen auf eine grob geschätzte Überflutungsfläche von 30 % der Niederung, also etwa einer Fläche von 16 ha, läge die Nitratretention mit 143 mg m⁻² d⁻¹ immer noch unter der des Baches. Die höhere Effektivität des Baches könnte mit der unregelmäßigen, in diesem Fall hohen Zulieferung neuen Nitrats und der schnellen Reaktion der Fließgewässerbiozönose, insbesondere der Mikroorganismen, auf diese Einträge erklärt werden. BERNHARDT et al. (2003) stellten beispielsweise fest, dass es im Hubbard Brook Experimental Forest nach außergewöhnlichen hohen Nitrateinträgen infolge eines Sturms

zu kurzfristiger und kompletter Nitratreduktion der Einträge im Bach kam und führten dies auf den heterotrophen Charakter des Fließgewässer-Ökosystems zurück.

Zum Ende der spätsommerlichen Niedrigabflussphase stiegen die Sauerstoffgehalte vermutlich als Folge eines Massenauftretens von *Lemna minor* (Kleine Wasserlinse) wieder an. Dieses Ereignis und sinkende Temperaturen könnten die Ursachen für eine geringere Nitratretention gewesen sein.

Die Nitrifikation von Ammonium liefert weiteres Nitrat für die Denitrifikation nach (gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation, vgl. LEONARDSON et al. 1994). Die zeitweilig hohen Ammoniumpeaks im Duvenseebach könnten neben hohen Einträgen für hohe Umsetzungen zu Ammonium oder eine Hemmung der Nitrifikation durch niedrige Sauerstoffkonzentrationen sprechen (vgl. Kap. 6.2.2).

Im Duvenseebach zeigt die fröhsummerliche Niedrigabflussphase die höchsten Ammonium-Austräge des gesamten Untersuchungszeitraums. Sie ist damit die einzige hydrologische Phase, in der es überhaupt zu einem Ammonium-Austrag kommt. Als Erklärung dafür können hier nur die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen dieser Phase von mittleren 5 mg l^{-1} dienen.

Ebenso wie das Auftreten der sporadischen Einträge von Ammonium, so ist auch die Retention des Ammoniums ein Ergebnis des Zusammenspiels unterschiedlicher Stickstofftransformationsprozesse. Dies stellten auch MARTI & SABATER (1996) in mediterranen Fließgewässern mithilfe von isotopisch markierten Tracerversuchen im Sinne des Nutrient Spirling Konzepts fest. Für eine effektive Nitrifikation spricht die gehäufte vollständige Ammonium-Retention einzelner Tage. Im Hinblick auf die hohen pH-Werte an der Station IN könnte es sich dabei jedoch auch um einen Verlust in Form von NH_3 an die Atmosphäre handeln. Im Gelände wurde in dieser Phase zuweilen eine starke Gasblasenbildung im Gewässer beobachtet.

Die Gesamt-Phosphorbilanz (TP) war wegen der SRP-Austräge in der fröhsummerlichen Phase des Niedrigabflusses zwar immer noch negativ, es wurde aber deutlich weniger Phosphat ausgetragen als in den beiden vorausgegangenen hydrologischen Phasen. Für SRP kam es auch während der Niedrigabflussphasen insgesamt zu einer Netto-Freisetzung. Einzelne positive SRP-Tagesbilanzen sind mit Adsorptions- oder Aufnahmeprozessen zu erklären (vgl. SVENDSEN et al. 1995). P-Rücklösung aus dem Bachsediment kann dagegen die P-Gesamtbilanz der sommerlichen Niedrigabflussphasen negativ beeinflusst haben. Eine Netto-Freisetzung von P durch Rücklösung aus dem Sediment wurde beispielsweise auch von BANASZUK & WYSOCKA-CZUBASZEK (2005) in den kleinen Gerinnen des anastomosierenden Narew in Polen

beobachtet. Der kurzzeitig höhere Anteil von SRP an der Gesamtfraktion im Sommer an der Station OUT könnte als ein Indiz für die Rücklösung von P oder aber die Sedimentation von partikulärem P auf der Fließstrecke gewertet werden.

Zu einem Rückhalt von TP kam es in der spätsommerlichen Niedrigabflussphase, da hier die Retention von SUP/PP den relativ geringen Austrag von SRP überwog. Die Bedingungen für eine Retention von partikulärem P verbesserten sich bereits im Frühsommer, da niedrige Fließgeschwindigkeiten die Sedimentation förderten (vgl. SCHULZ et al. 2003, KRONVANG et al. 1999). Für SUP/PP kam es daher dann schon zu einer schwach positiven Bilanz von $0,03 \text{ kg d}^{-1}$ (2%). Der Rückhalt setzte sich in der zweiten sommerlichen Niedrigabflussphase mit $0,2 \text{ kg d}^{-1}$ (20%) verstärkt fort. Bezogen auf die Wasseroberfläche entspricht das einer täglichen Retention von 7 bis $57 \mu\text{g P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ oder insgesamt von 0,3 bzw. 2 g P m^{-2} für die jeweilige Phase. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen SCHULZ et al. (2003), die die partikuläre P-Retention an der Spree mit Scheibenfallen bestimmten. Sie schwankte zwischen 0,5 und $192 \mu\text{g P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die Autoren führten die große Spannweite der Raten dabei auf eine hohe Heterogenität der Seston-Sedimentation zurück. Die Seston-Konzentrationen (TG l^{-1}) hatte dagegen nur einen mäßigen Einfluss auf die Sedimentation ($r^2= 0.39$). Nach diesen Ergebnissen hätten also indirekt auch die hohen Einträge keine entscheidende Bedeutung für die Sedimentation gehabt, wichtiger für die Sedimentation scheinen vielmehr lokal variierende Bereiche unterschiedlich günstiger Bedingungen zu sein. So können Pool-Riffle-Sequenzen, Stillwasserbereiche (VALETT et al. 1996), Makrophytenbestände (vgl. SAND-JENSEN 1998) und ähnliche strömungsberuhigte Zonen eines Fließgewässers zu erhöhter Sedimentation führen.

Weitaus höhere sommerliche Raten der P-Retention durch Sedimentation ermittelten SVENDSEN et al. (1995) in Tiefland-Fließgewässern Dänemarks mit Hilfe von in situ-Messungen. Eine maximale Menge von 22 g P m^{-2} (1988) wurde in der Gelbæk im Sommer gespeichert (Juni-August), 27 g P m^{-2} (1987) in der Gjern Å. Die Raten entsprachen dabei etwa einem Rückhalt von etwa 12 % der sommerlichen Einträge. Hier liegen also weitaus höhere Frachten suspendierten, partikulären Phosphors vor als im Duvenseebach. Würde man die Ergebnisse von SCHULZ et al. (2003) zugrunde legen, so dürften hier im Sommer ideale Sedimentationsbedingungen vorgelegen haben. Auf jährlicher Basis war die gewässerinterne Retention verglichen mit dem P-Austrag (11640 kg P) aus dem gesamten Einzugsgebiet jedoch sehr klein (400 kg P ; 3,5 %).

Der Rückhalt von partikulärem P durch Sedimentation ist auf jährlicher Basis in der Regel kein effektiver Retentionsprozess, da es im Zuge von Gewässerräumung oder im Herbst nach Seneszenz und Abrasion der Makrophyten meist zu einer Remobilisierung der durch Sedimentation akkumulierten Stoffe kommt (SVENDSEN & KRONVANG 1993) (vgl. Kap.

6.3.1).

6.4 Zusammenführung der Ergebnisse mit der Clusteranalyse

Das Muster der Clusterzugehörigkeiten (Abb. 5-29, Kap. 5.6) spiegelte die hydrologischen Phasen mit den bereits diskutierten Charakteristika weitgehend wieder. Insbesondere die zusammenhängende erste Phase mit der Dominanz des Clusters 1 konnte der hydrologischen Phase des Frühjahrshochwassers mit hohen Nitrat-Austrägen und hohen Sauerstoffgehalten zugeordnet werden.

Ähnliches trifft für die Phase des Herbsthochwassers zu. Auch hier zeigt die Clusteranalyse eine zusammenhängende Phase mit Dominanz des Clusters 2, welches durch Abbauprozesse einschließlich der Nitrifikation und durch Resuspension des partikulären P charakterisiert ist. Der geringere Austrag während des Sommerhochwassers korrespondiert mit den schwächeren Gradienten, die in den intermediären Zugehörigkeitswerten der Clusteranalyse zum Ausdruck kommen.

Die Clusteranalyse verdeutlicht außerdem den abrupten Übergang beim Zusammenbruch der Algenpopulation Ende April. Noch deutlicher werden auch der schnelle Wechsel mit dem einsetzenden Herbsthochwasser sowie das stark fluktuierende Muster aller Parameter im Juni. Durch die Clusteranalyse konnte weiterhin herausgearbeitet werden, dass sich auch die zweite Augushälfte von der übrigen spätsommerlichen Niedrigabflussphase abhebt. Hier kam es zwar nicht zu einer merklichen Änderung im Retentionsgeschehen, aber dennoch fielen hohe Nährstoffkonzentrationen und Niederschläge auf. Ob in diesem Zusammenhang auch die Gewässermähd in dieser Phase eine Rolle gespielt hat, kann nicht abschließend geklärt werden.

Die Clusteranalyse verdeutlicht also insgesamt nicht nur das Muster der hydrologischen Phasen, sondern auch die saisonale Ökosystementwicklung im Bach mit allmählicher Entwicklung im Juni, gekennzeichnet durch hohe Fluktuationen, mit kleineren Störungen wie im August, mit weichen Übergängen trotz des Hochwasserereignisses im Sommer und schärferen Übergängen dann, wenn im Herbst überwiegend externe Wirkungsmechanismen durch Hochwasser und Stoffeinträge das Retentionsgeschehen beeinflussen.

6.5 Einsatz zeitlich hoch auflösender Messungen zur Untersuchung der Retention

Zeitlich hoch auflösende Messungen bieten den Vorteil, die Güte von Routine-Messprogrammen hinsichtlich der Erfassung der dem jeweiligen System zugrunde liegenden Variabilität zu überprüfen und kritische Phasen und Zustände zu erkennen.

Während in üblichen Monitoring-Programmen heute bereits Gebietsabflüsse durch kontinuierliche Wasserstands- oder Durchflussmessungen oder Niederschlags-Abflussmodelle in täglicher Auflösung vorliegen, ist die Datendichte für die in Frachtberechnungen eingehenden Stoffkonzentrationen meist geringer (KIRCHNER et al. 2004). Bilanzierungen beruhen auf vierteljährlichen, monatlichen oder bei intensiveren Messprogrammen auch auf zweiwöchentlichen oder wöchentlichen Messungen der Stoffkonzentrationen. Teilweise werden diese Messprogramme durch zusätzliche, bis zu stündlich auflösende Messungen in Phasen höherer Abflüsse ergänzt, um den kurzfristigen, aber mengenmäßig als wichtig erachteten Anteil der Hochwasserabflüsse in der jährlichen Gesamtfracht einbeziehen zu können (z. B. GELBRECHT et al. 2005).

Die Schwerpunktsetzung üblicher Messprogramme auf die höheren Abflüsse wird mit der Verteilung der Nährstoffeintragspfade begründet. Generell wird davon ausgegangen, dass insbesondere die Frachten aus diffusen Einträgen nur schwer kalkulierbar sind, da sie durch die Selektivität unterschiedlicher Pfade sehr variabel sind (vgl. BEHRENDT 1996). Daher werden Unsicherheiten in der jährlichen Stoffbilanzierung besonders durch eine unzureichende Erfassung der Hochwasserabflüsse angenommen.

Die Auswirkungen eines zweiwöchentlichen Messintervalls der Konzentrationen auf die Frachten und Bilanzen im Duvenseebach wurden mit drei unterschiedlichen Verfahren zur Frachtberechnung an einer aus dem originalen Datensatz erzeugten Zeitreihe untersucht. Die höchsten Abweichungen der Frachten von bis zu 1000 % und damit auch der Bilanzen ergaben sich für die Zeiträume mit Basisabflussbedingungen im Frühjahr, in denen man normalerweise eine geringere zeitliche Auflösung der Messungen als ausreichend erachtet. Bei dominierendem Basisabfluss wird die Repräsentativität weniger Messungen für einen längeren Zeitraum angenommen, da die hydrologischen Bedingungen als relativ konstant angesehen werden. Folglich wird von einem sowohl in der Wassermenge als auch in der Stofffracht vergleichsweise homogenen Zustrom aus dem Grundwasser ausgegangen. Die Untersuchungen in der Duvenseebachniederung haben jedoch gezeigt, dass beim Zustrom von Grundwasser aus einer infiltrationsgeprägten Niederung eine derartige Homogenität nicht vorausgesetzt werden kann. Ein Beispiel mangelnder Konstanz der Konzentrationen bzw. Konzentrations-Abflussbeziehungen auch während Basisabflussphasen stellten auch HARRIS & HEATHWAITE (2005) an täglich aufgelösten Datenreihen der Phosphor-Konzentrationen an

zwei Fließgewässern im Einzugsgebiet des Slapton, Devon (England), fest. Durch eine Korrelation beweglicher Fenster, deren Länge aus den Periodizitäten partieller Autokorrelationen auf 4-6 Tage festgelegt werden konnten, stellten die Autoren eine verblüffende Periodizität vier- bis sechstägiger Umkehrungen der Abfluss-Konzentrationsbeziehungen anhand wechselnder straffer negativer und positiver Korrelationen fest. Diese periodischen Umkehrungen führten sie auf Niederschläge zurück.

Auch die teilweise hohen Abweichungen der zweiwöchentlichen Messauflösung im Duvenseebach sind in den Eigenschaften der Konzentrations-Zeitreihe begründet. So treten große Fehleinschätzungen bei geringeren Konzentrationen auf. Wahrscheinlich sind die unausgeglichene hydrologischen und stofflichen Bedingungen, die sowohl durch die Eintragssituation aus dem Einzugsgebiet als auch den Systemzustand des untersuchten Fließgewässer-Niederungs-Komplexes hervorgerufen werden, für die hohen Abweichungen verantwortlich.

Multiple, unterschiedlich auf das Austragsverhalten der Einzugsgebiete wirkende Fließpfade bedingen eine unterschiedliche Herkunft und Mischungsverhältnisse der Abflussanteile und sind der Grund für den höheren Grad stochastischer Bedingungen in anthropogen stärker beeinflussten Einzugsgebieten. Die Einträge aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen treten teilweise über schnellen Abfluss wie Landoberflächenabfluss, Gräben und Drainagen und damit oft als direkte Antwort auf ein Niederschlagsereignis auf, ergänzt durch einen mehr oder weniger stark ausgeprägten Zustrom aus jungem und altem Grundwasser (JELINEK 1998). Die stark schwankenden Konzentrationszeitreihen an der Station IN lassen auf diese Zusammenhänge schließen. Hinzu kommt der schnelle Wechsel zwischen Quell- oder Senkenfunktion des Fließgewässer-Niederungs-Komplexes, der mit den vorliegenden Tagesbilanzen aufgezeigt werden konnte.

Die Variabilität der Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern in relativ naturnahen Waldeinzugsgebieten ist dagegen weitaus geringer. ALEWELL et al. (2004) argumentieren daher, der Informationsgewinn durch zeitlich hoch aufgelöste Datenreihen sei nicht notwendigerweise höher als in üblichen zweiwöchentlichen oder monatlichen Beprobungen und zeigen, dass auch geringere zeitliche Auflösungen die natürliche Variabilität der Konzentrations-Datenreihen zur Frachtenberechnung in dem von ihnen untersuchten Lehstenbach-Einzugsgebiet im bayrischen Wald hinreichend genau abbilden. Die Autoren stellen hoch auflösende Messungen als eine mögliche Verschwendung von Ressourcen in Frage, beziehen ihre Ergebnisse jedoch ausdrücklich auf semi-natürliche Gebiete und weisen darauf hin, dass im bewaldeten Lehstenbach-Einzugsgebiet straffe autokorrelative Zusammenhänge der Daten bestehen. Sie

empfehlen weiterhin, dass das gewählte Messintervall nicht den Schwellenwert der Autokorrelationsfunktion eines bestimmten Inhaltsstoffs überschreiten sollte, wenn damit Frachten berechnet werden sollen. Demnach wäre für SRP (Schwellenwert: 25-26 Tage, vgl. Tab. 5-7, Kap. 5.3.3) im Duvenseebach mindestens ein dreiwöchiger Messintervall, für $\text{NO}_3\text{-N}$ (Schwellenwert: 10-12 Tage, vgl. Tab. 5-7, Kap. 5.3.3) dagegen ein wöchentlicher Messintervall notwendig. Im Lehstenbach lag der Schwellenwert der Autokorrelationsfunktion für Nitrat dagegen bei einem Lag von 90 (Tagen).

