

**Schwebstoff- und Phosphordynamik in agrarisch genutzten
Landschaftsökosystemen**
Oberflächen- und oberflächennahe Transportprozesse in Kleinzugsgebieten des Basler
Tafeljura (Schweiz)

Inauguraldissertation

zur
Erlangung der Würde eines Doktors der Philosophie
vorgelegt der
Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Basel

von

Rainer Weißhaidinger
aus Taufkirchen a. d. Pram (Österreich)

Basel, 2009

Genehmigt von der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

auf Antrag von:

Herrn Prof. Dr. rer. nat. Dr. h.c. Hartmut Leser (Universität Basel, Schweiz) und
Frau Prof. Dr. rer. nat. Christine Embleton-Hamann (Universität Wien, Österreich).

Basel, den 26. Juni 2007

Prof. Dr. Hans-Peter Hauri
Dekan

gewidmet
Julia und Johannes
sowie
Eva und Johann

Vorwort

Boden und Wasser sind Grundlage jeglichen Lebens auf der Erde. Trotz dieses Daseins als Schlüsselement sind die Boden- und Wasserressourcen wegen nicht nachhaltigen Nutzungsweisen weltweit stark gefährdet. Boden und Wasser in einer ansprechenden Qualität zu erhalten ist, daher eines der dringendsten Ziele des 21. Jahrhunderts. Dies gilt im globalen Massstab ebenso wie im lokalen beziehungsweise regionalen Massstab.

Die mittel- und langfristige Schädigung von Boden- und Gewässerökosystemen geschieht vorwiegend durch schleichende Prozesse, die oft lange unbemerkt bleiben und deren Quellen- und Senkendynamik sich äußerst komplex darstellt. Aufgabe landschaftsökologischer Arbeiten ist die Betrachtung solcher vom Menschen beeinflussten Systeme in der Natur unter einer räumlichen Perspektive, z.B. eine Einschätzung massgebender Prozesse und regelnder Faktoren, gegenwärtiger und zukünftiger Gefahrenpotenziale sowie die Entwicklung geeigneter Modellvorstellungen unter sich ständig ändernden Rahmenbedingungen.

Basieren die Erhebungen in einem Kompartiment (z.B. Wasser oder Boden oder Landwirtschaft) oder einer Skala noch auf relativ gut vergleichbaren Datensätzen, so ist die Verbindung einzelner Kompartimente oder Skalen methodisch schwierig – ein bekanntes Problem interdisziplinärer Forschung. Die vorliegende Doktorarbeit versucht diesen Brückenschlag und fügt sich dabei in eine Reihe langjähriger Untersuchungen im Landschaftsraum Tafeljura des Geographischen Instituts der Universität Basel ein.

Das Ziel der Arbeit ist, die Quellen und Senken sowie die Mobilisierung und den Transport von Stoffen in Raum und Zeit besser verstehen zu lernen als bisher möglich. Das ursprüngliche Konzept der Arbeit war sehr stark am Prozess der Bodenerosion angelehnt – Phosphor anfänglich „nur“ als konservativer Tracer gedacht. Aufgrund der Landschaftsdynamik im Untersuchungszeitraum verlor der – langfristig dennoch wichtige – Prozess an Bedeutung und andere Prozesse drängten sich in den Vordergrund. Feldbezogene Untersuchungen müssen bis zu einem gewissen Grad auch ergebnisoffen sein, da Situationen nicht – wie etwa beim Modellieren oder bei Laborsimulationen – programmartig verlaufen und auf Knopfdruck wiederholt werden können. Einige Landschaftsprozesse können durch die Untersuchungen genauer eingeordnet werden, andere Fragen entstehen und so manche Grauzone bleibt bestehen. Mit der aktuell geführten Klimadiskussion ergeben sich zwangsläufig weitere interessante Fragestellungen, die auch die angesprochenen Boden- und Wasserressourcen betreffen. Vieles kann dabei im Grunde – auch bei Vorliegen relativ genauer Datensätze und Szenarien – nur bedingt beantwortet werden.

Rainer Weißhaidinger

Basel, den 23. Mai 2007

Dank

Die vorliegende Doktorarbeit gründet auf Untersuchungen während meiner Assistentenzeit (2001 bis 2005) am *Geographischen Institut der Universität Basel*, Abteilung Physische Geographie und Landschaftsökologie. Die dreijährige Feldforschung wurde vom *Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung* (SNF) finanziert. Die Verlängerung um ein Jahr wurde durch die *Universität Basel* finanziert. Für die sehr lehrreiche und interessante Assistentenzeit gebührt beiden Institutionen mein bester Dank.

Prof. Dr. Hartmut Leser möchte ich nicht nur für die Anstellung, sondern vielmehr auch für die heute schon speziell gewordene Möglichkeit, neben den Schreibtischarbeiten eine außergewöhnlich lange Felderhebung zu konzipieren und realisieren, dabei zu lernen und Wissen an Studierende weitergeben zu können, sehr herzlich danken. In einer heute auf Publikationen und das „richtige“ Alter schauende Universitätswelt erstaunte mich seine Anerkennung einer „nicht-linearen Laufbahn“ immer wieder. Prof. Dr. Christine Embleton-Hamann, die mich während dem Studium an der Universität Wien für die Physische Geographie zu begeistern verstand, übernahm dankenswerterweise das Korreferat dieser Arbeit.

Für die ständige Unterstützung und Hilfe bei den Laborarbeiten sowie viele ermutigende Gespräche möchte ich mich sehr herzlich bei Heidi Strohm und Marianne Caroni bedanken. Gleichermassen gilt der Dank dem Werkstattleiter Paul Müller für wertvolle Anregungen sowie Diskussionen hinsichtlich Feldgeräten und -stationen inklusive Herstellung und Reparatur. Für die gute Zusammenarbeit und unzählige konstruktive Diskussionen sowie Anregungen zu dieser Arbeit bin ich meinen Kolleginnen und Kollegen der Arbeitsgruppe *Angewandte Landschaftsökologie im ländlichen Raum*, namentlich Christian Katterfeld, Dr. Randy Koch, Dr. Petra Ogermann und Dr. Philipp Schneider, sehr verbunden. Sehr viel wissenschaftliche und moralische Hilfe und Unterstützung wurde mir durch Dr. Marion Potschin und Dr. Bernd Hebel zuteil – Ihnen gebührt ganz besonderer Dank. Für die Unterstützung in der Feldarbeit sowie Datenverarbeitung möchte ich folgenden Personen herzlich danken: Dr. Andreas Christen, Thomas Herzog, Prof. Dr. Reinhold Jahn, Irene Lehner und Dr. Roland Vogt. Von Seiten der Studierenden seien hier Michael Fischer, Jacqueline Modesti, Anna Carlevaro und Mathias Weibel genannt, die durch ihre Abschlussarbeiten sehr viele wichtige Inputs zu dieser Arbeit lieferten.

Im Weiteren möchte ich den Professoren und Kollegen vom *Spalenring*, *Bernoullianum* und der *Klingelbergstrasse* danken: Leena Baumann, Edith Beising, Thomas Braun, Vreni Bürgi, Charlotte Ciprian, Claudia Erisman, Dr. Heike Freiburger, Dr. Urs Geissbühler, Dr. Andrea Kampschulte, Angelika Neudecker, Prof. Dr. Eberhard Parlow, Josette Pfefferli, Evelyne Rudin, Dr. Heike Schmidt, Prof. Dr. Rita Schneider-Sliwa, Dr. Oliver Stucki, Dr. Christoph Wüthrich, Daniela Zunzer. Kaspar Studer, Günther Bing, Nicolas Pflimlin und Rosi Gisin sei darüber hinaus für den prompten EDV-Support bzw. die kompetente Hilfe bei administrativen Angelegenheiten gedankt.

Bei Khan Hung Duong, Dr. Bernd Hebel, Christian Katterfeld, Dr. Jessica Knall, Irene Lehner, Dr. Roland Vogt (plus die Holzener Kicker) und Jörg Wendel möchte ich mich für ihre Freundschaft herzlich bedanken.

Für die freundliche Aufnahme und das zur Verfügung gestellte Untersuchungsgelände oder Materialien möchte ich mich bei allen Landwirtschaftsfamilien im *Länenbachtal*, insbesondere bei den Familien Bossert Eglin, Gass, Mumenthaler, Spycher und Waldmeier-Schneider aufrichtig bedanken. Dank möchte ich ferner an Dr. Roland Bono, Dr. Marin Huser und Pascal Simon für die Unterstützung bei den Erhebungen und bei Studierenden-Exkursionen aussprechen.

Für die kompetenten und prompten Korrekturen des Dissertationsmanuskripts sorgten Dr. Jessica Knall, Julia Beckel und Christian Spring.

Bei meinem aktuellen Arbeitgeber Bruno-Manser-Fonds möchte ich mich für das wohlwollende Entgegenkommen und die äusserst freizügige Arbeitszeiteinteilung bedanken. Auch wollte ich die moralische Unterstützung meiner lieben Nachbarn im *Schmidlihof* und in der *Birsigstrasse* nicht missen.

Meiner Freundin Julia Beckel bin ich für ihre treue Unterstützung, unsägliche Geduld und vieles mehr aus tiefstem Herzen dankbar.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	iv
Dank	v
Inhaltsverzeichnis	vi
Abbildungsverzeichnis	x
Tabellenverzeichnis	xiii
Abkürzungsverzeichnis	xv

1	Einführung	1
<hr/>		
1.1	<i>Diffuse landwirtschaftliche Quellen</i>	1
1.2	<i>Forschungen im Tafeljura</i>	1
1.3	<i>Landschaftsökologische Grundlagen</i>	2
1.3.1	Landschaftsökologische Systemtheorie und -analyse	2
1.3.2	Räumliche und zeitliche Dimensionen (Skalen)	2
1.4	<i>Landschaftswasser- und Landschaftsstoffhaushalt</i>	4
1.4.1	Schwebstoffkreislauf	4
1.4.2	Phosphorkreislauf	5
1.4.3	Oberflächengewässer	8
1.5	<i>Gesetzliche Rahmenbedingungen</i>	9
1.5.1	Boden- und Gewässerschutzbestimmungen in der Schweiz	10
1.5.2	EU-Wasserrahmenrichtlinie	10
1.6	<i>Zielsetzungen der Arbeit</i>	11
2	Untersuchungsgebiet	12
<hr/>		
2.1	<i>Geographische Einordnung</i>	12
2.2	<i>Geologische Verhältnisse und Relief</i>	13
2.3	<i>Klimatische Verhältnisse</i>	15
2.3.1	Niederschlagsverteilung	15
2.3.2	Lufttemperatur, Bodentemperatur und Bodenfeuchte	16
2.4	<i>Hydrologische Grundlagen</i>	17
2.5	<i>Substrate und Böden</i>	18
2.6	<i>Vegetation, Landnutzung und Landwirtschaft</i>	20
2.6.1	Historischer Kulturlandschaftswandel	21
2.6.2	Aktuelle Landnutzung	22
3	Methodik	24
<hr/>		
3.1	<i>Feldmethodik</i>	24
3.1.1	Meteorologische Messungen	24
3.1.2	Wasserstandsmessung und Durchflussermittlung	25
3.1.3	Wasserprobenahme und in situ-Wasseranalysen	26
3.1.3.1	Messnetz	26

3.1.3.2	Ereignisbeprobung	27
3.1.3.3	Schöpfproben	28
3.1.3.4	Einwöchige Messkampagne	29
3.1.4	Bodenbeprobung und Bodenansprache	29
3.1.4.1	Standortauswahl und Profilgrubenerstellung	29
3.1.4.2	Bodensäulen	29
3.1.5	Flächenhafte Erhebungen und Kartierungen	29
3.2	<i>Wasseranalytik im Labor</i>	30
3.2.1	Probenvorbehandlung im Labor	30
3.2.2	Schwebstoff	30
3.2.3	Phosphor	30
3.2.3.1	Gelöster reaktiver Phosphor (Orthophosphat)	31
3.2.3.2	Gesamter gelöster und Gesamt-Phosphor	31
3.2.3.3	Konservierungsdauer von Proben (P-Abbau)	32
3.2.3.4	Qualität der Probeanalysen	32
3.2.4	DOC	32
3.2.5	Calcium	33
3.3	<i>Bodenanalytik im Labor</i>	33
3.3.1	Probenvorbehandlung im Labor	33
3.3.2	Lagerungsdichte und Korngrößenanalyse	33
3.3.3	Phosphorextraktion und -bestimmung	34
3.3.3.1	Ammoniumlactat-Extraktion	34
3.3.3.2	CO ₂ -Extraktion	34
3.3.3.3	Kalium-Natriumnitrat-Schmelze (Gesamtphosphor)	34
3.3.4	Kohlenstoff und Stickstoff	34
3.3.5	Andere Nährstoffe	34
3.4	<i>Bodensäulenversuche</i>	35
3.5	<i>Berechnungen und statistische Methoden</i>	35
3.5.1	Ganglinienseparation	35
3.5.2	Vorregenindex	36
3.5.3	Frachtberechnungen	37
3.5.4	Analyse der Hochwasserereignisse	37
3.5.4.1	Hydrometeorologische Auswertungen	37
3.5.4.2	Hydrologische Auswertungen	37
3.5.4.3	Hydrochemische Auswertungen	38
3.5.4.4	Landnutzungsspezifische Auswertung	38
3.5.4.5	Stoffschlaufen (Hysteresen)	38
3.5.5	Allgemeine statistische Methoden	38
4	Ergebnisse	39
4.1	<i>Wasser und Stoffe in der subtopischen und topischen Dimension</i>	39
4.1.1	Vertikaler Stofftransport im Oberboden	39
4.1.1.1	Auswaschung durch perkolierendes Wasser	39

4.1.1.2	Stoffretention im Oberboden	41
4.1.2	Lateraler Stofftransport in der Hangdimension	42
4.2	<i>Abfluss- und Stoffdynamik in der chorischen Dimension</i>	44
4.2.1	Niederschlag und Abfluss	44
4.2.1.1	Niederschlagsintensitäten	44
4.2.1.2	Niederschlag-Abfluss-Beziehung	45
4.2.1.3	Hochwasserdynamik	46
4.2.2	Ereignisbasierter Stofftransport	49
4.2.2.1	Bodenerosion im Einzugsgebiet	49
4.2.2.2	Schwebstoff im Oberflächengewässer	49
4.2.2.3	Phosphor	51
4.2.2.4	Stoffbilanzen der Hochwasserereignisse	56
4.2.3	Typologie und Muster der Konzentrationsentwicklung	58
4.2.3.1	Einzelereignisse	58
4.2.3.2	Ereignisse mit komplexer Hydrologie	60
4.2.3.3	Häufigkeiten der Hysteresetypen	62
4.2.4	Phosphordynamik während Basisabfluss	63
4.2.4.1	Räumliche Betrachtung der Stoffkonzentrationen	63
4.2.4.2	Räumliche Betrachtung der Stofffrachten und -bilanzen	68
4.2.4.3	Retention und Reinigungsleistung des Bachsystems	70
4.3	<i>Landnutzung und Stoffdynamik</i>	73
4.3.1	Phosphordüngung und P-Speicherung im Boden	73
4.3.1.1	Düngung	73
4.3.1.2	Bodenphosphor	73
4.3.2	Auswirkung der Landnutzung auf die Stoffdynamik	74
4.4	<i>Exemplarische Witterungsperioden</i>	75
4.4.1	Intensiv-Messkampagne April 2004	75
4.4.2	Feuchtperiode 2002	77
4.4.3	Trockenperiode 2003	79
5	Diskussion	83
5.1	<i>Prozessdynamik im Vergleich</i>	83
5.2	<i>Wasserhaushalt</i>	85
5.3	<i>Stoffhaushalt Boden / Sediment / Schwebstoff</i>	88
5.3.1	Hangdimension	88
5.3.2	Einzugsgebietsdimension	88
5.3.3	Mittelfristiger Feststoffaustrag	89
5.4	<i>Phosphor</i>	91
5.4.1	Stoffbilanzen und Ereignisdynamik	91
5.4.2	Bodenphosphor und Düngung	95
5.4.3	Matrix-, Drainage- und Oberflächenabfluss	97
5.4.4	Siedlungsabwässer, Phosphorsenken und Selbstreinigung	100
5.4.5	Mittelfristiger Phosphorausstrag	102

5.5	<i>Skalen- und Systemhierarchie: Modellvorstellungen</i>	103
5.5.1	Skalen- und landnutzungsabhängige P-Dynamik	104
5.5.2	Möglichkeiten des Hysteresansatzes	105
5.5.3	Simulation der Hochwasserereignisse mit EROSION 3D	106
5.6	<i>Rückschlüsse hinsichtlich Global Change-Aspekten</i>	108
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	111
<hr/>		
6.1	<i>Prozessmuster und Prozessdynamik</i>	111
6.2	<i>Drainagen und landwirtschaftliche Punktquellen</i>	112
6.3	<i>Andere Quellen und Senken</i>	112
6.4	<i>Auswirkung der Düngung</i>	113
6.5	<i>Ökomaßnahmen</i>	113
6.6	<i>Skala und Methodologie</i>	114
6.7	<i>Reduktionsmaßnahmen</i>	115
6.8	<i>Feld- und Labormethodik sowie Auswertung</i>	116
6.9	<i>Ausblick</i>	118
7	Literatur	122
<hr/>		
Anhang		134
Lebenslauf		
Erklärung		

Abbildungsverzeichnis

2	Untersuchungsgebiet	12
Abb. 2-1:	Lage des Untersuchungsgebiets Länenbachtal in der Region Basel (Nordwestschweiz)	12
Abb. 2-2:	Geologische Schichten, quartäre Rutschungen und ausgewählte Flurnamen im Untersuchungsgebiet Länenbachtal	14
Abb. 2-3:	Gemessene und berechnete Bodenfeuchte (Tagesmittel) vom 01.01.2002 bis 30.06.2004	16
Abb. 2-4:	Bodenformen im Untersuchungsgebiet Länenbachtal nach VAVRUCH	18
Abb. 2-5:	Allgemeine Landnutzung im Untersuchungsgebiet Länenbachtal	20
3	Methodik	24
Abb. 3-1:	Schema der hydrologischen Stationen P50 und P51 / P52 mit Instrumentierung zur Pegelmessung und automatischen Wasserprobung	25
Abb. 3-2:	Karte der hydrologischen Messstationen, Wasserprobenahme und Bodenprofile im Untersuchungsgebiet Länenbachtal	27
Abb. 3-3:	Phosphorformen	31
Abb. 3-4:	Auswirkungen der Lagerzeit auf die Analyseergebnisse von gelöstem reaktivem P	32
Abb. 3-5:	Hochwasserganglinie und Ganglinienseparation (nach ECKHARDT 2005) am Hochwasserbeispiel vom 02.05.2002	36
4	Ergebnisse	39
Abb. 4-1:	Stoffaustrag im Oberboden durch Perkolation mit und ohne Gülleapplikation	40
Abb. 4-2:	Verteilung von chemischen und physikalischen Bodenparametern im Tiefen- und Hangprofil (Catena) in der Flur Zil	43
Abb. 4-3:	Ereignisbezogener und jährlich kumulierter R-Faktor (ABAG) der meteorologischen Station Rünenberg im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004	45
Abb. 4-4:	Niederschlag, berechnete Bodenfeuchte und Durchfluss der Pegel P50, P51 und P52 der Hochwasserereignisse im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	46
Abb. 4-5:	Hydrologische Skalendynamik und Variabilität / Streuung: schematischer Vergleich und während ausgewählter Niederschlags-Abflussereignisse	47
Abb. 4-6:	Zusammenhang von maximalem Niederschlag und maximalem Durchfluss der hydrologischen Stationen P50, P51 und P52 sowie von Niederschlag und Durchfluss im EZG P50 während Hochwasserereignissen	48
Abb. 4-7:	Schwebstofffracht und -konzentrationen der Hochwasserereignisse vom 01.03.2002 bis 30.06.2004	50
Abb. 4-8:	Beziehung von Durchfluss R und Schwebstoffexport für die aufgenommenen Hochwässer am P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	50
Abb. 4-9:	Fracht und Konzentrationen an gelöstem reaktivem Phosphor der Hochwasserereignisse vom 01.03.2002 bis 30.06.2004	51
Abb. 4-10:	Gesamtphosphorfracht und -konzentrationen der Hochwasserereignisse vom 01.03.2002 bis 30.06.2004	52
Abb. 4-11:	Beziehung von Durchfluss und Export an gelöstem (DRP) und Gesamtphosphor (TP) für die aufgenommenen Hochwässer am Pegel P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	53

Abb. 4-12: P-Anreicherung des ausgetragenen Schwebstoffs sowie Anteil des DRP am TP der Hochwasserereignisse im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 in den Einzugsgebieten P51 und P52	54
Abb. 4-13: Zusammenhang von Schwebstoffaustrag und TP/SS-Verhältnis am P50, P51 und P52	55
Abb. 4-14: Relativer Anteil des Stoffaustrags von Zweimonatsperioden am Gesamtaustrag des Zeitraums 01.03.2002 bis 30.06.2004	57
Abb. 4-15: Im Uhrzeigersinn drehende Hysteresetypen der hydrologischen Einzelereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	59
Abb. 4-16: Gegen den Uhrzeigersinn gerichtete Hysteresetypen der hydrologischen Einzelereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	59
Abb. 4-17: Gemischte, im Uhrzeigersinn beginnende Hysteresetypen der hydrologischen Einzelereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	60
Abb. 4-18: Rechts- und linksdrehende Hysteresetypen der komplexen hydrologischen Ereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	61
Abb. 4-19: Gemischte im Uhrzeigersinn beginnende Hysteresetypen der komplexen hydrologischen Ereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	61
Abb. 4-20: Gemischte gegen den Uhrzeigersinn beginnende Hysteresetypen der komplexen hydrologischen Ereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004	62
Abb. 4-21: Ganglinie der Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor der EZG L13, D4 und D14 vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Schöpfproben)	64
Abb. 4-22: Ganglinie der Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor der EZG L8 und D13 vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Schöpfproben)	65
Abb. 4-23: Ganglinie der Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor der EZG L4 und D1 vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Schöpfproben)	66
Abb. 4-24: Räumliche Unterschiede und saisonale Variabilität der Fracht an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) der Einzugsgebiete E10, L2 (P50), L4 (P51), L13, D1 (P52) und D4	69
Abb. 4-25: Mittlere absolute Veränderung und Ausgangswerte der Konzentration an gelöstem reaktivem und Gesamtphosphor im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs sowie im Oberlauf der Ergolz, unterteilt nach Abflussklassen	71
Abb. 4-26: Zeitreihe der zweimonatlichen P-Düngung und des P-Austrags am P50 und Zusammenhang von P-Düngung und DRP-Austrag am P50 in zweimonatlichen Perioden	75
Abb. 4-27: Intensiv-Messkampagne am P51 und P52 vom 01.04.2004 bis 06.04.2004: Niederschlag, Trübung, Wassertemperatur, Calcium, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit	76
Abb. 4-28: Ganglinien von Niederschlag und Vorregenindex, Durchfluss für die Einzugsgebiete P50, P51, P52 und Ergolz, Düngemenge und gedüngte Fläche für das Einzugsgebiet P50 sowie Ganglinien von gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) für die Einzugsgebiete P51 und P52 im Zeitraum vom 20.10.2002 bis 30.11.2002 (Feuchtperiode)	78
Abb. 4-29: Ganglinien von Niederschlag und Vorregenindex, Durchfluss für die Einzugsgebiete P50, P51, P52 und Ergolz, Düngemenge und gedüngte Fläche für das Einzugsgebiet P50 sowie Ganglinien von gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) für die Einzugsgebiete P51 und P52 im Zeitraum vom 20.10.2002 bis 30.11.2002 (Trockenperiode)	80

5	Diskussion	83
Abb. 5-1:	Durchfluss 2002 der Einzugsgebiete P50, P51 und P52 sowie Dübach, Hemmikerbach und Ergolz (bei Ormalingen)	85
Abb. 5-2:	Durchfluss 2003 der Einzugsgebiete P50, P51 und P52 sowie Dübach, Hemmikerbach und Ergolz (bei Ormalingen)	86
Abb. 5-3:	Jährlicher Durchfluss der Einzugsgebiete P50 (Säulen), Ergolz-Ormalingen, Dübach und Hemmikerbach (Linien) im Zeitraum 1987 bis 2004	87
Abb. 5-4:	Durchschnittliche jährliche Stofffrachten im Einzugsgebiet P50 und in den Teileinzugsgebieten P51 und P52 im Zeitraum vom 01.03.2002 bis zum 30.06.2004	90
Abb. 5-5:	Generalisierte Ganglinien von Schwebstoff (SS), Gesamtphosphor (TP) und gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Calcium (Ca) im Vergleich zum Durchfluss eines Hochwasserereignisses im Einzugsgebiet P50 und korrespondierende Stoffschlaufen	92
Abb. 5-6:	Energie-Impakt-Modell der Niederschlags-Abflussereignisse für die mikro- und mesochorische Dimension	94
Abb. 5-7:	Karte der P-Versorgungsklassen des Oberbodens im Untersuchungsgebiet Länenbachtal und Vergleich mit verschiedenen Untersuchungsgebieten der Schweiz	96
Abb. 5-8:	Dynamik des gelösten reaktiven Phosphors während der Niederschlags- und Güllesimulation	97
Abb. 5-9:	Ganglinie an gelöstem reaktivem Phosphor während der Stichtagsbeprobungen im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004	99
Abb. 5-10:	Quellen- und Senkendynamik von Gesamtphosphor (TP) und gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs sowie im Oberlauf der Ergolz nach unterschiedlichen Abflussverhältnissen	101
Abb. 5-11:	Generalisierte Beziehung von Abfluss und DRP-Konzentration während Nicht-Ereignisperioden (Stichtagsbeprobungen) im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs	104
Abb. 5-12:	Generalisierte Beziehung von Abfluss und DRP-Konzentration während der Stichtagsbeprobungen an unterschiedlich nutzungsbeeinflussten Drainagequerschnitten	105
Abb. 5-13:	Gemessener und berechneter Abfluss und Sedimentfracht bei den Pegeln P51 und P52 mit kalibrierten Eingabeparametern in hoher und niedriger Auflösung im Vergleich mit gemessenen Werten	107
Abb. 5-14:	Änderung der mittleren Temperatur und des mittleren Niederschlags auf der Alpennordseite im Jahr 2030, 2050 und 2070 gegenüber 1990 unterteilt nach Jahreszeiten	109
Abb. 5-15:	Modell der möglichen Entwicklung der Niederschlags-Abflussdynamik in der Mikro- und Mesochore des Tafeljura unter Annahme eines Klimawandels	110

Tabellenverzeichnis

1	Einführung	1
Tab. 1-1:	Geowissenschaftliche Hierarchieniveaus	3
Tab. 1-2:	Räumliche und zeitliche Steuerungsfaktoren des Schwebstofftransports	4
Tab. 1-3:	Prozesse des Stoffhaushaltes, der Stoffumwandlung und des Stofftransportes	5
Tab. 1-4:	Klassierung des chemischen Zustands auf Stufe F	9
2	Untersuchungsgebiet	12
Tab. 2-1:	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes Länenbach	13
Tab. 2-2:	Monatliche Niederschlagswerte 2002, 2003 und 2004 sowie statistische Kennwerte (1987-2001) der meteorologischen Station Rünenberg	16
Tab. 2-3:	Abflusscharakteristika der hydrologischen Stationen 2002 bis 2004	17
Tab. 2-4:	Landwirtschaftliche Nutzung in der Gemeinde Rothenfluh nach Hauptkulturen	21
Tab. 2-5:	Veränderung der Kulturartenanteile seit Einführung der Ökomaßnahmen im Länenbachtal	22
Tab. 2-6:	Landnutzungsspezifische Charakteristika der Teileinzugsgebiete	23
3	Methodik	24
Tab. 3-1:	Auslösehöhe h und Zeitintervalle der Probenahme bei Hochwasserwellen	28
Tab. 3-2:	Ergebnisse der Gülleuntersuchung	35
4	Ergebnisse	39
Tab. 4-1:	DRP- und DOC-Bilanzen der Bodensäulenversuche an den Standorten „Am Länenbach“	41
Tab. 4-2:	Standortvergleich Oberboden der Standorte Län und Zil vor und nach der Beregnung und Gülleapplikation	42
Tab. 4-3:	Stoffbilanzen (SS, DRP, TP und PP) der Hochwasserereignisse für die EZG P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 unterteilt in Zweimonatsperioden	56
Tab. 4-4:	Häufigkeiten der Hysteresetypen unterteilt nach Stoffgruppe	62
Tab. 4-5:	Räumlicher Zusammenhang der CDRP anhand der Pearson-Korrelation und der Spearman-Rho-Rangkorrelation ausgewählter Einzugsgebiete im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004	67
Tab. 4-6:	Bestimmtheitsmaß r und Pearsonscher Korrelationskoeffizient r^2 der Schöpfproben ausgewählter Einzugsgebiete unterteilt nach Trocken- und Feuchtperiode	68
Tab. 4-7:	Jahresbilanz der Fracht an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) der Kleineinzugsgebiete auf Basis der Schöpfproben und der abflussgewichteten Frachtberechnung	69
Tab. 4-8:	Verteilung der Beurteilungsklassen nach BUWAL (2004) der Bacheinzugsgebiete E10, L2, L4, L8 und L13 im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004	70
Tab. 4-9:	Mittlere Zu- und Abnahmen der Konzentration an gelöstem reaktivem und Gesamtphosphor (DRP bzw. TP) im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs und im Oberlauf der Ergolz differenziert nach Durchflusstypen	72
Tab. 4-10:	Charakteristika und zusammengefasste Ergebnisse der (Teil-)Einzugsgebiete	74
Tab. 4-11:	Phosphorbilanzen ausgewählter Hochwassersequenzen der Einzugsgebiete P51 und P52 im November 2002	79

Tab. 4-12: Phosphorbilanzen ausgewählter Hochwassersequenzen der Einzugsgebiete P50, P51 und P52 in der Trockenperiode 2003	81
Tab. 4-13: Schwebstoff- und Phosphorbilanzen unterschieden nach Feucht- und Trockenperiode	82
5 Diskussion	83
Tab. 5-1: Vergleich von Phosphorbilanzen im Raum Basel und der Schweiz	91
Tab. 5-2: Anteil des gelösten reaktiven Phosphors am gesamten gelösten Phosphor und Anteil des partikulären Phosphors am Gesamtphosphor	99
Tab. 5-3: Zeitskalen von Prozessen der Landschaftsdynamik	103
Tab. 5-4: Hystereseabfolge SS, DRP und TP der Hochwasserereignisse vom 30.07.2003 bis 02.06.2004 im Einzugsgebiet P50	106

Abkürzungsverzeichnis

°C	Grad Celsius
%	Prozent
λ	Wellenlänge [nm]
μg	Mikrogramm
μm	Mikrometer
μS	Mikrosiemens
a (a^{-1})	Jahr (pro Jahr)
${}^{\text{AAEDTA}}\text{-P}$	pflanzenverfügbare Phosphor (Ammoniumacetat-EDTA-Extraktion)
AAS	Atomabsorptionsspektrometer
ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
Abb.	Abbildung
Ah	Mineralischer Oberbodenhorizont (A-Horizont) mit akkumuliertem Humus
Al	chemisches Element Aluminium
AL	Ammoniumlactat-Essigsäure
${}^{\text{AL}}\text{-P}$	pflanzenverfügbare Phosphor (AL-Extrakt)
Anz.	Anzahl
$\text{Ap}_{(1, 2)}$	Mineralischer Oberbodenhorizont (A-Horizont), durch regelmäßige Bodenbearbeitung geprägt. Ap1 und Ap2 bezeichnen den Bereich 0-10 bzw. 10-20 (25) cm der Bodensäulen.
Art.	Artikel
BUD	Bau und Umweltdirektion (Kanton Basel-Landschaft)
BA	Bundesamt
BAFU	Bundesamt für Umwelt (früher BUWAL)
$\text{BFI}_{(\text{max})}$	(max.) Basisabfluss-Index (Verhältnis von Basisabfluss und Durchfluss)
b_k	Basisabfluss (Ganglinienseparation nach ECKARDT 2005)
Bt	Mineralischer Unterbodenhorizont (B-Horizont), mit Ton angereichert
Bv	Mineralischer Unterbodenhorizont (B-Horizont), durch Verwitterung verbraunt und verlehmt
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
bzw.	beziehungsweise
$C_{(\text{min., mean, max.})}$	(min., mittlere, max.) Stoffkonzentration
C	chemisches Element Kohlenstoff
C_{anorg}	anorganischer Kohlenstoff
C_{org}	organischer Kohlenstoff
C_{tot}	Gesamtkohlenstoff
Ca	chemisches Element Calcium
CaCl_2	Calciumchlorid
$\text{CCa}_{(\text{max.})}$	(max.) Calciumkonzentration
$\text{CDOC}_{(\text{max.})}$	(max.) Konzentration an DOC
$\text{CDP}_{(\text{min., mean, max.})}$	(min., mittlere, max.) Konzentration an DP (gesamter gelöster Phosphor)

CDRP _(min., mean, max.)	(min., mittlere, max.) Konzentration an DRP (gelöster reaktiver Phosphor)
CHN	CHN-Gasanalysator (LECO®)
cm (cm ² , cm ³)	Zentimeter (Quadrat-, Kubikzentimeter)
C/N	Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ -P	Pflanzenverfügbare Phosphor (CO ₂ -Extraktion)
CPP _(min., mean, max.)	(min., mittlere, max.) Konzentration an PP (partikulärer Phosphor)
CTP _(min., mean, max.)	(min., mittlere, max.) Konzentration an TP (Gesamtphosphor)
Cv	C-Horizont, angewittert bis verwittert
D1 (D2, ...)	Stichtagsbeprobungspunkt / Schöpfproben 1 (2, ...) an <u>D</u> rainagesammelleitern
d.h.	das heisst
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (engl.: <u>d</u> issolved <u>o</u> rganic <u>c</u> arbon)
DP	gesamter gelöster Phosphor (engl.: total <u>d</u> issolved <u>p</u> hosphorus)
DRP	gelöster reaktiver Phosphor (engl.: <u>d</u> issolved <u>r</u> eactive <u>p</u> hosphorus)
DUP	gelöster nicht-reaktiver Phosphor (engl.: <u>d</u> issolved <u>u</u> nreactive <u>p</u> hosphorus)
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
E	kinetische Energie (ABAG; SCHWERTMANN et al. 1987)
E1 (... , E10, ...)	Stichtagsbeprobungspunkt / Schöpfproben 1 (... 10, ...) an der <u>E</u> rgolz
engl.	englisch
ESE	Ostsüdost
et al.	und andere
etc.	et cetara
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet(e)
F _(min., mean, max.)	(min., mittlere, max.) Fracht
Fe	chemisches Element Eisen
FFF	<u>F</u> rucht <u>f</u> olge <u>f</u> läche(n)
f _k	Direktabfluss (Ganglinienseparation nach ECKARDT 2005)
GIS	<u>G</u> eographisches <u>I</u> nformationssystem
H ₂ O	chemisches Molekül Wasser
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
ha (ha ⁻¹)	Hektar (pro Hektar)
HE-LI	<u>h</u> igh <u>e</u> ngery – <u>l</u> ow <u>i</u> mpact-Ereignisse (bezogen auf max. NS und max. R)
HE-HI	<u>h</u> igh <u>e</u> ngery – <u>h</u> igh <u>i</u> mpact-Ereignisse (bezogen auf max. NS und max. R)
h _{HW}	Hochwasser auslösender (automatische Wasserprobenehmer) Wasserstand
H/Q	Verhältnis von Pegelhöhe H zu Abfluss Q
Hrsg.	Herausgeber
HW	Hochwasser (-Ereignis)
hydr.	hydrologisch
I ₁₀ (I ₃₀)	maximale 10-min (30-min) Niederschlagsintensität
ib.	ebenda (lat. ibidem)
K	chemisches Element Kalium
K ₈ O ₂ (SO ₄) ₂	Reagenzmittel Oxisolv® (chem. Aufschluss TP)

KCl	Kaliumchlorid
kg	Kilogramm
KKA	private) Kleinkläranlage
km (km ²)	(Quadrat-)Kilometer
KNaNO ₃	Kalium-Natriumnitrat
l (l ⁻¹)	Liter (pro Liter)
L1 (L2, ...)	Stichtagsbeprobungspunkt / Schöpfproben 1 (2, ...) am <u>L</u> änenbach
Län	Bodensäulenstandort in der Flur „Im Länenbach“
LAWA	(deutsche) <u>L</u> änder <u>a</u> rbeitsgemeinschaft <u>W</u> asser
LD	<u>L</u> agerungs <u>d</u> ichte
LE-HI	<i>low engery – high impact</i> -Ereignisse (bezogen auf max. NS und max. R)
LE-LI	<i>low engery – low impact</i> -Ereignisse (bezogen auf max. NS und max. R)
LNF	Landnutzungsfläche
LWG	(schweizerisches) Landwirtschaftsgesetz
m (m ² , m ³)	Meter (Quadrat- und Kubikmeter)
m ü. NN.	Meter über Normalnull (Meereshöhe)
Max., max.	Maximum, maximal(e)
Mg	chemisches Element Magnesium
mg	Milligramm
Min., min.	Minimum, minimal(e)
min	Minuten
mind.	mindestens
ml	Milliliter
mm	Millimeter (z. B. Niederschlag)
Mn	chemisches Element Mangan
MRP	(= DRP) gelöster reaktiver Phosphor (engl. <i>molybdate reactive Phosphorus</i>)
n	Stichprobenumfang
n	normal (chem. Lösung)
N	chemisches Element Stickstoff
N ₂	molekularer Stickstoff
N _{anorg}	anorganischer Stickstoff
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO ₃ ⁻	Nitrat
N _{org}	organischer Stickstoff
N _t	Gesamtstickstoff
Na ₄ P ₂ O ₇ *10 H ₂ O	Natriumpyrophosphat
NS	Niederschlag
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (engl. <i>Organisation for Economic Cooperation and Development</i>)
ÖLN	<u>Ö</u> kologischer <u>L</u> eastungs <u>n</u> achweis (Ökomaßnahmen)
org.	organisch
OS	<u>O</u> rganische <u>S</u> ubstanz
P	chemisches Element Phosphor
P ₂ O ₅	Pflanzenverfügbare Phosphor (Orthophosphat) im Boden

PO ₄	Orthophosphat
P50 (P51, P52)	Pegel des Einzugsgebiets 50 (51, 52) (hydrologische Messungen und automatische Wasserprobenahme bei Ereignissen)
PE	<u>P</u> olyethylen
pH	pH-Wert: Konzentration an Oxonium-Ionen
PKA	<u>P</u> flanzen <u>k</u> lä <u>a</u> ranlage
PP	partikulärer Phosphor (engl.: <u>p</u> articulate <u>p</u> hosphorus)
PRP	partikulärer reaktiver Phosphor (engl.: <u>p</u> articulate <u>r</u> eactive <u>p</u> hosphorus)
PUP	partikulärer nicht-reaktiver Phosphor (engl.: <u>p</u> articulate <u>u</u> nreactive <u>p</u> hosphorus)
Q	Abfluss
\bar{Q}	mittlerer Jahresabfluss
Q _B	Basisabfluss
Q _M	mittlerer beprobter Abfluss
Q _R	Direktabfluss
R	Niederschlagserosivität (USLE; ABAG)
R	Durchfluss
r	Bestimmtheitsmaß
r ²	Pearson'scher Korrelationskoeffizient
R _{dec}	Durchfluss, absteigender hydrologischer Ast
R _{inc}	Durchfluss, ansteigender hydrologischer Ast
R _{TM}	Durchfluss (auf Basis Tagesmittel)
s.; s.a.; s.o.	siehe; siehe auch; siehe oben
s.a.	ohne Jahresangabe (<u>s</u> ine <u>a</u> nno)
S	Siemens
Sd	S-Horizont, wasserstauend
sog.	sogenannt
SRP	(= DRP) gelöster reaktiver Phosphor (engl. <u>s</u> oluble <u>r</u> eactive <u>P</u> hosphorus)
SS	Schwebstoff (engl. <u>s</u> uspended <u>s</u> ediment)
Sw	S-Horizont, stauwasserleitend, zeitweise stauwasserführend
Swd	Mineralischer Unterbodenhorizont, wasserstauend, schwach stauwasserleitend,
t	Tonne(n)
t _i	Zeitpunkt (Probe)
Tab.	Tabelle
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (engl.: <u>t</u> otal <u>o</u> rganic <u>c</u> arbon)
TP	Gesamtphosphor (engl. <u>t</u> otal <u>p</u> hosphorus)
TP _{Soil}	Gesamtphosphor Boden (KNaNO ₃ -Schmelze)
TRP	gesamter reaktiver Phosphor (engl. <u>t</u> otal <u>r</u> eactive <u>p</u> hosphorus)
TUP	gesamter nicht-reaktiver Phosphor (engl. <u>t</u> otal <u>u</u> nreactive <u>p</u> hosphorus)
U	Schluff
u.a.	unter anderem
UG	Untersuchungsgebiet
Univ.	Universität
USLE	Universal Soil Loss Equation (WISCHMEIER & SMITH 1978)

usw.	und so weiter
v.a.	vor allem
VBBö	(schweizerische) Verordnung über die Belastungen des Bodens
vgl.	vergleiche (mit)
W	Watt
WRRL	<u>W</u> asserr <u>ah</u> men <u>ri</u> cht <u>li</u> nie (der Europäischen Union)
\bar{x}	Mittelwert
Y_k	Gesamtabfluss (Ganglinienseparation nach ECKARDT 2005)
z.B.	zum Beispiel
Zsfg.	Zusammenfassung
z.T.	zum Teil

1 Einführung

Die vorliegende Untersuchung befasst sich mit dem Landschaftshaushalt von Wasser, Sediment bzw. Schwebstoff und Phosphor in einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet des Tafeljura. Im Mittelpunkt der Arbeit steht die Frage nach den steuernden Landschaftsökofaktoren auf die raumzeitliche Prozessdynamik von Schwebstoff und Phosphor. Die Untersuchungen sind in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalenbereichen angesiedelt. Das folgende Kapitel gibt einen Überblick zum Forschungsgegenstand, führt in die gesetzlich und landschaftsökologisch wichtigsten Grundlagen ein und stellt die Ziele der Arbeit vor.