Die mit zunehmendem Zeitlag nur relativ schwach abnehmenden Autokorrelationen der SRP-Zeitreihe führen zur besten Annäherung der Integrationsmethode an die Referenzzeitreihe im Duvenseebach. Für $\text{NO}_3\text{-N}$ mit seinen schnell abnehmenden Autokorrelationen ist das robuste Verfahren der Abflussgewichtung die bessere Wahl. Dies kommt auch im gegensätzlichen Verhältnis zwischen einer schwachen Beziehung zwischen Abfluss und Konzentration einerseits sowie andererseits einer straffen Korrelation der Abflüsse mit den Frachten zum Ausdruck.

Die durchgehend negativen Abweichungen der Retention für die gesamte Saison sind mit 2 -11 % (vgl. Tab. 5-18, Kap. 5.7) relativ gering und die Bilanzierung über den gesamten Zeitraum ist mit den zweiwöchentlichen Messprogrammen zufriedenstellend. Im Hinblick auf die Spannweite der realen, also auf täglichen Bilanzen beruhenden Retention sowie ihre hohen Schwankungen selbst zwischen einzelnen Tagen würde dennoch ein Großteil an Informationen im Verborgenen bleiben.

Ein Grund für die insgesamt geringen Abweichungen könnte darin liegen, dass die Erfassung des Sommerhochwassers mit dem 22.07.04 im künstlichen Datensatz sehr gut getroffen wurde. Wäre dies nicht der Fall gewesen, würden die Frachten vermutlich noch weitaus höhere Abweichungen vom Referenzwert zeigen. Möchte man die Willkürlichkeit der Wahl des ersten Proben Tages einer künstlich erzeugten Zeitreihe überprüfen, so müssten weitere künstliche Datensätze mit anderen Anfangstagen oder komplett durchmischte Datensätze mithilfe eines Resamplings (z. B. Monte-Carlo-Simulationen) durchgeführt werden.

ALEWELL et al. (2004) weisen darauf hin, dass sich in längeren Messphasen die Abweichungen insgesamt vermindern, da die gelegentliche Erfassung möglicher Spitzenwerte in der gesamten Zeitreihe dann wahrscheinlicher wird.

Als weiteres Verfahren zur Auffüllung von Konzentrations- oder Frachtenzeitreihen werden auch Regressionsmethoden angewendet (COHN 1995, BRUNSWIG 2000, GREEN & HAGGARD 2001, ALEWELL et al. 2004). Zur Frachtenberechnung werden dabei Abfluss-Konzentrations-Beziehungen verwendet. In größeren Flüssen liefern Regressionsmethoden bei zweiwöchentlichem Probenahmeintervall relativ gute Ergebnisse. In den größeren Fließgewässern Schleswig-Holsteins werden Frachten

beispielsweise mit dem Regressions-Verfahren TRANSPOS (BRUNSWIG 2000) unter Berücksichtigung eines saisonalen Korrekturfaktors geschätzt. In kleineren Gewässern werden Regressionsmethoden jedoch als zu ungenau erachtet (RICHARDS & HOLLOWAY 1987, ROBERTSON & ROERISH 1999). Daher wurde ein solches Verfahren in der vorliegenden Arbeit nicht angewendet.

Um Rückschlüsse auf relevante Prozesse ziehen und charakteristische Verhältnisse des untersuchten Systems identifizieren zu können (vgl. Phase des Basisabflusses), ist eine höhere Auflösung der Daten von großem Wert. Repräsentative Aussagen über Prozesse auf höheren Skalenebenen scheitern unter Umständen dann, wenn eine hohe Variabilität auf einer hierarchisch niedrigeren Ebene vorliegt (LOVELL et al. 2001). In der Hydrologie ist das Phänomen der Abweichung unterschiedlicher Skalentypen durch abweichende Auflösungen von Prozess-, Mess- und Modell-Skale als Skalenproblematik bekannt (BLÖSCHL 1996). Die Mess- und Modellskalen sollten zur korrekten Abbildung der Prozesse mit der Prozessskale kongruieren.

Die Qualität von Messprogrammen hängt darüber hinaus davon ab, wie wahrscheinlich die Erfassung von Spitzenwerten nicht nur hinsichtlich der korrekten Ermittlung der Frachten auf Jahresebene, sondern auch hinsichtlich der ökologisch meist entscheidenden sensitiven Zustände des Fließgewässerökosystems ist. Der Zeitpunkt des Auftretens höherer Frachten bzw. Konzentrationen kann im Hinblick auf toxisch wirkende Stoffe (beispielsweise NH_4 , NH_3 für Fische) oder auf den Zeitpunkt, in dem Nährstoffe überhaupt direkt eutrophierend wirken, entscheidend für den ökologischen Zustand des Gewässersystems sein. Auch die Dauer von akuten Belastungen kann mit normalen Messprogrammen unterschätzt werden.

Den Vorteil hoch aufgelöster Messungen betonen auch KIRCHNER et al. (2004) und zeigen an beispielhaften Datenreihen der Leitfähigkeit in anschaulicher Weise, wie viel Information durch die Wahl größerer Messintervalle verloren geht. Im Plynlimon-Einzugsgebiet in Wales stellten KIRCHNER et al. (2000) mit täglichen Messungen der Chlorid-Konzentrationen im Niederschlag und im Fließgewässer die fraktalen Eigenschaften des Einzugsgebietes dar, die durch die Vielfalt der Fließpfade auf einer Reihe von Skalen zustande kommt. Durch Spektralanalyse konnten die Autoren die Übersetzung von weißem Rauschen im Niederschlag in fraktale $1/f$ -Verteilungen des Chlorid-Signals im Fließgewässer nachweisen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit untermauern die Aussagen von Kirchner et al. (op. cit.), dass eine hohe Messauflösung im Vergleich zu Messungen mit längeren Intervallen einen Informationsgewinn bezüglich der intrinsischen Eigenschaften eines Ökosystems darstellen.

6.6 Nährstoff-Konzentrationen im Hofsee

Während Fließgewässer und Feuchtgebiete der Flusstäler unter natürlichen Bedingungen eng miteinander verzahnt sind, bilden Seen im longitudinalen Verlauf des Fließgewässernetzes eine Diskontinuität für Wasser- und Stoffflüsse (WARD & STANFORD 1983, HILBRICHT-ILLKOWSKA 1993). Seen können daher je nach Verweilzeit des Wassers und Vorbelastung eine effektive Senke im Stoffhaushalt der Flussgebiete darstellen (JENSEN et al. 1992).

Zur Erklärung des Nährstoffhaushaltes von Seen dient nach wie vor das Vollenweider-Modell (VOLLENWEIDER 1969, VOLLENWEIDER & KERESKES 1982) mit seinen zahlreichen Modifikationen (vgl. PRAIRIE 1988). Diesem Modell liegt die Annahme zugrunde, dass die Nährstoffkonzentration im Seewasser von der Konzentration der Zuflüsse und der hydraulischen Verweilzeit im See abhängig ist. Die hydraulische Verweilzeit im See bestimmt den Grad des Einwirkens interner Prozesse auf die Nährstoffeinträge und damit auch ihres Rückhaltes im See. Der Nährstoffhaushalt von Seen ist demnach von externen und internen Wirkungsmechanismen gesteuert (vgl. KLUGE & FRÄNZLE 2008, KLUGE et al. 2003).

Der Hofsee ist das Gewässer, in dem die Austragsfrachten des Duvenseebaches aufgenommen werden. Diese können dort theoretisch über Jahre verbleiben, sofern es nicht zu einer starken Durchspülung kommt. Durch die longitudinale Verknüpfung mit dem Fließgewässer-Niederungs-Komplex der Duvenseebachniederung hat das Retentionsverhalten dieses Systems als externer Wirkungsmechanismus einen direkten Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen im Hofsee. Als Zeichen dafür kann die gute Übereinstimmung zwischen der Station OUT im Duvenseebach und dem Hofsee sowohl hinsichtlich der Dynamik als auch der Größenordnung der Nährstoffkonzentrationen herangezogen werden.

Auf die Verhältnisse in Flachseen sind die Annahmen Vollenweiders jedoch nur mit Einschränkungen zu übertragen. Hier scheinen unter bestimmten Umständen interne Wirkungsmechanismen die Nährstoffkonzentrationen im See weitaus mehr zu steuern als die externen Einflüsse (KRONVANG et al. 2004). Flachseen zeigen als pelagisch geprägte Systeme keinen systematischen Nährstoffverlust, der dem Verlust durch Absinken partikulärer Stoffe in das Hypolimnion der tiefen geschichteten Seen gleich käme (SCHEFFER 1998). Vielmehr ist die ganzjährig auftretende Resuspension des Sedimentes durch windinduzierte turbulente Durchmischung ein wesentliches Charakteristikum flacher Seen. Je nach Bedeckungsgrad mit Makrophyten kann die Resuspension unterschiedlich starke Ausmaße annehmen. Überhaupt scheint die Vegetation ein wesentliches Merkmal zweier sich deutlich unterscheidender Zustände von Flachseen zu sein, die eng mit den Nährstoffkreisläufen und mit dem Trophie-Status dieser Seen verknüpft sind. Zum einen

handelt es sich um die Makrophyten-dominierten Klarwasserseen und zum anderen um die mit starker Trübung einhergehenden Plankton-dominierten Systeme. SCHEFFER (1998) schreibt diese beiden Zustände von Klarwasserseen einer dichotomen Entwicklung zu und weist auf die jeweils starken Rückkopplungsmechanismen hin, die zu einer relativen Persistenz beider Systeme führen.

Der Hofsee gehört eindeutig zum trüben Plankton-dominierten Typus. Eine dichte Matte fädiger Grünalgen bedeckt das Sediment und wird immer wieder aufgewirbelt. Submerse Makrophyten des Verbandes Potamogetonion wie *Ceratophyllum demersum* und *Elodea canadensis* und Vertreter des Nymphaeion, z. B. *Nuphar lutea* und *Callitriche sp.* kommen lediglich vereinzelt in der Übergangszone zum Verlandungsgürtel vor (vgl. Kap. 3.3).

Einige Abweichungen zwischen den hydrochemischen Bedingungen im Hofsee und im Duvenseebach scheinen auf die typischen Verhältnisse in eutrophen Flachseen mit der Tendenz zu ganzjährig auftretender Resuspension hinzudeuten. Trotz der unterschiedlichen Auflösung der Datensätze können folgende Zusammenhänge angenommen werden:

- Eine Abweichung zwischen den beiden Systemen stellen die Fröhsommerkonzentrationen von SRP vor dem Sommerhochwasser 2004 dar. Zu diesem Zeitpunkt liegen die Konzentrationen im Hofsee mit $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ etwas höher als im Duvenseebach (Station OUT). Dort schwanken die Konzentrationen lediglich um $0,5 \text{ mg l}^{-1}$. Der Grund für die höheren Konzentrationen im Hofsee können auf ein Wirkungsgefüge aus Resuspension infolge der Niederschläge im Juni, Mineralisation und Rücklösung aus dem Sediment unter sommerlich erhöhten Temperaturen zurückzuführen sein. Diese Prozesse spielen zwar auch im Duvenseebach eine Rolle, sind im See aufgrund der mächtigen Auflage organischen Materials aber vermutlich intensiver. Für die Zweigipfligkeit des Sommermaximums im See ist jedoch wieder der externe Einfluss des Sommer-Hochwassers verantwortlich.
- Die sommerlichen Tageskonzentrationen des Sauerstoffs sind im Hofsee höher als im Duvenseebach. Während im Duvenseebach die überwiegend heterotrophe Prägung des Fließgewässers zu erkennen ist (vgl. diurnale Schwankungen, Kap. 5.2.3), zeigen die Sauerstoffverhältnisse im See mit starker Übersättigung in Übereinstimmung mit den pH-Werten eine hohe Primärproduktion an.
- Die Ammoniumkonzentrationen liegen im Duvenseebach überwiegend höher als

im Hofsee. Während im letzteren die Konzentrationen ausschließlich im Frühjahr 2003 auf maximal $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ steigen, erreichen die Konzentrationen im Duvenseebach an der Station OUT regelmäßig Spitzenwerte von bis zu 5 mg l^{-1} .

In den oben genannten Abweichungen sind die limnischen Zyklen des Hofsees zu erkennen. Während die SRP-Konzentration im Frühjahr durch pflanzliche Aufnahme ihr Minimum erreichte, stieg sie im frühen Sommer durch Remineralisation der Biomasse wieder an. Der schnellere Anstieg der gelösten Phosphor-Konzentrationen nach dem Frühjahrsminimum im Hofsee könnte auf diese verstärkte Remineralisation in Verbindung mit Freisetzung aus dem Sediment zurückzuführen sein. Hohe Temperaturen des Sediments flacher Seen führen zu hohen Mineralisations- und Rücklösungsraten, die eine erhöhte Freisetzung in den freien Wasserkörper zur Folge haben können. Dieser Prozess wird als interne Eutrophierung bezeichnet (JEPPESEN et al. 1996). Daher zeigen Flachseen, die durch hohe Temperaturen und schlechte Sauerstoffversorgung gekennzeichnet sind, im Sommer meist einen Anstieg der Phosphor-Konzentrationen, während in geschichteten Seen höhere Konzentrationen erst wieder im Zuge der herbstlichen Zirkulation auftreten (SCHEFFER 1998).

Oft wurde die Freisetzung des gelösten Phosphors aus dem Sediment bzw. aus dem Interstitial als Gleichgewichtsprozess durch Diffusion beschrieben (BOSTRÖM et al. 1988, MEYER 1979). Neuere Erkenntnisse zeigen jedoch, dass an oxischen Sedimentoberflächen Fällungsprozesse als Diffusionsbarriere wirken (vgl. ZAK & GELBRECHT 2007), so dass bei guter Sauerstoffversorgung im Pelagial kaum gelöster Phosphor aus dem Sediment diffundieren kann. Ein Zusammenhang zwischen der Dynamik der P-Konzentrationen und der Fe- bzw. Ca-Konzentrationen durch Ausfällung oder Rücklösung an Eisenhydroxide bzw. Co-Fällung bei der biogenen Kalkfällung konnte mit den vorliegenden Datenreihen nicht nachgewiesen werden.

Minima der Nitrat-Konzentrationen treten deutlich dann auf, wenn die Wassertemperaturen hoch sind. Das ist vom Sommer bis in den Frühherbst der Fall. Die Nitrat-Minima im Hochsommer können ein Zeichen für Denitrifikationsprozesse in der mächtigen, lockeren organischen Auflage des eutrophen Flachwasserseesedimentes sein. Denitrifikation kann in Flachseen zu großen Verlusten von N an die Atmosphäre führen (JENSEN et al. 1992). Die gleichzeitig niedrigen Ammonium-Konzentrationen weisen auf eine effiziente Kopplung der Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse hin, wie sie auch für Niedermoore beschrieben wird (LEONARDSON et al. 1994). Ein ähnliches Muster der Nitrat-Konzentrationen stellte KIECKBUSCH (2003) im Oberflächenwasser flach überstauter Niedermoore in der Pohnsdorfer Stauung bei Preetz fest. Allerdings führten dort stagnierende Bedingungen über organischem Substrat zu erhöhten Ammonium-

Konzentrationen.

Der jährliche Verlauf der Nitrat-Konzentrationen im Hofsee zeigt eher den Einfluss der diffusen, zum größten Teil über den Duvenseebach erfolgten Einträge mit Maxima, die mit höheren Abflüssen im Herbst, Winter und Frühjahr zusammenfallen. Insgesamt lassen ähnliche Verhältnisse im See und im einmündenden Bach durch vergleichbare Rahmenbedingungen in beiden Systemen erklären:

- Es besteht jeweils eine große Abhängigkeit der Hydrologie vom Ausbau der beiden Gewässer (vgl. Kap. 3.5). Die Folge sind starke Wasserstandsschwankungen in beiden Gewässern.
- Die geringe Reliefenergie des Duvenseebachgerinnes sowie Schwellen im Hofsee setzen auch am einmündenden Duvenseebach die Fließgeschwindigkeit zeitweilig soweit herunter, dass der Bach im unteren Abschnitt in Niedrigwasserphasen dann nahezu Stillwassercharakter erhält.