1.1 Diffuse landwirtschaftliche Quellen

Diffuse Prozesse und Quellen in landwirtschaftlich genutzten Arealen sind bekannte Ursachen für die qualitative Beeinträchtigung vom Standort (*On-Site*) und von benachbarten bis hin zu entfernten Ökosystemen (*Off-site*) durch z.B. Bodenverlust bzw. Eutrophierung. Insbesondere die Bedeutung der Ressourcen Boden und Wasser im Kontext der Sicherstellung von Ernährung und Trinkwasser – auch vor dem Hintergrund einer steigenden Weltbevölkerung – rückt die ressourcenschonende und ökologisch nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung ins Zentrum einer zukunftsorientierten Umweltpolitik. Änderungen durch den allgemein angenommen globalen Klimawandel können innerhalb dieser Problematik nicht unberücksichtigt bleiben.

Beginnend in den 1950er Jahre steigen die Bodenerosionsraten in Europa und der Schweiz stark an. Von Mitte der 1970er Jahre an wird der Prozess Bodenerosion verstärkt wahrgenommen und v.a. von der Forschungsgruppe Bodenerosion des Geographischen Instituts der Universität Basel und als Teil des späteren Nationalen Forschungsprogramms (NFP) 22 „Bodennutzung in der Schweiz“ erforscht (s. LESER et al. 2002; MOSIMANN et al. 1990, MOSIMANN et al. 1991). Gegenüber der Bodenerosionsforschung ist die Off-Site-Belastung der Fließgewässer mit Schwebstoff in der Schweiz – wie generell in Europa und im Gegensatz zu den USA (vgl. HARROD & THEURER 2002) – vernachlässigt. Die Messprogramme der Schweiz decken entweder große Einzugsgebiete ab oder solche, die aufgrund interessanter Prozesse (z.B. Massenbewegung) beobachtet werden (vgl. SPREAFICO & WEINGARTNER 2005). Kleineinzugsgebiete in landwirtschaftlich dominierten Regionen werden dagegen nicht gebührend betrachtet, obwohl bekannt ist, dass Schwebstoff – neben den physischen Auswirkungen auf Pflanzen und Tiere der Oberflächengewässer – als Transportmedium für z.B. Phosphor, Agrochemikalien und Mikroben dient. Die Folgekosten der entstehenden *On-Site*-Schäden sind individuell von den Betrieben zu tragen, sie werden daher als *On-Farm*-Kosten bezeichnet, sind meist gering, da der Nährstoffverlust des Oberbodens durch Düngung relativ leicht auszugleichen ist. Allerdings verursacht der Transport von Stoffen in benachbarte Ökosysteme (*Off-Site*) mitunter erhebliche volkswirtschaftliche Folgekosten, wie etwa die Eutrophierung der Oberflächengewässer durch Phosphoreinträge oder die Sedimentierung von Stauräumen zeigt (vgl. KEUSCH 2001; SCHMID et al. 1998; VERSTRAETEN et al. 2006; SCHULER et al. 2006).

Aufgrund der Eutrophierung von Oberflächengewässern in der Schweiz werden Forschung und Praxis sehr früh auf die steigenden Phosphorgehalte als Auslöser aufmerksam. Seit den 1960er Jahren reduzieren diverse Länder die Punktquellen von Nährstoffen massiv. Doch erst das Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln 1985 trägt zu einer deutlichen Reduktion der eingebrachten P-Mengen durch siedlungsbedingte Punktquellen bei. Die hohen diffusen Einträge der Landwirtschaft werden erst mit dieser Reduktion sichtbar und rücken seither vermehrt in den Blickwinkel von Forschung und Praxis.

1.2 Forschungen im Tafeljura

Der Tafeljura stellt seit 1980 ein Forschungsgebiet der Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie des Geographischen Instituts der Universität Basel (GI-BS) dar. Eines der Hauptuntersuchungsgebiete ist von Beginn an das Länenbachtal, inhaltliche Schwerpunkte sind Bodenerosionsstudien. Stehen zu Beginn der Untersuchungen noch geomorphologische,

geoökologische und pedologische Prozessstudien in der topischen und mesochorischen Dimension im Vordergrund (z.B. SEILER 1983; VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991 und SCHWER 1994), so werden später, gefördert durch die steigenden Rechnerleistungen und benutzerfreundlichen Geographischen Informationssysteme (GIS), vermehrt Bodenerosionsmodelle eingesetzt, entwickelt und validiert (z.B. DRÄYER 1996; HEBEL 2003; WEIBEL 2005). Hier sei nur auf die die diversen Forschungsarbeiten zusammenfassenden Veröffentlichungen von LESER et al. 2002; OGERMANN et al. 2003 und WEISSHAIDINGER & LESER 2006 hingewiesen.

Zu den Aufnahmen dieser Studie zeitlich überlappend untersuchen KOCH (2005; 2007) und KATTERFELD (s.a.) in ihren Dissertationen Ufer- und Gerinneprozesse. Ausdrücklich soll hier auch auf vier im Zuge dieser Arbeit entstandene studentische Abschlussarbeiten hingewiesen werden: FISCHER (2002) untersucht langfristig Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf den landwirtschaftlichen Stoffhaushalt. Mittels Bodensäulenversuchen und einer Güllesimulation erforscht MODESTI (2004) das Transport- und Retentionsverhalten von Nährstoffen im Oberboden. Einen Vergleich zwischen Bach- und Drainagesystemen hinsichtlich Phosphor- und Kohlenstoffdynamik führt CARLEVARO (2004) durch und WEIBEL (2005) verifiziert das Modell EROSION 3D anhand der hier vorgestellten Messdaten.

1.3 Landschaftsökologische Grundlagen

Auch nach unzähligen Forschungsanstrengungen diverser Disziplinen und Fachrichtungen besteht kein allgemein gültiges Landschaftsmodell (LESER ⁴1997). Die Prozesse im Landschaftsökosystem sind in ihrer zeitlichen und räumlichen Wirkung sehr stark skalenbezogen, zudem führen „Ereignisfälle“ zu einer hohen Variabilität im Zeit-Raum-Muster. Das Wirkungsgefüge hinsichtlich Wasser- und Stofftransport wird neben den zeitlich variierenden Systemmerkmalen sehr stark durch die räumliche Heterogenität und deren raumspezifische Dynamik beeinflusst (G. SCHMIDT 2004). Ein wesentlicher Unterschied der landschaftsökologischen Systemanalyse zu denen anderer Disziplinen ist die Erfassung der Prozesse innerhalb wie zwischen den Teilsystemen (Kompartimenten) (LESER ⁴1997).

1.3.1 Landschaftsökologische Systemtheorie und -analyse

Die Landschaftsökologie beschäftigt sich im weiteren Sinne mit dem System und Wirkungsgefüge Mensch-Umwelt. Dazu gehören physio-, bio- und anthropogene Faktoren, die in der realen Landschaft komplexe Funktionszusammenhänge bilden (LESER ⁴1997). Als Systeme werden in der Landschafts- und Geoökologie die Funktionseinheiten verschiedener Komponenten oder Kompartimente (= Teilfunktionseinheit, Partialkomplexe) verstanden; sie können offener, selbstregulierender und funktioneller Art sein. Die Komponenten / Kompartimente stehen in Wechselbeziehung zueinander und bilden durch das Wirkungsgefüge aus direkt oder indirekt verbundenen und rückgekoppelten Systemelementen oder Faktoren (Speichern, Reglern und Prozessen) die Systemstruktur. Neben den Elementen und den Wechselbeziehungen zwischen diesen Elementen (holistische Option) schließt AURADA (1999) ein System auch eine Ordnung bzw. Organisation dieser Elemente ein (hierarchische Option). Aufgrund der Komplexität realer Ökosysteme benötigt die Analyse und Modellierung des Landschaftshaushaltes eine „intensive Reduktion“ – bei einem gleichzeitig holistischen Ansatz –, um die dem offenen System zugrunde liegenden Kausalitäten und Relationen zwischen Elementen und Kompartimenten verständlich zu machen (F. MÜLLER 1999).

1.3.2 Räumliche und zeitliche Dimensionen (Skalen)

Landschaftsökologischen Betrachtungen liegen neben den Prinzipien der Hierarchie, Korrelativität, Arealität, Polarität vor allem die Theorie der geographischen Dimension zugrunde (STEINHARDT 1999). Das Konzept der Dimensionen (Skalen) ist für Fachbereiche die sich mit Raum-Zeit-Fragen auseinandersetzen, ein wesentliches Grundelement. Laut VOLK & STEINHARDT (2004) sind die Beziehungen zwischen räumlichen Strukturen und ökologischen Prozessen in verschiedenen Skalenebenen (Tab. 1-1) einer der wichtigsten Forschungsgegenstände mit den meisten ungelösten Problemen in der Landschaftsökologie. Diverse Studien schlussfolgern, dass

- eine „scharfe“ Skalenabgrenzung nicht möglich ist – da die Skalenebenen durch lose Kopplungen miteinander verbunden sind (s.a. DYCK & PESCHKE ³1995) und
- die Grundkomponenten des Landschaftshaushaltes skaleninvariant sind – nur die Einzelfaktoren variieren zwischen den Skalenebenen.

Tab. 1-1: Geowissenschaftliche Hierarchieniveaus (nach STEINHARDT 1999, stark verändert)

Landschaftsökologische Dimension [±]	Bezugseinheit [±]	Skalen der Hydrologie [‡]	Charakteristische		Merkmale [*]
			Länge [#] [km]	Fläche [#] [km ²]	
topisch	Physiotop	Mikroskala	≤ 30 m	≤ 0.1 ha	Areal mit gleichem Wirkungsgefüge
	Geoökotop		30-100 m	0.1-10 ha	einheitlicher Stoff- und Energiehaushalt
chorisch	Nanochore	Mesoskala	0.1-1	0.1-1	räumliche Vergesellschaftung von homogenen (topischen) Raumeinheiten
	Mesochore		1-10	1-10	
	Makrochore		10-30	10 ² -10 ³	
regionisch	Mikro-, Makroregion		30-100	10 ³ -10 ⁴	Großverbände naturräumlicher Einheiten; Raumtypen
geosphärisch	Zone, Geosphäre	Makroskala	≥ 100	≥ 10 ⁴	planetarisch-zonale, planetarisch-kontinentale bzw. globale Sachverhalte

[±] nach NEEF (1967), H. BARSCH (1975), LESER & SCHAUB (1995) und Leser (⁴1997). [‡] nach DYCK & PESCHKE (³1995). [#] nach BECKER (1992) und LESER (⁴1997). ^{*} nach LESER (⁴1997).

NEEF leitet schon in einer Veröffentlichung aus dem Jahr 1963 drei fundamentale Postulate für die landschaftsökologische Arbeit ab, in deren Zentrum die Unterscheidung homogener und heterogener Areale steht:

- Skalen bieten verschiedenartige Erkenntnismöglichkeiten, wodurch
- auch unterschiedliche wissenschaftliche Fragestellungen und Hypothesen vorliegen und demzufolge
- unterschiedliche wissenschaftliche Methoden zum Einsatz kommen müssen.

Forschungsansätze, Untersuchungsmethoden, Beobachtungszeiträume und Darstellungsmethoden variieren somit nach untersuchter räumlicher und zeitlicher Dimension. Die Berücksichtigung dieser räumlichen und zeitlichen Skalen bei der Bearbeitung von z.B. Umweltproblemen ist nach STEINHARDT (1999) „unumgänglich sowohl für die Abschätzung der Repräsentanz gewonnener Daten für das Ökosystem als auch für die Abschätzung der ‚Reichweiten‘ ökologischer Prozesse“.

In der untergeordneten Skala sind einzelne hydrologische und stoffliche Prozesse besser abzugrenzen, die in einer größeren Skala integral aufgenommen und daher nicht unterschieden werden können (DYCK & PESCHKE ³1995). Die topische Dimension (hydr. Mikroskala) unterscheidet sich zur chorischen (hydr. Mesoskala) und höheren Dimensionen durch die Homogenität ihrer Merkmalskombination und des Wirkungsgefüges. Bei strikter Betrachtung der topischen Skala setzt sich diese jedoch auch aus subtopischen Einheiten zusammen (STEINHARDT 1999), deren Relevanz innerhalb der landschaftsökologischen Forschung mehr beachtet werden sollte (DOLLINGER 1998; SPYCHER 1997; LESER ⁴1997).

Aus Forschungssicht sind in der topischen Dimension Originalerhebungen vor Ort notwendig, wobei in der Regel einzelne Prozesse, Regler oder Speicher und das Wirkungsgefüge im Mittelpunkt stehen (STEINHARDT 1999). Die Ergebnisse sind sehr stark an die Standortbedingungen des Tops gekoppelt und nicht ohne weiteres auf andere Flächen übertragbar. Dem gegenüber stellt die chorische Dimension eine räumliche Vergesellschaftung von homogenen Topen dar und ist demnach die integrative Betrachtung interagierender Systeme, Kompartimente oder Elemente (SALVIA et al. 1999). Dies kann auch für landschaftsökologische Prozessdynamik in Kleineinzugsgebieten geltend gemacht

werden. Als Quellbereiche der Flüsse kommt ihnen eine wesentliche Bedeutung für die lokale und regionale Wasserversorgung zu. Für die Prozessuntersuchung sind sie aus zweierlei Gründen interessant: Zum einen liegt eine hohe zeitliche Dynamik vor und zum anderen können die Prozesse ohne „Störungen“ von anderen Landschaftsteilsystemen (z.B. größere Siedlungen) beobachtet werden.

1.4 Landschaftswasser- und Landschaftsstoffhaushalt

Als wesentliches Transport- und Lösungsmedium von Fest- und Nährstoffen in der Landschaft wirkt Wasser (SIGG & STUMM 1991), das in Form von Niederschlag und Abfluss dynamische und komplexe hydrologische und hydrochemische Prozesse verursacht (AURADA 1999). Die wichtigsten Steuerungsfaktoren für die Variabilität der Abflussbildung während eines Niederschlagsereignisses sind raumzeitliche Variationen der Bodenfeuchte, Niederschlagsintensität und -dauer, geologisch-geomorphologische Bedingungen, Größe des Einzugsgebietes (EZG), Bodeneigenschaften, Landnutzung und jene anthropogenen Einflüsse, die eine Verbindung vom EZG-Standort und dem Oberflächengewässer ermöglichen (KURTENBACH & KREIN 2004). Die grundlegenden hydrologischen Prozesse des Wasserkreislaufs stellte BRONSTERT (1994) in einer dreidimensionalen Modelllandschaft vor¹. Dieses sich an eher „natürlichen“ Prozessen orientierende Modell weist den Mangel auf, dass maßgebliche hydrologische Modifikationen infolge der Landnutzung nicht ausreichend berücksichtigt sind. Die hydrologische Anbindung von einem Einzugsgebietsstandort zum Fließgewässer wird neben den natürlichen Bedingungen von Landnutzungsstrukturen verursacht: Tallinien, Feldgrenzen, Ackerrandfurchen, Strassen und Feldwege sowie Kanal- und Drainagesysteme wirken als erweitertes, meist temporäres Fließgewässernetz. Da Mergel- und Feldwege selber stark erodiert werden können, bilden sie neben der Funktion als Transportpfad gleichzeitig auch eine Stoffquelle, hauptsächlich an Feststoffen. Für Untersuchungen und Modellberechnungen in der chorischen Dimension bleiben diese Transportpfade meist unberücksichtigt (WALLING & ZHANG 2004). Durch die unvorhersehbaren Niederschlagsereignisse – in Raum und Zeit – ist es Sache des Landmanagements, *Hot Spots* zu identifizieren und den Austrag an Feststoffen und Phosphor zu reduzieren (WHITERS 1994).

1.4.1 Schwebstoffkreislauf

Boden- bzw. Schwebstoff- und Nährstofftransport erfolgen äußerst variabel, vor allem da die der Dynamik zugrunde liegenden raumzeitlichen Steuerfaktoren und Stoffquellen in einem Einzugsgebiet äußerst vielfältig und komplex sind. Die Faktoren des Schwebstofftransports können in räumliche und zeitliche unterteilt werden (Tab. 2-1), die Prozesse sind dabei hauptsächlich an „hydrologische Ereignisse“ gekoppelt (HEATHWAITE 1997). Die Unterteilung des Wasser- wie auch des Stofftransports erfolgt daher idealerweise in (HAYGARTH & JARVIS 1999):

- **Ereignis (-Perioden)**, charakterisiert durch Niederschlag, Schneeschmelze oder Hochwasser, und
- Nicht-Ereignis-Perioden: Niedrigwasser.

Tab. 1-2: Räumliche und zeitliche Steuerungsfaktoren des Schwebstofftransports

Räumliche Steuerungsfaktoren	Zeitliche Steuerungsfaktoren
Relief (z.B. Hangneigung, -länge und -form)	Niederschlag- und Abfluss (Art, Intensität, Dauer)
Generelle Landnutzung und Düngung	Bewirtschaftungsmaßnahmen (Erosionspotenzial)
Bodeneigenschaften: z.B. Bodentextur und -struktur (Substrat) sowie Phosphorgehalt	Beweidung (Abschwemmungspotenzial)
Infiltrationscharakteristika und hydrologische Verbindungen zwischen Einzugsgebiet und Vorfluter	Biologische Aktivität und chemische Reaktionen (v.a. klimabeeinflusst)
Perennierende und temporäre, natürliche und künstliche Fließgewässerdichte	
Retentionsstrukturen	

¹ Zu den allgemeinen Faktoren des Wasserkreislaufs siehe die Lehrbücher von DYCK & PESCHKE (³1995), WOHLRAB et al. (1992) und WILHELM (1993).

Die Loslösung und der Transport von Boden und Sediment vom Einzugsgebietsstandort zum Oberflächengewässer (perennierendes Gerinne) sind generell von pedologischen und hydrologischen Eigenschaften, Relief und der Art der Landnutzung beeinflusst. Die sogenannte „geologische Erosion“ ist unter natürlichen Verhältnissen gering und steht im Gleichgewicht mit der Verwitterungsrate (vgl. SCHWER 1994). Zu den grundlegenden Prozessen und Ausmaßen der Bodenerosion sei auf BOARDMAN & POESEN (Hrsg.; 2006) verwiesen.

1.4.2 Phosphorkreislauf

Der Makronährstoff Phosphor (P) ist ein wesentliches Element der pflanzlichen und tierischen Lebewesen. Pflanzen benötigen Phosphor insbesondere für das Wachstum, die Photosynthese und die symbiotische Fixierung von atmosphärischem Stickstoff, zudem ist Phosphor Bestandteil der Nukleinsäuren (FROSSARD et al. 2003). Der Phosphortransport (v.a. der von gelöstem) im Boden wird hauptsächlich durch Adsorptions- und Desorptionsprozesse sowie durch die Mineralisierung von organischem P und die Immobilisierung von mineralischem P beeinflusst. Der allgemeine Phosphorkreislauf, die P-Bindungsformen in Böden und die Boden-Pflanzen-Interaktionen behandeln GISI et al. (1997) und BLUME et al. (2002) eingehend.

Der Phosphorkreislauf in einem Agrarökosystem ist durch

- den **P-Eintrag** aus Düngung und atmosphärischer Deposition,
- die **P-Transformation** sowie den **P-Austausch** (vgl. Tab. 2-3) und
- den **P-Austrag** infolge von Erosion, Bodenerosion, Abschwemmung, Auswaschung und Ernteentzug, auf Prozessebene charakterisiert.

Die wichtigsten Steuerungsfaktoren sind daraus abgeleitet, das (variable) hydrologische Verhalten homogener Teileinheiten, der Bodenphosphorgehalt und die aufgebrachte Phosphor in Form von Mineral- und organischem Dünger (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997).

Tab. 2-1: Prozesse des Stoffhaushaltes, der Stoffumwandlung und des Stofftransportes (Quelle: J. SCHMIDT 1999, verändert)

Austausch- und Transformationsprozesse	Transportprozesse
Stoffadsorption	Diffusiver Stofftransport
Stoffdesorption	Konvektiver Stofftransport
Stoffentzug durch Organismen	Bioturbation
Lösung (Freisetzung)	Kryoturbation
Fällung (Festlegung)	Bodenerosion
Mineralisierung/Humifizierung toter organischer Substanz	Abschwemmung
	Bodenbearbeitung (künstliche Durchmischung und Verlagerung)

1.4.2.1 Phosphoraustausch und -transformation

Mineralisierung und Humifizierung toter organischer Substanz: Die P-Freisetzung bei der Gesteinsverwitterung von Muttergestein liegt NEWMAN (1995) zufolge bei 0.01 bis 1.0, in außerordentlichen Fällen bei bis zu 5 kg P pro Hektar und Jahr. Die P-Mineralisierungsrate wird für gewöhnlich unter Graslandnutzung im langfristigen Vergleich zum Ackerbau als höher angenommen (HEATHWAITE 1997).

Sorption (Adsorption und Desorption bzw. Lösung und Fällung): FROSSARD et al. (2003) bezeichnen die klare Unterscheidung der Ausfällung und der Adsorption in den Böden als schwierig und fassen die abiotischen Mechanismen mit dem Begriff „Sorption“ zusammen. Der geringen Löslichkeit von Phosphormineralen steht die starke Bindung an Partikeloberflächen gegenüber. Beide Eigenschaften bewirken meist eine geringe P-Konzentration in der Bodenlösung und erklären zum einen die limitierte P-Verfügbarkeit für die Pflanze (FROSSARD et al. 2003) und zum anderen die geringen P-Austräge über die Auswaschung ins Grundwasser (GISI et al. 1997). Der Bodenphosphorgehalt sinkt normalerweise mit der Bodentiefe (BLUME et al. 2002). HEATHWAITE (1997) postuliert, dass die Adsorption der Hauptmechanismus der P-Retention in jenen Böden ist, die einem pH von 4 bis 7.5

aufweisen. An der Partikeloberfläche von Metalloxiden (Oxihydroxide), Tonmineralien und der organischen Substanzen können DRP-Ionen (gelöster reaktiver P) adsorbiert oder Calcium-, Aluminium- und Eisenionen ausgefällt werden, je nach DRP-Konzentration und freien Oberflächen. Sinkt die Konzentration unter eine bestimmte Grenze oder ändert sich in Bezug auf die Partikeloberfläche deren Zustand, wird DRP desorbiert bzw. ausgefällt und geht in die Bodenlösung über (vgl. FROSSARD et al. 2003). In basischen Böden, wie jenen des Tafeljura, dominiert die Calciumkomplexierung.

Anreicherung im Oberboden: Durch langfristig hohe Gaben an Wirtschaftsdünger (z.B. Festmist, Gülle, Jauche) – ausgelöst durch hohe Bestockungsdichte – und intensive Beweidung werden vorzugsweise Graslandböden in der obersten Bodenschicht mit Phosphor angereichert (BRAUN et al. 1994; FREDE & DABBERT 1999). Für eine höhere Phosphatkonzentration im Oberboden (0-10 oder 0-20) ist einerseits die hohe Adsorption der Phosphate an Bodenpartikeln verantwortlich (s.o.). Andererseits führt der Recycling-Kreislauf der Pflanzen (und der tierischen Organismen) zu einer wesentlich höheren Phosphatkonzentration im Oberboden (GISI et al. 1997).

Stoffentzug durch Organismen: Die Pflanze nimmt Phosphor aus der Bodenlösung ausschließlich in Form von Orthophosphat-Ionen als H_2PO_4^- oder HPO_4^{2-} direkt über die nicht verholzten Wurzeln oder mit Hilfe von Mykorrhizen (Wurzelpilzen) auf (FROSSARD et al. 2003). Die P-Aufnahme durch Pflanzen nimmt mit steigender Bodentemperatur, Feuchte, Lufthaushalt und Nährstoffversorgung zu (vgl. SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Die P-Aufnahme durch Weizen und Grasland beträgt ungefähr 20 bzw. 12 kg P pro Hektar und Jahr, die der Bodenbiomasse zwischen 5 und 25 kg (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997).

1.4.2.2 Phosphortransport

Bodenerosion: Bodenerosion gilt als einer der dominanten Austragspfade von Feststoffen und Phosphor in Ackerbaugebieten in der Schweiz (PRASUHN & GRÜNIG 2001) sowie generell in einem globalen Land-Ozean-Kontext (REKOLAINEN et al. 2006), wobei der Transport des erodierten Bodenmaterials korngroßenselektiv erfolgt (QUINTON et al. 2001). Aufgrund der höheren Bindung von Phosphor durch Ton- und Schluffpartikel weist das feine Erosionsmaterial eine – verglichen mit dem Ursprungsort – angereicherte Phosphorkonzentration auf, bezeichnet als „Anreicherungsverhältnis“ oder engl. „*enrichment ratio*“. Studien von WILKE & SCHAUB (1996) und HEATHWAITE (1997) belegen diese Phosphoranreicherung durch den Vergleich von Erosions- und Depositionsmaterial. Erstere analysierten ein P-Anreicherungsverhältnis zwischen 1.0 und 1.76 für Standorte in der Schweiz. Generell sind laut Rekolainen et al. (2006) der Transportprozesse, die Transportpfade und die Formen von Phosphor nicht direkt mit Bodenerosion durch Wasser verbunden.

Abschwemmung: Die Betrachtung der Einträge gelöster P-Formen durch Abschwemmung in die Gewässersysteme wurde erst in den 1980er Jahren vor allem durch Arbeiten von SHARPLEY angeregt (z.B. SHARPLEY 1980). Gerade auf P-angereicherten Grünlandstandorten ist die Abschwemmung mitunter der wichtigste Transportprozess. Hinsichtlich des P-Austragsrisikos sind die Form, die Menge, die Applikationsmethode und insbesondere die Witterungs- und Bodenbedingungen entscheidend. In der Schweiz ist laut BRAUN et al. (2001) die Abschwemmung von Phosphor der Hauptaustragspfad in Grünlandgebieten. Phosphor kann als Folge der Anreicherung im Oberboden leichter mobilisiert und an der Oberfläche und oberflächennahe transportiert werden (PRASUHN & GRÜNIG 2001; BRAUN et al. 1994; SIMS et al. 1998; DILS & HEATHWAITE 1999). Verglichen mit der P-Menge des applizierten Düngers sind die Austräge zwar gering, und für die Landwirtschaft wirtschaftlich nicht bedeutend, in den Oberflächengewässern jedoch eutrophierungswirksam (HEATHWAITE 1997) und verursachen beträchtliche Folgekosten (KEUSCH 2001; SCHMID et al. 1998). HEATHWAITE et al. (1997) kamen bei einem Vergleich unterschiedlicher Düngungsformen mittels Niederschlagssimulationen auf hohe Oberflächenausträge von Phosphor bei Gülle, Festmist und Kunstdünger im Vergleich zum nicht gedüngten Plot. Der Grossteil des Gesamtphosphors (TP) wurde in Form von DRP ausgetragen, außer bei der Variante Festmist, bei der > 75 % partikulärer P (PP) festgestellt wurde. Tritt Oberflächenabfluss nach einer Düngeapplikation auf, ist das P-Austragsrisiko sehr hoch, laut HEATHWAITE (1997) auch von eutrophierungswirksamen DRP.

Auswaschung: Frühere Untersuchungen weisen der Auswaschung von P im Bodenprofil wegen des P-Defizits nur geringe Bedeutung zu (Beispiele finden sich in SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Neuere Forschungen zeigen deutlich, dass Phosphor auch durch den schnellen Zwischenabfluss, die

Auswaschung und den Makroporentransport verlagert wird (DILS & HEATHWAITE 1996; STAMM et al. 1998; STAMM et al. 2002; WEILER 2002). Im Gegensatz zum Oberflächenabfluss sind die oberflächennahen (*subsurface*) Transportprozesse und Fliesspfade bei weitem weniger untersucht. Die Gründe sind zum einen die schwierigeren Feldmessungen (E. MÜLLER; KLEBER 2004) und die generelle Annahme, dass diese Fliesspfade weniger zum Gesamtaustrag von Feststoffen und Phosphor beitragen (HEATHWAITE 1997). DRIESCHER & GELBRECHT (1998) führen die Vernachlässigung der P-Auswaschung vor allem darauf zurück, dass eine höhere Konzentration im Grund- und Trinkwasser keine gesundheitlichen Folgen beinhaltet und andere Quellen und Prozesse (Bodenerosion) lange als wesentliche Steuerfaktoren angenommen wurden. Vernachlässigbar waren die P-Quellen wahrscheinlich auch deshalb, da zuerst DRP-Konzentrationen von bis zu 1 mg l^{-1} als „gering“ bezeichnet werden (vgl. BROOKES et al. 1997).

Makroporentransport: Laut BROOKS et al. (1997) sind bei wiederholter Trockenrissbildung die Oberflächen der Risse lokal phosphorgesättigt. Dadurch steigt das Phosphorverlagerungspotenzial – sowie auch jenes für Feststoffe – in die Tiefe und folgend über den schnellen Zwischenabfluss und das Drainagesystem stark an. Diverse Arbeiten zeigen das Transportpotenzial in Makroporen auf (z.B. WEILER 2002; GÄCHTER 1998; STAMM et al. 1998; STAMM et al. 2002; GELBRECHT et al. 2004; NORDMEYER 1998); im Länenbachtal werden erste, auf den Uferstreifen beschränkte Untersuchungen in KOCH et al. (2005) präsentiert.

Drainageabfluss: Drainagesysteme sind eine übliche Methode, um ständig oder temporär wassergesättigte Böden nutzbar zu machen. Neben Wasser führen die Drainagen zudem Nährstoffe, Schadstoffe und Bodenpartikel ab (HAYGARTH et al. 1998; WEISSHAIDINGER et al. 2005). Obwohl die über Drainagesysteme transportierte Stofffracht beträchtlich sein kann, wurde dieser Transportpfad sehr lange außer Acht gelassen. Beginnend mit den 1980er Jahren rückte mehr und mehr auch dieser Transportweg als Quelle an Phosphor in den Blickwinkel der Forschung (z.B. HERGERT et al. 1981).

Gerinnettransport: Der momentane stoffliche Zustand eines Fliessgewässerabschnitts ist das Ergebnis einer Vielzahl kurz- und langfristig ablaufender Prozesse im Gewässerkörper und Gerinne (autochthon) als auch der räumlich verknüpften Landschaftsökotope im korrespondierenden Einzugsgebiet (allochthon) (vgl. HASENPUSCH 1995). Die im Gerinnebereich ablaufenden Prozesse beeinflussen die räumliche Verteilung, die zeitliche Variabilität und die Form des Phosphoraustrags wesentlich (vgl. NGUYEN & SUKIAS 2002): (i) Gerinne- und Ufererosion, (ii) pflanzliche Aufnahme und Abgabe (Absterben), (iii) Resuspension und Sedimentation von partikulären Stoffen, (iv) P-Diffusion im Sediment, (v) mikrobielle Aufnahme (Immobilisierung) und (vi) P-Fällung und Rücklösung im Gerinnesediment.

Grundsätzlich bewirken Niederschlags-Abfluss-Ereignisse die Nachlieferung von Feststoffen und Phosphor aus dem Einzugsgebiet. Die im Gerinne stattfindenden autochthonen Prozesse sind z.T. von solchen Ereignissen abgekoppelt, wobei das Sediment zeitweise als Quelle oder Senke für Phosphor wirken kann. Dabei hängt die Quellen- und Senkenfunktion vor allem von den variierenden physikalisch-chemischen und biochemischen Prozessen ab, deren Unterscheidung vor allem bei Hochwasserwellen schwer durchführbar ist. WALL et al. (1996) stellen in mehrjährigen Untersuchungen bei kleinen Hochwässern aufgrund des vorwiegend feinen transportierten Materials ein steigendes Verhältnis von Gesamtphosphor- zu Schwebstoffaustrag bei abnehmendem Schwebstoffaustrag fest. QUINTON et al. (2001) zeigen mittels Niederschlagssimulationen, dass auf Parzellen hinsichtlich der Fracht an TP viele kleine Ereignisse mehr als wenige große Ereignisse beisteuern. Daher ist für die Untersuchung des Landschaftsphosphorhaushalts die Berücksichtigung kleiner Ereignisse erforderlich.

1.4.2.3 Phosphoreinträge

Atmosphärische Deposition: NEWMAN (1995) gibt einen atmosphärischen Eintrag in die terrestrischen Ökosysteme mit 0.01 bis 2.0 kg P pro Hektar und Jahr an, wobei er gleichzeitig anführt, dass eine ähnliche Menge das Ökosystem in Form von Pollen und Staub Richtung Atmosphäre verlässt. Der atmosphärische Ein- und Austrag kann demnach als ausgeglichen angenommen werden.

Düngung: Regionale und lokale Unterschiede im Phosphoraustrag sind – neben den geoökologischen Gegebenheiten – insbesondere auf die unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen und -intensitäten zurückzuführen (GÄCHTER et al. 1996). Die Intensivierung der tierischen Produktion nach

dem Zweiten Weltkrieg führte zu einer massiven Zunahme des Düngemiteleinsatzes und zu positiven P-Bilanzen (SPIESS 1999). Studien von WHITERS (1994) zufolge sind die wesentlichen Landnutzungsfaktoren, die das Austragsrisiko von Phosphor erhöhen (i) zunehmende Anteile an Wintergetreide, (ii) hohe Viehdichten mit Gülleausbringung und (iii) erhöhte künstliche Entwässerung von Landwirtschaftsflächen. Durch den Wintergetreideanteil und die Gülleausbringung steigt vor allem der Eintrag in das Gewässer über den Oberflächenabfluss an. Bei Drainage steigt hingegen der schnelle Zwischenabfluss an und damit das P-Verlagerungspotenzial aufgrund der direkten Anbindung (hydraulische Konnektivität) der Schläge mit dem Vorfluter (HEATHWAITE 1997). Mit dem Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) müssen die Landwirtschaftsbetriebe der Schweiz den Nachweis einer ausgeglichenen N- und P-Bilanz auf Betriebsebene vorweisen; eine Überschreitung von maximal 10 % ist zulässig (vgl. SPIESS 1999). Außerdem wird über schlagbezogene Bodenerhebungen die Versorgungsklasse des Bodens mit P_2O_5 ermittelt.

Hofentwässerung: Weitere Stoffquellen, die in die Drainage- und Kanalsysteme eingespeist werden, sind Kleinkläranlagenabwässer und der Oberflächenabfluss von Strassen und Feldwegen. Kleinkläranlagen tragen zwar in der Jahresbilanz nicht übermäßig zur Phosphorbilanz bei, aufgrund der – größtenteils zulässigen – Einleitungen von hohen P-Konzentrationen wird das Bachökosystem jedoch bei Niedrigwasserperioden maßgeblich beeinflusst (MÖLLER et al. 2004; WEISSHAIDINGER et al. 2005).

1.4.3 Oberflächengewässer

1.4.3.1 Trockenwetterabfluss

Viele Studien zeigen, dass der Feststoff- und Phosphortransport aus landwirtschaftlich diffusen Quellen unter Basisabflussbedingungen niedrig ist (VAVRUCH 1988). Diesen stehen vor allem neuere Arbeiten gegenüber, die dem P-Auswaschungsprozess ebenfalls einen wesentlichen Beitrag zur Eutrophierung der Oberflächengewässer beimessen (z.B. BROOKS et al. 1997, GRANT et al. 1995). Die geogenen Stoffquellen weisen meist einen Jahresgang und eine allgemeine Beziehung zu geoökologischen Rahmenbedingungen auf, z.B. zur Bodenfeuchte (vgl. MÖLLER et al. 2004). Während sommerlicher Trockenphasen erhöht sich die Verweilzeit von infiltrierendem Oberflächenwasser und kann in Folge zu einem Konzentrationsanstieg insbesondere der geogenen Stoffe führen. Bei ansteigender Infiltration kann "altes" Wasser durch den abwärts gerichteten Wasserstrom in den Bach oder die Drainagen ausgepresst werden (MÖLLER et al. 2004). GELBRECHT et al. (2004) weisen in diesem Zusammenhang auf eine Konzentrationsabnahme an gelöstem Phosphor (DRP) im Frühjahr und einen starken Anstieg im Sommer hin, ausgelöst durch das Maximum des Algenwachstums bzw. das Minimum des Abflusses. Die maximale Aufnahme von Phosphor durch Algen ist zwischen Februar und Mai (ib.).

1.4.3.2 Direktabfluss

Vereinfacht dargestellt steigt der Schwebstoffgehalt mit der Niederschlagshöhe und dem Durchfluss an. Grundsätzlich gibt es sehr große Differenzen zwischen Teileinzugsgebieten, wodurch eine Identifizierung der Quellen und des Austragsrisikos erarbeitet werden muss. Der im Gerinne gemessene Schwebstoff kann neben diesen aus der Fläche bezogenen allochthonen Quellen auch aus autochthonen Quellen stammen, d.h. aus dem Gerinnebereich selbst. Abgesehen von den Teileinzugsgebieten zueinander, verhalten sich auch dieselben Systeme zeitlich sehr variabel, da Quellen saisonal variieren und diese nach der Erschöpfung / Ermüdung erst wieder aufgefüllt werden müssen. Somit entstehen unterschiedliche zeitliche Verzögerungen zwischen Niederschlagsbeginn, der Abflussbildung und dem Austrag an Stoffen. Ufererosion wird von Direktabflussereignissen und zudem durch Beweidung der Uferzone ausgelöst. Durch die Beweidung der Ufer und ufernahen Zonen wird der Untergrund stark verdichtet, die Uferzone zertrampelt und der Boden für den Transport aufbereitet sowie die Infiltrationskapazität reduziert. Ufererosion ist daher neben dem fluvialen Prozess auch landnutzungsbedingt.

1.4.3.3 Eutrophierung der Oberflächengewässer

Phosphor ist ein wesentlicher Baustein für das pflanzliche Wachstum. Schon seit längerer Zeit ist die Wirkung zum Erhalt und zur Verbesserung von Ernteerträgen bekannt (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Die Biomassezusammensetzung der Wasserorganismen entspricht im Durchschnitt einem atomaren Masseverhältnis von $C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P_1$ (Redfield-Verhältnis) (UHLMANN & HORN 2001). Da natürliche Gewässer meist sehr geringe Phosphorkonzentrationen aufweisen, wirkt P hier wachstumslimitierend. Steigen die Phosphoreinträge ins Oberflächengewässer, erhöht dies, sofern auch ausreichend Licht zur Verfügung steht, die biologische Primärproduktion (Primäreutrophierung). In Folge des Absterbens und Abbaus der Pflanzen kommt es zu erhöhter Sauerstoffzehrung (Sekundäreutrophierung), die bis zum „Kippen“ der v.a. stehenden Gewässer führen kann. FOY & WHITERS (1995) setzen 0.03 mg gelösten Phosphor (DRP) pro Liter als Richtwert für Oberflächengewässer an, um das Algen- und Wasserpflanzenwachstum zu minimieren und die Nutzung für die Fischwirtschaft und Erholung (Tourismus) zu gewährleisten. Gemäss VOLLENWEIDER (1975) ist die kritische DRP-Konzentrationen in Seen hinsichtlich Eutrophierung bereits mit 0.02 bis 0.035 mg Phosphor pro Liter erreicht. GÄCHTER & STADELMANN (1993) schätzen den langfristig nicht zu überschreitenden DRP-Eintrag in den Sempachersee mit 0.5 bis 0.9 kg DRP pro Hektar und Jahr. Der *On-Site*-Verlust an Phosphor ist für den Landwirt von einer ökonomischen Seite her nicht weiter bedenklich, der ökonomische *Off-Site*-Impakt für z.B. die Fischerei und Erholung hingegen kann signifikant sein (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Für die Bewertung des Oberflächengewässers werden die vom BUWAL (2004) diskutierten Klassengrenzen verwendet (Tab. 1-3). Dort werden ähnlich niedrige Konzentrationen angestrebt wie oben erwähnt.

Tab. 1-3: Klassierung des chemischen Zustands auf Stufe F (Quelle: BUWAL 2004, verändert)

DRP = gelöster reaktiver Phosphor; TP = Gesamtphosphor; DOC = gelöster organischer Kohlenstoff.

Beurteilung	DRP [mg P l ⁻¹]	TP [mg P l ⁻¹]	DOC [mg C l ⁻¹]
sehr gut	<0.02	<0.04	<2.0
gut	0.02 – <0.04	0.04 – <0.07	2.0 – <4.0
mässig	0.04 – <0.06	0.07 – <0.10	4.0 – <6.0
unbefriedigend	0.06 – <0.08	0.10 – <0.14	6.0 – <8.0
schlecht	≥0.08	≥0.14	≥8.0

1.4.3.4 Selbstreinigung und Retention

Durch das Zusammenwirken von (bio)chemischen, biologischen und (bio)physikalischen Prozessen besitzen Fließgewässer ein Selbstreinigungsvermögen, welches durch die folgenden Prozesse gesteuert wird (DYCK & PESCHKE 1995):

- Verdünnung,
- chemische und physikochemische Mechanismen der Elimination von partikulären und gelösten Substanzen (z.B. Flockung, Fällung, Neutralisation, Adsorption) und
- biologische Selbstreinigung: biochemischer Abbau bzw. Einbau von Abwasser-Inhaltsstoffen in Biomasse (Abbau, Mineralisation und Inkorporation durch Bakterien, Pflanzen und Tiere).

Unter anaeroben reduktiven Bedingungen, wie etwa im Interstitial des Gerinnebereiches, kann Phosphor bei geringen P-Konzentrationen in der Lösung vom zwischengelagerten Sediment rückgelöst werden. Bei hoher P-Konzentration in der Lösung neigt das Sediment zur P-Sorption (NGUYEN & SUKIAS 2002).

1.5 Gesetzliche Rahmenbedingungen

Die gesetzlichen Regelungen im Boden- und Gewässerschutz finden in der Schweiz auf Bundes- und Kantonsebene statt. Der Vollzug der Gesetze und Verordnungen obliegt jedoch allein den Kantonen. Durch internationale Abkommen, z.B. mit der EU und OECD, ist die Schweiz über kantonale und nationale Richtlinien hinaus vermehrt an überstaatliche gebunden.

1.5.1 Boden- und Gewässerschutzbestimmungen in der Schweiz

Boden- und Gewässerschutzbelange werden in den folgenden schweizerischen Gesetzen und Verordnungen geregelt (vgl. OGERMANN et al. 2006):

- Umweltschutzgesetz,
- Gewässerschutzgesetz,
- Gewässerschutzverordnung (GSchV; SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT 1998a – SR),
- Landwirtschaftsgesetz
- Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo; SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT 1998b – SR)

Der Bodenschutz ist in der 1998 in Kraft getretenen VBBo geregelt. Darin wird eine nachhaltige Landbewirtschaftung (Anbautechnik, Fruchtfolge, Flurgestalt) vorgeschrieben, um die Bodenfruchtbarkeit langfristig zu erhalten. Einzigartig in Europa ist dabei die Regelung der Bodenerosion auf Ackerflächen mittels Richtwerten. Der durchschnittliche (langfristige) Bodenabtrag darf bei einer Bodenmächtigkeit von bis 70 cm und über 70 cm zwei bzw. vier Tonnen pro Hektar und Jahr nicht überschreiten.

Artikel 31b des Landwirtschaftsgesetzes (LWG), die Ökobeitragsverordnung, Direktzahlungsverordnung und Bioverordnung stellen die rechtlichen Grundlagen für die Förderung besonders umweltschonender Produktionsformen der Schweizer Landwirtschaft, etwa des ökologischen Ausgleichs, der integrierten Produktion und des biologischen Landbaus. Für die Beteiligung an den sog. „Ökomaßnahmen“ (Art 31b LWG) erhalten die Landwirtschaftsbetriebe Direktzahlungen. Seit der Neuausrichtung (Ökologie und Marktwirtschaft) der schweizerischen Landwirtschaft im April 1998 ist die Anspruchsgrundlage für den Erhalt von Direktzahlungen der „Ökologische Leistungsnachweis“ (ÖLN). Die Landwirtschaftsbetriebe müssen dabei folgende Anforderungen erfüllen (PRASUHN & GRÜNIG 2001):

- eine ausgeglichene Nährstoffbilanz,
- einen festgelegten Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen,
- eine geregelte Fruchtfolge und
- einen adäquaten Bodenschutz.

1.5.2 EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie, kurz WRRL, koordiniert die Bewirtschaftung der europäischen Gewässer von der Quelle bis zur Mündung ohne Rücksicht auf Staats- oder Ländergrenzen und fordert einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer. Die WRRL behandelt (vgl. FEGER 2004): (i) den Schutz und die Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme, (ii) die Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen, (iii) die Verringerung der Gewässerverschmutzung von besonders gefährlichen (prioritären) Stoffen, (iv) die Verringerung der Verschmutzung des Grundwassers sowie (v) die Verminderung der ökologischen Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren. Es wird ein flächenhafter und einzugsgebietsbezogene Ansatz verfolgt und die integrative Betrachtung der Gewässer angestrebt. Einzelne Landschaftskompartimente bleiben jedoch weitgehend unberücksichtigt (FEGER 2004). Dazu zählen etwa die Böden und ihre aktuelle Pflanzenbestockung sowie die oberflächennahen, hydrologischen Verbindungen von Böden und Gewässern.

Der erste Schritt der WRRL-Implementierung besteht in der Belastungsermittlung und der Bewertung der Auswirkungen auf die Gewässer. Grundsätzlich ist neben der Reduktion punktueller und diffuser Stoffeinträge die Verbesserung der Gewässerstrukturgüte (Gerinnebett, Uferzone) ein Hauptziel (WEILAND 2004). Die Mitgliedsstaaten werden innerhalb der WRRL zur Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen innerhalb eines EZG und zur Beurteilung der Gewässerempfindlichkeit auf festgestellte Belastungen verpflichtet (WEILAND 2004). Der dabei festzustellende Fokus auf mesoskalige Einzugsgebiete ist im zu hohen Aufwandaufwand auf mikroskaliger Betrachtungsebene begründet. Exemplarische Felddaten und -experimente in Kleinezugsgebieten dienen der Einordnung der Ergebnisse übergeordneter EZG (HANSJÜRGENS 2004). Durch diese Voraussetzungen werden landschaftsbezogene Wasser- und Stoffhaushaltsanalysen und -modelle notwendig.

1.6 Zielsetzungen der Arbeit

Die Mehrheit der stofflich orientierten Forschungsarbeiten und Dauerbeobachtungen werden entweder in der Standort- und Hangdimension oder in mittleren und großen Einzugsgebieten durchgeführt. Im Vergleich dazu werden Kleineinzugsgebiete mit einer Größe von 0.1 bis 10 km² eher vernachlässigt. Aus Sicht der landschaftsökologischen Praxis kommt gerade diesen Bereichen – auch aufgrund der Fläche – eine große Bedeutung zu. Aus Sicht der Forschung bieten Kleineinzugsgebiete die Möglichkeit, raum-zeitlich variierende Prozesse des Landschaftshaushaltes ausführlich zu untersuchen, Muster zu erkennen und eine Modellvorstellung zu formulieren. VOLK & STEINHARDT (2004) sehen das „quasi-geschlossene“ System als weiteren Vorteil. In der Schweiz widmen sich mittlerweile seit zwei bis drei Jahrzehnten intensive Forschungen den Prozessen Bodenerosion (Zsfg. in WEISSHAIDINGER & LESER 2006) und Phosphortransport (Zsfg. in FROSSARD et al. 2003). Die Verbindung von Einzugsgebiets- und Gerinneprozessen sowie der Zusammenhang von im Fließgewässer transportierten Schwebstoff und Phosphor und der Einfluss von Drainagen ist dagegen noch wenig untersucht.

Oberziel der vorliegenden Arbeit ist eine integrierte Einzugsgebietsanalyse im Untersuchungsgebiet Länenbachtal (2.6 km²), die unter Einbezug der Kompartimente Relief, Boden, Klima, Wasser, Bios (Kulturarten) sowie der Landwirtschaft kausale Aussagen zur Stoffmobilisierung und zum Stofftransport eines Agrarökosystems in der Kleineinzugsgebietsdimension bietet. Phosphor im Boden und Gewässer wird dafür als Indikator und konservativer Tracer für den Transfer von Stoffen aus landwirtschaftlichen Arealen in die Oberflächengewässer herangezogen (vgl. LITVIN & KIRYUKHINA 2004). Die Untersuchungen in wechselnden zeitlichen und räumlichen Skalen unterliegen dabei folgenden Zielsetzungen:

- Integrierte Einzugsgebietsanalyse: quantitative und qualitative Untersuchung räumlicher und zeitlicher Prozessmuster im Feststoff- und Phosphortransport und deren Beziehungen zu Abfluss (Dynamik von Ereignissen und Nicht-Ereignissen), Boden, Witterung, Landnutzung und einzelnen Landschaftselementen;
- Analyse des Beitrags von Drainagen und Siedlungsabwässern auf die stoffliche Belastung der Oberflächengewässer sowie deren Änderung des Landschaftswasserhaushalts;
- Beurteilung der Quellen- und Senkenprozesse von Oberboden, Hangbereichen und einzelner Fließgewässerabschnitte;
- Prüfung von kurz- und mittelfristigen Auswirkungen der Düngung auf das Oberflächengewässer bzw. die Nährstoffversorgung (Boden);
- qualitative Abschätzung des mittelfristigen Effekts der 1993 eingeführten Ökomaßnahmen;
- Ansätze zu Reduktionsmaßnahmen von diffusen und landwirtschaftlichen Punktquellen und
- grundsätzliche Überlegungen zu Fragen der landschaftsökologischen Skalen und Methodologie.

2 Untersuchungsgebiet

Das Länenbachtal ist seit 1983 Gegenstand angewandter landschaftsökologischer Forschungen des Geographischen Instituts der Universität Basel. Im Rahmen von Dissertationen, Diplom- und Lizentiatsarbeiten werden vor allem Untersuchungen zu Prozessen des Landschaftsstoffhaushaltes durchgeführt. Aufgrund dieser Arbeiten kann sich die vorliegende Dissertation umfangreichen Grundlagenmaterials bedienen. Im folgenden Kapitel wird das Untersuchungsgebiet (UG) Länenbachtal geographisch und landschaftsökologisch beschrieben, sodass für die Folgekapitel eine ortsbezogene und raumspezifisch-inhaltliche Orientierungshilfe vorliegt.

2.1 Geographische Einordnung

Das UG Länenbachtal ist rund 25 km ESE von der Stadt Basel in der Nordwestschweiz gelegen und gehört administrativ zur Gemeinde Rothenfluh, Kanton Basel-Landschaft (Abb. 2-1). Es bildet den nordwestlichen Teil der Gemeinde und grenzt mit der nördlichen Wasserscheide an das Möhlinbach-Einzugsgebiet und gleichzeitig an den Kanton Aargau. Der Länenbach ist ein nördlich ausgerichteter Zubringer der Ergolz, welche den Tafeljura von Osten nach Westen entwässert, ab Liestal in Richtung Norden fließt und in der Ortschaft Augst in den Rhein mündet.

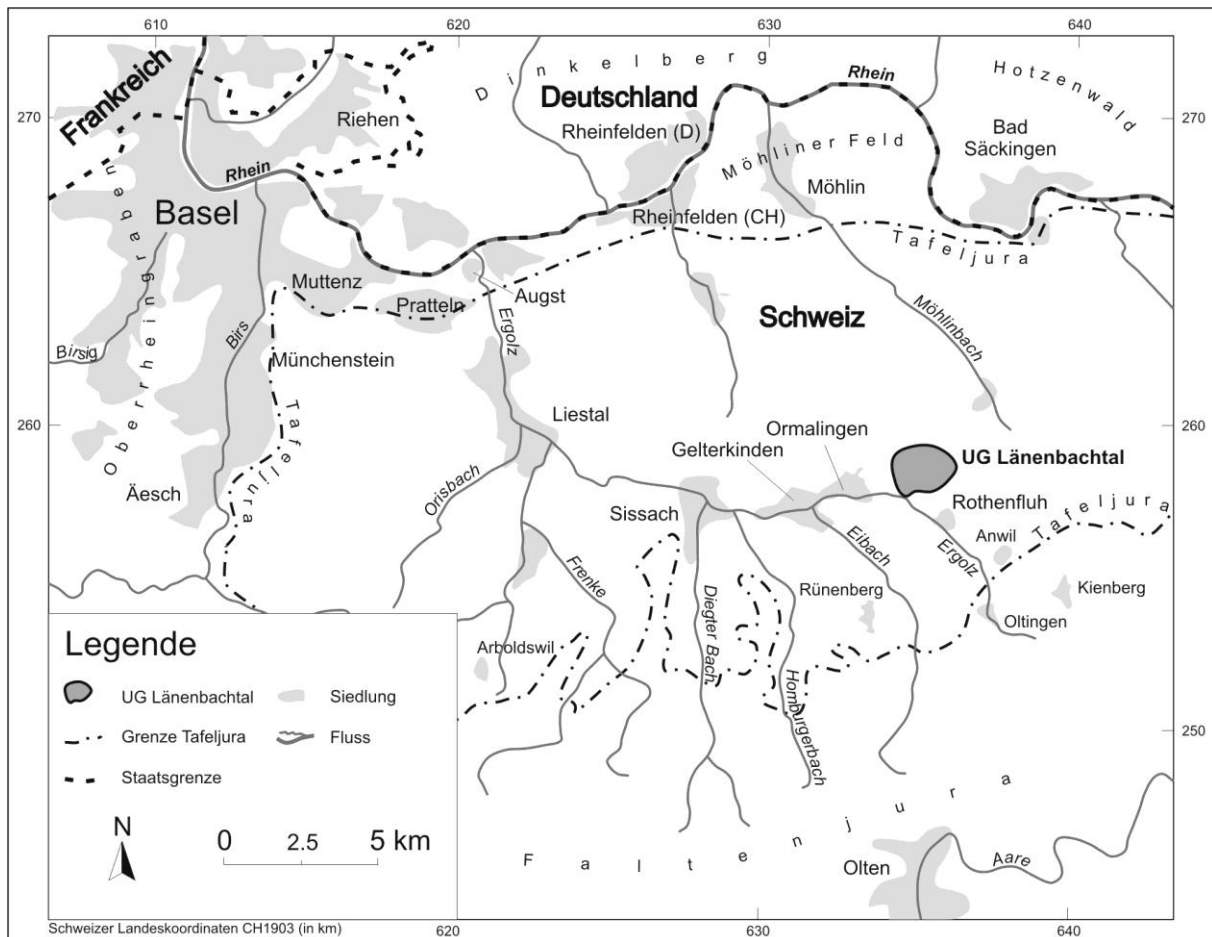


Abb. 2-1: Lage des Untersuchungsgebiets Länenbachtal in der Region Basel (Nordwestschweiz)

Das Länenbachtal ist ein repräsentatives Kleineinzugsgebiet des Tafeljura, ein geomorphologisch durch sanfte Mulden- und Sohlentäler und markante Schichtstufen sowie Karsthochflächen geprägter Naturraum (LESER 1982). Der Landschaftsraum beschränkt sich auf die Region östlich der Birs und südlich des Rheins, begrenzt durch Hochrhein und Möhliner Feld. Im Osten erstreckt sich der Tafeljura bis zur Aare; die südliche Ausdehnung wird vom Kettenjura (Faltenjura) auf der Linie Arboldswil und Oltingen begrenzt.

Die geologischen, geomorphologischen und klimatischen Bedingungen stellen einen Grundbaustein der landschaftsökologischen Funktionen dar. Im Speziellen sind die Landschaftsökofaktoren Wasser, Vegetation und Landnutzung direkt oder indirekt von ihnen abhängig, z.T. auch durch Rückkopplungen gekennzeichnet. In Tab. 2-1 wird eine Zusammenfassung der wichtigsten Einzugsgebietsmerkmale gegeben; detaillierte Ausführungen zu den einzelnen Landschaftsökofaktoren finden sich in den folgenden Unterkapiteln.

Tab. 2-1: Charakterisierung des Untersuchungsgebietes Länenbach (Quelle: LESER et al. 2002; VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991; OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007)

Größe	264 ha
Höhenlage	447-720 m ü. NN.
Relief	stark strukturiertes Kleinrelief, wölbungsreich, Geländemulden, Rutschungen
Hangneigung	7 bis 15°
Geologie	Wechsellagerung von durchlässigen und schlecht durchlässigen Substraten (Mergel, Ton, Kalkstein)
Böden	Lehm-Staugley-Braunerden dominieren landwirtschaftliche Nutzflächen ph-Werte: schwach sauer bis mittel alkalisch (6.2 - 8.2); auf Fruchtfolgeflächen signifikant höher Tongehalte: 11- 47 %; \bar{x} = 30 % Humusgehalte: 3.0 - 6.3 %; \bar{x} = 4.3 % (nur geringe Nutzungsunterschiede)
Bodenwasserhaushalt	Hangwasserbeeinflusst; häufig Hangwasseraustritte
Mittlerer Jahresniederschlag	1'023 mm (1986–2004; Station Rünenberg der MeteoSchweiz) Jahresniederschlag 2002: 1'090 mm; 2003: 624 mm; 2004: 898 mm
Landnutzung	146 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (55 %), davon: Fruchtfolgefläche: 33 %, Dauergrünland: 67 %, davon: 55 % beweidet; 50 % extensiv bewirtschaftet (1 bis 2 Schnitte pro Jahr, keine oder geringe Düngung) Biologischer Anbau: 25 % teilweise intensive Drainierung der Böden

2.2 Geologische Verhältnisse und Relief

Der Name „Tafeljura“ deutet bereits auf die Zeit der Gesteinsablagerung in der erdgeschichtlichen Periode des Jura hin. Die starken kontinentalen Einflüsse werden in dieser Periode zurückgedrängt, das Lias-Meer transgrediert und führt zu flachen Meeresbecken mit Wassertiefen bis 150 m, selten 200 m (H. FISCHER 1969). Die im Länenbachtal aufgeschlossenen Gesteinsformationen wurden im unteren bis mittleren Dogger sedimentiert. Reliefstruktur und Tektonik der Tafeljuralandschaft sind vorwiegend ein Ergebnis der im Mitteleozän begonnenen Absenkung des Oberrheingrabens, der einhergehenden Heraushebung der oberrheinischen Kristallinmassive und der resultierenden Zerrungstektonik sowie der pliozänen Kompressions- und Auffaltungsvorgänge im Zuge der alpinen Orogenese (H. FISCHER 1969; GÜRLER et al. 1987). Im Gegensatz zum Kettenjura ist der Tafeljura nicht gefaltet, jedoch durch nordost-südwestlich verlaufende Bruchlinien und Flexuren tektonisch stark überprägt. Im Untersuchungsgebiet ist vor allem das Wischbergmassiv von Verwerfungen und einer Bruchschollenstruktur geprägt, nur geringfügig das Plateau des Kai (VAVRUCH 1988).

Die im Länenbachtal durch die rückschreitende Fluvialerosion freigelegte Gesteinsfolge prägt die Tafeljuralandschaft und entspricht den Verhältnissen im gesamten Oberlauf der Ergolz (SCHWER 1994; VAVRUCH 1988). Zusammengefasst handelt es sich um unterschiedlich kalkhaltige Tone und Mergel sowie Kalksteine die in der Serie des Doggers vor ungefähr 188 Mio. Jahren sedimentierten. Der Bereich des Talbodens wird großflächig vom im Unteraalenium (Schwarzer oder Unterer Jura) abgelagerten Opalinuston eingenommen (Abb. 2-2), der eine Mächtigkeit von 90 bis 120 m aufweist (GEYER et al. 2003). Die Ablagerungen im Zeitabschnitt Oberaalenium bis Mittelbajocium entsprechen den Murchisonae-, Sonninen-, Sauzei-, Humphriesi- und Blagdeni-Schichten. Der das Landschaftsbild der Tafeljura prägende Hauptrogenstein bildet als Deckformation die Karsthochfläche von Kai und Wischberg. Der relativ harte Hauptrogenstein setzt sich aus fein- bis mittelkörnigen Kalkoolithen zusammen und weist eine Mächtigkeit von bis zu 80 m auf und fällt leicht nach Süden ab (GEYER et al. 2003).

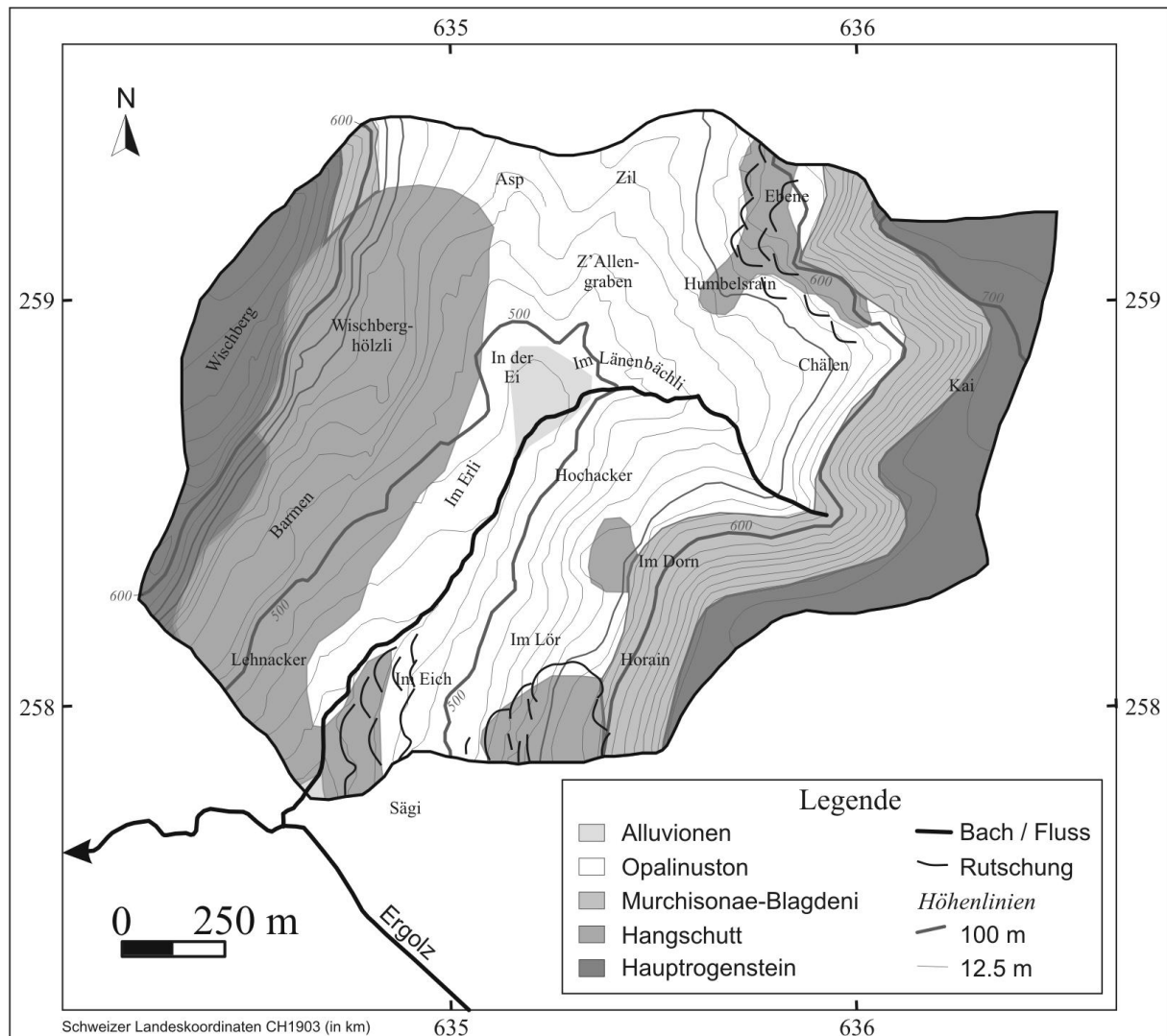


Abb. 2-2: Geologische Schichten, quartäre Rutschungen und ausgewählte Flurnamen im Untersuchungsgebiet Länenbachtal (Quelle geologische Schichten und Rutschungen: BUXTORF 1901; Quelle Flurnamen: EINWOHNERGEMEINDE ROTHENFLUH 2001)

Die eingezeichneten Fluren sind eine Auswahl, zudem ist die Schreibart der Flurnamen sehr unterschiedlich. Die Lage und die Schreibweise der Fluren sind der ‚Heimatkunde Rothenfluh‘ (EINWOHNERGEMEINDE ROTHENFLUH 2001) sowie dem Katasterplan 1:5'000 (Ausgabe 2004) entnommen.

Der Opalinuston ist geomorphologisch gesehen ein weiches Gestein. Er wird daher durch die Erosion vergleichsweise leicht ausgeräumt und ist zudem sehr rutschungsanfällig. Diese Gesteinseigenschaften führen zu gewölbten Landschaftsformen im Talboden. Dem Opalinuston entgegengesetzt bildet der Hauptrogenstein aufgrund seiner relativ harten Gesteinseigenschaften markante Schichtstufen aus, etwa die dem Dorf Rothenfluh nördlich zugewandte und namensgebende „Rote Flue“. Ausgelöst durch die ständigen klimatischen Schwankungen kam es zu wechselnden Phasen der Vegetationsbedeckung, Bodenbildung und nicht zuletzt Morphogenese. Eine erhebliche Umformung der Landschaft fand im Quartär statt, insbesondere seit der rissesezeitlichen Vergletscherung (HANTKE 1978; HÜGI 2004); das heutige Gewässernetz resultiert vorwiegend aus dem Quartär. Nach dem Abschmelzen der Riss-Eismassen wurden die neuen Talstrukturen infolge von Rutschungen im Opalinuston überprägt. Mit den Tonen gleiten auch die überlagernden Schichten talwärts und bilden Hangschuttdecken aus. Die Talflanken sind durch riss-würm-interglaziale Verwitterungsdecken des Opalinustons, sog. Hanglehne, und würmzeitliche Solifluktionsbewegungen mit dem Gehängeschutt des Hauptrogensteins sowie der unterlagernden Schichten vermischt und bedeckt (VAVRUCH 1988). Durch die intensive Umgestaltung der Landschaftsformen im Quartär entstanden sehr kleinräumige und markante Geländeformen, die auch in den lokalen Ortsbezeichnungen, den Flurnamen (Abb. 2-2), auftauchen. In Anpassung an die Geländeformen entwickelte sich eine sehr klein strukturierte und

abwechslungsreiche Landnutzung. Der nutzende Mensch ist auch selber in der Landschaftsformung tätig. Kleinere Rotationsrutschungen sind in den steileren und beweideten Flächen zu beobachten. Als Folge der intensiven Landnutzung ist eine Änderung des Wasserhaushalts und der Hydrodynamik gegeben, die eine verstärkte fluviale Erosion bewirkt. Diesen eher indirekten Auswirkungen stehen die direkten Eingriffe des Menschen gegenüber:

- Abbau von Kalkstein oder Verwitterungsmaterial – z.B. im NW-Teil unterhalb des Wischbergs,
- Auffüllungen von stark gewellten und schwer bearbeitbaren Rutschungsflächen – z.B. in der Flur Zil,
- Schaffung von Sedimentationsräumen – z.B. hinter der Panzersperre in der Flur Zil,
- Viehtritt durch die Beweidung und in Folge rezente Rutschungsdynamik – z.B. in den Fluren Chälen und Humbelsrain,
- Eindahlungen und Verbau von Fliesspfaden und Bächen – z.B. Chälenbach und Ergolz,
- Bachbegradigungen und -umlegungen – z.B. Im Länenbächli und
- Verstärkung der natürlichen Erosionsprozesse durch die Bodenbearbeitung.

In der Flur Asp ist eine Deponie für rund 0.3 Mio. m³ Inertstoffe geplant. Bei Inertstoffen handelt es sich um mineralische Abfälle mit einem geringen Schadstoffgehalt, bei denen keine Abbauprozesse stattfinden (ROHRBACH 2005). Wenn auch die Belastung von Luft und Gewässer als gering angesehen werden kann, so bedeuten die Anlage und die Auffüllung der Deponie einen starken Eingriff in das Landschaftsbild.