Insgesamt zeigt der Hofsee mit seinem saisonalen Nährstoffmuster die Anzeichen eines stark eutrophen bis hypertrophen Flachwassersees. Da bereits die Phosphorkonzentration im Sommer des Jahres 2002 mit $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ als eutrophierend gilt (CORELL 1998), ist ihr Anstieg um nahezu den Faktor vier auf bis zu $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ im Sommer 2004 extrem und nur mit den Auswirkungen des trockenen Sommers 2003 zu erklären. Dieser führte zu hohen externen Einträgen und durch Trockenfallen weiter Bereiche des Ufers auch zur Mobilisierung weiterer Nährstoffe beim Wiederanstieg des Seewassers im Jahr 2004.

Wenngleich der Hofsee wegen der Stausituation am Ablauf zwar insbesondere im Sommer eine effektive Stoffsenke darstellt, ist eine baldige Verbesserung seiner eigenen Nährstoffsituation unwahrscheinlich. Am dänischen Flachwassersee Søbygaard beispielsweise hielt der Austrag von Phosphor auch Jahre nach der Reduktion der externen Eintragsfrachten an (SØNDERGAARD et al. 1993).

6.7 Förderung der Retention durch Renaturierungsmaßnahmen

Die Retentionsdynamik im Fließgewässer-Niederungs-Komplex der Duvenseebachniederung zeigt, dass bestimmte hydrologische Situationen zu einer verbesserten Retention von Nährstoffen führen. Ausgehend von den Vorbedingungen und dem derzeitigen Zustand des Systems kam es jedoch während des Beobachtungszeitraumes auch zu hohen Nährstoffausträgen aus dem Gesamtkomplex. Langfristig kann die Wasserqualität der Fließgewässer nur durch eine Reduzierung der

Einträge verbessert werden. Die Belastung des Duvenseebaches ist den Einträgen aus dem landwirtschaftlich intensiv genutzten vorgelagerten Einzugsgebiet, den Kleinkläranlagen und den Austrägen degradierter Moorstandorte im vorgelagerten Einzugsgebiet sowie im untersuchten Niederungsabschnitt selbst zuzuschreiben.

Um zusätzlich die Retention zu fördern und damit die immer noch überwiegenden Austräge aus diesem Niederungs-Bach-Komplex zu vermindern, werden folgende Renaturierungsmaßnahmen vorgeschlagen:

- Verbesserung der Konnektivität von Fließgewässer und Niederung
- Verlängerung des Fließweges
- Strukturverbessernde Maßnahmen im Bach

Die Konnektivität von Fließgewässer und Niederung könnte neben den erfolgten Wiedervernässungsmaßnahmen durch eine Sohlhebung im Bach verbessert werden. Diese wurde zwar bereits geplant, ist aber noch nicht durchgeführt worden. Die Sohlhebung hätte einerseits zur Folge, dass die kontinuierlichen Einträge aus der Niederung in den Bach wie in der Phase des Frühjahrsbasisabflusses durch den geringeren hydraulischen Gradienten verringert würden. Andererseits würde die Überflutungshäufigkeit und mit ihr die Einbindung der Niederung in das Transformationsgeschehen flussbürtiger Nährstoffe gesteigert.

Die Renaturierung der Skjern Å in Dänemark bietet ein Beispiel für die Wiederherstellung der Konnektivität zwischen Fluss und Feuchtgebieten (PEDERSEN et al. 2007). Insgesamt betrug die Retention im Projektgebiet (in Feuchtgebieten, im Fließgewässer und in Flachseen) in den ersten drei Jahren während und nach der Maßnahme (1999-2002) mit $91 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $2,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ weniger als 10 % der Einträge. Die Autoren gehen davon aus, dass dieses Gebiet ein noch weitaus höheres Retentionspotenzial aufweist. Sobald sich nach den erfolgten Maßnahmen der unmittelbare Effekt des Eingriffs wieder ausgeglichen und sich ein neues nährstoffökologisches Gleichgewicht eingestellt hat, könnte die Retention noch gesteigert werden. Wie lange diese Übergangsphase andauert, kann aus den Ergebnissen von Begleituntersuchungen zu Renaturierungsmaßnahmen an Flachseen abgeschätzt werden. Dort rechnet man mit etwa 10 bis 15 Jahren, bis sich ein neues nährstoffökologisches Gleichgewicht eingestellt hat (JEPPESEN et al. 2005).

Auch die regulative Funktion kleiner Fließgewässer findet zunehmende Beachtung in der Beurteilung des Nährstoffhaushalts von Einzugsgebieten (ALEXANDER et al. 2000, PETERSON et al. 2001, MULHOLLAND 2004). Die günstigen Bedingungen, die sie für die Retention bieten, sind infolge des Gewässerausbaus durch Begradigung und Vertiefung eingeschränkt. Diese Maßnahmen führten zur Beschleunigung des Wassertransports und

zur relativen Isolation von Fließgewässerökosystemen (PINAY et al. 1990). Auch am Beispiel des Duvenseebaches konnte gezeigt werden, dass es infolge steiler Wasserstandsanstiege während Hochwasserereignissen zu einer starken Remobilisierung von Nährstoffen kam.

Die Duvenseebachniederung selbst würde genügend Raum für eine eigendynamische Entwicklung des Baches bieten. Dabei könnten impulsgebende Maßnahmen wie Störsteine oder die Pflanzung strömungsablenkender Gehölze die Eigenentwicklung initiieren (MLUR 2005b). Durch eine allmähliche Re-Mäandrierung würde damit nicht nur der Fließweg verlängert, sondern auch die Heterogenität unterschiedlicher Sedimente und Substrate der Sohle gefördert.

Die eigendynamische Entwicklung ist künstlichen Eingriffen zur Re-Mäandrierung vorzuziehen. Infolge solcher Maßnahmen könnte es zu vergleichsweise hohen Einträgen durch Ufererosion kommen (vgl. SVENDSEN & KRONVANG 1993).

Im Duvenseebach selbst stellten sich nur kurzfristig günstige Retentionsbedingungen ein, die allerdings zu einer effektiven Retention von Nährstoffen führten. Durch die Schaffung räumlicher Heterogenität durch strukturverbessernde Maßnahmen würden diese Bedingungen auch über einen längeren Zeitraum erhalten werden. Da im Bach auch einige mit der hohen Belastung selbst verknüpfte Bedingungen gute Voraussetzungen für die Retention schaffen (hohe DOC-Gehalte, niedrige Sauerstoffkonzentrationen), könnte ein Ausgleich über strömungsberuhigte Bereiche geschaffen werden, in denen es zu erhöhter Sedimentation organischen Materials kommen kann. VALETT et al. (1996) beschreiben angelehnt an das Konzept der „Mosaik-Dynamik“ (PICKETT & WHITE 1985, PRINGLE 1988) im „Transient Storage Concept“ die Abhängigkeit der Retention und stofflichen Umsetzungsprozesse von Zonen vorübergehender Speicherung durch Akkumulation organischen Materials. Diese Zonen entstehen durch verlangsamte Fließgeschwindigkeiten in stagnierenden Stillwasserbereichen, im Totwasser oder in Riffle-Pool-Sequenzen und begünstigen die Besiedlung mit Destruenten.

Durch die Einbringung von Steinen oder Totholz kann die Oberfläche für die Besiedlung mit Aufwuchs und gleichzeitig die Prandtl'sche Grenzschicht vergrößert werden (vgl. BALLA 2008). Die Nährstoff-Aufnahme und Transformationen durch autotrophe und heterotrophe Organismen in Biofilmen auf unterschiedlichen Oberflächen wie beispielsweise Sediment, Steinen, Totholz oder Makrophyten gelten als besonders effektiv (BATTIN et al. 2003).

Makrophytenbewuchs kann die Retention auf unterschiedliche Art und Weise fördern. Neben der oben erwähnten vergrößerten Besiedlungsoberfläche kann es durch Aufnahme der Nährstoffe zu einer direkten Retention kommen.

Aufnahme durch Makrophyten ist insofern ein effektiverer Rückhaltungsprozess als

Aufnahme durch Algen, da die aufgenommenen Nährstoffe bei letzteren schneller und zu ungünstigeren Zeitpunkten wieder remobilisiert werden. Einige Makrophytenarten dagegen, vor allem die Helophyten im Ufer- und Stillwasserbereich wie z. B. *Phragmites australis*, verlagern einen Teil der aufgenommenen Nährstoffe im Herbst in ihre Rhizome. Die Seneszenz der Makrophyten tritt außerdem zu einem günstigeren Zeitpunkt auf, denn im Herbst verbessern sich die Sauerstoffverhältnisse durch die allmähliche Abkühlung des Wassers.

Außerdem scheint Makrophytenbewuchs die Sedimentationsraten im Fließgewässer und damit die Nährstoffretention zu begünstigen. In dichten Makrophytenbeständen nimmt die Fließgeschwindigkeit ab und die Verweilzeit des Wassers im betreffenden Abschnitt wird erhöht. Einen Effekt auf die Sedimentation scheint auch die Wuchsform der Makrophyten zu haben, so dass die auch Artenzusammensetzung eine Bedeutung für diesen Retentionsprozess hat (SAND-JENSEN 1998, SCHULZ et al. 2003). SAND-JENSEN (1998) gibt für Flachlandbäche Dänemarks sinkende Nettoakkumulationsraten von Sediment, organischer Substanz und der Nährstoffe N und P für Bestände unterschiedlicher Makrophyten mit abnehmender Geschlossenheit der Bestände (*Callitriche cophocarpa*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus peltatus*, *Sparganium emersum*) an.

SCHULZ et al. (2003) stellten eine Erhöhung der Verweilzeit des Wassers um den Faktor 18 in dichten Makrophyten-Beständen in der unteren Spree fest. Dichte Vegetationsbestände traten an flachen Ufern sowie im Zentrum des Querprofils auf, wo Tiefe und Fließgeschwindigkeit hoch waren. Auch hier zeigte sich, dass sowohl das Fließgeschwindigkeitsmuster als auch die Sedimentation und Retention von der Form der Makrophyten abhängen (Tab. 6-6).

Tab. 6-6: Mittlere monatliche Retention von N und P während der Vegetationsperiode durch Sedimentation in den Beständen dreier Makrophytenarten (SCHULZ et al. 2003, aus KRONVANG et al. 2004)

Makrophytenart	N [$\text{g m}^{-2} \text{Monat}^{-1}$]	P [$\text{g m}^{-2} \text{Monat}^{-1}$]
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0,9-2,3	0,6-1,5
<i>Nuphar lutea</i>	0,6-1,6	0,3-0,8
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,5-1,4	0,3-0,8

Dabei wurden die höchsten Sedimentationsraten am oberen Rand von durchströmten Makrophytenbeständen gemessen. Im Bestand nahm die Rate meist kontinuierlich ab. In einem lang gestreckten Bestand von *Sagittaria sagittifolia* trat jedoch ein starker Gradient auf, von niedrigen Sedimentationsraten flussaufwärts ($17,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) zu hohen flussabwärts ($47,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Hohe Sedimentationsraten wurden auch in einem *Nuphar lutea*-Bestand mit $30 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ gemessen. Die Raten oberhalb, unterhalb und seitlich des

Bestandes waren geringer. Zwischen Mai und September wurden dadurch in der unteren Spree etwa 12,2 % der gesamten P-Fracht zurückgehalten und Makrophyten trugen so beträchtlich zur Retention bei (bis zu 25 % monatlich).

Indirekt schaffen Makrophytenbestände durch die erhöhte Sedimentation auch günstige Bedingungen für die Denitrifikation, die in einer höheren Auflage mit organischem Sediment stattfinden kann. Ähnlich den beschriebenen Charakteristika flacher Seen (vgl. Kap. 6.5) kann Makrophytenbedeckung auch übermäßiges Auftreten des Phytoplanktons verhindern und so den Bach während der Vegetationsperiode ausreichend mit Sauerstoff versorgen, um Rücklösungsprozesse und Freisetzung von P in den freien Wasserkörper zu vermeiden.

Im Duvenseebach würde der Verzicht auf die Gewässermahd die Voraussetzung für eine dichtere Besiedlung mit Makrophyten und damit für ihre positiven Effekte auf den Nährstoffrückhalt schaffen.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Durch die zeitlich hoch aufgelöste Untersuchung der Nährstoffretention im Fließgewässer-Niederungs-Komplex der Duvenseebachniederung konnte die in der Einleitung formulierte zentrale Hypothese der Arbeit bestätigt werden:

In Abhängigkeit vom wechselseitigen Wasser- und Stoffaustausch hat die Flusstalniederung einen unterschiedlich starken Einfluss auf die Beschaffenheit des Bachwassers. Damit ist auch die Retention des Fließgewässer-Niederungs-Komplexes von der Intensität des Austausches zwischen beiden Systemen abhängig.

Beispiele für einen negativen Einfluss der Niederung auf die Beschaffenheit des Bachwassers sind die hohen Austräge aus den mineralisierten Torfen der Niederung in den Bach unter Basis- und Hochwasserabflüssen. Im Gegensatz dazu war der Einfluss der Niederung beim Sommerhochwasser positiv. Es kam zu einer Retention der meisten untersuchten Nährstoffe in der Niederung. Wechselwirkungen hinsichtlich der Retention des Gesamtkomplexes bilden z. B. die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen des Überflutungswassers während des Sommerhochwassers. Sie hatten vermutlich einen positiven Einfluss auf die Denitrifikation in der Niederung.

Es hat sich nicht nur beim Vergleich der Frachtenberechnungsverfahren mit geringerer Messauflösung gezeigt, dass hoch auflösende Messungen eine angemessene Methode zur Erfassung der Prozesse und funktionalen Charakteristika im untersuchten Ökosystemkomplex darstellen.

Eine Betrachtung, die auf die Input-Outputrelationen des Ökosystemkomplexes begrenzt ist, beschreibt das untersuchte System als Black Box. Durch die Quantifizierung des Wasseraustausches zwischen Niederung und Bach konnte jedoch weiteres Prozessverständnis über die Anteile beider Systeme an der Gesamtretention erlangt werden. Um genaue Transferraten vor allem auch aus der Niederung in den Bach zu bestimmen, müssten weitere zeitlich und räumlich hoch auflösende Messungen in der Niederung und im Übergang zum Fließgewässer durchgeführt werden. Dies ließe sich über kontinuierliche Datenerfassung entlang von Transekten realisieren. Als einfacher Parameter zur Analyse des Wasseraustausches bietet sich neben dem Wasserstand die Temperatur an, mit der auch im Hyporheal Ex- und Infiltrationsphasen genauer erfasst werden könnten (vgl. BALLA 2008).

Bis heute liegen in der Duvenseebachniederung hoch aufgelöste Messreihen von zwei weiteren Jahren vor, mit deren Auswertung die Ergebnisse des vorgestellten Zeitraums noch weiter aggregiert werden können. Dabei steht die Frage im Vordergrund, ob sich die

klassifizierten hydrologischen Phasen mit ihren typischen Auswirkungen auf die Retention auch in den anderen Jahren wieder finden lassen. Dadurch könnte einerseits die Repräsentativität der Untersuchungen aus dem Jahr 2004 überprüft und andererseits weiteres Prozessverständnis über die Retention gewonnen werden.

Weitere hoch auflösende Messkampagnen sind während der vom Land in naher Zukunft beabsichtigten Sohlhebung im Duvenseebach geplant. Dann wird sich zeigen, wie dieser Ökosystemkomplex auf die gesteigerte Konnektivität von Niederung und Bach reagiert.

8 Zusammenfassung

Das Nährstoffretentionspotenzial von Fließgewässerökosystemen hängt von unterschiedlichen hydrologischen, chemischen und biologischen Bedingungen einschließlich der Austauschprozesse mit Niederungen ab. In dieser Arbeit wurde die Nährstoffretention in einem Fließgewässer-Niederungs-Komplex auf der Zeitskala des hydrologischen Austausches zwischen beiden Systemen untersucht. In dieser Arbeit werden die Ergebnisse eines Untersuchungszeitraums im Jahr 2004 (März-Oktober) vorgestellt. Tägliche Nährstoffbilanzen ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, SRP, SUP/PP und Fe, Ca und K) wurden mit Daten berechnet, die an zwei automatischen Messstationen gewonnen wurden. Diese Messstationen wurden am Beginn und am Ende eines Abschnitts der Duvenseebachniederung im gleichnamigen Bach (südliches Schleswig-Holstein) installiert. Zusätzliche stündliche Messungen physiko-chemischer Parameter (Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und gelöster Sauerstoff) dienten der Interpretation diurnaler und anderer kurzfristiger Schwankungen der Wasserqualität und ihres Einflusses auf die Nährstoffretention. In der Niederung wurde in Piezometern eine monatliche Beprobung zur Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen vorgenommen, um die Einträge aus der Niederung in der Massenbilanz zu berücksichtigen.