2.3 Klimatische Verhältnisse

Das Klima des Tafeljura ist durch milde und kühlere Temperaturen in den Tallagen bzw. an den Bergrücken gekennzeichnet. Die Jahresdurchschnittstemperatur der Gemeinde Rothenfluh ist im Atlas der Schweiz zwischen 7.9 (Kei) und 8.9° C (Rothenfluh) angegeben (SWISSTOPO 2004). Mit Niederschlägen von rund 1100 mm hebt sich der Tafeljura gegenüber dem südlichen Oberrheingraben mit rund 750 mm stark ab. Aufgrund der Talaustrichtung der Ergolz herrschen West- und Ostwinde (Bise) vor, wobei erstere dominieren. Wie auch der südliche Oberrheingraben und das westliche Hochrheingebiet ist dieser Teil des Tafeljura durch eine hohe Anzahl an Sonnentagen geprägt. Die Vegetationsperiode erstreckt sich über 190 bis 210 Tage (KANTON BASEL-LANDSCHAFT 1997). Durch die angesprochenen heterogenen Reliefformen und eine stark strukturierte Landnutzung im UG wird das mesoskalige Klima lokal modifiziert – es entstehen unterschiedliche Mikro- oder Geländeklimastandorte.

Im Zuge der Untersuchung interessieren besonders die Niederschlagscharakteristika (Menge, Intensität, Verteilung und Variabilität), Temperaturverhältnisse sowie Bodentemperatur und -feuchte. Der Tafeljura ist ein typisches Sommerregengebiet. SEILER (1983) gibt eine durchschnittlich bedeutend höhere Niederschlagsmenge für den Zeitraum Juni bis August an, zudem übertreffen die Intensitäten dieser Periode jene des restlichen Jahres. Die Variabilität der Niederschläge von 1901 bis 1980 analysiert SEILER (ib.) anhand der Stationen Oltingen und Kilchberg (s. Abb. 2-1). Der Autor weist eine in den Jahren 1941 bis 1980 niederschlagsärmere Periode verglichen mit der von 1901 bis 1940 aus, die vor allem auf abnehmende Sommerniederschläge zurückzuführen ist. Geringere Niederschlagszunahmen in den Monaten November, Januar und Februar können dieses sommerliche Defizit nicht ausgleichen.

2.3.1 Niederschlagsverteilung

Der Niederschlag beträgt 2002, 2003 und 2004 1162, 623 bzw. 898 mm (895 mm im Durchschnitt). Verglichen mit den durchschnittlichen jährlichen Niederschlägen der Station Rünenberg von 1023 mm (1986-2004) ist die Untersuchungsperiode eher trocken (vgl. Tab. 2-2). Der Untersuchungszeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004 ist dabei durch zwei vom Durchschnitt abweichende Witterungsperioden gekennzeichnet:

- den niederschlagsreichen Herbst 2002 und
- den trockenen Sommer 2003.

Tab. 2-2: Monatliche Niederschlagswerte 2002, 2003 und 2004 sowie statistische Kennwerte (1987-2001) der meteorologischen Station Rünenberg (Datenquelle: MeteoSchweiz)

Niederschlag [mm]	2002	2003	2004	Mean	Minimum	Maximum	Std.-Abw.
Januar	10.4	53.5	114.9	47.5	12.6	112.6	32.0
Februar	61.9	23.7	34.1	62.5	13.1	167.2	40.3
März	42.8	39.3	57.3	69.0	22.1	194.8	46.0
April	62.7	45.0	30.7	84.8	25.6	146.1	39.2
Mai	138.4	84.2	81.9	101.6	37.1	205.5	52.7
Juni	67.5	27.2	103.7	128.1	52.5	200.5	47.1
Juli	102.1	64.6	102.8	123.0	90.0	191.5	28.1
August	135.5	56.2	108.3	94.4	21.6	177.1	40.6
September	122.6	37.4	60.8	99.5	35.3	170.5	41.8
Oktober	148.1	104.2	131.6	83.9	12.9	138.6	34.6
November	207.9 [†]	49.0	23.3	81.4	18.3	167.7	43.1
Dezember	62.3	39.3	48.7	72.5	22.1	132.8	29.9

[†] Absolutes Monatsmaximum der Station Rünenberg seit Beginn der Messreihe im Jahr 1987.

Die Niederschlagssumme von Mai bis November beträgt 2002 mehr als das Doppelte von 2003 (922.1 bzw. 422.8 mm), verursacht vor allem dadurch, dass 2002 insgesamt fünf Monate über dem langjährigen Durchschnitt 1987-2001 liegen. Dagegen sind 2003 insgesamt nur zwei Monate (Januar und Oktober) mit überdurchschnittlichem, alle weiteren mit unterdurchschnittlichem Niederschlag; Juni und Juli unterbieten die bisherigen Minima des jeweiligen Monats. Bemerkenswert ist dabei die trockene Periode von Februar bis April, in welcher die Länenbachquelle bereits trocken fällt. Neben der täglichen Niederschlagsmenge sind im August bis November 2002 auch die täglichen Niederschlagsintensitäten bedeutend höher als im übrigen Zeitraum. So sind im August 2002 etwa die Hälfte der Tage mit Niederschlag solche mit über 10 mm pro Tag.

2.3.2 Lufttemperatur, Bodentemperatur und Bodenfeuchte

Die Parameter Bodenfeuchte und Bodentemperatur steuern den Landschaftsstoffhaushalt wesentlich mit (z.B. Oberflächenabfluss und Makroporenfluss). Gefrorene Böden verhindern die Infiltration von Oberflächenwasser und bedingen lateralen Abfluss an der Oberfläche. Ähnlich wirken wassergesättigte Böden. Bei Austrocknung der Böden kommt es infolge von Trockenrissbildung hingegen zu einer Verminderung des Oberflächenabflusses in der topischen Dimension. Die Lufttemperatur der Untersuchungsperiode weicht insbesondere in der Trockenperiode 2003 vom langjährigen Mittel ab (Tab. 2-2); ähnliches gilt je nach vorliegender Landnutzung für die Bodentemperatur.

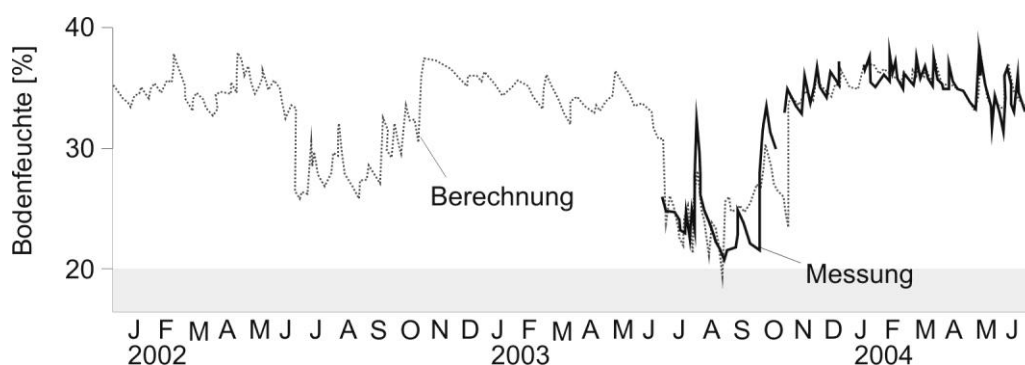


Abb. 2-3: Gemessene und berechnete Bodenfeuchte (Tagesmittel) vom 01.01.2002 bis 30.06.2004

Die beobachtete Trockenrissbildung beginnt bei ungefähr 30 % Bodenfeuchte (hellgrau) und ist bei unter 25 % sehr intensiv (grau). Bei der Bodenfeuchte ist in trockensten Perioden die Messung durch Schrumpfungsrisse stark beeinträchtigt. Daher sollten weniger die absoluten Werte der Bodenfeuchte betrachtet werden, sondern mehr der saisonale Verlauf.

Generell reagiert das Grünland ausgeglichener als die Schwarzbrache. Die in Abb. 2-3 dargestellte Bodenfeuchte repräsentiert das Mittel aus Schwarzbrache und Grünland in 5 cm Bodentiefe. Bis zum Juni 2003 wird eine berechnete Bodenfeuchte integriert, basierend auf einer Korrelation von gemessener Bodenfeuchte zu Vorregenindex und Basisabfluss (vgl. Kapitel „Methodik“).

2.4 Hydrologische Grundlagen

Das oberirdische Einzugsgebiet des Länenbachs wird im Osten vom Kai und im Westen vom *Wischberg* begrenzt. Der Aspsattel bildet im Norden den Übergang zum Einzugsgebiet des Möhlinbaches (Kanton Aargau). Der Länenbach entwässert in Fließrichtung Süden im Ortsteil Sägi in die Ergolz und stellt ein Einzugsgebiet 1. Ordnung nach STRAHLER (1964) dar. Die Kleinzugsgebiete des Tafeljura sind durch eine hohe Variabilität des Abflusses und des Stofftransports gekennzeichnet. Das Abflussgeschehen wird größtenteils durch den verkarstungsfähigen Haupttrogenstein und den stauenden Opalinuston gesteuert. Durch die an den Flanken positionierten Hangschuttdecken und Hanglehne und nicht zuletzt durch die Landnutzung wird die Abflussdynamik zusätzlich modifiziert.

Der Länenbach ist normalerweise ganzjährig wasserführend. Im Sommer 2003 fällt er während mehrerer Monate über weite Strecken trocken. Die ersten Zuflüsse erfährt der Bach in solchen Trockenperioden durch Drainage- oder Einzelhofzuflüsse. Der Oberflächenabfluss wird zu einem großen Teil aus dem Drainage- und Kanalnetz gebildet. Das natürliche Bachbett des Länenbaches ist dadurch vor allem nach der Einleitung des Drainagesammelnetzes aus den Fluren Asp und Zil einer modifizierten Hydrodynamik ausgesetzt. Niederschlag und Abfluss variieren in der Untersuchungsperiode an allen Pegeln sehr stark (vgl. Tab. 2-3). Im Jahr 2002 ist der Herbst die abflusswirksamste Periode. Insgesamt ist der Zeitraum 2003 und erstes Halbjahr 2004 durch unterdurchschnittliche Niederschläge und folglich sehr geringe Abflüsse gekennzeichnet.

Tab. 2-3: Abflusscharakteristika der hydrologischen Stationen 2002 bis 2004 (Tagesmittelwerte) (Quelle Ergolz: BAFU)

			P50 (L2)	P51 (L4)	P52 (D1)	Ergolz Ormalingen
2002	Mittlerer Abfluss	[l s ⁻¹]	20.9	6.8	4.5	443.4
	Abflusssspende	[l s ⁻¹ km ⁻²]	8.0	7.5	7.0	18.7
2003	Mittlerer Abfluss	[l s ⁻¹]	5.1	3.6	2.0	212.8
	Abflusssspende	[l s ⁻¹ km ⁻²]	1.9	4.0	3.1	9.0
2004	Mittlerer Abfluss	[l s ⁻¹]	25.1	6.1	4.3	447.6
	Abflusssspende	[l s ⁻¹ km ⁻²]	9.8	6.9	6.8	14.2
2002	Maximaler Abfluss	[l s ⁻¹]	284.7	39.8	30.9	3905.9
-	Abflusssspende	[l s ⁻¹ km ⁻²]	109.0	44.0	48.3	164.8
2004	Niedrigwasserabflussmenge	[l s ⁻¹]	0.0	0.0	0.0	55.5

SCHWER (1994) zufolge zirkuliert Wasser hauptsächlich in den Bruchzonen, Spalten und Klüften des Haupttrogensteins sowie an den Schichtflächen der Mergel- und Tonwechsellagerungen. Zudem nimmt der Autor an, dass der von Norden nach Süden streichende Grabenbruch östlich des Wischbergmassivs hydrologisch gesehen wenig Einfluss aufweist. Da schlecht durchlässige Formationen im UG flächenmäßig überwiegen, kommt es laut PRASUHN (1991) zu schnellem Reaktionsvermögen der Wasserläufe nach Niederschlägen. Umfangreiche Grundwasserkörper schließt der Autor für das Länenbachtal aus. Aufgrund des Kalkgehalts der Oolithen ist der Haupttrogenstein ein verkarstungsfähiges Gestein und dadurch ein wesentlicher Regler der hydrologischen Verhältnisse im Gebiet. Insbesondere die Wechsellagerungen von Mergel, Kalken und Tonen sowie der wasserundurchlässige Opalinuston bilden die Quell- und Hangwasseraustrittsbasis der Karstwässer.

Die Drainagen der Teileinzugsgebiete Asp-Zil und Chälen wurden vorwiegend in den Jahren 1937 und 1938 angelegt (W. EGLIN, mündliche Mitteilung). Die Tonrohre sind durchschnittlich in einer Tiefe von 120-140 cm in einem Abstand von ungefähr 10 bis 15 m verlegt. Die Sammelleiter sind dem Gelände angepasst in den morphologisch vorgegebenen Tiefenlinien angelegt. Die Drainsysteme dienen dazu, den Stauwasserhorizont in den niederschlagsreichen und verdunstungsarmen Perioden (Grundwasser) zu senken. In den trockenen Perioden fällt dieser Horizont unter das Niveau der

Drainagen ab oder der Stau- und Grundwasserkörper löst sich vollständig auf. Der Drainageabfluss im Untersuchungsgebiet kann sich je nach Witterungsbedingungen aus folgenden Komponenten zusammensetzen: (i) Matrixfluss, (ii) Makroporenfluss, (iii) Hofabwasser und Wasser aus privaten Kleinkläranlagen sowie (iv) abgeführter Oberflächenabfluss von Strassen, Wegen, Talwegen, Fruchtfolgeflächen und Grünland.

2.5 Substrate und Böden

Der Boden ist im Landschaftsökosystem ein integrales Resultat aller anderen räumlichen und zeitlichen Umweltfaktoren und -prozesse. Neben dem Klima regelt v.a. das Substrat, also die obersten ein bis zwei Meter der Lithosphäre, die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften (MOSIMANN 1980). Periglaziale Klimabedingungen und Prozesse (Solifluktion, Kryoklastik) im Quartär führen zur Entstehung mächtiger Schutt- und Lehmdecken, die durch Umlagerungs- und Vermischungsprozesse in diversen Typen vorliegen (VAVRUCH 1988). Je nach Bodenart und Skelettgehalt variiert die Durchlässigkeit der Substrate sehr stark. Tonreiche Gehängelehme des verwitterten Opalinustones besitzen eine schlechte Durchlässigkeit und sind maßgebliche Areale für Hangwasseraustritte. Hangschutt-Hanglehm-Gemische und Hangschutt-Substrate (feinmaterialarm) hingegen besitzen eine gute bzw. sehr gute Durchlässigkeit (vgl. PRASUHN 1991). Im Untersuchungsgebiet Länenbachtal liegen flächendeckend Kartierungen der Bodentypen nach schweizerischer Nomenklatur (KANTON BASEL-LANDSCHAFT 1997) sowie der Bodenformen (VAVRUCH 1988) vor (Abb. 2-4).

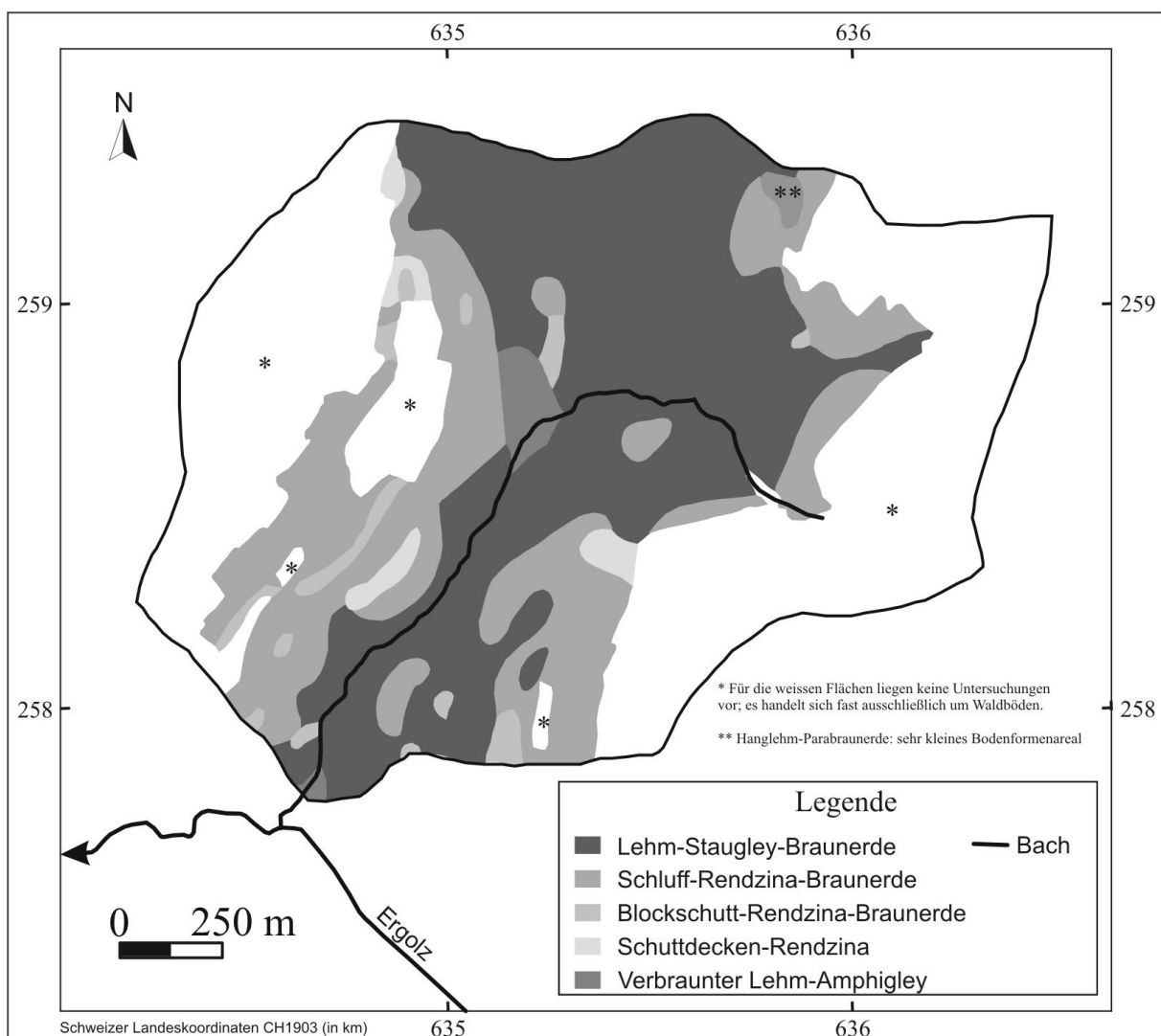


Abb. 2-4: Bodenformen im Untersuchungsgebiet Länenbachtal nach VA VRUCH (1988)

Eine detaillierte Beschreibung der Bodenformen, auf Grundlage einer Klassifikation nach LIEBEROTH (1969) ist Inhalt der Dissertation von VAVRUCH (1988). Im Folgenden werden die Bodenformen der von ihm beschriebenen Leitprofile stichwortartig zusammengefasst und durch PRASUHN (1991) sowie eigene Erhebungen ergänzt:

(i) Lehm-Staugley-Braunerde:

Allgemeines: Bodenformenareal mit dem größten Flächenanteil im UG; umfasst Pseudogley-Braunerde, Hangpseudogley, Pseudogley sowie Pelosol-Pseudogley und Pseudogley-Pelosol. Trockenrissbildung mit einer Breite von bis zu 5 cm, einer Tiefe > 1 m, Polygonbildung von etwa 70 cm Durchmesser. *Nährstoffe:* durch Trockenrisse starke Veränderung der Infiltration; Einspülprozesse von Oberbodenmaterial in die Trockenrisse, insbesondere bei Starkniederschlägen; geringe Regenwurmaktivität; niedriger Gehalt an organischer Substanz (OS); geringer Ca-Gehalt, hohe bis sehr hohe Nährstoffgehalte im IISd-Horizont infolge Eisenphosphat-Fällung und Einspülung von Oberbodenmaterial (und Düngung) in Trockenrisse; gute Filtereigenschaften des Bodenkörpers; *Nutzung:* hohe Verdichtungsgefährdung; wichtigster Wiesen- und Ackerstandort; z.T. systematisch drainiert; seit Einführung der Ökomaßnahmen Rückgang der Ackerbaufläche zugunsten der Wiesen und Weiden. *Erosionsanfälligkeit:* große Kohäsion und Aggregatstabilität bedingt geringe Erosionsanfälligkeit; variiert aufgrund der Quellungs- und Schrumpfungsprozesse sehr stark; kein Abtrag während ausgedehnter Trockenperioden infolge von Trockenrissbildung; bei Konvektionsgewittern Schäden durch Flächenspülung; Bodenerosion meist im Zusammenhang mit lang andauernden Niederschlägen auf stärker geneigten Flächen und in Talmulden (Talweg); z.T. starke Oberflächenverschlammung.

(ii) Verbraunter Lehm-Amphigley:

Allgemeines: Gleye, Gley-Kolluvien und Pseudogley-Kolluvien kommen im Talgrund vergesellschaftet vor; Grund- und Stauwassereinfluss. *Stoffliches:* ähnlich den Pseudogleyen. *Nutzung:* Ackerbau und Grünland. *Erosionsanfälligkeit:* kleinflächiges Bodenformenareal, meist nur schwach geneigt; bedeutende Erosionsschäden entstehen nur bei Talwegerosion.

(iii) Blockschutt-Rendzina-Braunerde:

Allgemeines: große Gesteinsblöcke in variierender Tiefe; hohe Porenvolumina und daher ungehinderte Wasserzirkulation, geringes Wasserhaltevermögen und gute Luftversorgung. *Stoffliches:* hohe OS; unbeschränkte Kalkzufuhr, hohe Mg-Versorgung; Kalium und Phosphor sind in hohen Mengen verfügbar; geringe Filterfunktion gegenüber gelösten Stoffen; gute Nährstoffverfügbarkeit. *Nutzung:* aufgrund von Flachgründigkeit, Skelettgröße, temporärem Wasserdefizit und der Relieflage meist als Weide genutzt. *Erosionsanfälligkeit:* minimales Erosionsrisiko, stabiles Bodengefüge, hoher Steingehalt (auch an der Oberfläche) und gute Wasserdurchlässigkeit verhindern Oberflächenabfluss.

(iv) Schuttdecken-Rendzina:

Allgemeines: vor allem im Bereich der Bruchschollen östlich des Wischbergs; Vergesellschaftung mit der Blockschutt-Rendzina, meist an weniger markanten Geländepartien; kleinerer Skelettdurchmesser als bei der Blockschutt-Rendzina; große Mächtigkeit des Lockersubstrates; hohe Porosität (v.a. Grobporen) und als Folge hohe Durchlässigkeit und geringe Wasserspeicherkapazität; günstiger Lufthaushalt. *Stoffliches:* mäßiger OS-Gehalt; hohe Verfügbarkeit an Ca, Mg und K; P₂O₅-Gehalt sehr niedrig; vergleichsweise geringe Filterwirkung gegenüber gelösten Stoffen. *Nutzung:* bei längerer Trockenheit schlechte Wasserversorgung und Austrocknung; wird als Grünland und zum Teil für die Fruchtfolge genutzt. *Erosionsanfälligkeit:* ähnlich jener der Blockschutt-Rendzina.

(v) Schluff-Rendzina-Braunerde:

Allgemeines: verbreitete Bodenform auf steileren Ober- und Mittelhangpartien der Hangschuttsubstrate; Vergesellschaftung mit der Schuttdeckenrendzina; niedriger Grobporenanteil und geringere Wasserdurchlässigkeit als Schuttdecken-Rendzina und Blockschutt-Rendzina; bei anhaltender Trockenheit Trockenrissbildung bis zur Skelettschicht; unterhalb der Skelettschicht schluffig-toniger Lehm mit schlechter Durchlässigkeit und hohe Lagerungsdichte; durch mächtigen Oberboden gute Wasserspeicherung und ideale Feldkapazität; starke Modifikation der Versickerungsbedingungen durch Trockenrisse; hoher lateraler Abfluss aufgrund des Profilaufbaus

und der Geländeneigung. *Stoffliches*: gute K-, Ca- und Mg-Versorgung; P_2O_5 -Gehalt gering; gute Filterfähigkeit der gelösten Stoffe im Oberboden. *Nutzung*: Grünland und Ackerbau. *Erosionsanfälligkeit*: geringes Erosionsrisiko; an einzelnen Stellen Wasserstau und lokale Erosion; durch Oberbodenverdichtung vereinzelte Abspülungen.

(vi) **Hanglehm-Parabraunerde:**

Allgemeines: Sehr kleinflächiges Bodenformenareal, das durch die Einwehung und solifluidale Umlagerung von Löss erklärt werden kann; hoher Grobporenanteil und gute Durchlässigkeit im A_h (und A_p); im B_t höherer Mittelporenanteil; Fe- und Mn-Konkretionen deuten auf temporären Wasserstau über S_{wd} -Horizont hin; hohe Feldkapazität. *Stoffliches*: geringer Ca-Gehalt; Mg-, K- und mittelmäßige P_2O_5 -Versorgung. *Nutzung*: Grünland (wird vor der Einführung der Ökomaßnahmen als Ackerbaufläche kartiert). *Erosionsanfälligkeit*: aufgrund der ausschließlichen Grünlandnutzung und geringen Geländeneigung als gering einzustufen.

2.6 Vegetation, Landnutzung und Landwirtschaft

Die Landnutzung im Allgemeinen und die Landwirtschaft im Speziellen hängen von den beschriebenen Landschaftsökofaktoren ab. Die steilen Schichtstufen und Plateaus (Hauptrogenstein) sind bewaldet und forstwirtschaftlich genutzt; die sanfter geneigten Areale des Opalinuston werden entweder als Grünland oder Fruchtfelder genutzt. Im UG Länenbachtal ist die Landwirtschaft die dominierende Landnutzungsform (Abb. 2-5).

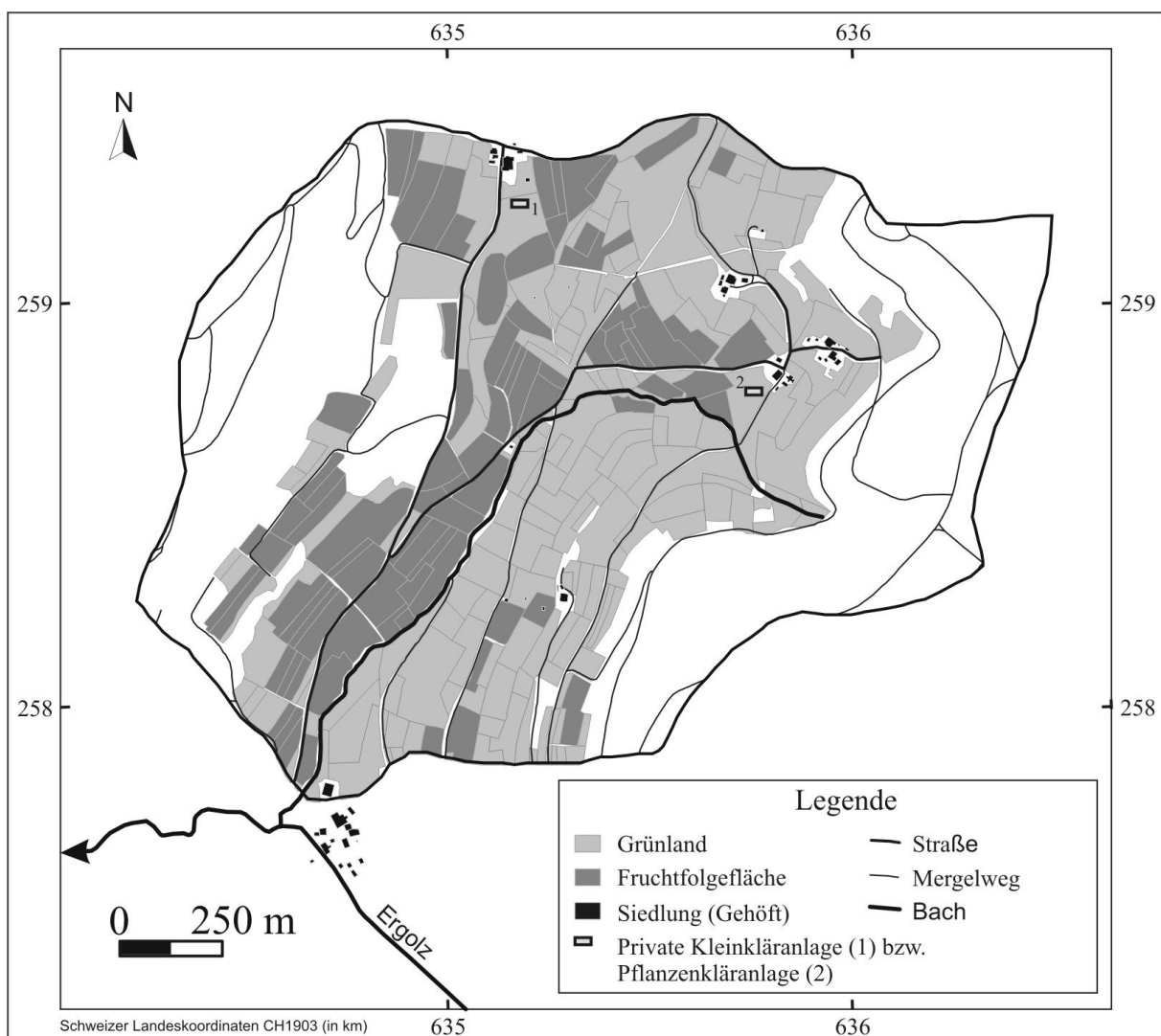


Abb. 2-5: Allgemeine Landnutzung im Untersuchungsgebiet Länenbachtal

Dieses Landschafts- oder Agrarökosystem wird nicht nur von den Geoökofaktoren, vielmehr auch von sozioökonomischen und agrarpolitischen Bedingungen beeinflusst. In diesem Prozessgeflecht wird die ehemalige Naturlandschaft zu einer vom Menschen modifizierten Kulturlandschaft gestaltet. Je nach Intensität der menschlichen Eingriffe entstehen zeitlich variable und räumlich heterogene Rückkopplungen im Landschaftsökosystem, die zu leicht bis sehr stark veränderten Stoff- und Energieflüssen an einem Standort sowie im gesamten Landschaftshaushalt führen können. Die resultierenden Veränderungen sind von sehr kurz- bis sehr langfristiger Natur. Aus diesen Gründen wird in den folgenden zwei Abschnitten neben der aktuellen auch die historische Entwicklung der Landnutzung erläutert.

2.6.1 Historischer Kulturlandschaftswandel

Die Dreifelderwirtschaft, die sich bereits im 10. Jahrhundert n. Chr. entwickelte, schließt in einer dreijährigen Bewirtschaftungsperiode eine einjährige Ruhephase des Feldes ein. Eine Weiterentwicklung stellt die Dreizelgenwirtschaft im 12. Jahrhundert dar, in der die ackerbaulich geeigneten Flächen in drei Zelgen unterteilt werden, in denen die Fruchtfolge genau geregelt ist. Die dazumal ausgewiesenen Zelgen „Ob der Kirch“, „Vor Buech“ und „Vor Logligen“ umfassen teilweise auch heutiges Waldland (vgl. EINWOHNERGEMEINDE ROTHENFLUH 2001). SEILER (1980) vermutet schon in dieser Periode eine Häufung von markanten Bodenerosionsereignissen. Er führt dies auf die großen und einheitlich bewirtschafteten Zelgen mit langen vegetationslosen Phasen (Schwarzbrache) zurück. Vom Flurzwang der Dreizelgenwirtschaft wird erst im 18. Jahrhundert abgewichen, wodurch auch Einzelparzellen individuell bewirtschaftet werden können. Durch wesentlich kleinere Strukturen und die Einführung des Kleeanbaus zu dieser Zeit, ist eine Verringerung der Erosionsgefährdung anzunehmen (SEILER 1983). Im Weiteren führt laut SCHAFFNER (1967) die Seidenbandweberei zu einer zusätzlichen Extensivierung und Zerstückelung der Parzellen. Im 19. Jahrhundert kommt es in Folge der Französischen bzw. Helvetischen Revolution zu einer Umgestaltung der Eigentumsverhältnisse von Grund und Boden. Dabei werden vornehmlich Äcker in steilen Gebieten in Grünland umgewandelt, einige Ackerkulturen verschwinden dabei komplett (z.B. Hanf und Flachs). Zudem werden die ersten Gehöfte außerhalb des Dorfes gebaut, wie etwa in Humbelsrain (EINWOHNERGEMEINDE ROTHENFLUH 2001). Erst mit dem Niedergang der Seidenbandweberei in der Zeit des Ersten Weltkriegs wird die Landwirtschaft wieder über die reine Selbstversorgung hinaus betrieben (SCHAFFNER 1967). In den 1930er Jahren führt die systematische Drainage einiger Fluren zu zusätzlichen Flächen für die Landwirtschaft und verbesserten Produktionsmöglichkeiten. Der technische Fortschritt und die Substitution der manuellen Arbeitskraft durch effizientere Maschinen löst weitere Produktionssteigerungen aus. Zu einer starken Zunahme des Ackerlandes trägt der „Wahlen-Plan“ während des Zweiten Weltkriegs bei, mit dem Ziel, die Eigenversorgung der Schweiz mit landwirtschaftlichen Gütern zu sichern. Mit der Mechanisierung und der Drainage weiter Teile des Länenbachtals wandelt sich einerseits das Landschaftsbild, aber andererseits auch der Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes stark.

Tab. 2-4: Landwirtschaftliche Nutzung in der Gemeinde Rothenfluh nach Hauptkulturen (Quelle: EINWOHNERGEMEINDE ROTHENFLUH 2001, verändert)

Nutzung [in ha]	1939	1955	1965	1975	1980	1990
Landwirtschaftliche Nutzfläche	432	437	421	400	392	379
Offenes Ackerland	79	102	92	95	93	100
Getreide	52	75	68	70	60	79
Knollen und Wurzeln	22	23	13	2,5	1,2	0,4
Silomais	0	0	10	21	31	20
Futterbau	353	335	329	300	294	278
Kunstwiesen	298	250	238	212	206	194
Weiden	3	9	47	51	55	42

Neben diesen technischen Eingriffen sind es in den letzten Jahrzehnten v.a. gesellschaftliche und agrarpolitische Veränderungen, die das Landschaftsbild erneut ändern. Einen Überblick der Nutzungsentwicklungen von 1939 bis 1990 gibt Tab. 2-4. Die Einführung der Milchkontingente

bewirkt eine Zunahme der Viehwirtschaft, der Ackerbau wird vermehrt in steileren Arealen aufgenommen – der Druck auf das Landschaftsökosystem steigt wiederum. Der in den 1950er Jahren dominierende Kartoffelanbau ist im heutigen Landschaftsbild fast vollständig verschwunden und fast nur mehr in Hausgärten anzutreffen. Seit Beginn der 1960er Jahre nimmt stattdessen die Fläche der Maiskulturen ständig zu. Seit den 1990er Jahren – und der Einführung der Ökomaßnahmen – ist eine Abnahme der Flächen mit Mais zu verzeichnen. Eine geplante Flurbereinigung, wie sie andere Gemeinden durchführten, lehnt das Stimmvolk der Gemeinde Rothenfluh bisher ab. Das Länenbachtal ist somit auch heute noch durch kleine Parzellengrößen gekennzeichnet. Daraus resultiert – neben dem höheren Aufwand für die Landwirte – eine vergleichsweise extensive Landwirtschaft, die sich in einer geringeren Bodenerosionsanfälligkeit auswirkt.

2.6.2 Aktuelle Landnutzung

Von den 262 ha des Einzugsgebietes Länenbachtal sind im Zeitraum 2002 bis 2004 112.4 ha (42.9 %) Wald und Ufergehölz, 95.8 ha (36.6 %) Grünland – davon 55 % beweidet und 50 % extensiv bewirtschaftet – und 45.3 ha (17.3 %) Fruchtfolgeflächen (davon rund 22 ha Kunstwiese). Die Gehöftflächen betragen ungefähr 3.9 ha (1.5 %) und die Fläche der Straßen und Mergelwege immerhin 4.3 ha (1.7 %). Die restlichen ungefähr 0.1 % der Fläche teilen sich auf Landschaftselemente wie z.B. Gewässer oder militärischen Anlagen außer Nutzung auf. Erwähnenswert ist zudem, dass 25 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) nach Richtlinien der Biologischen Landwirtschaft bewirtschaftet werden. Diese Flächen liegen v.a. im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes. In Bezug auf die Drainagesysteme existieren vor allem für die EZG P51 und P52 gute Grundlagen, für den restlichen Teil des Länenbachtals bestehen nur sehr ungenaue oder keine Angaben; zumindest 15 % der LNF sind intensiv und systematisch drainiert. Zwei der Höfe verfügen über eine private Kleinkläranlage (1 Pflanzenkläranlage), die über Sammelleiter in den Bach entwässern. Da der Länenbach während längerer Trockenperioden sehr wenig Wasser führt oder austrocknet, kommt dem Abwasser von Gehöften ökologisch eine besondere Bedeutung zu.