Das Muster des hydrologischen Austausches zwischen Bach und Niederung diente als Basis einer Klassifikation charakteristischer hydrologischer Phasen: Überflutung, Basisabfluss und Niedrigabfluss mit einer Herabsetzung der hydrologischen Konnektivität zwischen Bach und Niederung.

Die Retentionsfunktion des Ökosystemkomplexes variierte in diesen Phasen beträchtlich. Nitratretention wurde sowohl während eines Sommerhochwassers (Retention in der Niederung, im Mittel $23 \text{ kg NO}_3\text{-N d}^{-1}$, 17 %) als auch während einer sommerlichen Niedrigabflussphase (gewässerinterne Retention, im Mittel $1 \text{ kg NO}_3\text{-N d}^{-1}$, 2 %) beobachtet.

Eine effektive Ammonium-Retention war weniger von den Austauschprozessen mit der Niederung abhängig und konnte auf Nitrifikationsprozesse im Bachwasser zurückgeführt werden. Höhere Austräge (-61 %) wurden nur in der Phase des fröhsommerlichen Niedrigabflusses beobachtet, als die Sauerstoffkonzentrationen im Bach absanken. Für den gesamten Untersuchungszeitraum wurde ein tägliches Mittel von $1,4 \text{ kg N d}^{-1}$ (27 %) berechnet.

SRP-Retention trat nur zeitweilig auf. Insgesamt kam es zu einem Austrag von $0,3 \text{ kg d}^{-1}$ (-10 %). SUP/PP-Retention wurde wie die Nitratretention während des Sommerhochwassers ($0,8 \text{ kg d}^{-1}$, 22 %) und während des sommerlichen Niedrigabflusses ($0,2 \text{ kg d}^{-1}$, 20 %) beobachtet, was eine Sedimentation auf der Überflutungsfläche oder im

Bach selbst anzeigte. Remobilisierung trat mit dem Herbsthochwasser auf. Die TP-Bilanz war wegen des hauptsächlich gelösten P-Transports negativ.

Eine Fuzzy Clusteranalyse der einzelnen Tage (Objekte) mithilfe der Retentionsraten sowie hydrologischer und physiko-chemischer Parameter (Variablen) gab die hydrologisch klassifizierten Phasen zu einem Großteil wieder und lieferte außerdem Informationen zu den Übergängen zwischen diesen Phasen sowie über die Steuergrößen der Nährstoffretention. Ein scharfer Übergang trat im Herbst auf, während die Übergänge im Frühjahr und im Sommer wesentlich weicher waren. Das bemerkenswerteste Muster mit sehr kurzfristigen Veränderungen der Clusterzugehörigkeit repräsentierte den Übergang zu einer zusammenhängenden Retentionsphase unter sommerlichen Niedrigabflussbedingungen. Daraus wurde geschlossen, dass die Nährstoffretention nicht nur von den hydrologischen Bedingungen, sondern auch von der saisonalen Ökosystementwicklung im Bach gesteuert wird.

Der angeschlossene Hofsee erhält den größten Teil seines Wassers vom Zufluss aus dem untersuchten Niederungs-Bach-Komplex. Seine Nährstoffdynamik kann daher teilweise auf die Dynamik dieses Komplexes zurückgeführt werden. Darüber hinaus zeigt der See Anzeichen interner Eutrophierung und damit ein wesentliches Charakteristikum eines eutrophen Flachsees.

Ein Vergleich unterschiedlicher Verfahren zur Berechnung von Nährstofffrachten auf der Basis eines zweiwöchentlichen Probenahmeintervalls zeigte hohe Abweichungen von der täglichen Referenzzeitreihe, die durch die hoch auflösenden Messungen gewonnen wurde. In der Bilanz der gesamten Untersuchungsphase sind die Abweichungen für die Retention relativ gering. Dennoch offenbarten die Frachten der Basisabflussphase, die normalerweise als einigermaßen konstant angenommen werden, die geringste Genauigkeit, wenn die Messungen auf ein größeres Intervall umgestellt werden.

Aus den Ergebnissen kann geschlossen werden, dass die Nährstoffretention in Fließgewässer-Niederungs-Komplexen nur optimiert werden kann, wenn beide Systeme als eine funktionale Einheit verstanden werden. Daher sollten Renaturierungsmaßnahmen in erster Linie auf die Erhöhung der hydrologischen Konnektivität von Bach und Niederung abzielen. Weitere Verbesserungen für die Nährstoffretention können durch die Einführung struktureller Heterogenität und durch das Zulassen einer Eigendynamik des Baches erreicht werden.

Im Hinblick auf die hohe Variabilität der Austausch- und Retentionsprozesse haben sich hoch auflösende Messungen als geeignetes Verfahren zur Analyse der funktionalen Dynamik des untersuchten Niederungs-Bach-Komplexes erwiesen.

9 Summary

The ability of riverine ecosystems to retain nutrients depends on different hydrological, chemical and biological conditions including exchange processes between streams and wetlands. In this study, nutrient retention in a stream wetland complex was investigated on the timescale of hydrological exchange between both systems. In this thesis, results from a study period in 2004 (March-October) are presented. Daily mass balances of nutrients ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, SRP, SUP/PP, and Fe, Ca, and K) were calculated with data obtained by two automated measurement stations. These were installed in a reach of the nutrient rich stream 'Duvenseebach' upstream and downstream of the wetland 'Duvenseebachniederung' in southern Schleswig-Holstein. Additional physico-chemical data (temperature, electrical conductivity, pH, and dissolved oxygen) were recorded in hourly intervals in order to interpret diurnal and other short term fluctuations in water quality and their possible relations to nutrient retention. Monthly samples of nutrient concentrations from piezometers in the wetland were used to include the inputs from the wetland in the mass balances.

The pattern of hydrological exchange between stream and wetland served as a basis for the classification of characteristic hydrological phases: floods, base flow conditions, and low flow with a minimum connectivity between stream and wetland. The nutrient retention function of the stream wetland complex varied considerably during these phases. Nitrate retention was found during summer flood (retention in the wetland, mean: 23 kg N d^{-1} , 17 %) and low flow (retention in the stream, mean: 1 kg N d^{-1} , 2 %), respectively. An effective Ammonium retention was less dependent on exchange with the wetland and was probably caused by nitrification in the stream. Net exports (-61 %) were only found during early summer low flow, due to low oxygen concentrations in the stream. A daily retention mean of $1,4 \text{ kg N d}^{-1}$ (27 %) was calculated for the whole study period. SRP retention was only intermittent resulting in a net export of $0,3 \text{ kg d}^{-1}$ (-10 %) for the overall study period. SUP/PP retention also occurred during summer flood ($0,8 \text{ kg d}^{-1}$, 22 %) and summer low flow ($0,2 \text{ kg d}^{-1}$, 20 %), indicating sedimentation on the floodplain and in the stream, respectively. Remobilization occurred with autumn high flows. The TP-balance was negative, because most of the P was transported in solution.

A fuzzy logic clustering of days (objects) by retention rates, hydrological and physico-chemical parameters (variables) reflected the hydrological classified phases and their characteristics to the most part. In addition, the clustering delivered information on the nature of transitions between these phases as well as driving forces for nutrient retention. A sharp transition characterized hydrological changes in autumn. In contrast, transitions during spring and summer were much softer. The most remarkable pattern with very short

term changes in cluster memberships was the stabilization period to a more coherent retention phase under early summer low flow conditions. Therefore, nutrient retention is clearly shown to be driven not only by hydrological conditions, but also by the seasonal ecosystem development of the stream itself.

The adjacent lake “Hofsee” receives most of its water and nutrient inputs from the investigated upstream complex. Its nutrient dynamics can partly be put down to the dynamics found in the stream wetland complex. Moreover, with signs of internal eutrophication it reflects the typical nutrient dynamics of a eutrophic shallow lake.

A comparison of different methods to calculate nutrient loads with a biweekly sampling frequency showed high deviations from the loads of the daily reference obtained by high frequency sampling. In the overall season, deviations for seasonal retention based on these loads were low. Nonetheless, especially loads of the base flow phases, which are thought to be quite homogenous, revealed the least accuracy when switching to a greater sampling interval.

In conclusion, nutrient retention of stream wetland complexes can only be optimized by regarding both systems as one functional unit. Therefore, restoration measures should focus on the increase of the hydrological connectivity of stream and wetland. Further improvements in nutrient retention could be achieved by introducing structural heterogeneity in the stream itself and by allowing the stream to create some self-dynamics.

Due to the high variability of exchange and retention processes, high frequency measurements proved to be an appropriate method for analyzing the functional dynamics of the investigated stream wetland complex.

10 Literaturverzeichnis

- ACHLEITNER, S., DE TOFFOL, S., ENGELHARD, C. & RAUCH, W. (2005): The European Water Framework Directive: water quality classification and implications to engineering management. *Environmental Management* 35: 517-525
- AG BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Stuttgart
- ALEWELL, C., LISCHIED, G., HELL, U. & MANDERSCHIED, B. (2004): High temporal resolution of ion fluxes in semi-natural ecosystems- gain of information or waste of resources? *Biogeochemistry* 69: 19-35
- ALEXANDER, B. A., SMITH, R. A. & SCHWARZ, G. E. (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761
- APPELO, C. A. J. & POSTMA, D. (1996): *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam
- ASSELMANN, N. E. M. (1997): *Suspended sediment in the River Rhine: the impact of climate change on erosion, transport and deposition*. Ph.D. thesis. University of Utrecht
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (1996): *Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung*. 8. Aufl. Berlin, Heidelberg, New York
- BAKER, M. A. & VERVIER, P. (2004): Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. *Freshwater Biology* 49: 181-190
- BALLA, D. (2008): *Nährstoffumsatz in Fließgewässern am Beispiel des Spreewaldes. Kurzfassung eines Vortrags bei dem Seminar 18/08 NNA: Nährstoffrückhaltung in Fließgewässern und Feuchtgebieten möglich? Schneverdingen*
- BANASZUK, P., WYSOCKA-CZUBASZEK, A. (2005): Phosphorus dynamics and fluxes in a lowland river: the Narew Anastomosing River System, NE Poland. *Ecol. Eng.* 25: 429-441
- BATTIN, T. J., BUTTURINI, A. & SABATER, F. (1999): Immobilization and metabolism of dissolved organic carbon by natural sediment biofilms in a Mediterranean and temperate stream. *Aquat. Microbial Ecol.* 19: 297-305
- BATTIN, T. J., KAPLAN, L. A., NEWBOLD, J. D. & HANSEN, C. M. E. (2003): Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* 426: 439-442
- BAUM, C., LEINWEBER, P. & SCHLICHTING, A. (2003): Effects of chemical conditions in re-wetted peats on temporal variation in microbial biomass and acid phosphatase activity within the growing season. *Applied Soil Ecology* 22: 167-174
- BEZDEK, J. C. (1981): *Pattern Recognition with Fuzzy Objective Function Algorithms*. New York
- BEHRENDT, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads – A comparison for different river basins in Central Europe. *Water, Science and Technology* 33: 99-107
- BEHRENDT, H., KOROL, R., STRONSKA-KEDZIA, M. & PAGENKOPF, W. (1998): Nutrient emissions of point and diffuse sources. Transport and retention within the Oder basin and its main tributaries. In: LANDSBERG-UCZCIWEK, M., ADRIAANSE, M. & ENDERLEIN, R. (eds.): *Management of Trans-Boundary Waters in Europe*. Proceedings of the International Conference in Mrzeżyno, Poland: 485-497

- BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (2000): Retention of nutrients in river systems. Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410: 111-122
- BERNHARDT, E. S. & LIKENS, G. E. (2002): Dissolved organic carbon enrichment alters nitrogen dynamics in a forest stream. *Ecology* 83: 1689-1700
- BERNHARDT, E. S., LIKENS, G. E. BUSO, D. C. & DRISCOLL, C. T. (2003): In-stream uptake dampens effects of major forest disturbance on watershed nitrogen export. *PNAS* 100: 10304-10308
- BERNOT, M. J. & DODDS, W. K. (2005): Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems* 8: 442-453
- BILLEN, G., LANCELOT, C. & MEYBECK, M. (1991): N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In: MANTOURA, R. F. C., MARTIN, J. M. & WOLLAST, R. (eds.): *Ocean margin processes in global change*. New York
- BIRGAND, F., SKAGGS, W. F., CHESCHEIR, G. M. & GILLIAM, J. W. (2007): Nitrogen removal in streams of agricultural catchments – a literature review. *Critical Reviews in Science and Technology* 37: 381-487
- BLANKENBURG, J. & SCHEFFER, B. (2008): Nährstoffausträge gedränter landwirtschaftlicher Flächen Nordwest-Deutschlands. In: *Dränung- Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management, DWA-Themen*: 47-58. Hennef
- BLICHER-MATHIESEN, G. & HOFFMANN, C.C. (1999). Denitrification as a sink for dissolved nitrous oxide in a freshwater riparian fen. *J. Environ. Qual.* 28: 257-262
- BLICHER-MATHIESEN, G., MCCARTY, G. W. & NIELSEN, L. P. (1998): Denitrification and degassing in groundwater estimated from dissolved dinitrogen and argon. *Journal of Hydrology* 208: 16-24
- BLÖSCHL, G. (1996): *Scale and Scaling in Hydrology*. Wiener Mitteilungen Wasser – Abwasser – Gewässer 132. 346 S. Wien
- BÖHLKE, J. K., HARVEY, J. W. & VOYTEK, M. A. (2004): Reach-scale isotope tracer experiment to quantify denitrification and related processes in a nitrate-rich stream, mid-continent USA. *Limnol. Oceanogr.* 49: 821-838
- BOKELMANN, K. (1971): *Duvensee, ein Wohnplatz des Mesolithikums in Schleswig-Holstein, und die Duvenseeegruppe*. Köln
- BORK, H. R. & REISS, S. (2005): Unveröff. Daten, mündl. Mitteilung zur Stratigraphie an einem Hangprofil in Ritzerau
- BOSTRÖM, B., PERSSON, G. & BROBERG, B. (1988): Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* 170: 229-244
- BRECHT, C. (unveröff.): *Dokumentation zum Programm "FLUEGEL"*. Ökologie-Zentrum der Universität Kiel
- BRIEM, E. (1998): *Die Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. Teil 1: Fließgewässerformen, -strukturen und -typologie. Ein kleines Handbuch der abiotischen Fließgewässerkunde*. Dörrenbach
- BRINKMANN, R. & SPETH, S. (2000): *Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Schleswig- Holsteins und Hamburgs -Rote Liste* . Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (Hrsg.). Flintbek
- BRUNSWIG, D. (2000): *Die Immissionsanalyse gewässerkundlicher Monitoringdaten mit dem Simulationsmodell TRANSPOS: Frachtberechnung, Frachtnormierung und Trendanalyse*. In:

- Fehr, G. (Hrsg.): Nährstoffbilanzen für Flusseinzugsgebiete. Ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Vieweg, Braunschweig, S. 159-201
- BUCHER, E. H., BONETTO, A., BOYLE, T., CANEVARI, P., CASTRO, G., HUSZAR, P. & STONE, T. (1993): Hidrovia- an Initial Environmental Examination of the Paraguay-Parana Waterway. Wetlands for the Americas Publication No. 10. Manomet, MA, USA
- BUCKLEY, B. M. & TRISKA, F. J. (1978): Presence and ecological role of nitrogen-fixing bacteria associated with wood decay in streams. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. 20: 1333–1339
- BULLOCK, A. & ACREMAN, M. (2003): The role of wetlands in the hydrological cycle. Hydrology and Earth System Sciences 7: 358-389
- BURNS, D. A. (1998): Retention of NO_3^- in an upland stream environment: A mass balance approach. Biogeochemistry 40: 73-96
- BURT, T. P. (1995): The role of wetlands in runoff generation from headwater catchments. In: HUGHES, J. & HEATHWAITE, L. (eds.): Hydrology and Hydrochemistry of British Wetlands. Chichester, UK
- CAESPERLEIN, A. (1967): Auswertung von Abflussmessungen auf digitalen Rechenanlagen. Besondere Mitteilung zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch 29. 65 S. München
- CARLYLE, G. C. & HILL, A. R. (2001): Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. Journal of Hydrology 247: 151-168
- CARTER, V. (1986): An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States. Can. J. Bot. 64: 364-374
- CASEY, H. & CLARKE, R. T. (1986): The seasonal variation of dissolved reactive phosphate concentrations in the River Frome, Dorset, England. IAHS-AISH publ. 157: Monitoring to detect changes in water quality series: international association of hydrological sciences. Scientific assembly, INCONNU (1986) : 257-265
- CASEY, R. E. & KLAINE, S. J. (2001) : Nutrient attenuation by a riparian wetland during natural and artificial runoff events. Journal of Environmental Quality 30 : 1720-1731
- CHRISTENSEN, S. (1984): Geologie des Kreises Herzogtum Lauenburg. In: DEGENS, E. et al. (Hrsg.): Exkursionsführer Erdgeschichte Nord-Ostseeraum. Hamburg
- CHRISTENSEN, P. B., MIELSEN, L. P., SØRENSEN, J. & REVSBECH, N. P. (1990): Denitrification in nitrate-rich streams: Diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. Limnol Oceanogr. 35: 640-651
- CHRISTENSEN, P. B. & SØRENSEN, J. (1988): Denitrification in sediment of lowland streams: Regional and seasonal variation in Gelbæk and Rabis bæk, Denmark. FEMS Microbiol. Ecol. 53: 335-344
- COHN, T. A. (1995): Recent advances in statistical methods for the estimation of sediment and nutrient transport in rivers. Reviews in Geophysics, Supplement: 1117–1123
- COOPER, A. B. (1990): Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. Hydrobiologia 202: 13 - 26
- CORELL, D. L. (1998): The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. J. Environ. Qual. 27: 261-266

- CUMMINS, K. W. (1974): Structure and Function of Stream Ecosystems. New Jersey
- DENT, C. L. & GRIMM, N. B. (1999): Spatial heterogeneity of stream water nutrient concentrations over successional time. Ecology 80: 2283-2298
- DIERSSEN, K., V. GLAHN, H., HÄRDTLE, W., HÖPER, H., MIERWALD, U., SCHRAUTZER, J. & WOLF, A. (1998): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Aufl. Schriftenreihe Landesamt NatSchutz 6. Flintbek
- DITTERT, K. (1992): Die stickstofffixierende Schwarzerle-*Frankia*-Symbiose in einem Erlenbruchwald der Bonhöveder Seenkette. EcoSys Suppl. 5. Kiel
- DOKIL, M., HAMM, A. & KOHL, J.-O. (2001): Ökologie und Schutz von Seen. Stuttgart
- DUFF, J. H., TRISKA, F. J. & OREMLAND, R. S. (1984): Denitrification associated with stream periphyton: Chamber estimates from undisturbed communities. J. Environ. Qual. 13: 514-518
- DUFF, J. H., PRINGLE, C. M. & TRISKA, F. J. (1996): Nitrate reduction in sediments of lowland tropical streams draining swamp forest in Costa Rica: An ecosystem perspective. Biogeochemistry 33: 179-196
- ERNSTBERGER, H., EDWARDS A. C. & BALLS, P. W. (2004): The distribution of phosphorus between soluble and particulate phases for seven Scottish East Coast rivers. Biogeochemistry 67: 93-111
- EU/2000/60/EC-WFD (2000): Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water policy (2000/60/EC)
- FISHER, S. G. & LIKENS, G. E. (1973): Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. Ecol. Monogr. 43: 421-439
- FISHER, S. G., SPONSELLER, R. A., HEFFERNAN, J. B. (2003): Horizons in stream biogeochemistry: Flowpaths to progress. Ecology 85: 2369-2379
- FRÄNZLE, O. (1998): Sensitivity of ecosystems and ecotones. In: SCHÜÜRMAN, G. & MARKERT, B. (eds.): Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects. Weinheim
- FRÄNZLE, O., KAPPEN, L., BLUME, H. P. & DIERßEN, K. (eds.): Ecosystem Organization of a Complex Landscape. Ecological Studies 202. Berlin, Heidelberg, New York
- FRÄNZLE, O. & SCHIMMING, C-G. (2008): Element Fluxes in Atmosphere, Vegetation and Soil. In: FRÄNZLE, O., KAPPEN, L., BLUME, H. P. & DIERßEN, K. (eds.): Ecosystem Organization of a Complex Landscape. Ecological Studies 202. Berlin, Heidelberg, New York
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. korr. Aufl. Landsberg
- FUNK, H. (1963): Die Entwässerung des Duvensees. Schriftenreihe des Heimatbundes und Geschichtsvereins Herzogtum Lauenburg 10. Ratzeburg
- GAGEL (1911): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten. Lieferung 168. Blatt Nusse. Hrsg.: Königlich Preußische Geologische Landesanstalt. Berlin
- GELBRECHT, J. & KOPPISCH, D. (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H.: Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart

- GELBRECHT, J., LENGSELD, H., PÖTHIG, R. & OPITZ, D. (2005): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology* 304: 151-165
- GELBRECHT, J. & ZAK, D. (2008): Stoffumsetzungsprozesse in naturnahen, entwässerten und wiedervernässten Niedermoorböden. In: *Dränung- Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management, DWA-Themen: 47-58*. Hennef
- GIBERT, J., DOLE-OLIVIER, M.-J., MARMONIER, P. & VERVIER, P. (1990): Ground-water ecotones. In: NAIMAN, R. J. & DÉCAMPS, H.: *Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones. UNESCO MAB-Series*. Paris
- GREGORY, S. V. (1978): Phosphorus dynamics on organic and inorganic substrates in streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 1340-1346
- GREEN & HAGGARD (2001)
- GRELOWSKI, A., PASTUZAK, M., SITEK, S. & WITEK, Z. (2000): Budget Calculations of nitrogen, phosphorus and BOD₅ passing through the Oder estuary. *Journal of Marine Systems* 25: 221-237
- GRIMM, N. B. & PETRONE, K. C. (1997): Nitrogen fixation in a desert stream ecosystem. *Biogeochemistry* 37: 33-61
- GVOBL. SCHL.-H. (2004): Landesverordnung über das Naturschutzgebiet "Ritzerauer Hofsee und Duvenseebachniederung" vom 30. Juni 2004. Gl.-Nr.: 791-4-211. S. 235
- HARTUNG, J. (1993): *Statistik*. 9.Aufl. München, Wien
- HARRIS, G. & HEATHWAITE, A. L. (2005): Inadmissible evidence: knowledge and prediction in land and riverscapes. *Journal of Hydrology* 304: 3-19
- HAYCOCK, N. E. & BURT, T. P. (1993): Role of floodplain sediments in reducing the nitrate concentration of subsurface run-off: A case study in the Cotswolds, UK. *Hydrological Processes* 7: 287 - 295
- HAYCOCK, N. E. & PINAY, G. (1993): Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during winter. *J. Environ. Qual.* 22: 273 – 278
- HEATHWAITE, A. L., JOHNES, P. J. & PETERS, N. E. (1996): Trends in nutrients. *Hydrological Processes* 10: 263-293
- HEDLEY, M. J., WHITE, R. E. & NYE, P. H. (1982): Plant-Induced Changes in the Rhizosphere of Rape (*Brassica napus* Var. Emerald) Seedlings. III. Changes in L Value, Soil Phosphate Fractions and Phosphatase Activity. *New Phytologist* 91: 45-56
- HEUSCH, K., BOTSCHKE, J. & SKOWRONEK, A. (1993): *Fluviale Erosion und Sedimentation auf landwirtschaftlich genutzten Aueböden der unteren Sieg*. Berliner Geographische Arbeiten
- HEWLETT, J. D. & HIBBERT, A. R. (1967): Factors effecting the response of small watersheds to precipitation in humid regions. In: Sopper, W. E. & Lull, H. W. (eds.): *Forest Hydrology*: 275-290. Oxford, UK
- HILGER, S., SIGG, L. & BARBIERI, A. (1999): Size fractionation of phosphorus (dissolved, colloidal and particulate) in two tributaries. *Aquat. Sci.* 61: 337-353
- HILL, A. R. (1979): Denitrification in the nitrogen budget of a river ecosystem. *Nature* 281: 291-292

- HILL, A. R. (1981): Stream phosphorus exports from watersheds with contrasting land uses in Southern Ontario. *Water Research* 12: 1045-1057
- HILL ET AL. 1998
- HOFFMANN, C. C. (1996): Fate of phosphate, nitrate, and other elements during short-term flooding of a riparian meadow. In: KRONVANG, B., SVENDSEN, L. M. & SIBBESEN, E. (eds.): Sediment and phosphorus. Erosion and delivery, transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds. Proceedings from an international workshop held in Silkeborg, Denmark, October 9-12, 1995. Ministry of Environment and Energy. NERI technical Report 178: 135 - 142
- HOFFMANN, C. C. (1998a): Nutrient Retention in Wet Meadows and Fens. PhD-thesis, National Environmental Research Institute. Silkeborg, Denmark
- HOFFMANN, C. C. (1998b): Nitrate removal in a regularly flooded riparian meadow. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1352-1358
- HOFFMANN, C. C., DAHL, M., KAMP-NIELSEN, L. & STRYHN, H. (1993): Vand- og stofbalance i en natureng (in Danish). Environmental Project No. 231. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen
- HOFFMANN, C. C., RYSGAARD, S. & BERG, P. (2000): Denitrification rates in riparian fens predicted by $^{15}\text{NO}_3$ - microcosm studies, *in situ* measurements, and modeling. *J. Environ. Qual.* 29:66: 2020-2028
- HOLLAND, M. M. (1988): SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones, 5–7 January 1987, France. *Biology International, Special Issue* 17: 47–106
- HOLMES, R. M., JONES JR., J. B., FISHER, S. G. & GRIMM, N. B. (1996): Denitrification in a nitrogen-limited stream ecosystem. *Biogeochemistry* 33: 125-146
- HOLTAN, H., KAMP-NIELSEN, L. & STUANES, A. O. (1988): Phosphorus in soil, water, and sediment: an overview. *Hydrobiologia* 170: 19-34
- HORTON, R. E. (1945): Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geol. Soc. Am. Bull.* 56: 275-370
- HOWARTH, R. W., JENSEN, H. S., MARINO, R. & POSTMA, H. (1995): Transport to and processing of P in near-shore and oceanic waters. In: TIESSEN, H. (ed.): Phosphorus in the Global Environment. SCOPE, UNEP: 323-345
- HOWARTH, R. W., BILLEN, G., SWANEY, D., TOWNSEND, A., JAWORSKI, N., LAJTHA, K., DOWNING, J. A., ELMGREN, R., CARACO, N., JORDAN, T., BERENDSE, F., FRENEY, J., KUNDEYAROV, V., MURDOCH, P. & ZHAO-LIANG, Z. (1996): Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139
- HUA, H. S. (1990): Accurate method for calculation of saturation DO. *Journal of Environmental Engineering* 116: 988-990
- HUPFER, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. Landsberg

- HÜTTER, L. A. (1994): WASSER UND WASSERUNTERSUCHUNG. 6. AUFL. FRANKFURT A. M.
- HYNES, H. B. N. (1975): The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.* 19:1–15
- IRMER, U. (2000): The new EC Water Framework Directive: Assessment of the chemical and ecological status of surface waters. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 28: 7-14
- IVERSEN, J. (1941): Landnam i Danmarks stenalder. En pollenanalytisk undersøgelse over det første landbrugs indvirkning paa vegetationsudvikling. *Danmarks Geol. Undersøgelse R. 3, 6.* København
- JARVIE, H. P., LYCETT, E., NEAL, C. & LOVE, A. (2002): Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames river basin, UK. *Sci. Tot. Environ.* 282-283: 263-294
- JARVIE, H. P., NEAL, C. & WITHERS, P. J. A. (2006): Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Sci. Tot. Environ.* 360: 246-253
- JASCHKE, D. (1989) (Hrsg.): Regionalatlas Kreis Herzogtum Lauenburg. Mölln
- JELINEK, S. (1998): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel 29. 172 S. Kiel
- JENSEN, J. P., JEPPESEN, E., KRISTENSEN, P., CHRISTENSEN, P. B. & SØNDERGAARD, M. (1992): Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow, hypertrophic lake (Lake Søbygård, Denmark). *Int. Revue gesamt. Hydrobiologia* 77: 29-42
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., JENSEN, J. P., HAVENS, K. E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M. F., DENEKE, R., DOKULIL, M., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S. E., HILT, S., KANGUR, K., KÖHLER, J., LAMMENS, E. H. H. R., LAURIDSEN, T. R., MANCA, M., MIRACLE, M. R., MOSS, B., NÖGES, P., PERSSON, G., PHILIPPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C. L., STRAILE, D., WILLÉN, E. & WINDER, M. (2005): Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case-studies. *Freshwater Biology* 50: 1747
- JØRGENSEN, S. E., HOFFMANN, C. C. AND MITSCH, W. J. (1988): Modelling nutrient retention in a reedswamp and wet meadow in Denmark. In: MITSCH, M. J., JØRGENSEN, S. E. & STRASKRABA, M. (eds.): *Wetland modelling*: 133-151
- JOHANNSEN, A. (1980): Hydrogeologie von Schleswig-Holstein. *Geol. Jb. C28.* Hannover
- JUNK, W. J. (1989): Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: Holm-Nielsen, L. B, Nielsen, I. C. & Balslev, H. (eds.): *Tropical forests: Botanical dynamics, speciation and diversity.* London
- KEMP, M. J. & DOODS, W. K. (2002): The influence of ammonium, nitrate, and dissolved oxygen concentrations on uptake, nitrification, and denitrification rates associated with prairie stream substrata. *Limnol. Oceanogr.* 47: 1380-1393
- KIECKBUSCH, J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Dissertation im Fach Ökologie. Kiel
- KIECKBUSCH, J. & SCHRAUTZER, J. (2007): Nitrogen and phosphorus dynamics of shallow flooded peatlands. *Sci. Tot. Environ.* 380 : 3-12

- KIECKBUSCH, J., SCHRAUTZER, J. & TREPPEL, M. (2006): Spatial heterogeneity of water pathways in degenerated riverine peatlands. *Basic and Applied Ecology* 7: 388-397
- KIRCHNER, J. W., FENG, X. & NEAL, C. (2000): Fractal stream chemistry and its implications for contaminant transport in catchments. *Nature* 403: 524-527
- KIRCHNER, J. W., FENG, X., NEAL, C. & ROBSON, A. (2004): The fine structure of water quality dynamics: the (high-frequency) wave of the future. *Hydrological Processes* 18: 1353-1359
- KLUGE, W., JELINEK, S. & MARTINI, M. (2000): Einfluss von Talniederungen auf die diffusen Stoffeinträge in Kleingewässer über den Grundwasserpfad. In: FRIESE, K. B., WITTER, G., MIEHLICH, G. & ROHDE, M. (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Berlin, Heidelberg, New York
- KLUGE, W., MÜLLER, F. & FRÄNZLE, O. (2003): Wechselwirkungen zwischen Ökosystemen. In: FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften*. Landsberg
- KLUGE, W. & FRÄNZLE, O. (2008): Transport Processes between Lake Belau and its Drainage Basin. In: FRÄNZLE, O., KAPPEN, L., BLUME, H. P. & DIERßen, K. (eds.): *Ecosystem Organization of a Complex Landscape*. Ecological Studies 202. Berlin, Heidelberg, New York
- KOERSELMAN, W., BAKKER, S. A. & BLOM, M. (1990): Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology* 78: 428 – 442
- KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J. T. A. (1995): Eutrophication of Fen Ecosystems: External and Internal Nutrient Sources and Restoration Strategies. In: WHEELER, B. D., SHAW, S. C., FOJIT, W. J. & ROBERTSON, R. A. (eds.): *Restoration of Temperate Wetlands*. Chichester
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., VOLESKE, P. (2002): *Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler*. 3. Auflage. 301 S. Berlin, Heidelberg
- KÖPPEN, W. (1936): *Das geographische System der Klimate*. Berlin
- KOLKWITZ, R. & MARSSON M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.* 26a: 505-519
- KOLKWITZ, R. & MARSSON M. (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. Hydrobiol.* 2: 126-152
- KRONVANG, B., SVENDSEN, L. M., BROOKES, A., FISHER, K., MØLLER, B., OTTOSEN, O., NEWSON, M & SEAR, D. (1998): Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, III – Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediments and nutrients. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 209-222
- KRONVANG, B., HOFFMANN C.C., SVENDSEN, L. M., WINDOLF, J., JENSEN, J. P. & DØRGE, J. (1999): Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology* 33: 29-40
- KRONVANG, B., LARSEN, S. E, JENSEN, J. P. & ANDERSEN H. E. (2003a): Catchment Report: River Odense, Denmark. Trend Analysis, Retention and Source Apportionment. EUROHARP report 2-2003, NIVA Report SNO 4740-2003. Oslo
- KRONVANG, B., BECHMANN, M., PEDERSEN, M. L., FLYNN, N. (2003b): Phosphorus dynamics and export in streams draining micro-catchments: development of empirical models. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166: 469-474