Die Fruchtfolgen werden heutzutage schweizweit zu flexiblen Kulturabfolgen abgewandelt (PRASUHN & GRÜNIG 2001). Winterweizen, Wintergerste und Triticale stellen im Zeitraum 2002 bis 2004 die wichtigsten Kulturarten dar; Sommergetreide spielt dagegen kaum mehr eine Rolle. Aus der in Tab. 2-5 zusammengefassten Veränderung der Kulturartenanteile wird seit dem Ende der 1980er Jahre und der Einführung der Ökomaßnahmen 1993 eine starke Reduktion des Maisanbaus deutlich. Der Kunstwieseanteil war insbesondere 2004 höher, vermutlich ausgelöst durch die Trockenperiode 2003.

Tab. 2-5: Veränderung der Kulturartenanteile seit Einführung der Ökomaßnahmen im Länenbachtal (Datenquelle 1983-1990: VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991)

Kulturart [ha]	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	M1	2002	2003	2004	M2
Fruchtfolgefläche	64.6	64.6	64.6	64.6	64.6	64.6	64.6	64.6		45.3	45.3	45.3	
Kunstwiese	21.3	22.9	22.7	21.9	24.9	21.3	21.4	20.7	22.1	18.6	21.5	25.2	21.8
Mais	17.2	13.9	13.5	17	13.9	12.7	10.4	8.1	13.3	4.5	0.0	0.0	1.5
[%]	27	22	21	26	22	20	16	13	20	10	0	0	3
Wintergerste	7.9	11.5	17.9	15	14.7	14.7	13.9	18.7	14.3	7.4	10.3	2.7	6.8
[%]	12	18	28	23	23	23	22	29	22	16	23	6	15
Winterweizen	8.2	10.2	4.2	8.7	7.9	10.2	8.1	12.5	8.8	2.5	5.5	5.3	4.4
[%]	13	16	7	13	12	16	13	19	13	6	12	12	10
Triticale	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	3.0	2.3	1.7	1.0	4.3	3.2	4.3	3.9
[%]	0	0	0	0	1	5	4	3	1	9	7	9	9
Sommergerste	0.0	0.0	0.0	0	1.1	1.6	0	0	0.3	0.0	0.3	0.0	0.1
[%]	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	1	0	0
Hafer	9.2	3.5	5.8	1.6	1.4	0.2	7	2.7	3.9	0.6	1.7	1.5	1.3
[%]	14	5	9	2	2	0	11	4	6	1	4	3	3
Roggen	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.5
[%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	4	0	0	1

M1 und M2 = Mittelwert der Perioden 1983 bis 1990 bzw. 2002 bis 2004.

Der in der vorliegenden Arbeit behandelte Landschaftsstofftransport hängt in sehr starkem Maße von der generellen Landnutzung, der zeitlichen Aufteilung und der räumlichen Anordnung von Flächen unterschiedlicher Nutzung ab. Im besonderen Fall der Nährstoffe kommen nahezu flächenhaft Düngemittel zum Einsatz, die den kurz- und langfristigen Stofftransport modifizieren oder völlig verändern. Neben diesen „diffus“ auf das Oberflächengewässer wirkenden Quellen, verändern landwirtschaftliche Punktquellen das Transportverhalten: Drainagen, private Kläranlagen, ungeklärte Hofabwässer, defekte und nicht fachgerecht installierte Silos sowie Misthaufen und Güllegruben. Die Kombination aus diffusen und punktuellen landwirtschaftlichen Quellen führt zu einer hohen räumlichen Heterogenität in den Kleineinzugsgebieten. In Tab. 2-6 werden diesbezüglich Kennzahlen dargestellt, gegliedert nach den untersuchten Teileinzugsgebieten (vgl. Kapitel „Methodik“). Dabei handelt es sich um Punkte des Länenbachs („L“) oder von Drainagesammelleitern („D“).

Tab. 2-6: Landnutzungsspezifische Charakteristika der Teileinzugsgebiete (Quelle: OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007, verändert)

Bezeichnung	L2 (P50)	D1 (P52)	L4 (P51)	L13	D7	D14	D13	D4	L8	L10
Gehöfte [Anzahl]	5	1	3	0	1	2	1	0	2	0
Kläranlagen [Anzahl]	2	1	1	0	1	1	0	0	1	0
Anteil Landnutzungsfläche (LNF) am EZG [%]	55	72	38	0	56	20	59	97	28	20
Anteil Drainagefläche am EZG [%]	8	27	5	0	14	5	19	57	3	0
Anteil drainierter Fläche an LNF [%]	15	37	13	0	25	25	32	60	9	0
Anteil Fruchtfolgefläche an LNF [%]	33	35	8	0	51	3	19	17	7	6
P-Versorgung										
Anteil der LNF mit ^{AAEDTA} -P < 26 mg P kg ⁻¹ [%]	68	60	83	10	52	96	63	60	87	93
Düngeinsatz a) je ha gedüngter, erhobener LNF (n Schläge)	19	22	15	0	33	10	15	24	14	6
	(48)	(37)	(57)	(-)	(8)	(25)	(73)	(68)	(47)	(54)
b) je ha LNF [kg P ha⁻¹ a⁻¹]	21	23	16	0	26	17	17	25	17	11

3 Methodik

Die vorliegende Doktorarbeit reiht sich in langjährige Untersuchungen von Prozessen des Landschaftshaushalts in Tafeljura und speziell im Länenbachtal seitens des Geographischen Instituts der Universität Basel ein (z.B. SEILER 1983; VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991; SCHWER 1994; HEBEL 2003). Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, werden die für meteorologische, hydrologische und geomorphologische Erhebungen gewählten Standorte vorangegangener Studien im Konzept berücksichtigt. Die Untersuchungen in einem Kleineinzugsgebiet verwenden als Basisinstrument die allgemeine landschaftsökologische Arbeitsweise nach NEEF und HAASE (LESER ⁴1997): (i) Vorerkundung mit Grobaufnahme und Materialsichtung, (ii) Konzept mit Standortregelkreis, (iii) Feld- und Laborarbeiten, (iv) Auswertung, (v) Analyse und (vi) Synthese. Im Folgenden wird die Feld- und Labormethodik vorgestellt.

Für die Quantifizierung des Wasser-, Schwebstoff- und Phosphorlandschaftshaushalts und der Beurteilung der Senken und Quellen in der mesochorischen Skala wird folgendes Messkonzept verwendet:

- drei hydrologische Stationen (P50, P51 und P52) mit integrierten automatischen Wasserprobenehmern (ISCO) für die Ereignisdynamik,
- zweiwöchentliche Schöpfproben an 25 Probeentnahmepunkten zur Ermittlung der räumlichen Phosphatdynamik während Nicht-Ereignisperioden,
- Niederschlagsmessungen und ab März 2003 eine meteorologische Station Im Lör, mit Erhebungen zur Bodentemperatur und -feuchte,
- Erosionsschadenskartierung zur Verifizierung von Stoffquellen,
- biannuelle Kartierung der Landnutzung und wöchentliche Aufnahme von visuellen Änderungen der Landnutzung (Bodenbearbeitung, Düngung etc.),
- einwöchiger Einsatz der YSI-Multiparametersonde zur Ermittlung von Tagesgängen,
- Bodensäulennahme und -simulation im Rahmen einer Diplomarbeit (MODESTI 2004) und
- Erhebungen zur Düngung und Bodenbearbeitung.

3.1 Feldmethodik

Neben der Weiterführung eines allgemeinen Monitorings liegt der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit auf Oberflächen- und oberflächennahen Prozessen von Sediment und Phosphor. Einzelne Beprobungen finden vom 01.01.2002 an statt, etwa die Schöpfprobennahme und Kartierungen. Die hydrologischen Stationen werden erst nach und nach im Jahr 2002 aktiviert. In Kooperation mit dem Institut für Meteorologie, Klimatologie und Fernerkundung der Universität Basel wird 2003 eine meteorologische Station an der Erosionsparzelle T50 aufgebaut, die mit Bodenfeuchte- und Bodentemperaturmessungen versehen ist. Zeitlich begrenzt sind Erhebungen, die im Rahmen von Diplomarbeiten oder Arbeitsgemeinschaften durchgeführt werden.

3.1.1 Meteorologische Messungen

Die Aufnahme der zeitlichen Verteilung der Niederschläge erfolgt mittels Totalisatoren, Regenschreiber und -wippe (Typ Hellmann). Für die kontinuierliche Registrierung des Niederschlags werden zwei Regenschreiber betrieben, um die Dauer des Niederschlags und seine zeitvariable Intensität zu ermitteln. Je ein Regenschreiber und ein Totalisator sind in den Fluren Im Lör und Asp Hof betrieben. Letzterer ist beheizt und ein Einsatz im Winter möglich. Der Niederschlagsschreiber Im Lör wird im Juli 2003 gegen eine Niederschlagswippe (Kippwaage) eingetauscht, dessen elektrische Impulse erfasst und digital aufgezeichnet werden. Aus Gründen der Datenhomogenität kommen in der vorliegenden Arbeit mehrheitlich Niederschlagsdaten der meteorologischen Station Rünenberg (MeteoSwiss) zur Anwendung. Die Station liegt rund 7 km SSW von P50 auf einer Seehöhe von 610 m ü. NN. (siehe Kapitel 2) und generell bildet die meteorologische Situation diesen Teil des Tafeljura sehr gut ab. Nur bei räumlich sehr begrenzt wirksamen Konvektionsgewittern wird auf eigene Niederschlagsmessungen zurückgegriffen.

Die Bodenfeuchte wird mit FDR-Sonden (ThetaProbe ML 2x, Firma: Delta T Devices Ltd.) unter Schwarzbrache und Grünland in 5, 10, 20 und 40 bzw. 5 und 20 cm Bodentiefe gemessen. Die FDR-Sonde erhebt die Dielektrizitätszahl des Bodens, von der auf die aktuelle Bodenfeuchte geschlossen wird. Die Dielektrizitätszahl des Bodens ergibt sich aus der Zeit, die ein Spannungsimpuls, zum Durchlaufen eines vom Boden umgebenen elektrischen Leiters benötigt. Zwischen der Dielektrizitätszahl und der volumetrischen Bodenfeuchte besteht je nach Vorliegen eines Mineral- oder organischen Bodens eine polynomische Beziehung (DELTA T DEVICES LTD. 1995). Die Abschätzung der Bodenfeuchte für nicht gemessene Zeiträume ist mittels Basisabfluss und Vorregenindex möglich. Diese beiden Parameter beschreiben die Bodenfeuchte hoch signifikant. Für die Messung der Bodentemperatur wurden geeichte Thermistoren den FDR-Sonden entsprechend eingebaut. Die Messung erfolgt bei beiden Methoden alle 10 sec., ein Datenmittel wird alle zehn Minuten im Datenlogger (Campell) abgespeichert.

3.1.2 Wasserstandsmessung und Durchflussermittlung

Für die Beurteilung der zeitlich und räumlich variablen Wasserdurchflüsse werden drei hydrometrische Stationen vom 01.03.2002 bis zum 30.06.2004 im Untersuchungsgebiet Länenbachtal betrieben. Ziel ist es, neben dem Monitoring des mesochorischen Einzugsgebietes (EZG) P50 einen Vergleich des Landschaftswasserhaushalts zu einem relativ natürlichen und einem stark anthropogen beeinflussten System (P51 bzw. P52) auszuführen. Für zusätzliche Vergleiche stehen hydrologische Daten der EZG Dübach, Hemmikerbach und Ergolz / Ormalingen vom Bundesamt für Umwelt (BAFU; vorher: BA für Landeshydrologie) zur Verfügung.

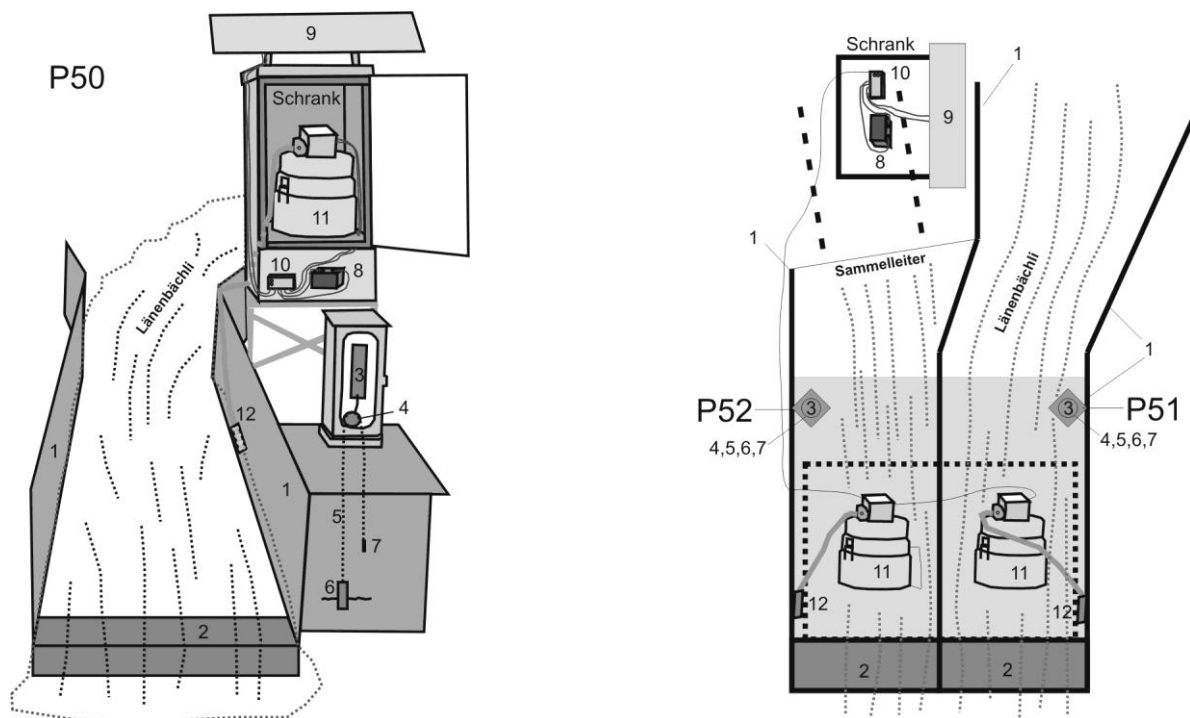


Abb. 3-1: Schema der hydrologischen Stationen P50 (links; Schrägaufnahme) und P51 / P52 (rechts; Grundriss) mit Instrumentierung zur Pegelmessung und automatischen Wasserbeprobung

Bei P50 und P51 handelt es sich um eine natürlichen Bachlauf; bei P52 dagegen um ein künstliches Einleitungsrohr, das aus Drainageröhren und dem Straßenkanalsystem gespeist wird. Die Stationen im Detail: Messquerschnitt (Wand) (1), waagrechte Überfallkante (2), Pegelhöhenaufzeichnung (3), Übertragungsrad (4), Schwimmerseil (5), Schwimmer (6), Gegengewicht (7), 12V-Batterie (8), Solarpaneel (9), Solarladeregler (10), automatischer Wasserprobennehmer ISCO (11), Ansaugschlauch und -stutzen (12).

Die Durchflussermittlung erfolgt mit Hilfe der Wasserstandshöhe in einem definierten Flussquerschnitt und der Durchflusskurve der jeweiligen Station, der sog. H/Q-Beziehung (vgl. DYCK & PESCHKE³1995, WOHLRAB et al. 1992). Die Stationstypen entsprechen üblichen Wehren mit waagrechter Überfallkante und einem rechteckig gebauten Zulaufgerinne (Abb. 3-1). Insbesondere bei

geringen Wasserständen stellt sich diese Variante als ungünstig heraus. Durch die Verwendung von z.B. Dreieckswehren können Fehler bei der Messung reduziert werden (vgl. SCHNEIDER 2006). Der Wasserstand wird kontinuierlich mittels eines mechanischen Schwimmerpegels über einer definierten Sohlschwelle aufgezeichnet. Die durch den Schwimmer aufgenommene Wasserstandshöhe wird beim P50 analog (Alpina Hydrometrie HWK Grundwasser-Schreibpegel P 10) mittels Schwimmerseil und -rad, Schreibschlitten und -arm auf die Schreibtrommel und das Diagrammpapier übertragen. Die Digitalisierung der Wasserstandsganglinie erfolgt in einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde. Bei P51 und P52 kommt der schwimmerbetriebene Winkelkodierer „Thalimedes“ (Ott Hydrometrie®) zum Einsatz, wobei ein berührungsloser Magnetsensor den sich ändernden Drehwinkel des Schwimmrads in ein digitales Signal umwandelt¹. Die Parametrisierung und Auslesung erfolgen durch ein Notebook über eine Infrarotschnittstelle direkt am Pegel. Für die zeitliche Auflösung wird ein Aufnahmezeitintervall von 1 min und ein Speicherintervall von 5 min gewählt. Die Datenkorrektur erfolgte mittels der Software HYDRAS 3 (Ott Hydrometrie®) anhand wöchentlich überprüfter Pegelstände.

Die Durchflusskurve stellt in einem untersuchten Flussquerschnitt die Beziehung zwischen dem Wasserstand und der durchschnittlichen Querschnittsgeschwindigkeit dar. Die Durchflussberechnung erfolgt mittels Wasserstand und ermittelter Durchflusskurve (Schlüsselkurve) von SEIBERTH (1997) und AMMON (2001) für P50 bzw. P51 und P52. Zur Ermittlung der mittleren Querschnittsgeschwindigkeit werden Messungen mittels des hydrometrischen Flügels während Hochwasserwellen (ansteigender und abfallender hydrologischer Ast) sowie die Salzverdünnungsmethode bei sehr niederen Wasserständen eingesetzt.

Gleichungen (Schlüsselkurve) zur Ermittlung des Durchflusses R, wobei: h = Pegelhöhe [m]:

$$R_{P50} = 3.6 * h^{2.1} * 1000 \quad [l \text{ sec}^{-1}]$$

$$R_{P51} = 0.29 * h^{1.15} * 1000 \quad [l \text{ sec}^{-1}]$$

$$R_{P52} = 0.21 * h^{1.11} * 1000 \quad [l \text{ sec}^{-1}]$$

3.1.3 Wasserprobenahme und in situ-Wasseranalysen

Ein Vorteil der vorliegenden Studie ist, dass die Durchführung der Probenahme und Analytik in der Hand einer Person liegt, wodurch Fehler schneller erkannt und behoben werden können. Für eine fachgerechte Probenahme sind u. a. folgende Inhalte zu beachten:

- die Probenahme erfolgte immer an der selben Probenahmestelle,
- die Beprobung geschieht automatisch mit Ansaugstutzen und -schlauch oder mit Probenentnahmestange,
- Verwendung von gereinigten Probenahmegeräten und Probeflaschen,
- nicht zu verwechselnde Kennzeichnung der Proben,
- Einsatz von Kühlboxen zum Transport der Proben,
- Probenahmeprotokoll,
- für Schwebstoff und Phosphoranalysen werden PE-Flaschen verwendet, für organische Kohlenstoffe solche aus braunem Glas und
- zweimalige Vorspülung der Probefläschchen mit Probewasser.

Bei den Schöpfproben erfolgt der Ablauf von der Probenahme bis zur Analyse relativ schnell (max. 24 Stunden). Die Ereignisbeprobung erfüllt die Zeitansprüche nicht in diesem Ausmaß; die Wasserproben werden innerhalb maximal 36 Stunden abgeholt. Mögliche Fehlerquellen sind Ansaugstutzen und Ansaugschlauch (Ablagerungen, Einnistung von Kleinlebewesen), offene Probeflasche (Luftkontakt), relativ lange Wartezeit im Gerät ohne Kühlung (Flaschen werden erst am folgenden Tag entnommen).

3.1.3.1 Messnetz

Die Kenntnis des Schwebstoffaustrags trägt zur Beurteilung des Nährstoff- und Schadstofftransports bei, indem ein Grossteil der Stoffe an Feststoffen angelagert ist (DYCK & PESCHKE³1995). Vor allem der Phosphorausstrag ist eng an den Schwebstoffaustrag gekoppelt, da Phosphor von Bodenpartikeln

¹ Die Auflösung beträgt 0.1 cm und der Messfehler ± 0.2 cm.

stark adsorbiert wird. Obwohl Schwebstoffe und an sie gebundene, partikuläre Stoffe hauptsächlich während Ereignissen (Niederschlag, Hochwasser) transportiert werden, ist gerade in Nicht-Ereignis-Perioden die Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) zeitweise hoch (WEISSHAIDINGER et al. 2005). Ziel der Wasserqualitätserhebungen ist, diese Raum-Zeit-Dynamiken im Schwebstoff- und Phosphortransport in der Kleineinzugsgebietsdimension während Ereignis- und auch Nicht-Ereignis-Perioden zu untersuchen. Da eine räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Beprobung den leistbaren Aufwand schnell übersteigt, wurde eine Kombination aus drei hydrologischen Stationen mit automatischen Wasserprobenehmern zur Untersuchung der Hochwasserereignisse und eine 14-tägliche durchgeführte Beprobung von 25 Bach- und Drainagequerschnitten gewählt (Abb. 3-2).

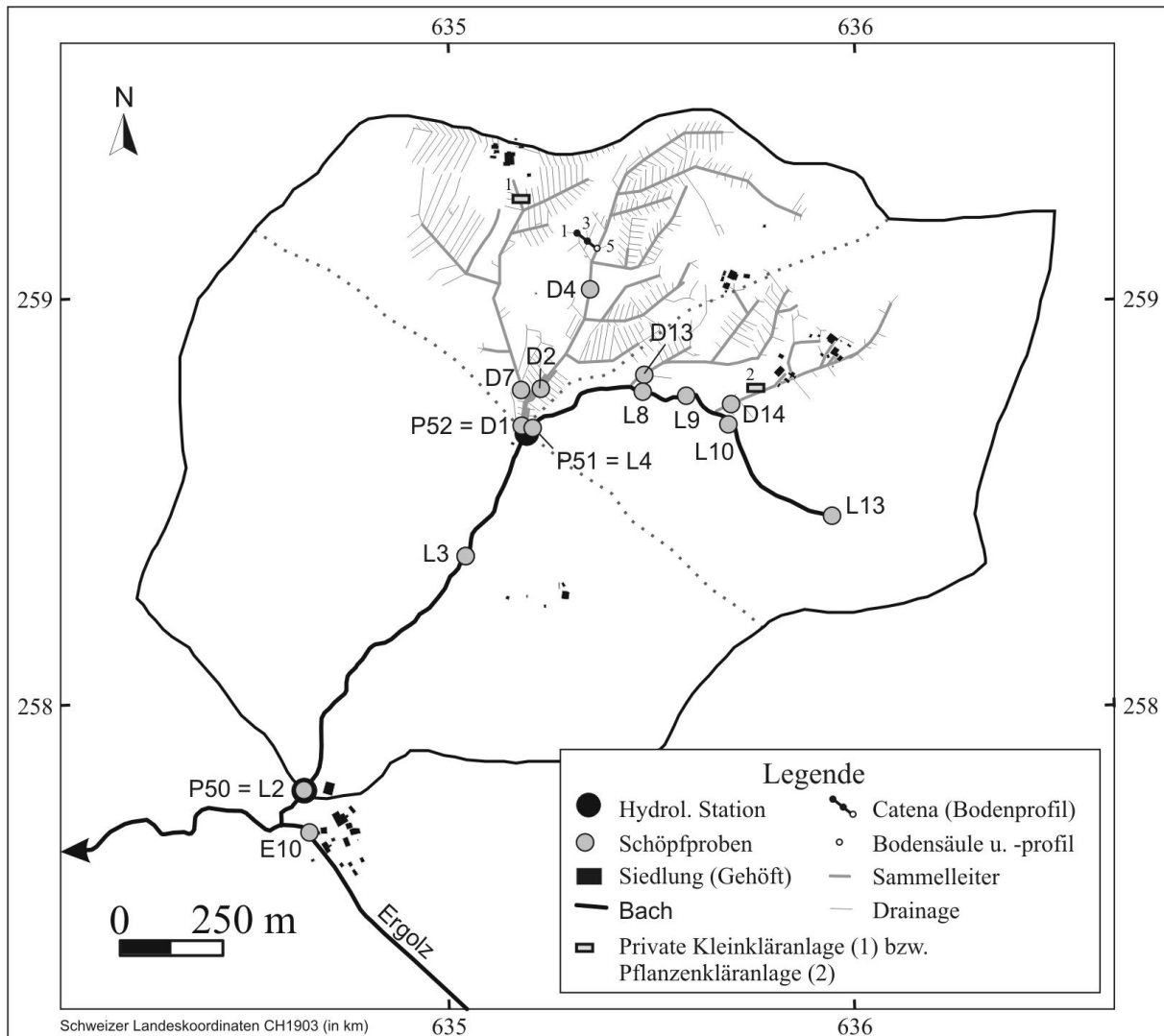


Abb. 3-2: Karte der hydrologischen Messstationen, Wasserprobennahme und Bodenprofile im Untersuchungsgebiet Länenbachtal

P = Pegel, L = Länenbach, E = Ergolz und D = Drainagen. Catena: Punkte 1, 2 und 5 repräsentieren die Bodenprofile Zil 1, Zil 3 und Zil 5; Zil 2 und Zil 4 sind nicht in der Graphik inkludiert.

3.1.3.2 Ereignisbeprobung

Die in den hydrologischen Stationen integrierten automatischen Wasserprobenzieher ISCO® 2700 fördern in variablen Zeitintervallen bis zu 24 diskrete Ein-Liter-Proben. Bei der Überschreitung eines definierten Wasserstands schließt ein sog. „Glöckchen“ einen Stromkreislauf kurz und startet die Wasserprobenzieher. Am P50 wurde die Auslösehöhe anfänglich wie bei SEIBERTH (2001) mit 22 cm Wasserstand (ungefähr 150 l s^{-1} Durchfluss) definiert. Es erfolgt keine Beprobung des ansteigenden hydrologischen Astes bis zu diesem relativ hoch angesetzten Schwellenwert. Daher wird ab 01.01.2003 auf 11 cm reduziert, das entspricht einem Durchfluss von zirka 35 l sec^{-1} . Der bei weitem geringere Durchfluss bei P51 und P52 drängt eine Auslösung der Probezieher bei 7 cm Pegelhöhe

(Durchfluss 14 l s^{-1}) am P51 auf. Die beiden Wasserprobennehmer sind synchron gesteuert, ein direkter Vergleich ist damit möglich. Die Programmierung der ISCO-Geräte erlaubt zu Beginn der Hochwasserwelle eine zeitlich höher aufgelöste Probenahme und eine Ausweitung der Intervalle im Verlauf des Ereignisses (vgl. Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Auslösehöhe h und Zeitintervalle der Probenahme bei Hochwasserwellen

Pegel	Aufnahmeperiode	Auslösehöhe Pegelstand [cm]	Zeitintervalle [min]
P50	01.01.2003-30.06.2004*	(22) 11	10, 10, 10, 15, 15, 30, 30, 60, 60, 60, 60, 120, 120, 120, 180, 180, 300, 300, 300, 300, 300, 600
P51 P52	01.04.2002-30.06.2004	7	2002: 60-Minuten-Intervalle 2003: 10, 10, 10, 15, 15, 30, 30, 60, 60, 60, 60, 120, 120, 120, 180, 180, 300, 300, 300, 300, 300, 600 2004[±]: 10, 10, 10, 15, 15, 30, 30, 60, 60, 60, 60, 120 QR-Perioden: 120 und 240-minütige Intervalle

* Die Station P50 ist Gegenstand von Untersuchungen zur Gerinneerosion und wird über dieses Untersuchungen hinaus weiter betrieben. [±] Vom 01.01.bis zum 30.06.2004 wird jeweils eine PE- und eine Glasflasche für die Phosphor- bzw. TOC-Analyse gefüllt.

Der Ansaugstutzen zur Entnahme der Probe ist in vier Zentimeter Höhe über dem Pegel montiert. Unter Basisabflussbedingungen fällt der Wasserstand unter diese Position ab; demzufolge kommt am Länenbach eine durchflussproportionale Beprobung nicht in Frage – eine Bilanzierung wird dadurch erschwert (vgl. SCHNEIDER 2006). Bei einzelnen gerinnemorphologisch stark wirksamen Ereignissen kann es vorkommen, dass durch die Ablagerung größerer Steine im Stationsboden die weitere Sedimentierung angeregt wird und der Ansaugstutzen entweder bodennahe transportiertes Material mitbeprobt, oder völlig zusedimentiert ist. Bei solchen – sehr seltenen – Ereignissen werden die Wasserproben verworfen.

3.1.3.3 Schöpfproben

Um die räumliche Heterogenität der Phosphorkonzentrationen (CP) und -frachten (FP) bei niedrigen Durchflussraten zu eruieren, wird eine kontinuierliche zweiwöchentliche Schöpfprobenahme vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 durchgeführt (vgl. WEISSHAIDINGER et al. 2005). Ein räumlich hoch aufgelöstes Längsprofil erleichtert die Untergliederung des Länenbachs und die Identifizierung von diffusen und punktuellen P-Quellen. Die Beprobung findet an 13 Bach- und 11 Drainagequerschnitten statt. Eine Beprobung der Ergolz erfolgt vor der Einmündung des Länenbachs. An zwei Stichtagsbeprobungen wird das gesamte Einzugsgebiet der Ergolz beprobt und die räumlichen Unterschiede dieser Skala untersucht. GRAYSON et al. (1997) und SALVIA et al. (1999) beschreiben die Methode als besonders geeignet, um ein unmittelbares Bild der Konzentrationen und Frachten eines gesamten Einzugsgebietes mittels der Beprobung von Einmündungen und Abflusspunkten zu erhalten. Die Schöpfprobenmethode ist generell kostengünstig, flexibel einsetzbar und ermöglicht die Bewertung vor allem räumlicher Sachverhalte (Punkt- versus diffuse Quellen). Ebenso sind Aussagen zur Hintergrundlast sowie der Landnutzungseinflüsse möglich. Mit Hilfe des Bachlängsprofils kann auf Quellen, Senken und die Reinigungsleistung einzelner Bachabschnitte geschlossen werden. Der sinnvolle Einsatz bei abflussbeeinflussten Parametern – wie etwa dem Phosphor – setzt stabile Durchflussverhältnisse voraus. In der Konzentrationsphase der Abflussganglinie sind Analysewerte räumlich schwierig zu interpretieren, da die gemessenen Werte ebenso eine Funktion des Abflusses darstellen können. Die Beprobungen werden mit einer ausklappbaren Beprobungsstange durchgeführt, an der ein bewegliches PE-Fläschchen (100 ml) fixiert ist, und die Proben in Kühlboxen ins Labor transportiert. Bei den Analysen steht gelöster reaktiver Phosphor im Vordergrund, zusätzlich werden 2003 und 2004 Gesamtphosphor (TP) und gesamter gelöster Phosphor (DP) an ausgewählten Querschnitten untersucht. Gesamter und gelöster organischer Kohlenstoff (TOC bzw. DOC) werden vom 01.04.2004 bis 30.06.2004 analysiert (vgl. Abschnitt 1.3.2 bzw. 1.4.2).

3.1.3.4 Einwöchige Messkampagne

Vom 01.04.2004 bis 07.04.2004 erfolgt eine zeitlich höher aufgelöste Beprobung des Länenbachs am P50 und P51 und der Einleitung P52. Die Ziele der einwöchigen Messkampagnen sind die Untersuchung von tageszeitlichen Schwankungen während Basisabflussbedingungen und die Aufzeichnung der Auswirkungen eines kleinen Niederschlagsereignisses. Das Zeitintervall der Wasserprobenahme beträgt 180 Minuten. Zwei Multiparametersonden (YSI-6600, YSI Incorporated[®]) messen die Parameter pH-Wert² (6561), Sauerstoff (6562), Wassertemperatur (6560), Leitfähigkeit (6560) und Trübung in 10-Minuten-Intervallen.

3.1.4 Bodenbeprobung und Bodenansprache

Im Folgenden werden die Methoden der Bodenprobenentnahme vorgestellt. Aufgrund der nur kurzen Beschreibung der Bodenerhebungen, der Bodenansprache und der Bodenprobennahme sei zusätzlich auf die Grundlagenliteratur verwiesen: AG BODEN (⁴1994; ⁵2005), LESER (1977), WÜTHRICH & LESER (2003), SCHLICHTING et al. (1995), BLUME et al. (¹⁵2002).

3.1.4.1 Standortauswahl und Profilgrubenerstellung

Für die Untersuchung langfristiger Oberflächenprozesse eines Hanges eignet sich die Anlage einer Catena besonders gut. Der Standort Zil weist durch die an der Kuppe vorliegende Grünlandnutzung (Referenzstandort) und die den Oberflächenabfluss in der Tiefenlinie stauende Barriere, eine alte Panzersperre, zusätzliche Vorzüge auf. Ziel dieser Teilstudie ist, das Erosions- und Retentionssystem hinter dieser Barriere und des korrespondierenden Hanges über Bodeneigenschaften zu charakterisieren. Dafür werden fünf Bodenprofile von rund 70 bis 120 cm Tiefe zur Ansprache und Bodenprobenentnahme erstellt. Als Grundlage zur Ansprache und Beprobung der Böden fungiert die deutsche bodenkundliche Kartieranleitung (AG BODEN ⁴1994). Die ungestörte³ und gestörte Beprobung der Profilwand findet in den Bereichen von 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-70, 70-90 und unter 90 cm Profiltiefe statt. Das Bodenmaterial wird in PE-Beuteln abgefüllt und eine Teilprobe im Labor zur Lufttrocknung (bis 40°C) ausgebreitet. Nach ausreichender Trocknung ist für die anschließenden Analysen die Trennung der Probe in Skelett und Feinboden (über bzw. unter 2 mm Ø) und die dunkle und trockene Lagerung in PE-Behältern auszuführen.

3.1.4.2 Bodensäulen

Um die vertikalen Austausch- und Transportprozesse im Boden zu erfassen wird im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde der Universität Halle-Wittenberg im Labor eine Niederschlags- und Güllesimulation an Bodensäulen durchgeführt (MODESTI 2004). Die Simulation zeigt die Auswirkungen von Niederschlag und organischer Düngung auf Stofftransport, Quellen- oder Senkenfunktionen des Oberbodens. Die Entnahme der je zwei Bodensäulen an den Standorten Zil und Am Länenbach erfolgt mittels eines Kunststoffzylinders (Innen-Ø: 12.4 cm), der in einem Führungsstahlrohr 20 cm in den Boden geschlagen wird. Anschließend wird an der Entnahmestelle eine Profilgrube angelegt sowie die Profilansprache (s.o.) und Bodenprobung durchgeführt. Der die Fruchtfolge bewirtschaftende Landwirt stellt zudem eine Gülleprobe für die Düngesimulation zur Verfügung.

3.1.5 Flächenhafte Erhebungen und Kartierungen

Die Dünge- und Bearbeitungsdaten werden auf Schlägebene für den Zeitraum 2000 bis 2003 mittels der Auswertung der sog. Feldkalender der Landwirte erhoben (vgl. OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007). Die Feldkalender sind hauptsächlich als Kontrollinstrument für den „Ökologischen Leistungsnachweis“ und folglich den Erhalt von Direktzahlungen seitens des Bundes nötig (vgl. SCHWEIZERISCHE BUNDESRAT 1998). Daher stehen von den meisten Landwirtschaftsbetrieben – ausgenommen die Biobetriebe – alle Maßnahmen der Düngung, Bodenbearbeitung und des Pflanzenschutzes gut dokumentiert zur Verfügung. Durch die Erhebung werden 53 % (77 ha, 110

² In Klammer die Typenbezeichnung der Sonde.

³ Mittels Stechzylinder (100 cm³) für die Bestimmung der Lagerungsdichte.

Schläge) der gesamten landwirtschaftlichen Fläche im Länenbachtal aufgenommen. Daneben müssen die Betriebe mindestens alle zehn Jahre Bodenproben analysieren lassen. Von 57 Schlägen (33 % der LNF) liegen chemische und physikalische Bodenparameter vor, hauptsächlich aus 1995 bis 1997.

Die Landnutzungskartierung dient der Dokumentation der angebauten Kulturarten auf den Fruchtfolgeflächen. Sie erfolgt schlagbezogen im Herbst und im Frühjahr. Die Erosionsschadenskartierung dient der Aufnahme der räumlichen Verteilung von Erosionsschäden, in erster Linie von Erosionsrillen und -rinnen sowie von Akkumulationsflächen, aufgenommen mit der Methode von ROHR et al. (1990).

3.2 Wasseranalytik im Labor

Der folgende Abschnitt dient der Darstellung der verwendeten Analysemethoden. Für weiterführende Erklärungen und technische Details der Analysen wird insbesondere auf HÖLL (2002) und WÜTHRICH & LESER (2003) verwiesen. Die Wasserproben werden im Labor des Geographischen Instituts auf folgende Konzentrationen (C) hin analysiert:

- **Hochwasserproben:** Schwebstoff (SS), gelöster reaktiver Phosphor (DRP), gesamter gelöster Phosphor (DP) Gesamtphosphor (TP), z.T. Calcium (Ca) und 2004 gelöster und gesamter organischer Kohlenstoff (DOC bzw. TOC),
- **Schöpfproben:** DRP, ab 2003 an ausgewählten Punkten DP, TP und Ca sowie 2004 DOC und TOC.

3.2.1 Probenvorbereitung im Labor

Die Schöpf- und Ereignisproben werden in 100 bzw. 1000 ml Polyethylen-(PE-)Flaschen genommen und gekühlt ins Labor transportiert. Von der Ereignisbeprobung werden dort 100 ml in ein PE-Fläschchen abgefüllt, der Rest für die Schwebstoffanalyse gelagert. Nach der Homogenisierung der 100 ml-Probe ist die Messung der pH-Aktivität sowie der Leitfähigkeit⁴ (pH-Meter 691 bzw. Conductometer 660, beide von Metrohm[®]) vorgesehen, bevor anschließend rund 60 ml filtriert werden (< 45 µm, Millipore[®], Typ Millex-HV). Der Rest der Originalprobe dient der Analyse partikulärer Inhaltsstoffe. Sofern die P-Analyse nicht mehr am Tag der Probenahme möglich ist, wird sie am Folgetag durchgeführt. Lediglich im Herbst 2002 kommt es infolge sehr vieler Hochwasserproben zu Verzögerungen der Analytik von bis zu einer Woche.

3.2.2 Schwebstoff

Die transportierten Feststoffe eines Gewässers werden grob in Geschiebe, Schwimm- und Schwebstoffe unterschieden (SPREAFICO & WEINGARTNER 2005). Letztere sind Stoffe die mit dem Wasser im Gleichgewicht stehen oder durch turbulente Strömung in der Schwebe gehalten werden. Die Größe der Schwebstoffe ist meist mit 0,45 µm definiert⁵, gleich der Grenze zwischen gelösten und partikulären Stoffen. Ähnlich wie bei anderen Stoffen liegen entweder mineralische oder organische Formen vor. Die Filtration der Schwebstoffe erfolgt auf einer Filternutsche mit Wasserstrahlvakuum mit tariertem aschfreien Schwarzband-Rundfilter 589 (Schleicher & Schull[®]). Die Konzentration berechnet sich aus dem Gewicht der bei 105°C getrockneten Filter / Schwebstoffprobe, dem Eigengewicht des Filters und dem verwendeten Probenvolumen (WÜTHRICH & LESER 2003).

3.2.3 Phosphor

Phosphor (P) kommt in der Natur fast ausschließlich als Phosphorsäurerest PO_4^{3-} vor, sog. Orthophosphat. Aufgrund der Adsorption an Tonminerale und der je nach pH-Wert des Wassers raschen Ausfällung an Aluminium-, Eisen- und Calcium-Kationen sowie des Einbaus in organischer Substanz liegen unterschiedliche P-Formen vor: gelöst, partikulär, mineralisch und organisch (vgl. auch HEATHWAITE 1997). Sämtliche Formen werden als hydrolisierter, gelöster reaktiver P (DRP) analysiert und in Elementar-P angegeben. Partikulärer Phosphor besteht zu zwischen 10 und 90 % aus

⁴ Die elektrische Leitfähigkeit wird auf 25°C korrigiert und in S (Siemens) angegeben.

⁵ Die hohen Anteile an Ton und Schluff verdichten den Filter bei $\text{CSS} > 1 \text{ g l}^{-1}$ rasch; die Analysen sind daher im vorliegenden Untersuchungsgebiet bei höheren Schwebstoffgehalten sehr zeitaufwändig.

mineralischem P, der für die Pflanze ebenso als P-Quelle dient (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Die international gebräuchtesten Unterscheidungen der Phosphorform sind in Abb. 3-3 dargestellt. Insbesondere bei DRP werden in der Wissenschaft und Praxis auch andere Bezeichnungen verwendet, z.B. Orthophosphat, SRP (Soluble reactive P), MRP (Molybdate reactive P).

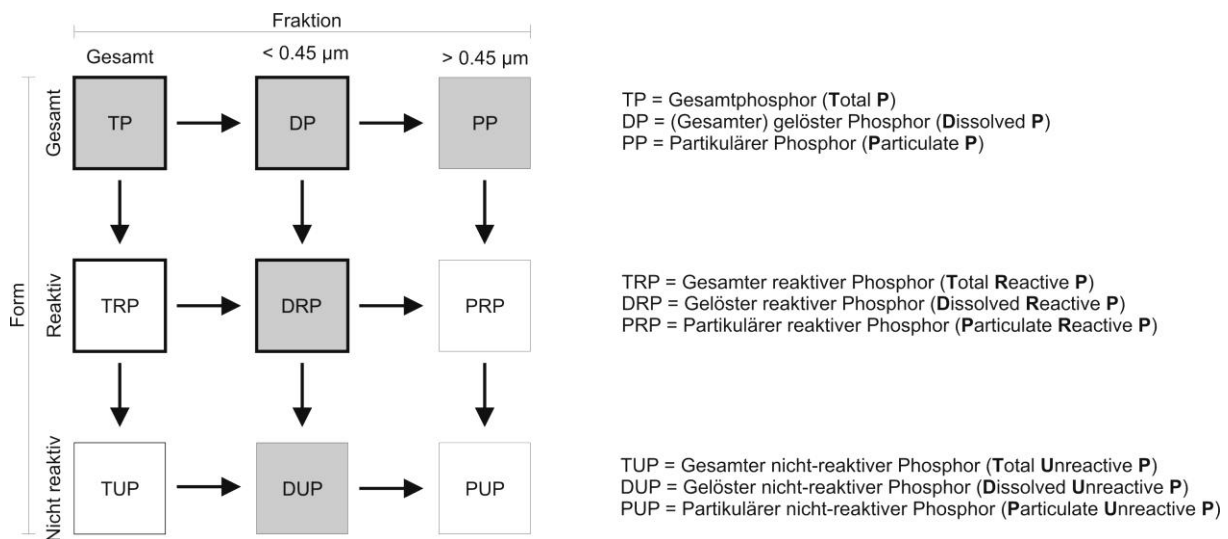


Abb. 3-3: Phosphorformen (Quelle: LEINWEBER et al. 2002, geringfügig verändert)

Die Abbildung unterscheidet die Form der Reaktivität und die Fraktionsgröße (nicht beachtet ist hier die kolloidale Fraktion zwischen 1 nm und 2 µm). Die dunkel und hell umrandeten Formen werden analytisch ermittelt bzw. berechnet; die grau hinterlegten P-Formen sind Inhalt dieser Arbeit.

3.2.3.1 Gelöster reaktiver Phosphor (Orthophosphat)

Die für die Bestimmung von gelöstem reaktivem P (DRP, \approx Orthophosphat) verwendete Analyse entspricht der von MURPHY & RILEY (1962), der sog. Molybdänblau-Methode. Zum chemischen Prinzip: PO_4^{3-} -Ionen bilden in schwefelsaurer Lösung mit Molybdationen eine von der PO_4^{3-} -Konzentration abhängige gelb gefärbte Heteropolysäure. Das Molybdän lässt sich mit Hilfe einer Hydrazinsulfatlösung und H_2O quantitativ zu Molybdänblau reduzieren. Von der filtrierten Probe werden 5 ml mit der gleichen Menge Reagenzlösung⁶ vermischt und 10 min im Wasserbad gekocht. Der Molybdänblau-Komplex wird am Photometer (Lamda II, Perkin-Elmer®) bei $\lambda = 824 \text{ nm}$ ausgewertet. Die Methode ist für die Bestimmung im Massenkonzentrationsbereich von etwa 0.005 bis 0.8 $\text{mg PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1}$ bestimmt, darüber muss die Probe verdünnt werden. Zur Herstellung der Reagenzien und der Eichreihe sowie zum Funktionsprinzip und Einsatzmöglichkeiten der photometrischen Analytik sei auch hier auf WÜTHRICH & LESER (2003) sowie HÖLL (2002) verwiesen.

3.2.3.2 Gesamter gelöster und Gesamt-Phosphor

Durch die vorgestellte Methode werden weder der gelöste nicht-reaktive P (DUP) noch der partikuläre P (PP) erfasst. Für diese Formen wird der gesamte gelöste und der Gesamt-P (DP bzw. TP) eruiert und DUP und PP berechnet. Die Bestimmung von DP und TP erfolgt an der filtrierten (< 45 µm) bzw. an der homogenisierten Originalprobe. Die im oxidierenden Reagenzmittel Oxisolv®, $\text{K}_8\text{O}_2(\text{SO}_4)_2$ (Merck®) enthaltenen Peroxisulfate und Alkalihydroxide schließen die nicht-reaktiven und organischen Phosphate durch Hydrolyse in HPO_4^{2-} -Ionen auf. Dafür werden in Teflonaufschlussgefäße ungefähr 20 mg Oxisolv® eingewogen und exakt 10 ml der filtrierten bzw. unfiltrierten Probe abpipettiert. In zwei Phasen werden die Proben im Mikrowellenofen (Lawis Ethos EM-2, Microwave Laboratory Systems®) zuerst für 15 min auf 100°C (250 Watt) und anschließend 10 min auf 130°C (400 W) erhitzt. Nach Abkühlung der Probe werden 5 ml der Probe⁷ in ein Reagenzglas abpipettiert und das PO_4^{3-} nach MURPHEY & RILEY (1962) bestimmt. Aus der Differenz von TP und DP lässt sich PP berechnen.

⁶ Mischung aus schwefelsaurer Molybdatlösung, Hydrazinsulfatlösung und Wasser im Vol.-Verhältnis 2.5:1:9 (WÜTHRICH & LESER 2003).

⁷ Die TP-Proben werden vorher noch filtriert (45 µm, Schleicher & Schull®).

3.2.3.3 Konservierungsdauer von Proben (P-Abbau)

Laut HÖLL (2002) ist die maximale Konservierungsdauer der Wasserproben für sämtliche P-Analysen mit 24 Stunden angegeben. Eine Verlängerung der Konservierungsdauer auf 36 Stunden gelingt durch das Ansäuern mit H_2SO_4 (Schwefelsäure) und einer Absenkung des pH-Werts auf < 1 . GRANT et al. (1996) finden dagegen keinen statistisch signifikanten Unterschied in der Konzentration an P in Proben (Drainage) die 1, 2, 4, 8 und 16 Tage gelagert wurden. Ein Versuch bestätigt das für das Drainagesystem P52, jedoch nicht für das Bachsystem P51 (Abb. 3-4).

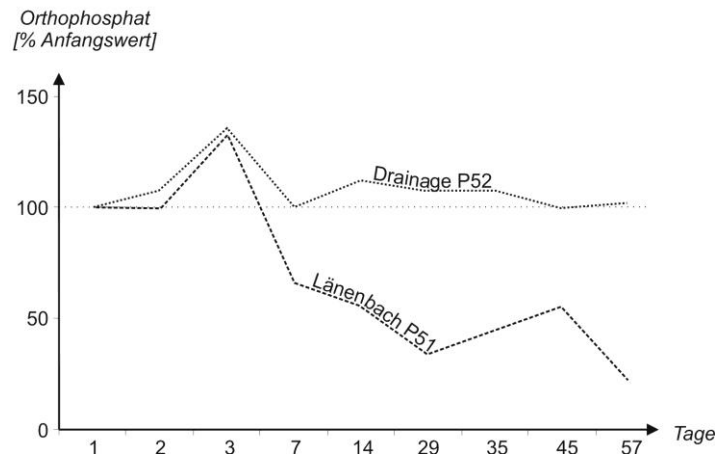


Abb. 3-4: Auswirkungen der Lagerzeit auf die Analyseergebnisse von gelöstem reaktivem P

Die Ausgangswerte an Bach und Drainage betragen 0.063 bzw. $0.176 \text{ mg DRP l}^{-1}$. In den ersten zwei Tagen steigt der CDRP in beiden Proben an. Insbesondere bei P51 sinkt die CDRP danach stark ab; nach 57 Tagen beträgt das vorhandene DRP nur mehr 22 % des Anfangswertes. Die Probe P52 erweist sich als relativ stabil.

3.2.3.4 Qualität der Probeanalysen

Aufgrund der ungleichen methodischen Abfolge in der Bestimmung der diversen P-Formen, liegt die CDP oder CTP manchmal unter der CDRP. Insbesondere in der Trockenperiode 2003 ist dieses methodische Problem offensichtlich. Ein Vergleich zeigt, dass durch den Aufschlussprozess auch DRP-Anteile verlustig gehen, speziell bei den Einleitungen D1 (P52) und D14 deutlich. Der Kalibrierungsstandard ergibt keine Differenzen; unproblematisch scheinen zudem die relativ hohen Ca-Gehalte der Proben zu sein. Der Grund für die gestörte Analyse ist wahrscheinlich das insbesondere bei den Einleitungen vorhandene Nitrit; eine Analysewiederholung nach rund 48 Stunden verringert diesen Einfluss wesentlich.

3.2.4 DOC

Die Schöpf- und Hochwasserproben vom 01.01.2004 bis 30.06.2004 werden im Rahmen einer Diplomarbeit (CARLEVARO 2005) auf organischen Kohlenstoff und dessen Quellen-Senken-Dynamik untersucht. Aufgrund der Vielzahl an Verbindungen im Gewässer werden die Summenparameter TOC und DOC (gesamter bzw. gelöster organischer Kohlenstoff) eingesetzt. Außer der Gemeinsamkeit der organischen Verbindung weisen die Einzelsubstanzen dieser Gruppe unterschiedliche funktionelle chemische Eigenschaften auf (THURHAM 1985).

Für die Bestimmung der Konzentration der Wasserproben an DOC und TOC wird ein Shimadzu® 5000A TOC-Analyser verwendet, der nach dem Prinzip der katalytischen Hochtemperaturoxydation arbeitet (vgl. HÖLL 2002, WÜTHRICH & LESER 2003). Durch die Verbrennung der Probe bei einer Temperatur von 680°C wird Kohlenstoff in CO_2 überführt und mit einem nicht dispersiven Infrarotdetektor (NDIRD) gemessen. Die Messung basiert auf der Infrarotabsorption durch die CO_2 -Moleküle, welche in Folge – je nach CO_2 -Konzentration – die Luft in der Messzelle erwärmt. Über eine Druckmembran registriert der TOC-Analyser die thermisch bedingte Ausdehnung der Luft in der Messzelle. Die Berechnung erfolgt durch einen Vergleich zu einem CO_2 -freien Trägergas in einer Referenzzelle.

3.2.5 Calcium

Calcium (Ca^{2+}) wird mit dem Atomabsorptionsspektrometer (AAS, Varian Spectra AA-800) analysiert. Die weitgehende Störfreiheit (z.B. spektrale Störungen), hohe Spezifität und Selektivität sind die größten Vorteile der AA-Spektrometrie (HÖLL 2002). Im AAS wird nach der Atomisierung⁸ der Probe ein elementspezifisches Strahlungsspektrum räumlich aufgetrennt und mittels einer Spaltblende nur eine bestimmte Wellenlänge, meist die intensivste Resonanzlinie⁹, durchgelassen. Die entstehende Lichtschwächung wird detektiert und mit Hilfe einer elementspezifischen Kalibration auf die Elementkonzentration geschlossen (vgl. HÖLL 2002).

3.3 Bodenanalytik im Labor

Im Folgenden werden die Behandlung der feldfrischen Bodenproben sowie deren Analysemethoden im Labor beschrieben. Auf die Analysen der im Rahmen der Diplomarbeit von MODESTI (2004) untersuchten Bodensäulen wird nur kurz eingegangen. Die von den landwirtschaftlichen Betriebsleitern ausgehändigten Bodenanalysen basieren hauptsächlich auf den in HORT et al. (2001) beschriebenen Methoden.

3.3.1 Probenvorbehandlung im Labor

Das in PE-Beuteln aus dem Gelände gebrachte Bodenmaterial wird im Labor in eine feldfrische und eine zu trocknende Probe geteilt. Nach der Siebung (2 mm) der getrockneten Probe wird der Feinbodenanteil (< 2mm) in PE-Gefäßen bei Raumtemperatur gelagert. 15 g feldfeuchte Probe werden mit 37.5 g $\text{H}_2\text{O}_{\text{Milli-Q}}$ bzw. KCl-Lösung angesetzt, mit einem Magnetrührer 10 min homogenisiert und der pH-Wert mit einer pH-Elektrode (pH-Meter 691, Methrom[®]) analysiert.

3.3.2 Lagerungsdichte und Korngrößenanalyse

Die Ermittlung der Lagerungsdichte erfolgt durch Volumenproben mittels Stechzylinder (100 cm^3), einer Fehlstellenkorrektur mit Quarzsand und der anschließenden Trocknung bei 105°C (SCHLICHTING et al. 1995). Die Bestimmung der Korngrößenfraktionen des luftgetrockneten Feinbodens (< 2mm) resultiert mittels einer Kombination aus Nasssiebung und Pipettenanalyse nach Köhn oder Röntgensedigraphie (vgl. WÜTHRICH & LESER 2003):

Nasssiebung: Nach der Einwaage von 20.0 g homogenisiertem Feinbodenmaterial erfolgt die Vernichtung der organischen Substanz mit rund 30 ml 17-prozentigem H_2O_2 (Wasserstoffperoxyd). Anschließend werden 10.0 g der Bodenprobe mit 25 ml 0.4n $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10 \text{ H}_2\text{O}$ (Natriumpyrophosphat) pro Liter dispergiert (siehe dazu WÜTHRICH & LESER 2003; HARTGE & HORN 1989). Die Nasssiebung erfolgt mit einer Siebserie mit den folgenden Maschenweiten: 1, 0.5, 0.25, 0.125, 0.063 und 0.03 mm. Der Inhalt der Siebe wird in tarierte Tiegel überführt und auf der Präzisionswaage abgewogen.

Der **Pipettenanalyse** nach Köhn liegt das Stoke-Gesetz zugrunde: Je größer die Bodenfraktion, desto höher ist die Sinkgeschwindigkeit des Teilchens (SCHLICHTING et al. 1997). Das Gesetz nimmt dabei einen sphärischen Äquivalentdurchmesser des Teilchens an¹⁰. Eine genaue Beschreibung des Ablaufs der Pipettenanalyse ist LESER (1977) und WÜTHRICH & LESER (2003) zu entnehmen.

Ebenso wie die Pipettenanalyse basiert das Messprinzip des **Röntgensedigraphen** auf dem Stoke'schen Gesetz. Mit Hilfe eines gebündelten Röntgenstrahls wird die Sinkgeschwindigkeit abgetastet, mit Hilfe von dessen Adsorption die Masse der Teilchen bestimmt und die Korngrößenfraktion berechnet. Der Messbereich des Sedigraphen ist nach oben und unten mit 300 bzw. 1 μm begrenzt.

⁸ Überführung der Analyselösung in einzelne, anregbare Atome durch Durchströmung einer heißen Flamme (hier ein Gemisch aus Acetylen und Luft). Dabei verdampfen Wasser und die darin gelösten Substanzen (vgl. WÜTHRICH & LESER 2003).

⁹ Resonanzlinie: Signale, die Atomkerne nach einer Anregung beim Übergang vom angeregten in den Grundzustand aussenden.

¹⁰ Gerade bei den Tonfraktionen, bei denen häufig die Form der Plättchen auftritt, ist die Bestimmung der Korngröße besonders schwierig.

3.3.3 Phosphorextraktion und -bestimmung

Die diversen Methoden der Nährstoffextraktion dienen dazu, die Kationen aus der sorbierten in die gelöste Phase einer Extraktionslösung zu überführen. Für die Phosphorbestimmung liegt eine breite Palette an Extraktionsmethoden vor, die je nach vorliegenden Bodeneigenschaften auch unterschiedliche P-Pools des Bodens definieren (FROSSARD et al. 2003). In Abhängigkeit von der Textur, dem Humusgehalt u. a. Bodeneigenschaften werden die P-Verfügbarkeit, der P-Status und die sog. P-Versorgungs-kategorie des Bodens ermittelt (RYSER et al. 2001).

3.3.3.1 Ammoniumlactat-Extraktion

Das mittels Ammoniumlactat-Essigsäure (AL) extrahierte Diphosphorpentoxid (P_2O_5) zeigt den Bodenphosphatgehalt an, der eher langfristig für oder durch aktiven Austausch durch die Pflanze verfügbar ist (HORT et al. 1998). Für die Analyse werden 5 g Bodenmaterial in einem 100 ml PE-Fläschchen eingewogen und mit 50 ml AL¹¹ versetzt – somit liegt ein Extraktionsverhältnis von 1:10 vor. Nach 4-stündigem Schütteln auf dem Schüttelapparat wird das Extrakt mit einem Faltenfilter (Schleicher-Schull® 0790 1/2) gefiltert. Die anschließende Messung der extrahierten Kationen erfolgt flammenphotometrisch am AAS (WÜTHRICH & LESER 2003).

3.3.3.2 CO₂-Extraktion

Durch CO₂ angereichertes, destilliertes Wasser wird – im Gegensatz zur AL-Extraktion – direkt oder aus der Bodenlösung verfügbares Phosphat extrahiert. Der technische Ablauf ist ähnlich jenem der AL-Extraktion, anstelle AL wird 50 ml CO₂-gesättigtes Wasser mit der Probe angerichtet und eine Stunde geschüttelt (HORT et al. 1998). Diese Methode wurde bis 2003 als Referenzmethode der FAL empfohlen; aktuell findet sie hauptsächlich zur Abklärung der P-Verfügbarkeit in der Wachstumsperiode der Kulturpflanzen Verwendung.

3.3.3.3 Kalium-Natriumnitrat-Schmelze (Gesamtphosphor)

Der Gesamtphosphor (TP_{Soil}) einer Bodenprobe wird mit einer Kalium-Natriumnitrat-Schmelze ($KNaNO_3$) bei 450°C im Muffelofen aufgeschlossen. Nach Auflösen der Schmelze in heißen Mineralsäuren wird Phosphat mit der üblichen Molybdänblau-Methode bestimmt (vgl. HORT et al. 1998).

3.3.4 Kohlenstoff und Stickstoff

Die Analyse von Gesamtkohlenstoff (C_t), organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_t) erfolgt mittels eines CHN-Gasanalytators (CHN-Analyser 1000, LECO®). Zuvor muss die Probe in einer Planetenmühle mit Hilfe von Achatkugeln und Achatbehältern fein gemahlen und homogenisiert werden. Die auf einer analytischen Waage eingewogene Probe von rund 200 g wird in einem Aluminiumpapier eingedreht. Im CHN-Analyser verglüht die Bodenprobe bei 1050°C; dabei entstehen aus C und N die Verbrennungsgase CO₂, N₂ und N_x. Die Messung des komprimierten Gasgemischs (CO₂) geschieht durch eine nicht-dispersive Infrarotmesszelle (Infrarot-Einzeldetektor). Für die technischen Prinzipien der IR-Messung wird auf WÜTHRICH & LESER (2003) verwiesen. Für die Berechnung des organischen Anteils am C_t muss zuerst die anorganische Komponente (C_{anorg}) ermittelt werden. Dafür wird eine eigene Probe mit Hilfe des Zusatzgeräts CC100 (LECO®) analysiert. Die Differenz aus C_t und C_{anorg} ergibt C_{org} .

3.3.5 Andere Nährstoffe

Die Kationen K⁺ (Kalium), Mg²⁺ (Magnesium) und Ca²⁺ (Calcium) werden mit Ammoniumlactat-Essigsäure 1:10 extrahiert (s. o.) und am AAS bestimmt (siehe dazu WÜTHRICH & LESER 2003).

¹¹ Die Herstellung der Reagenzien ist in WÜTHRICH & LESER (2003) beschrieben.

3.4 Bodensäulenversuche

Die horizontbezogenen Bodenproben werden an der an der Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg auf pH-Wert (CaCl₂-Lösung), C_t und N_t (Vario MAX CNS/CN, ELEMENTAR®), C_{anorg} (Ströhlein-CMAT 550), NO₃ und NH₄ (SKALAR, Skalar Analytik GmbH) und DL-P (Doppellactat, Photometer) analysiert; zusätzlich werden die Kationen Fe³⁺, Al³⁺ und Ca²⁺ untersucht. Die Methoden sind detailliert in MODESTI (2004) vorgestellt. Am Geographischen Institut Basel wurden pH-Wert, Korngrößenfraktionen, AL-P und TP_{Soil} analysiert (s.o.).

Die Bodensäulen weisen eine Durchmesser von 12.4 cm und eine Querschnitt von 0.01 m² auf. Die Bodentiefe der Bodensäule beträgt 20 cm, das Volumen zirka 2.2 dm³. Die künstliche Beregnung im Labor mit destilliertem Wasser erfolgte über 42 Tage. Das Perkolat wird täglich beprobt und folgende Parameter analysiert: pH-Wert (pH-Meter), DOC (liquiTOC), NO₃ und NH₄ (SKALAR, Skalar Analytik GmbH), TP_{Soil}, Fe, Al und Ca (ICP). Am 12. Versuchstag wird eine Gülledüngung simuliert. Die applizierte Gülle in der Simulation beträgt 75 ml, was einer Düngung von 75 m³ ha⁻¹ entspräche¹². Die in Tabelle 3-2 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zusammengefasste Gülleuntersuchung erfolgte durch Mitarbeiter der Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg (Fachbereich Tierernährung). Die Gülle wird mittels einer Spritze gleichmäßig auf die Bodensäulenoberfläche aufgebracht. Nach Abschluss der Simulation werden den Säulen Bodenproben entnommen, analysiert und mit den Horizont-Bodenproben verglichen.

Tab. 3-2: Ergebnisse der Gülleuntersuchung (MODESTI 2004, geringfügig verändert)

TS %	TP _{Soil} g kg ⁻¹	DL-P mg kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	C _{org} (XA) g kg ⁻¹	N _t %	NO ₂ /NO ₃ mg l ⁻¹	NH ₄ mg l ⁻¹
6.7	5.9	7.3	27.2	219.0	0.36	34.3	1010.5

TS = Trockensubstanz, TP_{Soil} = Gesamtposphor; DL-P = pflanzenverfügbare P (Doppellactat-Extraktion); Ca = Calcium; C_{org} = organischer Kohlenstoff; N_t = Gesamtstickstoff; NO₂ und NO₃ = Stickstoffdioxid bzw. Nitrat; NH₄ = Ammonium.

3.5 Berechnungen und statistische Methoden

3.5.1 Ganglinienseparation

Die Abtrennung der verzögerten Abflusskomponenten (Basisabfluss) vom Gesamtabfluss Q ist allgemein mit sehr vielen Unsicherheiten verbunden. Wie aus Abb. 3-5 ersichtlich, ist der Beginn des Direktabflussereignisses (Knickpunkt) relativ genau festzustellen. Indessen ist das Ende des Q_R meist schwieriger, in vielen Fällen nur mittels Isotopenanalysen, nachzuweisen (vgl. SCHNEIDER 2006). Zur Ganglinienseparation stehen einfache und komplexere Methoden zur Verfügung, die sich in graphische, mathematische und chemische Varianten unterteilen lassen. Für die Ganglinienseparation wird die digitale rekursive Methode nach ECKHARDT (2005) gewählt, die auf dem Grundsatz basiert, dass sich der Gesamtabfluss (Y_k) aus Direktabfluss f_k und Basisabfluss b_k berechnen lässt. Letzterer berechnet sich wie folgt:

$$b_k = [(1 - \text{BFI}_{\max}) \cdot a \cdot b_{k-1} + (1 - a) \cdot \text{BFI}_{\max} \cdot y_k] / (1 - a \cdot \text{BFI}_{\max})$$

- b_k Basisabfluss zum Zeitpunkt k
- b_{k-1} Basisabfluss zum Zeitpunkt k-1
- y_k Durchfluss zum Zeitpunkt k
- BFI_{max} Basisabfluss-Index (Verhältnis von Basisabfluss und Durchfluss)
- a Filterparameter.

¹² Die normale von den Landwirten aufgebraachte Güllemenge beträgt rund 30 m³.

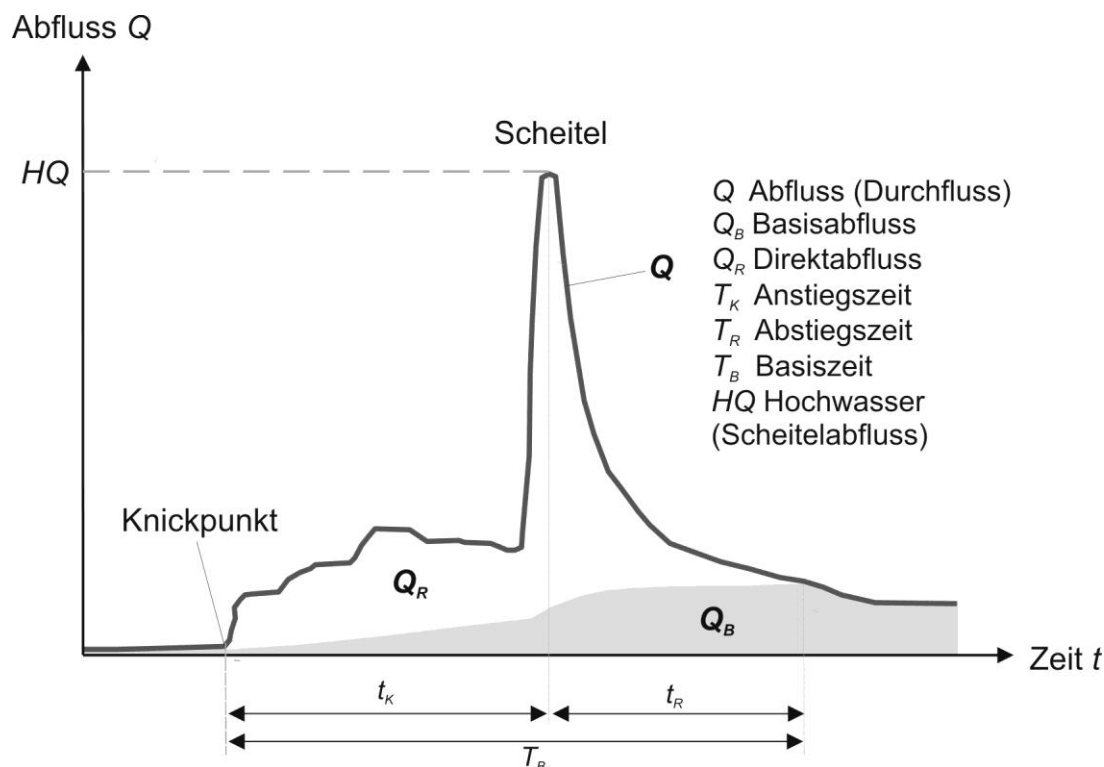


Abb. 3-5: Hochwasserganglinie und Ganglinienseparation (nach ECKHARDT 2005) am Hochwasserbeispiel vom 02.05.2002

Der gemessene Abfluss setzt sich aus den Komponenten Direktabfluss und Basisabfluss – oder Trockenwetterabfluss – zusammen (vgl. Abb. 2-4), die wiederum aus Direkteintrag, Oberflächenabfluss und schnellem Zwischenabfluss bzw. Grundwasserabfluss und langsamen Zwischenabfluss (im Gerinne) zusammengesetzt sind. Ein Teil des Abflusses findet im Gerinnebett und Interstitial statt. Zudem können via Grundwasserströme beträchtliche Mengen das Einzugsgebiet verlassen. Die angesprochenen Abflusskomponenten verhalten sich für ein Einzugsgebiet je nach Hochwasserereignis unterschiedlich. KLEBER (2004) zufolge ist der Zwischenabfluss zum einen wegen des Beitrags zu Hochwässern wichtig, zum anderen werden Stoffe durch die geringe Filterwirkung des Substrats schnell zwischen Geoökosystemen verlagert. Dass die Verlagerung von Stoffen durch den Zwischenabfluss nur wenig Berücksichtigung findet, führt KLEBER (ib.) auf die schwierige Messung dieses Fließweges zurück.

Nach der Berechnung mit einem laut ECKHARDT (2005) maximal zulässigen Filterparameter von $a = 0.98$ bestehen die meisten Hochwasserabflüsse fast ausschließlich aus Basisabfluss. Durch eine – im strengen Sinne nicht zulässige – Korrektur von a konnten an allen drei Pegelstationen plausible Ergebnisse erzielt werden: Die Berechnung erfolgte mit einem Filterparameter $a = 0.9998$ und einem Basisabfluss-Index $BFI_{\max} = 0.8$. Der Direktabfluss berechnet sich aus Gesamt- weniger Basisabfluss. Wenn 80 % des Gesamtabflusses Basisabfluss ist, wird in dieser Arbeit von Basisabflussbedingungen gesprochen.

3.5.2 Vorregenindex

Der Vorregenindex geht von der Annahme aus, dass der Einfluss eines Ereignisses auf die Bodenfeuchte und Abflussbildung geringer wird, je länger er zurückliegt. Die jüngeren Niederschläge beeinflussen diese hingegen stärker. In zahlreichen Studien wird dem Regeneinfluss eine exponentielle Abnahme zugrunde gelegt. Dabei hat sich ein Gewichtungsfaktor von $a = 0.9$ als günstig herausgestellt.

$$h_{VN}(t_0) = \sum_{i=1}^n h_N(t_0 - i) * a^i$$

t_0	[d,h]	Zeitpunkt zu Beginn des Niederschlagsereignisses
h_{VN}	[mm]	Vorregenindex
h_N	[mm]	tägliche Niederschlagshöhen

n	[-]	Anzahl der Tage vor dem Ereignis
a	[-]	empirischer Gewichtungsfaktor, a = 0.9

3.5.3 Frachtberechnungen

Mit den methodischen Problemen der statischen Wasserqualitätsmessprogramme, einer „realistischen“ zeitlichen Auflösung der Probenahme- und Messintervalle und des Frachtermittlungsansatzes setzten sich u.a. LAWA (2003) und G. SCHMIDT (2004) auseinander. Untersuchungen zur Genauigkeit der diskreten Probenahme zur Ermittlung der jährlichen P-Fracht zeigten eine starke Unterschätzung in Kleineinzugsgebieten (v.a. bei PP) (vgl. GRANT et al. 1996; REKOLAINEN et al. 1991; JORDAN et al. 2005a).

Standardverfahren nach LAWA (2003):

$$\bar{F} = \frac{365 \cdot 86400}{1000 \cdot 1000} * \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n c(t_i) * Q(t_i) \quad [\text{kg}]$$

c = Stoffkonzentration [mg l⁻¹]

Q = Abfluss [l s⁻¹]

t_i = Zeitpunkt Probe

Abflusskorrigierte Standardmethode nach LAWA (2003):

$$F_Q = \bar{F} * \frac{\bar{Q}}{Q_M}$$

\bar{Q} = mittlerer Jahresabfluss

Q_M = mittlerer beprobter Abfluss

G. SCHMIDT (2004) beweist in einer Versuchsreihe, dass „Frachtmengen auf Basis von Stichprobenahmen – selbst mit wöchentlichem Intervall – nicht geeignet sind um das Stofftransportverhalten im (mesoskaligen) Untersuchungsgebiet hinreichend wiederzugeben“. Die Stofffracht wird nach der von der LAWA (2003) vorgeschlagenen Methodik ausgewertet, d.h. der bei den Stationen gemessene und für die Schöpfprobenpunkte abgeschätzte Durchfluss mit der Stoffkonzentration verrechnet und mit dem durchschnittlich aufgetretenen Durchfluss einer Periode gewichtet.

3.5.4 Analyse der Hochwasserereignisse

3.5.4.1 Hydrometeorologische Auswertungen

- Niederschlagsintensitäten: mittlere, max. I₁₀ und I₃₀,
- kinetische Energie und Niederschlagserosivität (E*I₃₀), R-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung nach SCHWERTMANN et al. (1987) und
- Ereignisvorbedingungen: Bodenfeuchte, letzter Niederschlag (< 1, 1-5 , 5-10 und > 10 mm d⁻¹), Vorregenindex (s. oben).

3.5.4.2 Hydrologische Auswertungen

- Ereignisvorbedingungen: letztes Hochwasser (< 0.075, 0.075-0.15, 0.15-0.30 und > 0.30 mm R),
- Berechnung Basisabfluss mittels der Methode nach ECKHARDT (2005),
- Verhältnis Basis- zu Direktdurchfluss,
- mittlerer und maximaler Durchfluss (absolut und flächenbezogen),
- Ereignisdauer / Zeitdifferenz Ereignisbeginn und Scheiteldurchfluss R_{max} und
- Klassen der zeitlichen Verzögerung der Pegel untereinander.

3.5.4.3 Hydrochemische Auswertungen

- Stoffkonzentrationen,
- Stofffrachten,
- Verhältnis Stoff zu Stoff (z.B. Schwebstoff zu Gesamtphosphor, gelöster reaktiver P zu TP) und
- Hysteresetyp (Stoffschleife).