- KRONVANG, B., HEZLAR, J., BOERS, P., JENSEN, J. P., BEHRENDT, H., ANDERSON, N., ARHEIMER, B., VENOHR, M., HOFFMANN, C. C. & NIELSEN, C. B. (2004): Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP-NUTRET and Scientific Review on Nutrient Retention. EUROHARP report 9-2004, NIVA report SNO 4878/2004. Oslo
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1999) : Limnoökologie. 2. Auflage. Stuttgart, New York
- LANE, R. R., MASHRIQUI, H. S., KEMP, G. P., DAY, J. W. & HAMILTON, A. (2003): Potential nitrate removal from a river diversion into a Mississippi delta forested wetland. *Ecological Engineering* 20: 237-149
- LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (1996): Jahresbericht 1996. Flintbek
- LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2004): Jahresbericht 2004. Flintbek
- LAWAKÜ (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN) (1992): Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein. Basismeßnetz 1986-1990. Kiel
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1999): Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland – Karten der Wasserbeschaffenheit 1987 – 1996. Berlin
- LEONARDSON, L., BENGSSON, L., DAVIDSSON, T., PERSSON, T. & EMANUELSSON, U. (1994): Nitrogen retention in artificially flooded meadows. *Ambio* 23: 332-341
- LIJKEMA, L. (1994): Nutrient dynamic in shallow lakes: effects of changing loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia* 275-276: 335-341
- LIKENS, G. E., BORMANN, F. H., PIERCE, R. S., EATON, J. S., AND JOHNSON, N. M. (1977): Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. New York
- LIKENS, G. E. (2004a): Biogeochemistry: some opportunities and challenges for the future. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4: 5-24
- LIKENS, G. E. (2004b): Some perspectives on long-term biogeochemical research from the Hubbard Brook ecosystem study. *Ecology* 85: 2355-2362
- LOVELL, B. MCKELVIE, I. D. & NASH, D. (2001): Sampling design for total and filterable reactive phosphorus monitoring in a lowland stream: Considerations of spatial variability, measurement uncertainty and statistical power. *J. Environ. Monit.* 3: 463-468
- MALTBY, E. (1991): Wetland management goals: wise use and conservation, *Landscape Urban Plan.* 20: 9-18
- MANN, H. & WHITNEY, D. (1947): On a test of whether one of two variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* 18: 50-60
- MARTI, E. & SABATER, F. (1996): High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology* 77: 854-869

- MARTINI, M. (2000): Einfluss von Talniederungen auf den Stoffaustrag im Einzugsgebiet der Buckener Au/obere Stör (Schleswig-Holstein). Dissertation im Fach Ökologie. Christian-Albrechts-Universität Kiel. Kiel
- MATTHEß, G. (1990): Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie Bd. 2. Berlin, Stuttgart
- MCCCLAIN, M.E., BILBY, R.E. & TRISKA, F.J. (1998): Biogeochemical cycles of nitrogen, phosphorus, and sulfur: Natural distributions and response to disturbance. In: NAIMAN, R.J. (ed.): The Ecology and Management of Rivers and Streams in the Pacific Northwest Ecoregion: 347-372. New York
- MEYER, J. L. (1979): The role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 24: 365-375
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. (2000): *Wetlands*. Third edition. New York
- MOELLER, P.: mdl. Mitteilung
- MULLHOLLAND, P. J. (2004): The importance of in-stream uptake for regulating stream concentrations and outputs of N and P from a forested watershed: evidence from long-term chemistry records for Walker Branch Watershed. *Biogeochemistry* 70: 403-426
- MULLHOLLAND, P. J., STEINMANN, A. D. & ELWOOD, J. W. (1990): Measurements of phosphorus uptake lengths in streams: comparison of radiotracer and stable PO_4 releases. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 47: 2351-2357
- MULLHOLLAND, P. J. (1992): Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: Roles of upland, riparian, and instream processes. *Limnol Oceanogr.* 37: 1512-1526
- MULLHOLLAND, P. J., VALETT, H. M., WEBSTER, J. R., THOMAS, S. A., COOPER, L. W., HAMILTON, S. K., PETERSON, B. J. (2004): Stream denitrification and total nitrate uptake rates measured using a field ^{15}N tracer addition approach. *Limnol. Oceanogr.* 49: 809-820
- NAIRN, R. W. & MITSCH, W. J. (2000): Phosphorus removal in created wetlands ponds receiving river outflow. *Ecological Engineering* 14: 107-126
- NAIMAN, R. J. (1983): A geomorphic approach for examining the role of periphyton in large watersheds. In: WETZEL, R. (ed.): *Periphyton of Freshwater Ecosystems*: 191-198. The Hague
- NEWBOLD, J. D., ELWOOD, J. W., O'NEILL, R. V. & VAN WINKLE, W. (1981): Measuring nutrient spiralling in streams. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 38: 860-863
- NEWBOLD, J. D., MULLHOLLAND, P. J. ELWOOD, J. W. & O'NEILL, R. V. (1982): Organic carbon spiralling in streams. *Oikos* 38: 266-272
- NICHOLS, D. S. (1983): Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF* 55: 495 – 505
- OTSUKI, A. & WETZEL, R. G. (1972): Coprecipitation of phosphate with carbonates in a Marl lake. *Limnology and Oceanography* 17: 763-767
- PAUWELS, H. (1994): Natural denitrification in groundwater in the presence of pyrite: preliminary results obtained at Naizin (Brittany, France). *Mineral. Mag.* 58A: 696-697
- PEDERSEN, M. L., ANDERSEN, J. M., NIELSEN, K. & LINNEMANN, M. (2007): Restoration of Skjern River and its valley. Project description and general ecological changes in the project area. *Ecological Engineering* 29: in press

- PETERSON, B. J., WOLLHEIM, W. M., MULLHOLLAND, P. J., WEBSTER, J. R., MEYER, J. L., TANK, J. L., MARTI, E., BOWEDEN, B. W., VALETT, H. M., HERSHEY, A. E., MCDOWELL, W. H., DODDS, W. K., HAMILTON, S. K., GREGORY, S. & M. D. D. (2001): Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292: 86-90
- PETTENKOFER, M. (1890): Über Verunreinigung und Selbstreinigung der Flüsse. *Schillings Journal für Gasbeleuchtung und Wasserversorgung* 33: 415-421. München
- PETTS, G. E. & AMOROS, C. (1996) (eds.): *Fluvial Hydrosystems*. London
- PHIPPS, R. G. & CRUMPTON, W. G. (1994): Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering* 3: 399-408
- PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. (1985): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York
- PINAY, G., DÉCAMPS, H., CHAUVET, E. & FUSTEC, E. (1990): Functions of ecotones in fluvial systems. In: NAIMAN, R. J. & DÉCAMPS, H.: *Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. UNESCO MAB-Series. Paris
- PLAMBECK, G. (2000): Unveröffentlichte Stellungnahme zum Hofsee. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Flintbek
- PÖTHIG, R., BEHRENDT, H. & LEU, M. (in Vorb.): Anlage 1: Retention in kleinen Fließgewässern des Flachlandes; Anlage 2: Phosphor- und Stickstoffentzug durch Makrophyten im Fließgewässer; Anlage 3: Ermittlung der P- und N-Retention im Buschgraben mittels Sedimentuntersuchung. IGB Berlin
- PRAIRIE, Y. T. (1988) : A test of the sedimentation assumptions of phosphorus input-output models. *Arch. Hydrobiol.* 111: 321-327
- PRINGLE, C. M., NAIMAN, R. J., BRETSCHKO, G., KARR, J. R., OSWOOD, M. W., WEBSTER, J. R., WELCOMME, R. L. & WINTERBOURN, M. J. (1988): Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benth. Soc.* 7: 503-524
- PRIOR, H. & JOHNES, P. J. (2002): Regulation of surface water quality in a Cretaceous Chalk catchment, UK: an assessment of the relative importance of instream and wetland processes. *Science of the Total Environment* 282-283:159-174
- PROJEKT HOF RITZERAU (2003): Beweidungskonzept Hof Ritzerau. Unveröff. Stellungnahme. Ökologie-Zentrum und Institut f. Pflanzenernährung und Bodenkunde. Kiel
- RAISEN, G. W. & MITCHEL, D. S. (1995): The use of wetlands for the control of non-point source pollution. *Water Science and Technology* 32: 177-186
- RAISEN, G. W., MITCHEL, D. S. & CROOME, R. L. (1997): The effectiveness of a small constructed wetland in meliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment. *Ecological engineering* 9: 19-36
- REDDY, K. R., FISCHER, M. M., DEVAI, I. & KOCH, M. (1991): Phosphorus exchange between the soil and the overlaying water column. In: *Phosphorus dynamics in the everglade nutrient removal system*. Final Report, South Florida water management district. Palm Beach: 6-1-6-46
- REDFIELD, A. (1958): The biological control of chemical factors in the environment. *Am Sci* 46: 205-221
- REIß, S. (2005): Mündliche Mitteilung

- REYNOLDS, C. S. (1995): Structural, dynamic and energetic differences among biotic communities dominated by macrophytes, planktonic algae and cyanobacteria. *Wat. Sci. Tech.* 32: 1-23
- RICHARDS, R.P. & HOLLOWAY, J. (1987): Monte Carlo studies of sampling strategies for estimating tributary loads. *Water Resources Research* 23: 1939-1948
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des DWD* 194. Offenbach am Main
- RINKER, A: Mündliche Mitteilung
- ROBERTSON, D. M & ROERISH, E. D. (1999): Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams. *Water Resources Research* 35: 4747-3759
- ROUBENS, M. (1982): Fuzzy clustering algorithms and their cluster validity. *European Journal of Operational Research* 10: 294-301
- RYDING, S. O. & RAST, W. (1989): *The Control of Eutrophication on Lakes and Reservoirs. Man and Biosphere Series 1.* UNESCO, Paris
- SALVIA, M., IFFLY, J.F., VAN DER BORGHT, P., SARY, M., HOFFMANN, L. (1999): Application of the 'snapshot' methodology to a basin-wide analysis of phosphorus and nitrogen at stable low flow. *Hydrobiologia* 410: 97-102
- SALSKI, A. & HOLSTEN, B. (2006): A fuzzy and neuro-fuzzy approach to modelling cattle grazing on pastures with low stocking rates in Central Europe. *Ecological Informatics* 1: 269-276
- SAND-JENSEN, K. (1998): Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwat. Biol.* 39: 663-679
- SAND-JENSEN, K., RIIS, T., VESTERGAARD, O., LARSEN, S.E. (2000): Macrophyte decline in danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology* 88: 1030-1040
- SAUNDERS, D. L. & KALFF, J. (2001): Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443: 205-212
- SCHAEFER, M. (2003): *Wörterbuch der Ökologie.* 4. Auflage. Heidelberg, Berlin
- SCHEFFER, M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes.* Dordrecht, Boston, London
- SCHINDLER, D. W. (1974): Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. *Science* 184: 897-899
- SCHLANGE, K. (2001): Hydrogeochemische Untersuchung und Klassifizierung der Quellen im Einzugsgebiet der Buckener Au (obere Stör). Diplomarbeit am Geographischen Institut und am Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- SCHLANGE, K. & SCHRAUTZER, J. (2002): Zwischenbericht Vegetationskunde I. Unveröffentlichter Bericht im Projekt Hof Ritzerau. Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- SCHLESINGER, W. H. (1991): *Biogeochemistry - An Analysis of Global Change.* San Diego
- SCHNEIDER, P., NEITZEL, P. L., SCHAFFRATH, M. & SCHLUMPRECHT, H. (2003): Physico-chemical assessment of the reference status in German surface waters: a contribution to the establishment of the EC Water Framework Directive 2000/60/EG in Germany. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 31: 49-63
- SCHÖNBORN, W. (2003): *Lehrbuch der Limnologie.* Jena
- SCHOLLE, D. & SCHRAUTZER, J. (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoorgesellschaften Schleswig-Holsteins. *Zeitschr. f. Ökol. u. Naturschutz* 2: 87-98

- SCHRAUTZER, J. (2004): Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 63. Kiel
- SCHRAUTZER, J. & WIEBE, C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. *Phytocoenologica* 22: 105-1
- SCHRAUTZER, J., BARTELS, F., BREUER, V., RASRAN, L., SCHLANGE, K. & VOGT, K. (2007): Nährstoffretention in Fließgewässern, Feuchtgebieten, Seen und Flachseen. Unveröff. Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Flintbek
- SCHULZ, F. (2000): Trendauswertung der stofflichen Belastung schleswig-holsteinischer Fließgewässer. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, (Hrsg.): Jahresbericht 1999. 59-65
- SCHULZ, M., KOZERSKI, H.-P., PLUNTKE, T. & RINKE, K. (2003): The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research*
- SEITZINGER, S. P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 702-724
- SEITZINGER, S. P. (1994): Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. *Biogeochemistry* 25: 19-39
- SJODIN, A. L., LEWIS, J. & SAUNDERS III. (1997): Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. *Biogeochemistry* 39: 327-342
- SMOLDERS, A. J. P., LAMERS, L. P. M., MOONEN, M., ZWAGA, K. & ROELOFS, J. G. M. (2001): Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228
- SØNDERGAARD, M., KRISTENSEN, P. & JEPPESEN, E. (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345-356
- SPEARMAN, C. (1904): General intelligence, objectively determined and measured. *Amer. J. Psychol.* 15: 210-293
- SPIELES, D. J. & MITSCH, W. J. (1999): The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* 14: 77-91
- SPRATTE, S. & HARTMANN, U. (1998): Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein. Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.
- STÄLNACKE, P., GRIMVALL, A., LIBISELLER, C., LAZNIK, M. & KOKORITE, I. (2003): Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *J. Hydrol.* 283: 184-205
- STRAHLER, A. N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38: 913-920

- STREETER, H. W. & PHELPS, E. B. (1925): Study of the pollution and natural purification of Ohio River. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. Bull. U.S. Public Health Service 116: 1-75
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Hydrogenetische Moortypen. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftökologische Moorkunde. 2. Aufl. Stuttgart
- SVENDSEN, L. M. & KRONVANG, B. (1993): Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. Hydrobiologia 251: 123-135
- SVENDSEN, L.M., KRONVANG, B., KRISTENSEN, P. & GRÆSBØL, P. (1995): Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: Importance of retention and non-point sources. Hydrobiologia 9: 119-142
- SVENDSEN, L. M., KRONVANG, B., LAUBEL, A. K. LARSEN, S. E. & ANDERSEN, B. (1998): Phosphorus retention in a Danish lowland river system. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 26: 956-962
- TONDESKI, A., GRIMVALL, A. & KOROL, R. (1997): Riverine assessment of nitrogen sources with reference to the Oder River. In: TONDESKI, A.: Control of Nutrient Fluxes in Large River Basins. PhD Thesis. Linköping Studies in Arts and Science 157, Article II, 13 pp.
- TREPEL, M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. EcoSys. Suppl. Bd. 29. Kiel
- TREPEL, M. (2004): Vorschläge zur Beurteilung der redoxabhängigen Phosphorfreisetzung durch die Vernässung von Niedermoorböden. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer. Flintbek
- TREPEL, M. & KLUGE, W. (2001): Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins. Unveröff. Endbericht Teilprojekt 1, im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Flintbek
- TREPEL, M. & PALMERI, L. (2002): Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. Ecological Engineering 19: 127-140
- TREPEL, M. & KLUGE, W. (2004): WETTRANS: a flow-path-oriented decision-support system for the assessment of water and nitrogen exchange in riparian peatlands. Hydrological Processes 18: 357-371
- TRISKA, F. J., DUFF, J. H., AND AVANZINO, R. J. (1990): Influence of the exchange flow between the channel and hyporheic zone on nitrate production in a small mountain stream. Can. J. Fisheries & Aquatic Sci. 47: 2099–2111
- TROELS-SMITH, J. (1955): Karakterisering af løse jordarte. DGU 4: 1-73
- UBA (Umweltbundesamt) (1997): Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin
- USINGER, H. (1975): Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen an zwei Spätglazial-Vorkommen in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 25. Kiel
- UUSI-KÄMPPIÄ, J., TURTOLO, E., HARTIKAINEN, H., YLÄRANTA, T. (1997): The interactions of buffer zones and phosphorus runoff . In: HAYCOCK, N. E., BURT, T. P., GOULDING K. W. T. & PINAY, G. (eds.): Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones September 1996. Hertfordshire