3.5.4.4 Landnutzungsspezifische Auswertung

- Zeitpunkt, Art und Menge der Düngung innerhalb der letzten zehn Tage (Düngeindex) und
- Ermittlung der Versorgungsklassen nach RYSER (2001): Diese drücken eine textur- und humusgehaltbereinigte Unter-, Über- oder optimale Nährstoffversorgung einer Parzelle aus.

3.5.4.5 Stoffschleifen (Hysteresen)

Obwohl der Transport von Stoffen generell stark vom Medium Wasser abhängig ist, beeinflussen andere Faktoren ihn in unterschiedlichen Raum-Zeit-Skalen. Als Folge zeigen Gegenüberstellungen von z.B. Durchfluss (a) und Schwebstoff (b) keine lineare Beziehung, wo a und b gleichmäßig steigen und fallen. Je nach vorliegendem System und Stoff kommt es in der Natur zu so genannten Stoffschleifen oder Hysteresen. Im streng wissenschaftlichen Sinn beschreibt die Hysteresis ein System, das verzögert reagiert oder in einem Zustand verharrt oder nicht in den ursprünglichen Ausgangszustand nach Wegfall der Ursache zurückkehrt. In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff Hysterese verwendet, obwohl besser von einer Stoffschleife zu sprechen wäre. Für die Analyse der Hysterese werden von allen Einzelereignissen Durchfluss und Stoff (SS, DRP und TP) in deren zeitlichen Entwicklung zueinander dargestellt.

3.5.5 Allgemeine statistische Methoden

Die statistischen Analysen wurden entweder mit der Software MS-Excel oder SPSS durchgeführt. Die dabei verwendeten Methoden, wie etwa Mittelwert, Median, Standardabweichung, Maximum und Minimum, t-Test sind in den gängigen Statistiklehrbüchern beschrieben.

4 Ergebnisse

Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit werden hauptsächlich im Übergang von der topischen zur mikrochorischen Dimension durchgeführt. Neben der Darstellung dieser Resultate ist der punktuelle (subtopische) Stoff- und Wassertransport behandelt. Nicht immer sind Stoffdynamiken und -prozesse nur einer Dimension zuzuordnen; sie stehen vielmehr in starker Beziehung zueinander. Die Ergebnisse werden zuerst skalenspezifisch beschrieben, unter dem Motto: vom Punkt zur Fläche, bevor sie im Folgekapitel „Diskussion“ eingehender besprochen werden.

4.1 Wasser und Stoffe in der subtopischen und topischen Dimension

Die Untersuchungen des Stofftransportes und der Stoffretention im Oberboden wurden im Zuge einer Diplomarbeit von MODESTI (2004) mittels Bodensäulenversuchen im Labor durchgeführt. Hier gilt es insbesondere die Grundlagen hinsichtlich der möglichen Auswirkungen auf das Dränwasser besser zu verstehen. Die vorgestellten Ergebnisse sind zum größten Teil ergänzende Berechnungen und Auswertungen dieser Daten. Die Analyse von Bodenproben entlang einer Catena zeigt in einem zweiten Teil langfristige Prozesse der Stoffverlagerung und -retention auf. Dabei geht es um mögliche Auswirkungen in durch Dränagesysteme und Oberflächenentwässerungen intensiv genutzten Arealen auf die Oberflächengewässer.

4.1.1 Vertikaler Stofftransport im Oberboden

Im Vordergrund der Ergebnisse stehen neben den allgemeinen Parametern vor allem gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und gelöster reaktiver Phosphat-Phosphor (DRP). Die Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf den subtopischen Wasser- und Stofftransport in der Bodenmatrix der Standorte Zil und Am Länenbach, im Folgenden als Zil und Län bezeichnet.

4.1.1.1 Auswaschung durch perkolierendes Wasser

Die Niederschlagsmenge ist zu Beginn der Beregnung mit 75 bis 100 mm d^{-1} unnatürlich hoch. Nach der Düngung werden unter 50 mm d^{-1} beregnet, bei Zil geringfügig weniger. Der Abfluss reagiert bei gesättigten Bedingungen mit einer nur kurzen zeitlichen Verzögerung, wobei der pH-Wert an den Standorten Zil und Län zwischen 7.2 und 8.4 bzw. 7.5 und 8.9 schwankt (vgl. Abb. 4-1). Die Eisenkonzentration (CFe) variiert zu Beginn und am Ende des Experiments etwas stärker als in dessen Mittelteil – nach rund 20 Tagen reduktiven Bedingungen im Oberboden sind auch die Frachten leicht höher als zu Beginn der Beregnung. Im Unterschied dazu fällt die Calciumkonzentration (CCa) von Anfang an leicht ab, nach der Gülleaufbringung wird vermehrt Ca ausgetragen. Die maximale CCa von 144.2 mg l^{-1} (Zil) und 209.7 mg l^{-1} (Län) werden direkt nach der Gülleapplikation analysiert.

Der Oberboden zeigt deutliche Gegensätze im Austrags- und Pufferverhalten zwischen DOC und DRP. Liegt der Austrag bei DOC während der Beregnung zwischen 3.4 und 9.7 mg DOC l^{-1} , steigt die DOC-Ganglinie nach dem Aufbringen der Gülle extrem an. Bei der anschließenden Beprobung wird bereits das $CDOC_{max}$ von 269.4 mg l^{-1} (Zil) und 282.3 mg l^{-1} (Län) erreicht. Rund vier bis fünf Tage nach dem Gülleauftrag ist das ursprüngliche DOC-Niveau im Perkolationwasser wieder erreicht. Für Zil und Län beträgt die niederschlagsgewichtete DOC-Fracht ($FDOC$) 0.142 bzw. 0.138 mg pro mm Niederschlag, die abflussgewichtete $FDOC$ 0.145 bzw. 0.133 mg pro mm Abfluss. Beide Standorte zeigen zum einen eine ähnliche DOC-Dynamik und zum anderen, dass die Konzentration an DOC vergleichsweise unabhängig von Niederschlag und Abfluss ist.

Eine gegensätzliche Dynamik zeigen die Austragsganglinien des DRP. Gleich zu Beregnungsbeginn kommt es zu einem Konzentrationsanstieg von DRP im Perkolat. Die Spitze tritt im Ufer zuerst und deutlicher auf als jene der Fruchtfolgefläche. In Folge der Düngung wird nur geringfügig DRP freigesetzt, der Großteil des applizierten Phosphors wird gepuffert und über einen längeren Zeitraum ausgetragen. Beide, DRP-Konzentration wie DRP-Fracht, nehmen im Laufe der Beregnung ab, die Variabilität steigt gegen Ende des Experiments leicht an.

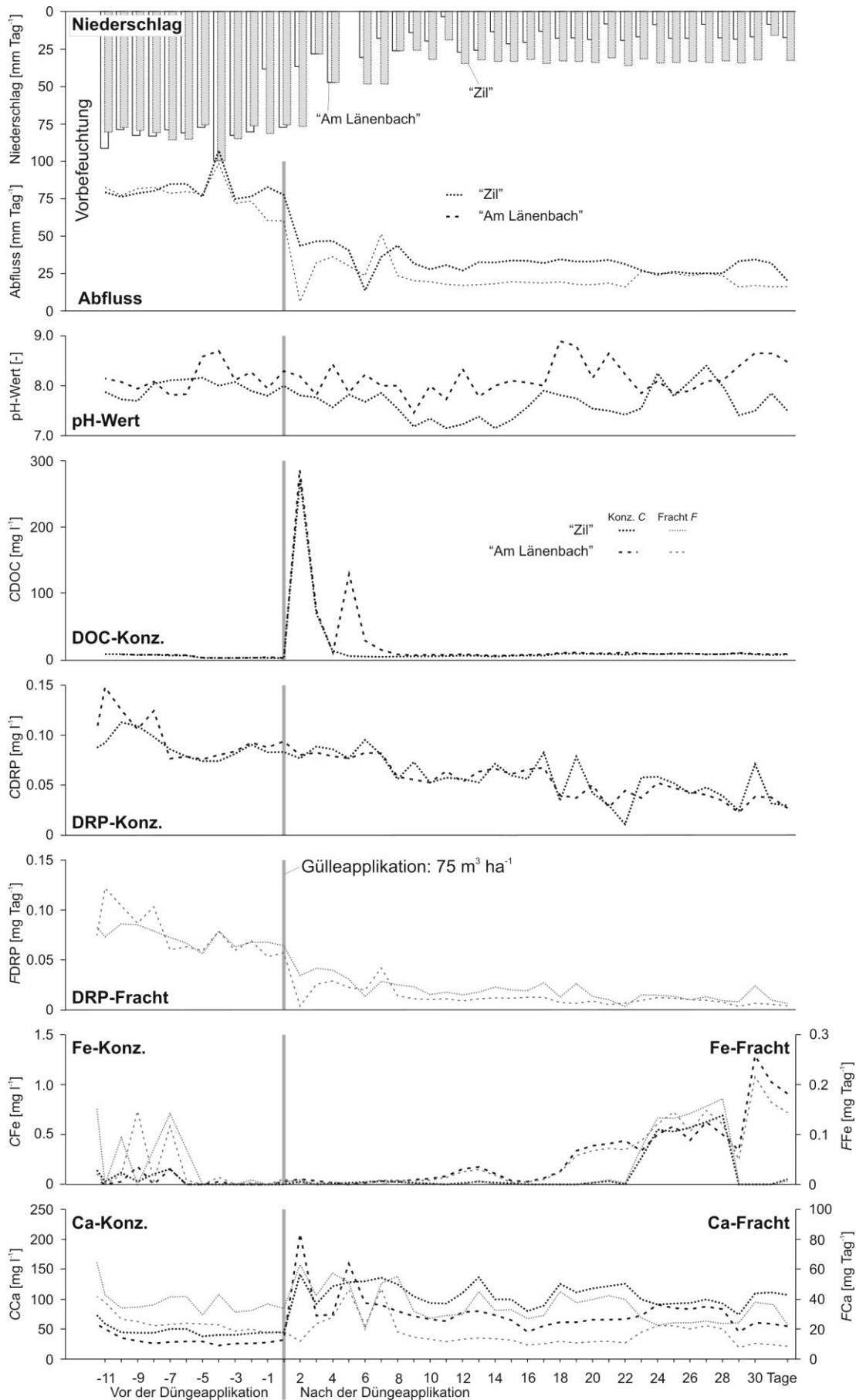


Abb. 4-1: Stoffaustrag im Oberboden durch Perkolation mit und ohne Gülleapplikation (Primärdaten: J. MODESTI)

Die zeitliche Klassenbildung in Tab. 4-1 untermauert die in den kontinuierlichen Ganglinien ermittelten Ergebnisse zusätzlich. Die Dynamik deutet auf einen abnehmenden DRP-Pool im Oberboden und auf eine rasche P-Sorption sowie teilweise Auffüllung des Bodenspeichers als Resultat der Düngung hin. Die Gülleapplikation trägt selbst bei Niederschlag somit unwesentlich zum direkten DRP-Austrag aus dem Oberboden bei. Stattdessen ist der Matrixfluss vor der Gülleaufbringung alleine schon ausreichend, um über mehr als zwei Wochen DRP auszutragen. Die hier gemessenen DRP-Exporte würden einer „schlechten“ (Oberflächen-) Wasserqualität entsprechen (vgl. Abschnitt „Phosphordynamik während Basisabfluss“). Erst nach ausgiebigen Niederschlägen verringern sich der DRP-Pool des Oberbodens und die potenzielle Beeinträchtigungen der Oberflächengewässerqualität durch die Drainagesysteme.

Tab. 4-1: DRP- und DOC-Bilanzen der Bodensäulenversuche an den Standorten „Am Länenbach“ (Primärdaten: J. MODESTI)

Län	NS	Q	CDOC			FDOC			CDRP			FDRP		
			\bar{x}	Min.	Max.	\bar{x}	Min.	Max.	\bar{x}	Min.	Max.	\bar{x}	Min.	Max.
Tag [±]	[mm Tag ⁻¹]		[mg l ⁻¹]			[mg Tag ⁻¹]			[mg l ⁻¹]			[mg Tag ⁻¹]		
-11 bis -6	82.8	80.3	8.7	7.9	9.7	7.0	6.3	8.0	0.110	0.077	0.148	0.089	0.060	0.123
-5 bis -1	75.6	76.3	4.0	3.4	4.3	3.0	2.6	3.4	0.084	0.075	0.093	0.064	0.053	0.080
1 bis 5	37.9	32.6	99.5	3.7	282.3	16.4	2.2	38.0	0.083	0.077	0.095	0.028	0.004	0.057
6 bis 10	21.7	27.6	13.9	7.6	28.6	4.0	1.5	7.9	0.066	0.053	0.083	0.019	0.010	0.043
11 bis 20	18.1	18.0	9.0	6.7	11.1	1.6	1.2	2.1	0.057	0.038	0.068	0.010	0.007	0.012
21 bis 32	15.0	20.6	10.2	9.6	11.2	2.1	1.6	2.7	0.038	0.023	0.053	0.008	0.004	0.013
Vorher [‡]	79.5	78.5	6.6	3.4	9.7	5.2	2.6	8.0	0.098	0.075	0.148	0.077	0.053	0.123
Nachher [‡]	20.6	22.8	24.3	3.7	282.3	4.5	1.2	38.0	0.055	0.023	0.095	0.014	0.004	0.057
Gesamt	35.7	37.0	19.8	3.4	282.3	4.7	1.2	38.0	0.066	0.023	0.148	0.030	0.004	0.123

Zil	NS	Q	CDOC			FDOC			CDRP			FDRP		
			\bar{x}	Min	Max	\bar{x}	Min	Max	\bar{x}	Min	Max	\bar{x}	Min	Max
Tag	[mm Tag ⁻¹]		[mg l ⁻¹]			[mg Tag ⁻¹]			[mg l ⁻¹]			[mg Tag ⁻¹]		
-11 bis -6	81.1	80.5	7.6	6.7	8.4	6.1	5.7	6.7	0.096	0.078	0.114	0.077	0.066	0.087
-5 bis -1	83.3	83.4	3.6	3.3	4.2	3.0	2.7	3.5	0.081	0.073	0.091	0.067	0.055	0.080
1 bis 5	45.5	51.0	69.7	3.6	269.4	31.2	2.8	118.0	0.082	0.075	0.090	0.042	0.030	0.064
6 bis 10	36.1	30.7	5.4	4.8	6.0	1.7	0.7	2.7	0.071	0.052	0.096	0.021	0.013	0.028
11 bis 20	32.0	32.4	7.3	6.1	9.5	2.4	1.7	3.3	0.059	0.034	0.084	0.019	0.012	0.027
21 bis 32	31.8	28.3	8.9	7.7	9.9	2.5	1.6	3.0	0.041	0.010	0.072	0.011	0.003	0.025
Vorher [‡]	82.1	81.8	5.8	3.3	8.4	4.7	2.7	6.7	0.089	0.073	0.114	0.072	0.055	0.087
Nachher [‡]	34.7	33.5	17.4	3.6	269.4	6.8	0.7	118.0	0.058	0.010	0.096	0.020	0.003	0.064
Gesamt	46.8	45.9	14.4	3.3	269.4	6.3	0.7	118.0	0.066	0.010	0.114	0.034	0.003	0.087

[±] Die negativen und positiven Werte stellen die Tage vor bzw. nach der Gülleapplikation dar.

[‡] „Vorher“ und „Nachher“ bezeichnet den Zeitraum vor bzw. nach der Gülleapplikation.

Werden die in Tab. 4-1 zusammengefassten Stofffrachten nach dem Abfluss gewichtet, ist auch hier eine kontinuierliche Abnahme des P-Speichers ersichtlich. Am Ende des Beregnungsexperiments ist die abflussgewichtete DRP-Fracht etwa die Hälfte des Ausgangswertes, die Gülleapplikation bewirkt die besprochene Verzögerung der Abnahme. Durchschnittlich werden vor und nach der organischen Düngung 1.0 bzw. 0.6 µg DRP pro mm Abfluss (Län) sowie 0.9 bzw. 0.6 µg DRP pro mm Abfluss (Zil) ausgetragen. Der Oberboden kann bei einer Güllendüngung im Gegensatz zum DRP nur unwesentlich DOC puffern. Vor bzw. nach der organischen Düngung werden 0.07 und 0.2 mg DOC pro mm Abfluss (Län) sowie 0.06 und 0.2 mg DOC pro mm Abfluss (Zil) ausgetragen.

4.1.1.2 Stoffretention im Oberboden

Der Vergleich der Stoffkonzentrationen im Oberboden vor und nach der Simulation legt für die beiden Standorte leicht unterschiedliche Austrags- und Speicherverhalten dar (vgl. Tab. 4-2):

- Die Parameter am Standort Zil verhalten sich entgegen dem Alluvialstandort Län über den gesamten Oberboden ähnlich.
- Pflanzenverfügbarer Phosphor (A_{L-P}) weist bei Län beinahe den doppelten Gehalt auf als bei Zil, ein mögliches Resultat der P-Anreicherung infolge von Grünlandnutzung. Hier wird ein verhältnismäßig großer Teil des Phosphors (29 %) zusätzlich zum Düng-P während der 44-tägigen Beregnung aus dem Ah-Horizont ausgewaschen; ein Teil davon wird jedoch im Ap-

Horizont wieder sorbiert (103 %). Am Standort Zil sind dagegen im Ap₁ und Ap₂ Verluste von 20 bzw. 11 % zu verzeichnen.

- Der Verlust an organischem Kohlenstoff (C_{org}) ist bei Län deutlich, dagegen bei Zil gering. Das C/N-Verhältnis bleibt abgesehen vom Ap (Län) konstant.
- Generell wird der Gesamtstickstoff (N_t) über die gesamte Simulation etwas reduziert, Nitrat (NO₃) und Ammonium (NH₄) verhalten sich jedoch abweichend davon: NH₄ wird aus allen Bereichen ausgewaschen, erneut weicht der Ap-Horizont bei Län etwas von den anderen Horizonten ab. NO₃ wird durch die Gülleapplikation eher erhöht, außer beim Ah (Län).

Tab. 4-2: Standortvergleich Oberboden der Standorte Län und Zil vor und nach der Beregnung und Gülleapplikation

	Tiefe	pH		NO ₃		NH ₄		PO ₄		N _t		C _{org}		C/N	
	[cm]	[mg 100 g FE ⁻¹]													
<i>Im</i>	0-10	6.80	6.98	5.70	5.29	1.07	0.12	8.06	5.74	0.49	0.31	5.00	3.49	10.20	10.55
<i>Länenbach</i>	10-25	7.30	7.22	2.29	3.85	0.48	0.29	0.96	1.94	0.29	0.21	5.62	2.59	19.38	13.05
<i>Zil</i>	0-10	6.17	6.33	0.76	2.46	0.49	0.16	4.80	3.85	0.32	0.29	2.96	2.84	9.16	9.81
	10-20	6.30	6.36	0.74	2.68	0.43	0.15	3.38	3.00	0.29	0.26	2.78	2.47	9.45	9.67

Grau und Weiß = vor bzw. nach der Beregnung und Gülleapplikation. pH = pH-Wert, NO₃ = Nitrat, NH₄ = Ammonium, PO₄ = Orthophosphat, N_t = Gesamtstickstoff, C_{org} = organischer Kohlenstoff, C/N = Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis, FE = Feinerde.

4.1.2 Lateraler Stofftransport in der Hangdimension

An der durch Wasser- und Bearbeitungserosion wiederkehrend betroffenen Flur Zil (vgl. PRASUHN 1991; OGERMANN et al. 2003) werden langfristige Verlagerungsprozesse mittels Bodenanalysen untersucht. Das in die Tiefenlinie transportierte Material wird oberhalb einer Betonmauer, einer ehemaligen Panzersperre, zur Akkumulation gezwungen. Zwar verfügt diese Tiefenlinie über eine künstliche Verbindung zum unterirdischen Sammelleiterkanal und damit zum Länenbach, jedoch wirkt diese vornehmlich zur Abführung von Oberflächenwasser sowie suspendierten und gelösten Stoffen. Die im folgenden angeführten Bodenprofile erstrecken sich entlang einer Catena und stellen die Partien Hangkuppe (Zil 1), Oberhang (Zil 2), Mittelhang (Zil 3), Unterhang (Zil 4) und Talsohle (Zil 5) dar. Der Standort Zil 1 wird heute als Gras- und Weideland genutzt, war jedoch bis vor kurzem eine Fruchtfolgefläche. Die weiteren Profile liegen durchgängig in einer Fruchtfolgefläche.

Der Skelettanteil ist in allen Profilen äußerst gering, lediglich bei Zil 2 ist der Oberboden aufgrund einer Aufschüttung mit Roggenstein atypisch hoch (5.2 und 10.4 %); der sprunghafte Verlauf der Lagerungsdichte (LD) bei Zil 2 untermauert dies. Deutlich ist in Zil 1 eine Pflugsohlenverdichtung (in 20-30 cm) zu erkennen. Relativ geringe und im Profilverlauf gleichmäßige LD (1.1 bis 1.3 g cm⁻³) bestimmen im Gegensatz zu den anderen Profilen den Standort Zil 5. Die Sd-Horizonte von Zil 3 und Zil 4 nehmen mit rund 1.5 g cm⁻³ die Höchstwerte des jeweiligen Profils ein.

Korngrößenverteilung: Prinzipiell nimmt der Tongehalt vom Ober- in den Unterboden zu und im Verwitterungshorizont (Opalinuston) wieder leicht ab (Abb. 4-2). Das Referenzprofil Zil 1 weist mit 37.4 % Ton im Oberboden das Minimum aller Profile auf; der Gehalt steigt im Unterboden auf 50 bis 55 % an. Das Profil Zil 3 zeigt eine ähnliche Verteilung wie Zil 1, der nach oben zunehmende Sandgehalt weist diese leichte Hangverflachung als einen selektiven Depositionsstandort aus.

Pflanzenverfügbare Phosphor (AL-P): Abgesehen vom anthropogen stark beeinflussten Profil Zil 2 zeigen sämtliche Standorte in den obersten zehn Zentimetern eine P-Anreicherung, zurückzuführen auf die vorwiegend organische Düngung (z.B. 24.07.2002: 8.2 kg P durch Gülleapplikation). Einer leichten Abnahme im Unterboden steht ein teilweise starker Anstieg im Verwitterungshorizont gegenüber (max. AL-P bei Zil 4 mit 217 mg kg⁻¹ in 80-90 cm Bodentiefe). Bei Zil 5 liegen zum einen relativ geringe Werte und zum anderen eine Abnahme im Unterboden vor: in 80-90 cm 2.2 mg P kg⁻¹.

Gesamtphosphor Boden (TP_{Soil}): Die Verteilung von TP_{Soil} zeigt bei den Profilen Zil 1, Zil 3 und Zil 4 eine Anreicherung im Oberboden, ein Absinken im mittleren Profilbereich und eine erneute Zunahme im Verwitterungshorizont. Der max. TP_{Soil} wird mit 1'295.6 mg kg⁻¹ im S_d-Horizont, das

min. TP_{Soil} mit 526.0 mg kg^{-1} im unteren Ap-Horizont von Zil 4 erreicht. Der Mittelwert aller Proben beträgt $847.6 \text{ mg kg}^{-1} TP_{Soil}$, die Streuung ist deutlich geringer als jene von $AL-P$.

Verhältnis $AL-P$ zu TP_{Soil} : Das Verhältnis von TP_{Soil} zu $AL-P$ kennzeichnet Lösungs- und Auswaschungsprozesse. Sehr deutlich tritt der Unterschied von Sw- und Sd-Horizont hervor. Das Profil Zil 2 zeigt durch die Aufschüttung mit kalkigem Material eine Verringerung der Lösung / Mineralisierung von TP in $AL-P$ (durch die höhere Fixierung) oder eine Erhöhung der Auswaschung von $AL-P$. Beide Prozesse können zugleich erfolgen und als Folge des gestiegenen pH-Wertes angesehen werden. Im Sd-Horizont von Zil 4 ist das Verhältnis am höchsten (zwischen 16.8 und 18.7 %). Die geringsten Werte der Profile Zil 1, Zil 3 und Zil 4 werden mit 0.6, 0.4 bzw. 0.6 % in einer Bodentiefe von 20 bis 30 cm erreicht. Zil 5 zeigt erneut eine gegensätzliche Verteilung, hier nimmt der Anteil von $AL-P$ am TP_{Soil} von 4.5 % (0-10 cm) kontinuierlich auf 0.4 % (80-90 cm) ab.

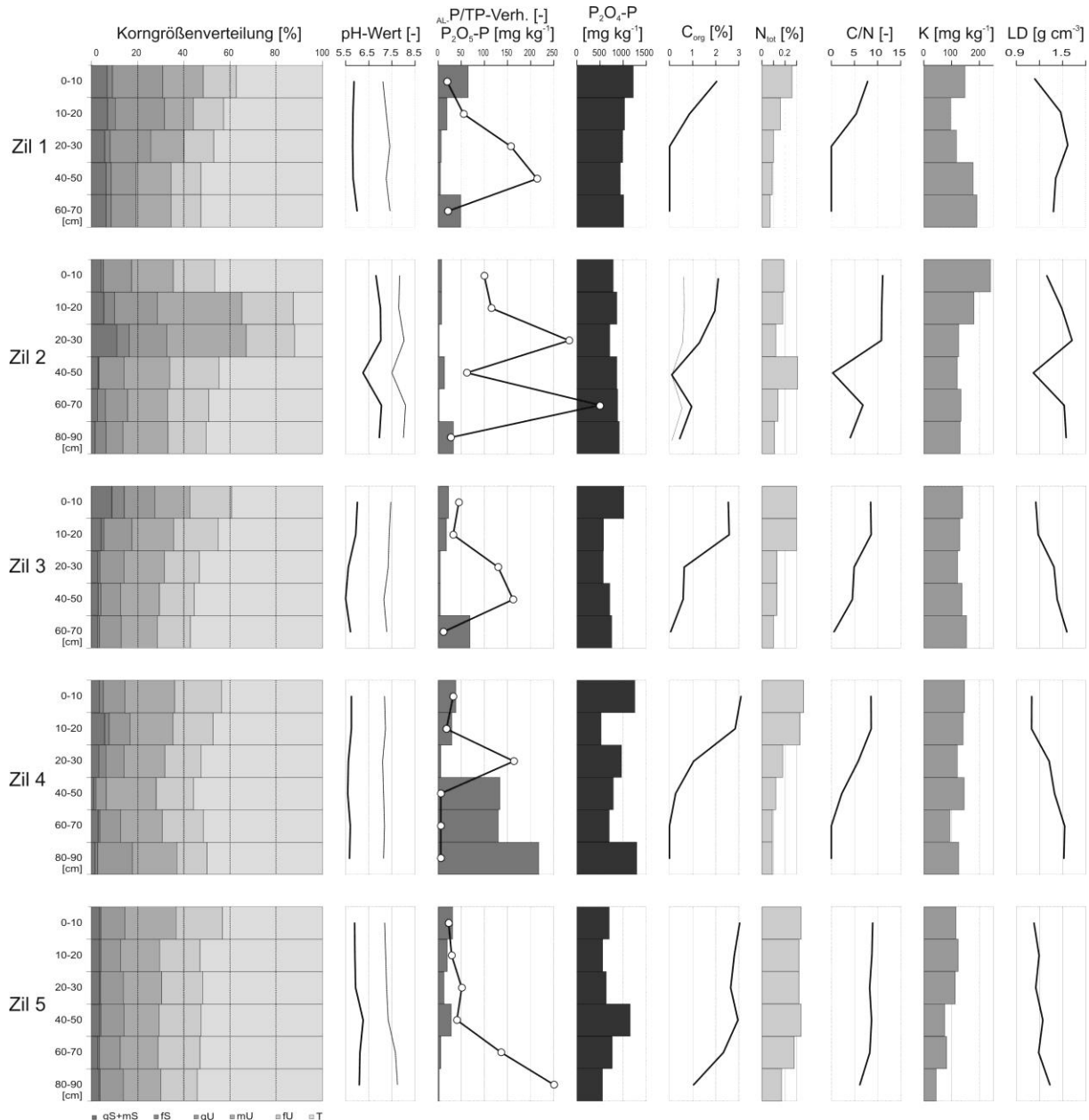


Abb. 4-2: Verteilung von chemischen und physikalischen Bodenparametern im Tiefen- und Hangprofil (Catena) in der Flur Zil

Zil 1 = Hangkuppe, Zil 2 = Oberhang, Zil 3 = Mittelhang, Zil 4 = Unterhang, Zil 5 = Talsohle. $AL-P$ (Ammoniumlactat-Extrakt) = P_2O_5 ; TP_{Soil} (Gesamtposphor) = P_2O_4 ; C_{org} = organischer Kohlenstoff; N_{tot} = Gesamtstickstoff; C/N = Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis; K = Kalium; LD = Lagerungsdichte.

Organischer Kohlenstoff (C_{org}): Bei Betrachtung der Catena ist eine leichte C_{org} -Zunahme von der Hangkuppe bis zur Talsohle zu beobachten. Im Referenzprofil Zil 1 ist schon in einer Bodentiefe von 20-30 cm kein C_{org} mehr festzustellen. Hohe C_{org} -Gehalte bis in den Unterboden deuten bei Zil 5 auf kolluvial abgelagertes Bodenmaterial hin.

Gesamtstickstoff (N_t): N_t liegt meist zwischen 0.1 und 0.3 % und nimmt vom Ober- in den Unterboden naturgemäß ab. In Zil 4 und Zil 5 treten mit 0.36 bzw. 0.34 % die höchsten Werte auf. Bei Zil 2 ist wiederum der ursprüngliche Ah-Horizont in einer Tiefe von 40 bis 50 cm sehr gut ausgebildet. Zudem weist Zil 5 einen relativ hohen N_t -Gehalt annähernd über das ganze Profil auf.

C/N-Verhältnis: In den „ungestörten“ Profilen zeigt sich eine Abnahme des C/N-Verhältnisses und damit der biologischen Aktivität vom Ober- zum Unterboden. Zil 5 und Zil 2 weichen von dieser modellhaften Verteilung stark ab.

Kalium: Die Verteilung von Kalium (K) in den einzelnen Profilen fällt sehr unterschiedlich aus, ohne aber eine große Streuung aufzuweisen. Ähnlich dem Phosphor scheint auch K im S_d -Horizont wieder leicht anzusteigen. Der höchste Wert wird bei Zil 2 mit $240.5 \text{ mg K kg}^{-1}$ erhoben.

4.2 Abfluss- und Stoffdynamik in der chorischen Dimension

Der Abschnitt analysiert Zusammenhänge von Niederschlag-, Abfluss- und Stoffparametern der Einzugsgebiete (EZG) P50, P51 und P52 vorwiegend hinsichtlich Ereignisdynamik. Dabei stehen neben gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) hauptsächlich die Konzentrationen und Frachten an Gesamtphosphor (TP) und Schwebstoff (SS) im Vordergrund. Zu Beginn stand der Prozess der Bodenerosion im Vordergrund der Untersuchungen. Die äußerst geringe Erosionsdynamik im Untersuchungszeitraum nötigte zu einer leichten Abänderung des ursprünglichen Konzepts. Trotzdem werden in Folge auch erosionstypische Parameter angeführt, wie etwa die Niederschlagserosivität. In einem eigenen Abschnitt wird die Entwicklung von Abfluss und Stoffkonzentration zueinander unter Zuhilfenahme des Hysterese-modells genauer beleuchtet. Der Abschnitt „Phosphordynamik während Basisabfluss“, untersucht die DRP-Dynamik während Nicht-Ereignissen und beschreibt den Versuch, Ein- und Auswirkungen verschiedener Landnutzungen auf das Oberflächengewässer mittels einer räumlich höheren Auflösung zu klären.

4.2.1 Niederschlag und Abfluss

Für die Abflussdynamik und den Stofftransport ist – neben der Niederschlagsmenge – besonders die Intensität und Erosivität der Niederschläge ausschlaggebend. Die klimatisch sehr unterschiedlichen Jahre 2002 und 2003 bieten die Möglichkeit, die Ergebnisse hinsichtlich außergewöhnlicher Perioden, die durch den allgemeinen Klimawandel zukünftig modellhaft sein könnten, zu beurteilen.

4.2.1.1 Niederschlagsintensitäten

Der R-Faktor der USLE (WISCHMEIER & SMITH 1978) und ABAG (SCHWERTMANN et al. 1987) gilt als allgemein gültiges Maß der Niederschlagserosivität, mit dem Ziel, das vom Niederschlag ausgehende Potenzial der Bodenumlagerung an der Oberfläche zu beschreiben. Dabei wird der durch Schneeschmelze ausgelöste Oberflächenabfluss nicht berücksichtigt. Abb. 4-3 zeigt den R-Faktor der erosiven Niederschlagsereignisse und den jährlich kumulierten R-Wert der meteorologischen Station Rünenberg: 2002 222.0 N h^{-1} , 2003 66.1 N h^{-1} , 2004 100.9 N h^{-1} ; Mittelwert 2002-2004: 129.7 N h^{-1} . Ausschlaggebend für den sehr hohen R-Wert 2002 ist das konvektive Niederschlagsereignis vom 31.08.2002 mit 81.6 N h^{-1} , welches das Untersuchungsgebiet Länenbach jedoch nur mit einer geringfügigen Erosivität betraf. Ohne die Berücksichtigung dieses Ereignisses beträgt der R-Faktor für 2002 140.4 N h^{-1} und der Durchschnitt für 2002 bis 2004 102.5 N h^{-1} . Beide Durchschnittswerte entsprechen ungefähr dem jährlichen Durchschnitt 1984-1999 von 125 N h^{-1} (HEBEL 2003).

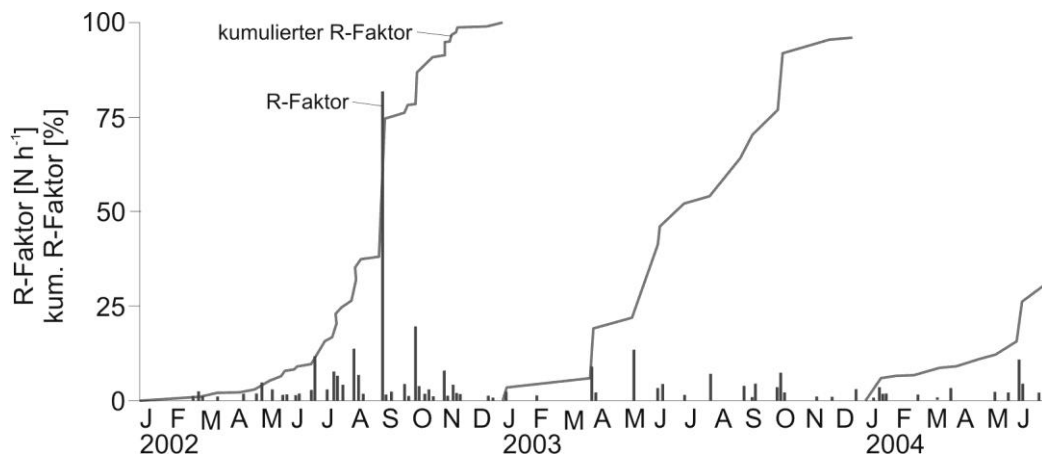


Abb. 4-3: Ereignisbezogener und jährlich kumulierter R-Faktor (ABAG; SCHWERTMANN et al. 1987) der meteorologischen Station Rünenberg im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Datenquelle: MeteoSchweiz)

4.2.1.2 Niederschlag-Abfluss-Beziehung

Vorausgeschickt sei hier die Unterscheidung von Durchfluss (R) und Abfluss (Q) aus einem Einzugsgebiet. Gerade im vorliegenden EZG liegt die Vermutung nahe, dass unterirdischer Abfluss in den Hangschuttdecken Richtung Ergolz insbesondere in trockenen Perioden eine wesentliche hydrologische Komponente darstellt. Die angeführten Raten und Volumina beziehen sich ausschließlich auf den Durchfluss im Gerinnequerschnitt. Für die im allgemeinen und theoretischen Kontext stehenden Beschreibungen wird auch der Begriff Abfluss verwendet.