- VALETT, H. M., MORRICE, J. A., DAHM, C. N. & CAMPANA, M. E. (1996): Parent-lithology, surface-groundwater exchange and nitrate retention in headwater streams. *Limnol. Oceanogr.* 41: 333-345
- VAN DIJK, J., STROETENGA, M., BOS, L., VAN BODEGOM, P. M., VERHOEF, H. A. & AERTS, R. (2004): Restoring natural seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71: 317-337
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMING, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 37: 130-137
- VITOUSEK, P. M. & HOWARTH, R. W. (1991): Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115
- VITOUSEK, P. M., ABER, J. D., HOWARTH, R. W., LIKENS, G. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESINGER, W. H. & TILMAN, D. G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7: 737-750
- VOLLENWEIDER, R. A. (1969): Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Arch. Hydrobiol.* 66: 1-36.
- VOLLENWEIDER, R. A. & KEREKES, J. (1982): Eutrophication of waters - Monitoring, assessment and control. Synthesis Report, OECD Paris, 154 pp.
- WAGNER, R. J., BOULGER, R. W. JR., OBLINGER, C. J. & SMITH, B. A. (2000): Guidelines and Standard Procedures for Continuous Water-Quality Monitors: Station Operation, Record Computation, and Data Reporting: Techniques and methods. USGS TM1-D3. <http://pubs.usgs.gov/tm/2006/tm1D3>
- WALLING, D. E. & HE, Q. (1997): Investigating spatial patterns of overbank sedimentation on river floodplains. *Water, Air, and Soil Pollution* 99: 9-20
- WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Stuttgart, Leipzig
- WARD, J.V. & STANFORD, J. A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, TD. III. & Bartell, S. M. (eds.): Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor, Michigan, USA
- WEBSTER, J. R. & PATTEN, B. C. (1979): Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monogr.* 49: 51-72
- WEBSTER, J. R., MULHOLLAND, P. J., TANK, J. L., VALETT, H. M., DODDS, W. K., PETERSON, B. J., BOWDEN, W. B., DAHM, C. D., FINDLAY, S., GREGORY, S. V., GRIMM, N. B., HAMILTON, S. K., JOHNSON, S. L., MARTÍ, E., MCDOWELL, W. H., MEYER, J. L., MORRALL, D. D., THOMAS, S.A., WOLLHEIM, W. M. (2003): Factors affecting ammonium uptake in streams – an inter-biome perspective. *Freshwater Biology* 48: 1329-1352
- ZAK, D. & GELBRECHT, J. (2007): The mobilization of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85, 141-151
- ZILCH, K., DIEDERICHS, C. J. & KATZENBACH, R. (Hrsg.) (2002): Handbuch für Bauingenieure. Technik, Organisation und Wirtschaftlichkeit - Fachwissen in einer Hand. Berlin

ZÖLITZ-MÖLLER, R. & KLEIN, A. (1994): Cluster-Analyse an Daten aus der europaweiten Luftqualitätsüberwachung. In: SCHRÖDER, W., VETTER, L. & FRÄNZLE, O. (Hrsg.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Wiesbaden

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

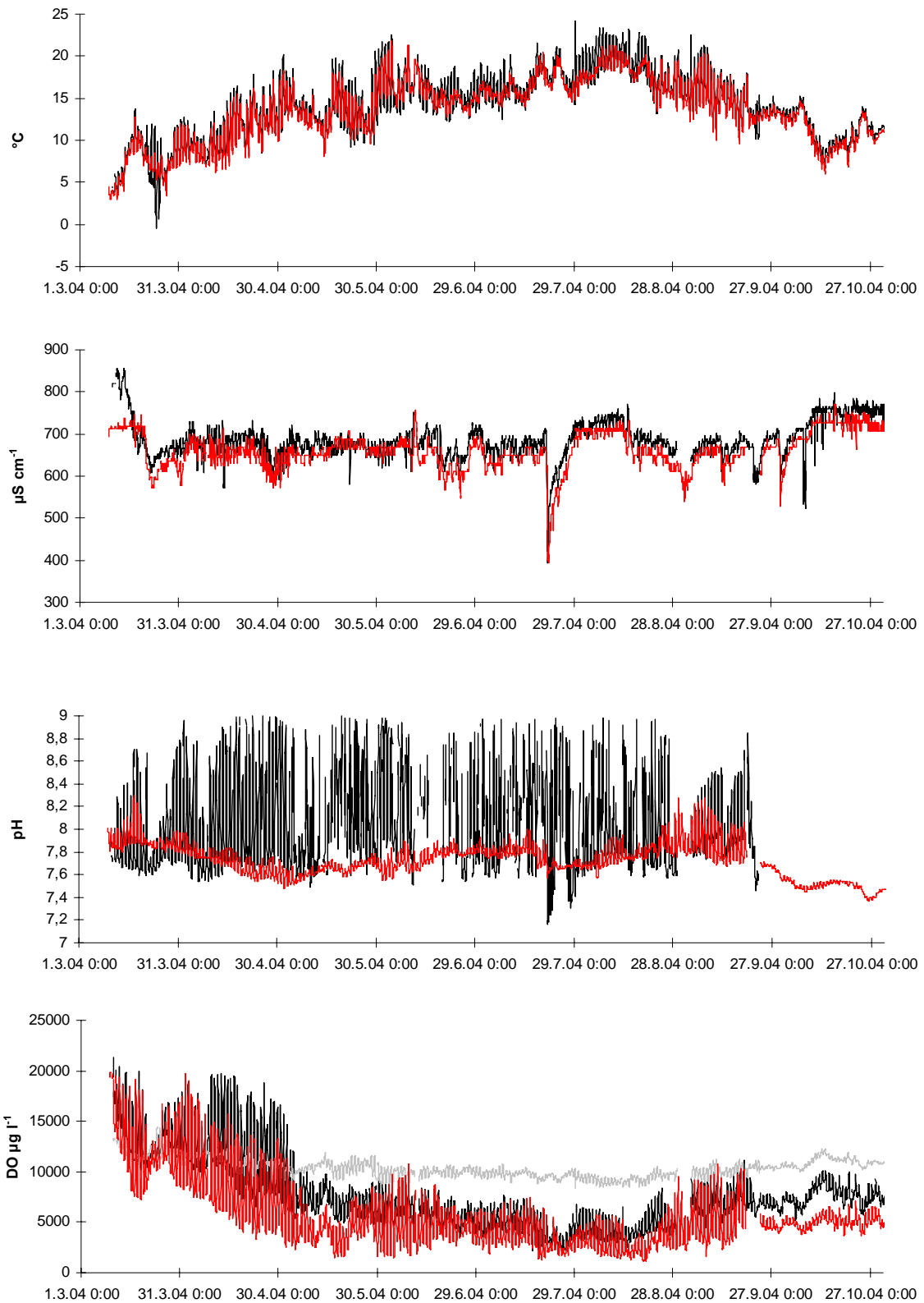


Abb. 1: Tagesgänge der physiko-chemischen Parameter Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und DO-Konzentration. Schwarze Kurven repräsentieren die Messwerte an der Station IN, rote Kurven die an Station OUT. Die graue Kurve stellt die (theoretische) Sättigungskonzentration des Sauerstoffs bei gegebener Temperatur und Luftdruck im Wasser dar.

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

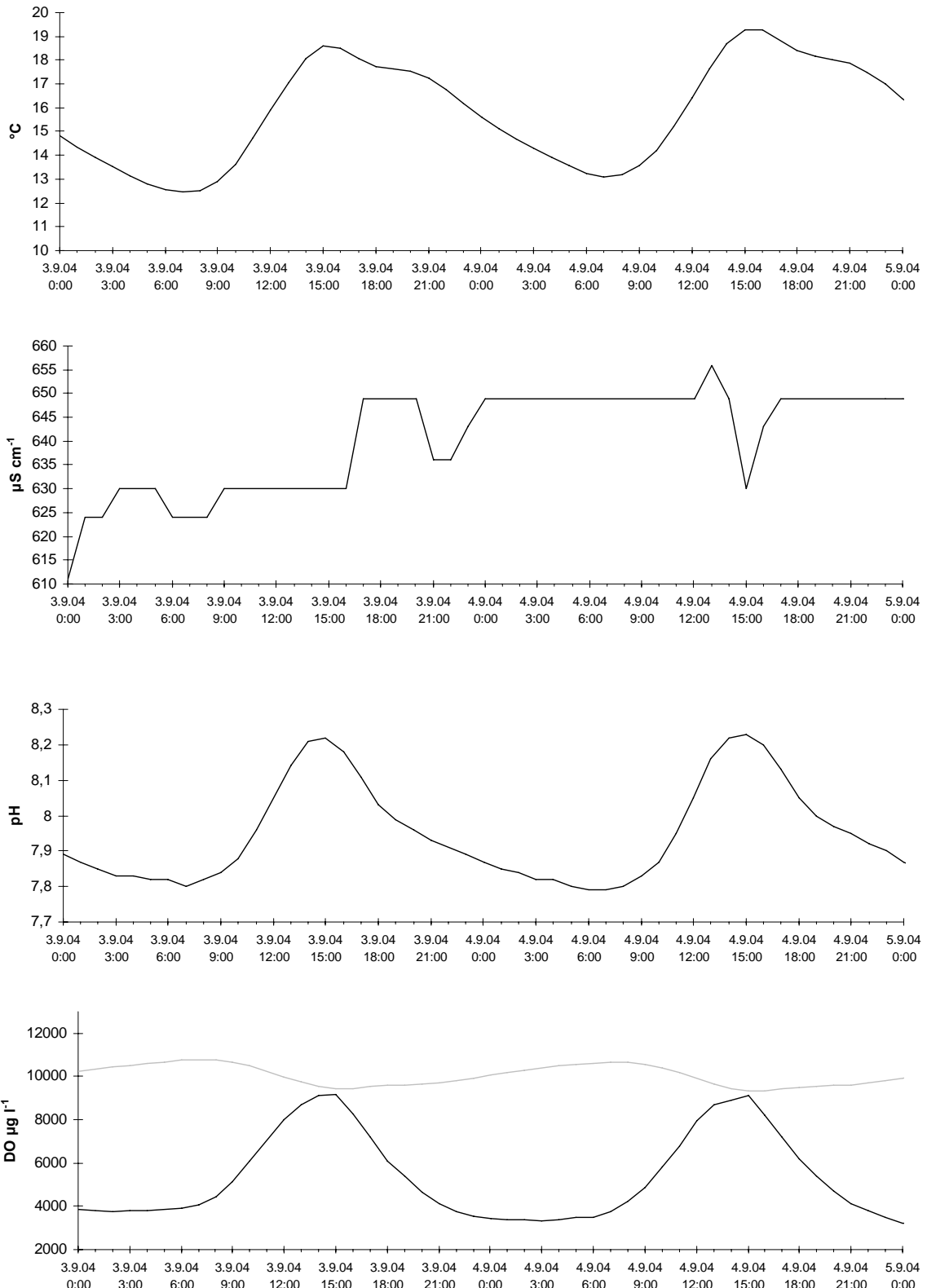


Abb. 2: Tagesgänge stündlicher Messwerte der physiko-chemischen Parameter Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und DO-Konzentration am Beispiel des Zeitraums vom 03.09.04, 0:00 Uhr bis zum 05.09.04, 0:00 Uhr, Station OUT. Schwarze Kurven repräsentieren die Messwerte, die graue Kurve stellt die (theoretische) Sättigungskonzentration des Sauerstoffs im Wasser bei gegebener Temperatur und Luftdruck dar.

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

Tab. 1: Statistische Maßzahlen der Wassertemperaturen an den Stationen IN und OUT (Eingangsdaten: Tagesmittelwerte, Tagesminima, Tagesmaxima und diurnale Amplituden) der einzelnen hydrologischen Phasen und insgesamt

Hydr. Phase		Temperatur [°C]							
		Mittel	IN		Amplitude	OUT			Amplitude
			Min	Max		Mittel	Min	Max	
I	Mittel	9,4	7,3	11,9	4,7	8,9	7,3	10,9	3,6
	Stdbw.	2,6	2,6	3,1	2,4	2,5	2,1	3,2	1,9
	Median	9,6	7,4	11,8	4,7	9,0	7,2	10,9	2,9
	Min	4,3	-0,4	4,5	0,4	3,5	3,0	4,0	0,8
	Max	14,2	12,2	18,2	10,3	13,8	12,0	17,3	7,5
II	Mittel	14,3	11,8	17,4	5,6	14,2	12,2	16,3	4,1
	Stdbw.	1,8	1,6	2,7	2,5	2,1	1,9	2,5	1,7
	Median	14,1	11,8	17,4	5,5	14,1	11,9	16,0	4,0
	Min	11,1	8,2	12,5	1,4	10,6	8,1	11,9	1,3
	Max	18,5	15,8	22,5	11,1	18,9	16,9	21,8	7,3
III	Mittel	16,0	14,4	18,1	3,7	15,7	14,8	16,7	1,9
	Stdbw.	1,2	1,3	1,4	1,3	1,3	1,2	1,5	0,7
	Median	15,8	14,2	18,0	3,4	15,4	14,8	16,3	1,8
	Min	14,3	12,2	15,5	1,1	13,7	12,8	14,4	0,9
	Max	19,3	18,1	21,6	7,1	19,0	17,9	20,5	4,2
IV	Mittel	18,7	16,9	21,0	4,1	17,8	16,9	19,0	2,1
	Stdbw.	1,4	1,3	2,0	1,9	1,4	1,3	1,6	0,8
	Median	18,6	16,8	21,2	4,1	17,6	17,1	18,7	2,1
	Min	16,3	14,3	17,3	0,9	15,7	14,6	16,5	0,6
	Max	20,7	19,0	24,2	10,0	19,8	18,9	21,3	3,1
V	Mittel	16,5	14,6	19,1	4,6	16,1	14,3	18,0	3,7
	Stdbw.	2,2	2,3	2,4	1,7	2,0	2,4	1,8	1,9
	Median	16,4	14,4	19,2	4,5	16,1	14,0	18,0	3,5
	Min	12,2	10,1	13,6	1,1	12,4	9,6	13,0	1,1
	Max	20,6	19,2	23,3	9,3	19,7	19,1	20,6	7,4
VI	Mittel	11,5	10,8	12,4	1,7	11,1	10,4	11,8	1,4
	Stdbw.	1,8	1,9	1,8	0,8	1,9	2,0	1,8	0,5
	Median	11,5	10,8	12,4	1,6	11,1	10,5	11,9	1,5
	Min	7,9	6,7	9,0	0,6	7,3	6,1	8,3	0,5
	Max	14,5	13,8	15,3	5,2	14,1	13,4	14,6	2,4
Insgesamt	Mittel	13,9	12,1	16,2	4,1	13,5	12,1	15,0	2,9
	Stdbw.	3,6	3,6	4,0	2,3	3,6	3,7	3,8	1,8
	Median	14,4	12,7	16,7	3,9	13,9	12,4	15,7	2,4
	Min	4,3	-0,4	4,5	0,4	3,5	3,0	4,0	0,5
	Max	20,7	19,2	24,2	11,1	19,8	19,1	21,8	7,5

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

Tab. 2: Statistische Maßzahlen der elektrischen Leitfähigkeit an den Stationen IN und OUT (Eingangsdaten: Tagesmittelwerte und Differenz IN-OUT) der einzelnen hydrologischen Phasen und insgesamt

Hydr. Phase		Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]		
		IN Mittel	OUT Mittel	Δ
I	Mittel	692	659	34
	Stdbw.	53	38	32
	Median	680	654	30
	Min	613	588	-36
	Max	845	722	129
II	Mittel	670	659	11
	Stdbw.	14	18	16
	Median	672	661	7
	Min	631	612	-20
	Max	689	685	40
III	Mittel	672	642	30
	Stdbw.	21	25	12
	Median	671	645	30
	Min	628	589	-12
	Max	718	704	55
IV	Mittel	684	654	30
	Stdbw.	64	75	16
	Median	713	703	27
	Min	494	460	-4
	Max	739	710	63
V	Mittel	677	647	28
	Stdbw.	26	29	12
	Median	680	650	27
	Min	600	579	5
	Max	740	715	54
VI	Mittel	722	699	24
	Stdbw.	41	37	15
	Median	744	717	26
	Min	626	600	-45
	Max	763	747	41
Insgesamt	Mittel	686	660	26
	Stdbw.	43	41	21
	Median	680	657	27
	Min	494	460	-45
	Max	845	747	129

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

Tab. 3: Statistische Maßzahlen der DO-Konzentrationen an den Stationen IN und OUT (Eingangsdaten: Tagesmittelwerte, Tagesminima, Tagesmaxima und diurnale Amplituden) der einzelnen hydrologischen Phasen und insgesamt

Hydr. Phase		DO-Konzentration [mg l ⁻¹]							
		IN				OUT			
		Mittel	Min	Max	Amplitude	Mittel	Min	Max	Amplitude
I	Mittel	13,2	10,6	17,3	6,7	10,7	7,9	15,1	7,2
	Stdbw.	1,7	2,2	2,1	2,5	2,7	3,2	2,9	2,4
	Median	13,1	10,8	17,4	6,9	10,6	7,4	14,7	7,5
	Min	10,1	6,6	11,8	1,3	6,1	3,3	9,5	0,4
	Max	19,3	17,9	21,3	10,8	19,6	19,4	19,9	11,6
II	Mittel	7,4	5,7	9,6	3,9	4,9	2,8	7,5	4,8
	Stdbw.	1,3	0,7	2,3	1,9	1,1	0,8	2,2	2,1
	Median	7,0	5,6	8,8	3,0	5,0	2,9	7,1	3,9
	Min	6,2	4,6	7,6	2,2	2,8	1,5	4,1	1,6
	Max	11,5	7,8	16,6	9,3	8,0	4,7	13,2	9,5
III	Mittel	5,4	4,2	7,0	2,8	4,3	2,7	6,4	3,7
	Stdbw.	0,7	0,9	0,7	0,6	0,6	0,6	0,9	0,9
	Median	5,4	4,2	6,9	2,8	4,3	2,7	6,2	3,6
	Min	4,0	2,2	5,5	1,1	2,8	1,3	4,9	1,7
	Max	7,1	6,3	8,5	4,5	5,9	3,9	8,7	5,6
IV	Mittel	4,0	3,0	5,5	2,4	3,0	2,0	4,5	2,5
	Stdbw.	0,6	0,5	1,0	0,6	0,4	0,3	1,0	1,0
	Median	4,1	3,2	5,7	2,5	3,0	2,1	4,8	2,3
	Min	2,8	2,0	3,6	0,6	2,1	1,6	2,4	0,7
	Max	4,7	3,7	6,7	3,5	3,5	2,5	5,7	4,0
V	Mittel	6,0	4,8	7,7	2,9	4,2	2,6	6,7	4,2
	Stdbw.	1,5	1,3	1,9	1,0	1,4	0,9	2,4	1,9
	Median	6,1	4,6	8,0	3,0	4,2	2,6	6,5	4,1
	Min	3,4	2,6	4,5	0,7	1,7	1,1	2,7	1,4
	Max	8,3	7,1	11,2	4,6	7,3	5,0	10,8	7,3
VI	Mittel	7,5	6,8	8,4	1,6	5,0	4,4	5,7	1,3
	Stdbw.	0,8	0,8	1,0	0,5	0,4	0,4	0,6	0,5
	Median	7,3	6,6	8,2	1,5	4,9	4,4	5,6	1,2
	Min	6,1	5,2	6,4	0,7	4,1	3,7	4,5	0,5
	Max	9,3	8,6	10,1	2,7	5,7	5,2	7,1	2,4
Insgesamt	Mittel	7,8	6,3	9,9	3,6	5,8	4,0	8,3	4,2
	Stdbw.	3,3	2,8	4,4	2,3	3,1	2,7	4,2	2,6
	Median	7,0	5,8	8,4	2,9	4,8	3,3	6,5	3,6
	Min	2,8	2,0	3,6	0,6	1,7	1,1	2,4	0,4
	Max	19,3	17,9	21,3	10,8	19,6	19,4	19,9	11,6

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

Tab. 4: Statistische Maßzahlen der DO-Sättigungen an den Stationen IN und OUT (Eingangsdaten: Tagesmittelwerte, Tagesminima, Tagesmaxima und diurnale Amplituden) der einzelnen hydrologischen Phasen und insgesamt

Hydr. Phase		DO-Sättigung [%]							
		IN				OUT			
		Mittel	Min	Max	Amplitude	Mittel	Min	Max	Amplitude
I	Mittel	115	90	157	67	91	65	134	69
	Stdbw.	11	14	21	26	18	23	22	25
	Median	114	89	160	67	91	64	135	75
	Min	95	62	105	16	57	31	85	4
	Max	146	135	196	113	147	146	182	113
II	Mittel	73	55	98	43	48	26	76	50
	Stdbw.	12	7	25	21	12	7	24	24
	Median	70	54	89	37	48	27	71	38
	Min	61	45	75	21	28	15	38	15
	Max	113	73	177	106	78	42	127	101
III	Mittel	55	42	73	31	43	27	66	39
	Stdbw.	7	9	7	6	5	6	9	10
	Median	55	42	72	31	43	27	63	38
	Min	43	22	58	16	30	14	50	16
	Max	73	66	90	49	58	38	88	60
IV	Mittel	43	32	60	28	32	21	48	27
	Stdbw.	7	5	12	8	4	3	12	12
	Median	46	34	65	30	32	20	50	24
	Min	29	21	37	6	22	17	25	7
	Max	50	39	73	41	37	26	63	46
V	Mittel	61	48	82	33	42	25	71	46
	Stdbw.	13	11	19	11	13	8	25	20
	Median	61	46	83	34	43	26	69	45
	Min	38	28	44	5	19	12	29	14
	Max	82	68	114	55	68	43	112	82
VI	Mittel	69	62	78	16	45	40	52	12
	Stdbw.	5	5	6	4	3	3	4	4
	Median	68	62	77	16	45	40	52	11
	Min	59	49	61	7	40	32	43	5
	Max	78	73	88	24	51	47	64	23
Insgesamt	Mittel	73	58	97	39	54	36	79	43
	Stdbw.	25	21	38	24	23	20	35	26
	Median	68	56	83	32	47	31	64	38
	Min	29	21	37	5	19	12	25	4
	Max	146	135	196	113	147	146	182	113

Anhang B: Physiko-chemische Parameter

Tab. 5: Statistische Maßzahlen der pH-Werte an den Stationen IN und OUT (Eingangsdaten: Tagesmittelwerte, Tagesminima, Tagesmaxima und diurnale Amplituden) der einzelnen hydrologischen Phasen und insgesamt

Hydr. Phase		pH-Wert							
		Mittel	IN		Amplitude	OUT			Amplitude
			Min	Max		Mittel	Min	Max	
I	Mittel	8,0	7,6	8,5	0,9	7,8	7,7	7,9	0,1
	Stdbw.	0,1	0,2	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1
	Median	8,0	7,7	8,6	1,0	7,8	7,8	7,9	0,1
	Min	7,7	6,6	7,8	0,1	7,6	7,5	7,6	0,0
	Max	8,2	7,8	9,0	2,4	8,0	8,0	8,3	0,4
II	Mittel	8,1	7,7	8,8	1,0	7,6	7,6	7,7	0,1
	Stdbw.	0,3	0,2	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
	Median	8,1	7,7	8,9	1,1	7,6	7,6	7,7	0,1
	Min	7,7	7,1	7,9	0,0	7,5	7,5	7,6	0,0
	Max	8,6	8,0	9,0	1,5	7,8	7,7	7,9	0,3
III	Mittel	8,1	7,8	8,7	0,9	7,8	7,7	7,9	0,1
	Stdbw.	0,3	0,2	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
	Median	8,1	7,7	8,8	1,0	7,8	7,8	7,9	0,1
	Min	7,6	7,3	8,0	0,1	7,6	7,6	7,7	0,0
	Max	8,7	8,3	9,0	1,6	7,9	7,8	8,0	0,3
IV	Mittel	8,0	7,6	8,7	1,1	7,7	7,6	7,8	0,1
	Stdbw.	0,3	0,2	0,3	0,3	0,0	0,0	0,1	0,1
	Median	7,9	7,6	8,8	1,2	7,7	7,7	7,7	0,1
	Min	7,4	7,2	7,8	0,4	7,6	7,6	7,7	0,0
	Max	8,6	7,9	9,0	1,7	7,8	7,7	7,9	0,2
V	Mittel	8,0	7,7	8,5	0,7	7,8	7,7	8,0	0,3
	Stdbw.	0,2	0,1	0,4	0,4	0,1	0,0	0,1	0,1
	Median	8,0	7,8	8,5	0,7	7,8	7,8	8,0	0,3
	Min	7,5	7,5	7,6	0,0	7,7	7,7	7,8	0,1
	Max	8,6	8,0	9,0	1,3	8,0	7,8	8,3	0,5
VI	Mittel					7,5	7,5	7,5	0,0
	Stdbw.					0,1	0,1	0,1	0,0
	Median					7,5	7,5	7,5	0,0
	Min					7,4	7,4	7,4	0,0
	Max					7,7	7,7	7,7	0,1
Insgesamt	Mittel	8,0	7,7	8,6	0,9	7,7	7,7	7,8	0,1
	Stdbw.	0,2	0,2	0,3	0,4	0,1	0,1	0,2	0,1
	Median	8,0	7,7	8,7	1,0	7,7	7,7	7,8	0,1
	Min	7,4	6,6	7,6	0,0	7,4	7,4	7,4	0,0
	Max	8,7	8,3	9,0	2,4	8,0	8,0	8,3	0,5

Anhang C: Ergebnisse Normalverteilungstest

Tab. 1: Ergebnisse des Tests auf Normalverteilung für die Konzentrationen der Stationen IN und OUT

Station	Variable	n	D _{max}	Kolmogorov-Smirnov	Lilliefors
IN	SRP	211	0,138591	p < ,01	p < ,01
	TP	205	0,137970	p < ,01	p < ,01
	SUP/PP	205	0,135403	p < ,01	p < ,01
	NO ₃ -N	211	0,094980	p < ,05	p < ,01
	NH ₄ -N	211	0,341659	p < ,01	p < ,01
	Fe	210	0,139636	p < ,01	p < ,01
	Ca	210	0,042078	p > 0,20	p > 0,20
	K	208	0,090119	p < ,10	p < ,01
OUT	SRP	226	0,136325	p < ,01	p < ,01
	TP	222	0,106826	p < ,05	p < ,01
	SUP/PP	222	0,110276	p < ,01	p < ,01
	NO ₃ -N	225	0,141650	p < ,01	p < ,01
	NH ₄ -N	226	0,348688	p < ,01	p < ,01
	Fe	225	0,176198	p < ,01	p < ,01
	Ca	226	0,060026	p > 0,20	p < ,05
	K	226	0,109642	p < ,01	p < ,01

Anhang C: Ergebnisse Normalverteilungstest

Tab. 2: Ergebnisse des Tests auf Normalverteilung für die Eingangsparameter der Clusteranalyse

Variable	n	D _{max}	Kolmogorov-Smirnov	Lilliefors
SRP-Konzentration IN	211	0,138591	p < ,01	p < ,01
SUP/PP-Konzentration IN	205	0,135403	p < ,01	p < ,01
NO ₃ -N-Konzentration IN	211	0,094980	p < ,05	p < ,01
NH ₄ -N-Konzentration IN	211	0,341659	p < ,01	p < ,01
Temperatur IN	236	0,070082	p < ,20	p < ,01
pH (Mittelwert IN und OUT)	237	0,095847	p < ,05	p < ,01
Q (Mittelwert IN und OUT)	245	0,227370	p < ,01	p < ,01
SRP-Retention (abs., inkl. Grundwassereintrag)	198	0,224176	p < ,01	p < ,01
SUP/PP-Retention (abs.)	179	0,149377	p < ,01	p < ,01
NO ₃ -N-Retention (abs., inkl. Grundwassereintrag)	197	0,220671	p < ,01	p < ,01
NH ₄ -N-Retention (abs., inkl. Grundwassereintrag)	198	0,252742	p < ,01	p < ,01
Fe-Retention	196	0,232601	p < ,01	p < ,01
Ca-Retention	197	0,183391	p < ,01	p < ,01
ΔQ	245	0,233227	p < ,01	p < ,01
DO (Mittelwert IN und OUT)	237	0,206059	p < ,01	p < ,01
DO-Produktion	237	0,159739	p < ,01	p < ,01
Niederschlag	245	0,326577	p < ,01	p < ,01

Anhang D: Clustermittelwerte

Tab. 1: Clustermittelwerte, -minima und –maxima der einzelnen Variablen

		SRP	SUP/PP	NO ₃ -N	NH ₄ -N
Cluster 1	Mittelwert	0,032	0,056	7,801	0,182
	Minimum	0,005	0,017	3,396	0,064
	Maximum	0,080	0,106	10,123	1,984
Cluster 2	Mittelwert	0,118	0,064	6,190	0,290
	Minimum	0,032	0,002	3,413	0,064
	Maximum	0,225	0,178	11,626	5,028
Cluster 3	Mittelwert	0,315	0,095	4,503	0,395
	Minimum	0,053	0,014	2,049	0,064
	Maximum	0,617	0,199	6,735	6,233
Cluster 4	Mittelwert	0,539	0,172	6,352	0,760
	Minimum	0,194	0,057	2,910	0,064
	Maximum	0,898	0,513	11,414	7,044

		R-SRP	R-SUP/PP	R-NO ₃ -N	R-NH ₄ -N	R-Fe	R-Ca
Cluster 1	Mittelwert	-0,1	-0,2	-22,2	2,2	0,6	-280,8
	Minimum	-1,0	-1,0	-54,1	-7,6	-0,7	-534,3
	Maximum	1,2	0,5	9,1	22,9	2,8	-54,1
Cluster 2	Mittelwert	-0,4	-0,6	0,7	3,5	0,4	-230,4
	Minimum	-5,8	-4,8	-40,0	-22,1	-2,3	-3086,2
	Maximum	5,1	1,2	48,9	55,1	4,4	869,3
Cluster 3	Mittelwert	-0,5	0,0	-4,6	2,2	0,1	-135,7
	Minimum	-3,7	-2,0	-39,0	-16,6	-2,4	-890,6
	Maximum	1,3	2,6	11,3	41,1	3,2	485,1
Cluster 4	Mittelwert	0,1	0,5	11,6	1,1	0,5	-9,9
	Minimum	-2,5	-2,7	-29,2	-29,0	-1,9	-457,0
	Maximum	17,5	6,1	198,3	29,3	9,1	1491,2

		Q	ΔQ	P	T	pH	DO	DO _{ZEHR}
Cluster 1	Mittelwert	0,22	-0,03	1	9,8	7,9	11,6	-28,7
	Minimum	0,14	-0,04	0	5,8	7,7	9,4	-73,9
	Maximum	0,36	-0,01	10	13,8	8,0	13,4	28,7
Cluster 2	Mittelwert	0,25	-0,01	2	12,7	7,6	6,1	-96,7
	Minimum	0,09	-0,06	0	7,9	7,4	2,4	-211,7
	Maximum	0,69	0,08	16	18,1	8,1	8,9	-47,1
Cluster 3	Mittelwert	0,11	-0,02	1	15,9	7,9	5,4	-68,7
	Minimum	0,05	-0,10	0	11,6	7,7	2,6	-104,7
	Maximum	0,57	0,00	6	20,7	8,3	9,2	-40,6
Cluster 4	Mittelwert	0,13	0,00	4	17,2	7,9	4,4	-76,9
	Minimum	0,04	-0,05	0	14,4	7,5	2,6	-178,0
	Maximum	0,74	0,29	45	20,6	8,2	6,9	-26,5