Die Abbildungen im Anhang zeigen die Witterungsverhältnisse der meteorologischen Station Rünenberg und die hydrologische Dynamik von sechs Einzugsgebieten im oberen Ergolztal für 2002, 2003 bzw. 2004. Hydrologische Charakteristika der EZG sind:

- Der Gebietsabfluss reagiert sehr rasch auf Niederschlagsereignisse, ausschlaggebend dafür sind:
 - undurchlässige Schichten (Opalinuston), die eine Tiefensickerung und die Bildung von Grundwasser verhindern (vgl. VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991),
 - tonreiche, stauende Böden – wie Gleye und Pseudogleye (vgl. VAVRUCH 1988; OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007),
 - Hangschuttdecken an den Talflanken, die für eine schnelle Zwischenabflusskomponente verantwortlich sind,
 - eine schnelle Abführung von Oberflächenabfluss der Strassen, Mergelwege und Tiefenlinien über Einlaufschächte und Kanalisation (vgl. WEISSHAIDINGER et al. 2005),
 - Makroporen und Trockenrisse, die zur schnellen Abflussgenerierung über die Drainagesysteme beitragen können (s.a. KOCH 2005).
- In Perioden mit gefüllten Bodenwasserspeichern wirken sich Niederschläge umgehend in höheren Direkt- sowie Basisabflussraten aus, wie dies im Herbst 2002 gut zu erkennen ist. Die Schneeschmelze im Februar 2004 wirkt sich in einer leicht ansteigenden und abfallenden Ganglinie aus.
- In längeren Trockenperioden trocknet der Länenbach auf weiten Strecken aus. Im Sommer und Herbst 2003 wies lediglich der Unterlauf des Länenbaches noch geringen Durchfluss auf, der Mittel- und Oberlauf fielen dagegen über Monate trocken. Kleinräumig fließt hier Oberflächenwasser aufgrund von Haus- und Hofeinleitungen. Nach Angaben von Anwohnern trocknet der Länenbach üblicherweise nicht aus.
- Die hydrologische Retention erfolgt relativ rasch. Der Eintritt des Basisabflusses als Hauptabflusskomponente (> 80 %) erfolgt bei sommerlichen Konvektionsgewittern innerhalb von Stunden oder schneller. Bei lange andauernden Niederschlägen mit geringer Intensität endet der Direktabfluss meist innerhalb weniger Tage nach dem Ende des Niederschlagsereignisses.

- Der Basisabfluss ist erwartungsgemäß im hydrologischen Winterhalbjahr höher als im Sommerhalbjahr. Aufgrund gesättigter Böden reagiert das drainierte Einzugsgebiet P52 im Winter stärker als das EZG P51.

4.2.1.3 Hochwasserdynamik

Während kleiner Hochwasserereignisse (HW) entwässern die EZG P50, P51 und P52 ähnlich; in Feuchtperioden steigt die mittlere Durchflussrate in der Mesochore P50 stark an. Generell ist der Scheiteldurchfluss in der Mesochore bedeutend höher als jener der Nanochores, ausgenommen in der Trockenperiode 2003 (Abb. 4-4).

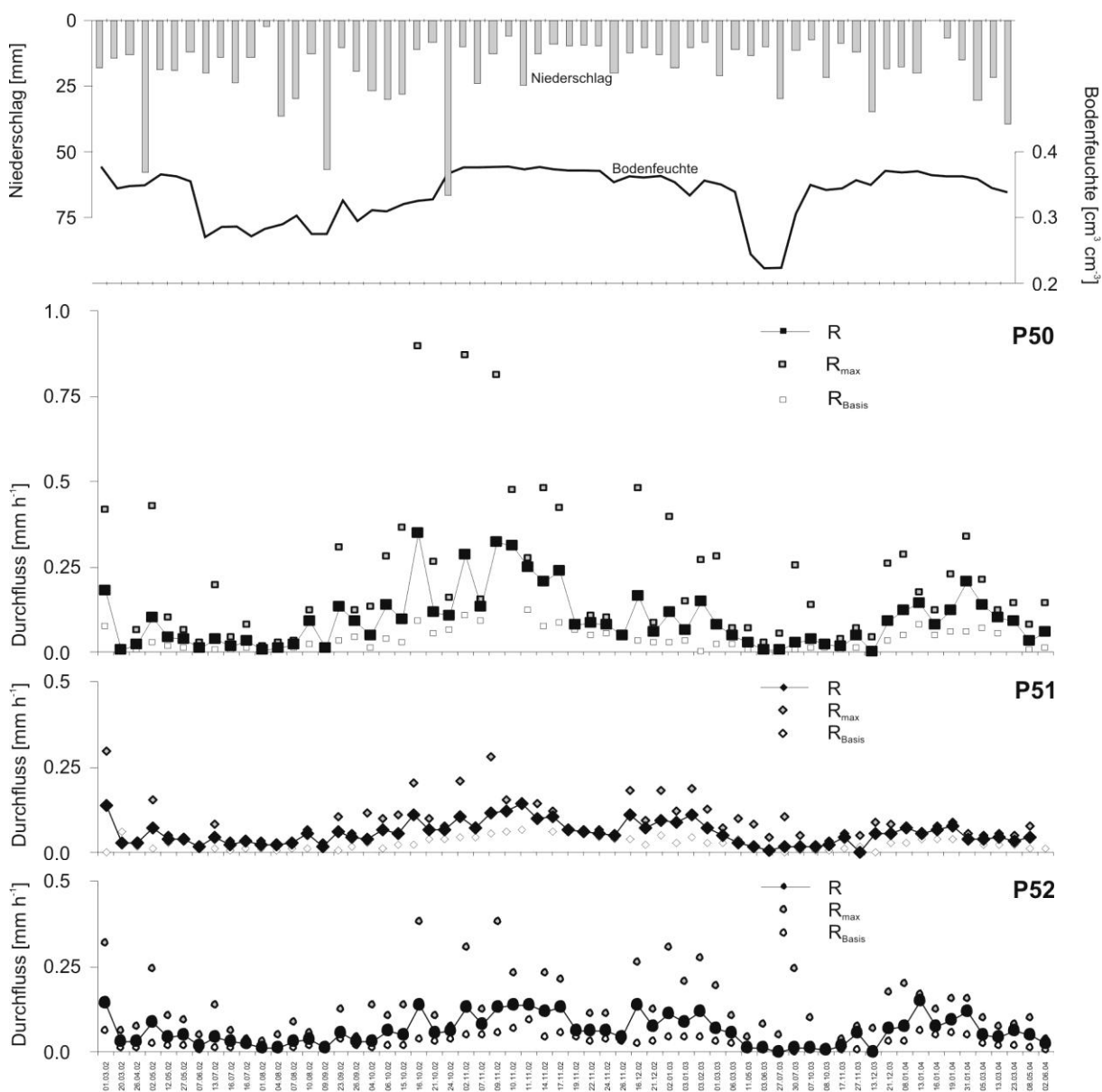


Abb. 4-4: Niederschlag, berechnete Bodenfeuchte und Durchfluss der Pegel P50, P51 und P52 der Hochwasserereignisse im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

Legende: R = Durchfluss, R_{\max} = maximaler Durchfluss, R_{Basis} = Basisabfluss.

Das durch anthropogene Abflusspfade geprägte EZG P52 retentiert weniger Niederschlag als das naturnähere EZG P51 und weist zudem höhere flächengewichtete maximale Abflüsse (R_{\max}) auf. Mittlere und größere Hochwässer treten – bis auf wenige Ausnahmen – nicht im hydrologischen Sommerhalbjahr auf. Die Gegenüberstellung von ausgewählten Hochwassern am P50 mit einem R_{\max} von über 200 l s^{-1} veranschaulicht, dass erst in Perioden mit gesättigten Boden- und Karstwasserspeichern, und somit höherem Basisabflussanteil, höhere R_{\max} auftreten. Neben dieser saisonalen Variabilität ist die Entwicklung des einzelnen Hochwasserereignisses unterschiedlich.

Insbesondere beim P50 ist der hydrologische Anstieg und Abfall steiler als bei P51 und P52 und folglich die Differenz von R_{\max} und R_{TM} (Tagesmittelwert) größer und der Zusammenhang zwischen beiden geringer. Für die Differenz maßgebend sind (i) der schnelle Zwischenabfluss, der bei P50 zu einem raschen Durchflussanstieg führt, und (ii) der hohe unterirdische Abfluss bei P50, der im absteigenden hydrologischen Ast an Bedeutung gewinnt.

Abb. 4-5 hebt den hydrologischen Skaleneffekt der drei Einzugsgebiete während Ereignissen hervor. Verglichen mit P51 weist P52 durchschnittlich einen leicht höheren Durchfluss auf – bei einer gleichzeitig sehr großen Streuung. Insbesondere bei hohen Niederschlagsmengen (> 55 mm) ist dieser Effekt ausgeprägt. Die Abbildung verdeutlicht die ereignisbezogene Zunahme des Abflusses von der Nano- zur Mesochore. Bei sommerlichen Konvektionsniederschlägen ist der Skaleneffekt gering (z. B. 02.06.2004) oder vereinzelt entgegengesetzt (z.B. 07.08.2002). Die Beziehung der hochwasserbedingten Gesamtdurchflüsse zwischen den einzelnen Einzugsgebieten zeigt eine starke Wechselwirkung, insbesondere P51 und P52 korrelieren stark. Aufgrund der hydrogeologischen Modifikation im Abflussverhalten durch die Hangschuttdecken nimmt die Streuung zum P50 hin merklich zu, gleichzeitig steigt auch die Niederschlags-Abflusswirksamkeit zur größeren Skala hin an. Kein Zusammenhang besteht zwischen Niederschlagsmenge und Durchflussscheitel R_{\max} (r^2 : 0.18, 0.08 und 0.07 für P50, P51 bzw. P52). Die geringste Streuung und höchste Korrelation von NS-Menge und R weist P51 auf ($r^2 = 0.35$); die variierenden Einflussfaktoren bei P52 führen zu einem etwas geringeren r^2 von 0.30.

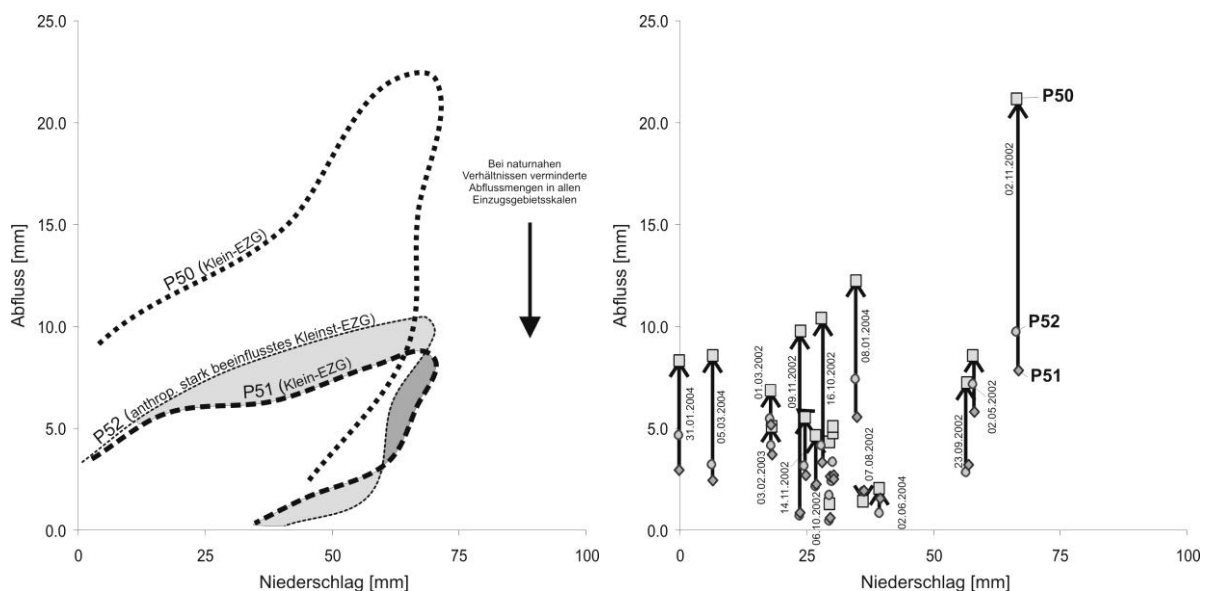


Abb. 4-5: Hydrologische Skalendynamik und Variabilität / Streuung: schematischer Vergleich (links) und während ausgewählter (> 25 mm NS oder 5 mm R am P50) Niederschlags-Abflussereignisse (rechts)

Die dargestellten Linien „umhüllen“ alle Niederschlags-Hochwasser-Ereignisse der Pegel P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004. Die Grauschattierungen verdeutlichen Unterschiede im Streuungsbereich von P51 und P52. Legende b: hellgrau = P52 dominiert die Verteilungsfläche gegenüber P51, dunkelgrau = Überhang durch P51 gegenüber P52.

Über alle Niederschlags-Hochwasserereignisse betrachtet besteht in keinem der Einzugsgebiete ein Zusammenhang zwischen maximalem Niederschlag und dem Abflussscheitelwert R_{\max} ($r^2 < 0.02$). Trotzdem offenbart die Gegenüberstellung drei Typen von Niederschlags-Abfluss-Ereignissen (Abb. 4-6). Die Mehrzahl der Hochwässer liegt nahe dem Nullpunkt (Typ *low energy* > *low impact*). Davon ausgehend sind insbesondere im EZG P50 zwei Entwicklungen entlang der Achsen zu beobachten, die neben der Auswirkung auf den Scheiteldurchfluss vor allem stoffliche Relevanz zeigen:

- Niederschlagsereignisse mit niedrigen Intensitäten und vergleichsweise langer Dauer führen bei wassergesättigten Bodenverhältnissen und gefüllten Karstwasserspeichern zu größeren Hochwasserabflüssen (Typ *low energy* > *high impact*).
- Niederschlagsereignisse mit hohen Intensitäten (z.B. sommerliche Konvektionsniederschläge) führen bei hohem Speicherpotenzial des Bodens und des Karstwasserkörpers zu geringeren Hochwasserabflüssen (Typ *high energy* > *low impact*).

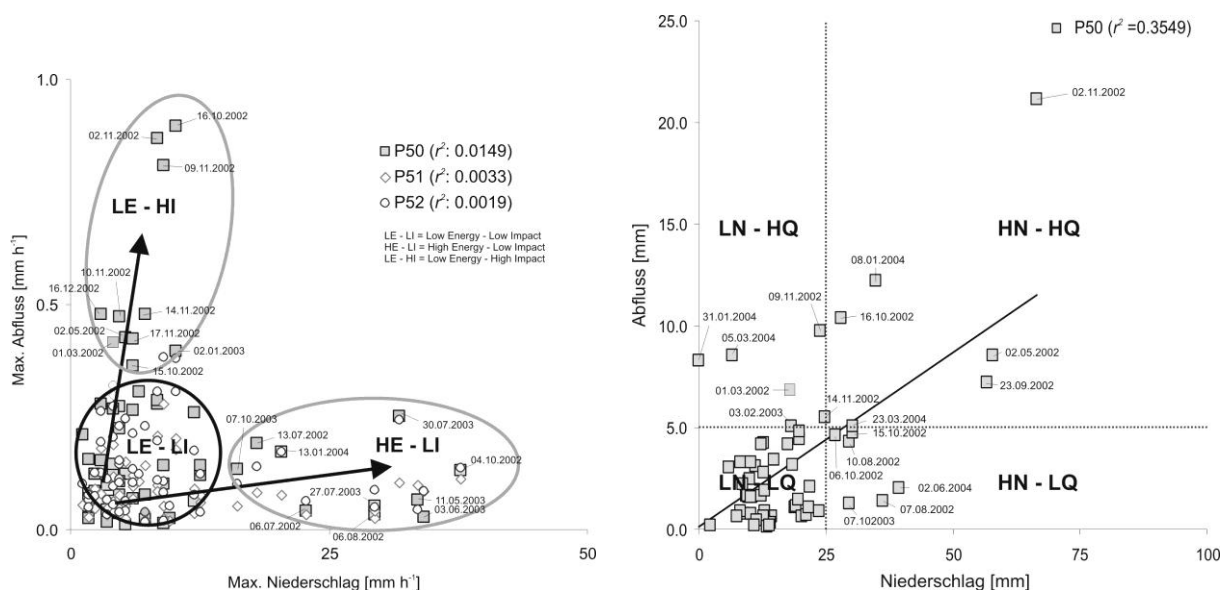


Abb. 4-6: Zusammenhang von maximalem Niederschlag und maximalem Durchfluss der hydrologischen Stationen P50, P51 und P52 (links) sowie von Niederschlag und Durchfluss im EZG P50 während Hochwasserereignissen

Legende: L = Low. H = High. E = Energie. I = Impact. N = Niederschlag. R = Abfluss.

Bei den HE-LI-Ereignissen sind bis auf eine Ausnahme (13.01.2004) nur Ereignisse der Monate Juni bis (Anfang) Oktober verzeichnet. Der Sommer 2003 ist dabei stark vertreten, obwohl nur wenige Hochwässer vorliegen. Inwieweit Trockenrisse die hydrologische Konnektivität beeinflussen und für die Erhöhung des Abflussscheitelwertes sorgen, wird mittels der Daten nicht ausreichend geklärt. Grundsätzlich scheinen trockenrissgeprägte Perioden zwar in einem leicht ansteigendem Gerinneabfluss zu münden, bewirken jedoch nicht wie angenommen, dessen starke Erhöhung. In den EZG P51 und P52 wirken sich LE-HI-Ereignisse weniger stark aus als am P50; P51 reagiert dabei ausgeglichener als P52.

Dieses Grundmodell ist für den Stofftransport (Konzentration und Frachten) dahingehend von Bedeutung, dass bei HE-LI-Ereignissen sehr hohe Schwebstoff- und Phosphorkonzentrationen erreicht werden, die Stofffrachten allerdings sehr gering ausfallen. Indessen liegen bei LE-HI-Ereignissen meist geringe bis mittlere Stoffkonzentrationen, aber aufgrund der hohen Abflüsse mittlere bis (sehr) hohe Stofffrachten vor.

4.2.2 Ereignisbasierter Stofftransport

Im Vordergrund dieses zentralen Abschnitts der vorliegenden Arbeit steht die Dynamik von Schwebstoffen und Phosphorfraktionen im Oberflächengewässer während Hochwasserereignissen. Diverse Arbeiten sehen im Prozess der Bodenerosion den Hauptverursacher von Boden- und Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer. Der vorliegende Abschnitt zeigt deutlich, dass in einem Mittelgebirge wie dem Tafeljura Bodenerosion nur ein Prozess unter vielen ist, die für den Transport von Schweb- und partikulären Stoffen verantwortlich sind. Der Vergleich von drei Einzugsgebieten (EZG) veranschaulicht zudem Quellen und Senken in der Mikro- und Mesochore.

4.2.2.1 Bodenerosion im Einzugsgebiet

Die Erosionsschäden wurden nach der Methode ROHR et al. 1990 aufgenommen. Im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 wurden bis auf ein mittleres nur kleine Erosionsereignisse kartiert (vgl. Karte im Anhang). Die Umlagerung des mittleren Ereignisses betrug rund 0.9 m^3 Bodenmaterial, welches beim Übertritt in eine Grünlandfläche sedimentierte. Von den Erosionsereignissen sind – abgesehen von der Erosion auf Mergelwegen – keine direkt an das Oberflächengewässer angebunden. Problematisch zeigen sich dagegen der indirekte Anschluss von betroffenen Arealen (Ackerflächen, Mergelwege) über Entwässerungsmaßnahmen und der direkte Eintrag von Erosionsmaterial aus und über Mergelwege in das Oberflächengewässer.

4.2.2.2 Schwebstoff im Oberflächengewässer

Der flächengewichtete Export an Schwebstoff (SS) der beprobten HW-Ereignisse variiert im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 zwischen P51 und P52 um rund ein Drittel: 118.2 bzw. 79.5 kg ha^{-1} . Bei Berücksichtigung der nicht beprobten Hochwasserereignisse beträgt der gesamte SS-Export bei P51 und P52 220.8 bzw. 154.0 kg ha^{-1} ; der Austrag aus der Mesochore P50 dagegen 781.1 kg ha^{-1} . Hohe SS-Austragsraten sind hauptsächlich unter wassergesättigten Bodenverhältnissen zu erwarten. P52 weist bei den Hochwasserereignissen in der Trockenperiode 2003 gegenüber P51 eine höhere *FSS* auf. Generell weist der P51 bei Hochwasser leicht höhere *CSS* auf als P52 (Abb. 4-7). Konvektive Niederschlagsereignisse bewirken die höchsten *CSS* in allen untersuchten EZG. Deutlich höhere *CSS*_{max} werden in allen EZG in der Trockenperiode 2003 analysiert.

Im EZG P52 werden im Mai-Juni, Juli-August und September-Oktober 2003 die höchsten durchflussgewichteten *FSS* aufgenommen (2.5 , 4.1 bzw. $2.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ R}$). Im Vergleich dazu ist der Austrag im September-Oktober und November-Dezember 2002 mit 0.8 und $0.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ R}$ weniger wirksam. Die geringsten durchfluss- und flächengewichteten SS-Austräge sind in allen EZG im März-April 2004 verzeichnet ($[\text{kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ R}]$ P50: 0.6 , P51: 0.5 und P52: 0.1). Diese Unterscheidung in Trocken- und Feuchtperioden am P51 angewandt, zeigt eine größere Variation innerhalb dieser Perioden. Das deutet weniger auf Quellflächen als vielmehr auf Quellen entlang von präferentiellen Fließpfaden hin, wie etwa Gerinne und Mergelwege. Die Resultate können aber auch dahingehend ausgelegt werden, dass der oft postulierte Makroporentransport – besonders jener in Trockenrissen – lokal zwar relevant, hinsichtlich einer Verlagerung von Boden über diesen Skalenbereich jedoch nur begrenzt wirksam ist. Das bedeutet auch, dass zwischen Makroporen- und Drainsystem eine hydrologische Verbindung, nicht aber eine solche hinsichtlich partikulär transportierter Stoffe besteht. Im Gegensatz zur Makrochore P50 lässt sich bei den beiden EZG P51 und P52 die hochwasserbedingte Schwebstofffracht nicht mit dem Abflussscheitelwert erklären. Hier zeigt sich das Durchflussvolumen eines HW als eine geeignete Berechnungsgrundlage.

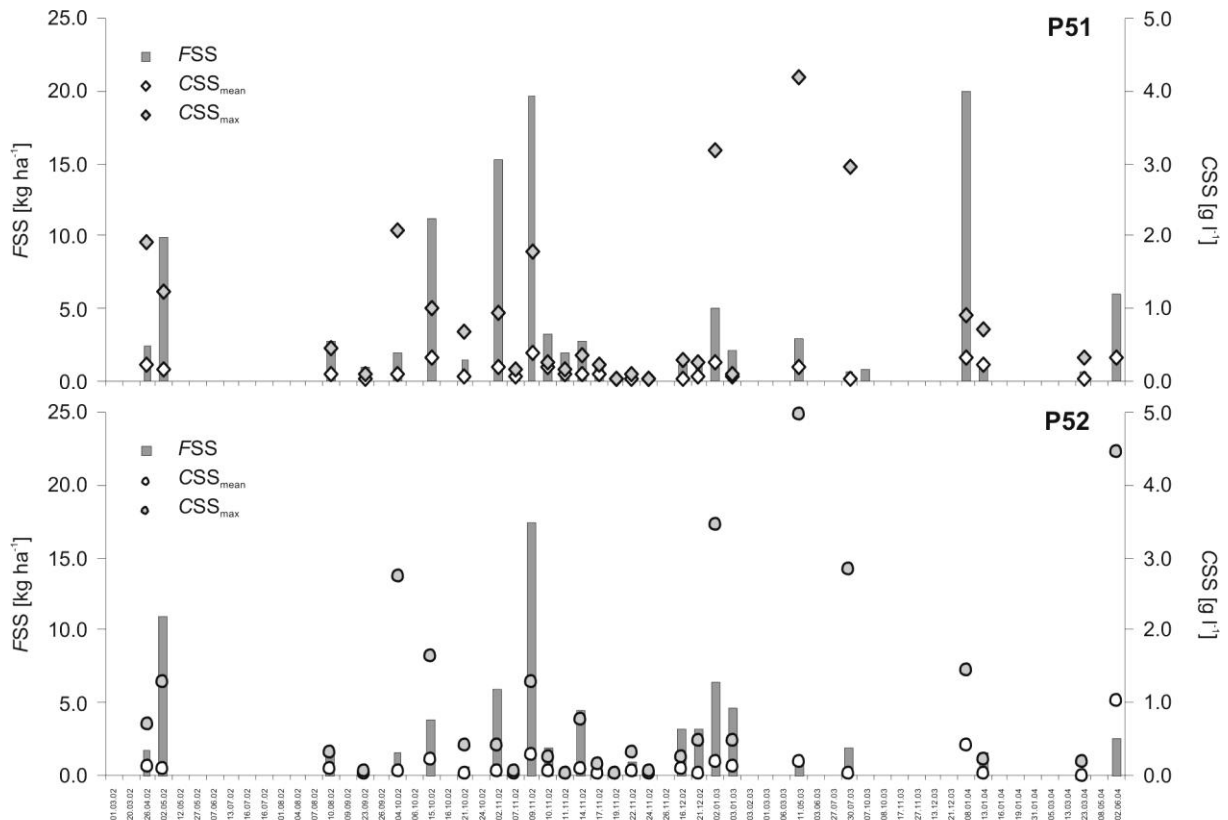


Abb. 4-7: Schwebstofffracht und -konzentrationen der Hochwasserereignisse vom 01.03.2002 bis 30.06.2004

Von den in Abb. 4-6 dargestellten HW-Typen neigen besonders die LE-HI-Ereignisse zu höherem Sedimenttransport. Sommerliche Konvektionsgewitter tragen in Summe unwesentlich zur Gesamtbilanz bei, erreichen aber hohe Konzentrationen und weisen damit hohe abflussgewichtete Frachten auf.

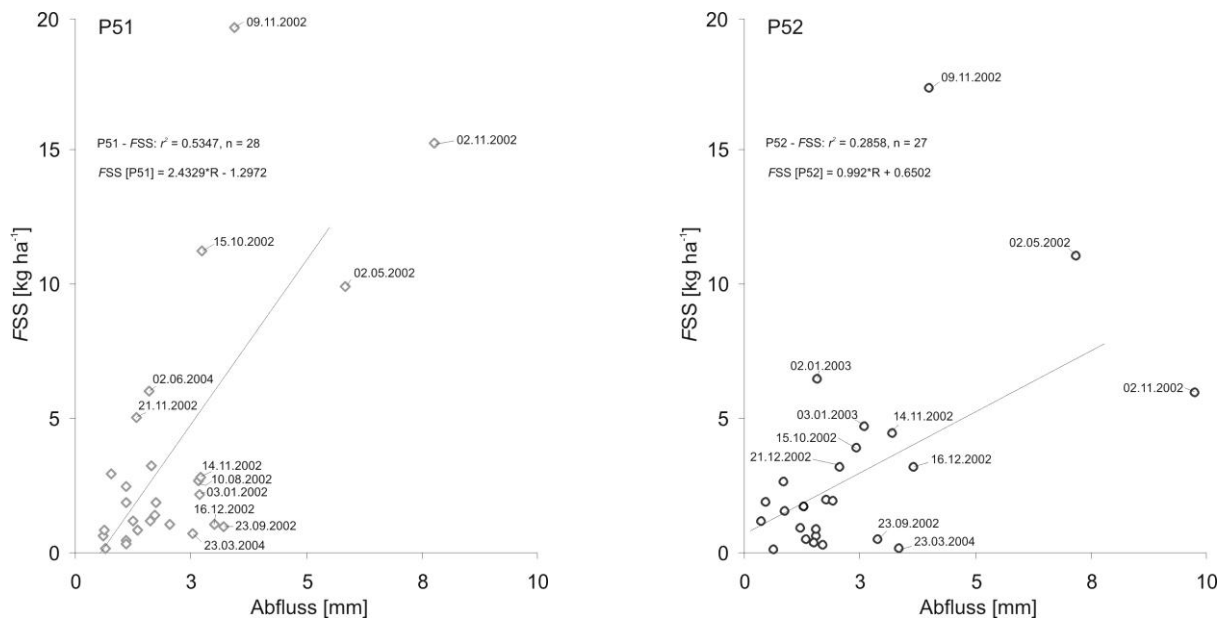


Abb. 4-8: Beziehung von Durchfluss R [mm] und Schwebstoffexport [kg ha⁻¹] für die aufgenommenen Hochwässer am P51 (links) und P52 (rechts) im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

In der Mesochore liegt eine starke Beziehung von R und FSS vor (r^2 P50 = 0.81). Die sehr geringe Stichprobenzahl ($n = 8$) lässt hierfür jedoch keine gesicherten Aussagen zu. Bei einer Erweiterung der Stichprobe ($n = 16$) um die Hochwässer im Zeitraum 01.07.2004 bis 31.12.2004 (Daten C. Katterfeld) zeigt sich eine starke polynomische Beziehung (2. Ordnung) von R_{max} und FSS (r^2 P50 = 0.90), d.h.

rund 90 % der FSS wird durch den maximalen Abfluss erklärt. Somit stellt sich für das EZG P50 die Höhe des Abflussscheitels – und davon abgeleitet die Tiefen- und Seitenerosion im Gerinne – als wichtigster Faktor für Schwebstoffaustrag heraus. Dazu wird die Dissertation von C. Katterfeld bessere Datengrundlagen vorlegen. In der Mikrochore verliert R_{\max} hinsichtlich Schwebstoffexport gegenüber R an Bedeutung (r^2 : P51 = 0.32 bzw. 0.53, P52 = 0.11 bzw. 0.26). Im internen mikrochorischen Vergleich zeigt P52 meist geringe Schwebstoffexporte, obwohl der Abfluss geringfügig höher ist (vgl. Abb. 4-8).

4.2.2.3 Phosphor

Die folgenden Resultate beziehen sich auf den Austrag an Phosphor (P) aus mikro- und mesochorischen Einzugsgebieten während Hochwasserbedingungen. Die Ergebnisse sind als eine räumlich und zeitlich integrative Messung der EZG-Dynamik zu verstehen, komplexe Überlagerungen von Prozessen sind gerade bei Phosphor – im Gegensatz zum Schwebstoff – im Ereignisfall zu erwarten. Der ereignisbasierte Export von Phosphor ist vor allem dahingehend bedeutend, da es – neben den On-site-Verlusten – zu einer skalenübergreifenden Verlagerung von Phosphor kommt, die auch weit entfernte Off-Site-Systeme betreffen kann. Durch Rücklösungs- und Desorptionsprozesse von ausgefällten oder partikulär gebundenen P-Formen kommt es dort zu einer mittel- bis langfristigen Erhöhung der Eutrophierungsgefahr. Abgesehen von den gelösten reaktiven bzw. gelösten nicht reaktiven P-Formen (DRP und DUP) ist daher insbesondere auch partikulär transportierter Phosphor (PP) von landschaftsökologischem Interesse. Da der DUP-Anteil durchschnittlich gering ausfällt, stellt die Differenz aus TP und DRP in etwa den partikulären P-Anteil dar. Im folgenden Abschnitt wird daher auf eine Darstellung von PP in den Diagrammen aus Übersichtsgründen verzichtet.

4.2.2.3.1 Gelöster reaktiver Phosphor

Von den beprobten und analysierten Hochwasserereignissen ($n = 27$) zeigt sich hinsichtlich CDRP am P51 ein ungleich besseres Bild als am P52, dem Drainage- und Sammelleitereinlass (Abb. 4-9). Der über das HW gemittelte CDRP-Wert von $0.1 \text{ mg DRP l}^{-1}$ ($\text{CDRP}_{\text{mean}}$) wurde am P51 bei keinem, am P52 bei acht HW überschritten (Überschreitungen von CDRP_{max} : 8 bzw. 18).

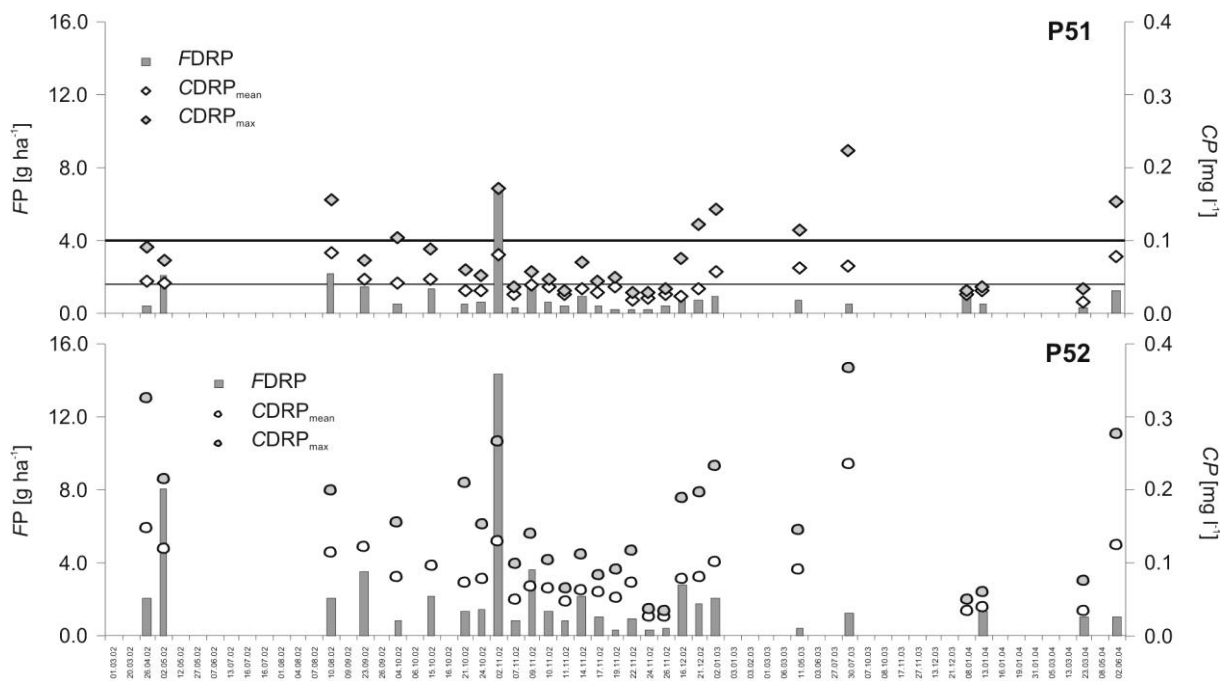


Abb. 4-9: Fracht und Konzentrationen an gelöstem reaktivem Phosphor der Hochwasserereignisse vom 01.03.2002 bis 30.06.2004

Die hellgraue Linie stellt die Bereichsgrenze zwischen „guter“ ($<0.4 \text{ mg l}^{-1}$) und „mäßiger“ Wasserqualität nach BUWAL 2004, die dunkelgraue Linie den bisher angestrebten Wert von 0.1 mg l^{-1} dar.

Am P52 wird im Vergleich zu P51 rund die 1½- bis 2½-fache DRP-Fracht exportiert. Der DRP-Austrag pro Millimeter Ereignisniederschlag beträgt für zweimonatliche Perioden im Mittel 0.03 bis 0.08 g ha⁻¹ am P51 und 0.04 bis 0.22 g ha⁻¹ am P52. Der Niederschlag steuert in den hydrologischen Winterhalbjahren überwiegend zum DRP-Austrag bei. Der die Mesochore repräsentierende Pegel P50 liegt im niederschlagsgewichteten DRP-Austrag im hydrologischen Winterhalbjahr zwischen P51 und P52, hingegen orientiert er sich im Sommerhalbjahr mehr am künstlichen System P52 (vgl. dazu auch Abschnitt „Stoffbilanzen der Hochwasserereignisse,“). Der HW-bedingte DRP-Export ist in der Trockenperiode 2003 gering. Höhere DRP-Konzentrationen im EZG P52 resultieren aus den intensiv drainierten Landwirtschaftsflächen, in Trockenperioden scheint auch bei Niederschlags-Hochwasserereignissen die Nachlieferung unterbunden zu sein: Zum einen, da weniger gelöster, reaktiver P zur Verfügung steht, und zum anderen, weil räumlich und zeitlich begrenzte Transportverbindungen vom EZG-Punkt hin zum Gerinne vorliegen. Weniger deutlich treten saisonale Effekte bei einer Durchflussgewichtung des DRP-Austrags auf. Die zweimonatigen Durchschnittswerte der HW-Ereignisse zeigen eine Spannweite von 0.10 bis 1.61 g ha⁻¹ am P51 und 0.27 bis 2.27 g ha⁻¹ pro mm R. Wiederum trägt der Durchfluss im Drainsystem P52 mehr zum Austrag bei, als das Bachsystem P51. Ähnlich der Niederschlagswirksamkeit, kommt der P50 zwischen den beiden Nanochoren zu liegen. Sehr deutlich treten hier Effekte der Trockenperiode hervor: in allen EZG und Skalen steigt der durchflussgewichtete DRP-Austrag an. Obwohl – oder gerade weil – nur ein geringer Teil des Niederschlags als Durchfluss die EZG verlässt, löst und transportiert dieser wesentlich mehr DRP. Entgegen der SS-Dynamik liegt bei DRP in Trockenperioden während Ereignissen eine hydrologische Verbindung von der Fläche zum Gerinne vor (vgl. mit Abschnitt „Phosphordynamik während Basisabfluss“). Steigt die Bodenfeuchte infolge höherer Niederschläge an, sinkt der abflussgewichtete DRP-Austrag bei HW-Ereignissen. Das deutet zudem auf sehr begrenzte DRP-Quellen aus landwirtschaftlichen Böden hin.

4.2.2.3.2 Gesamt- und partikulärer Phosphor

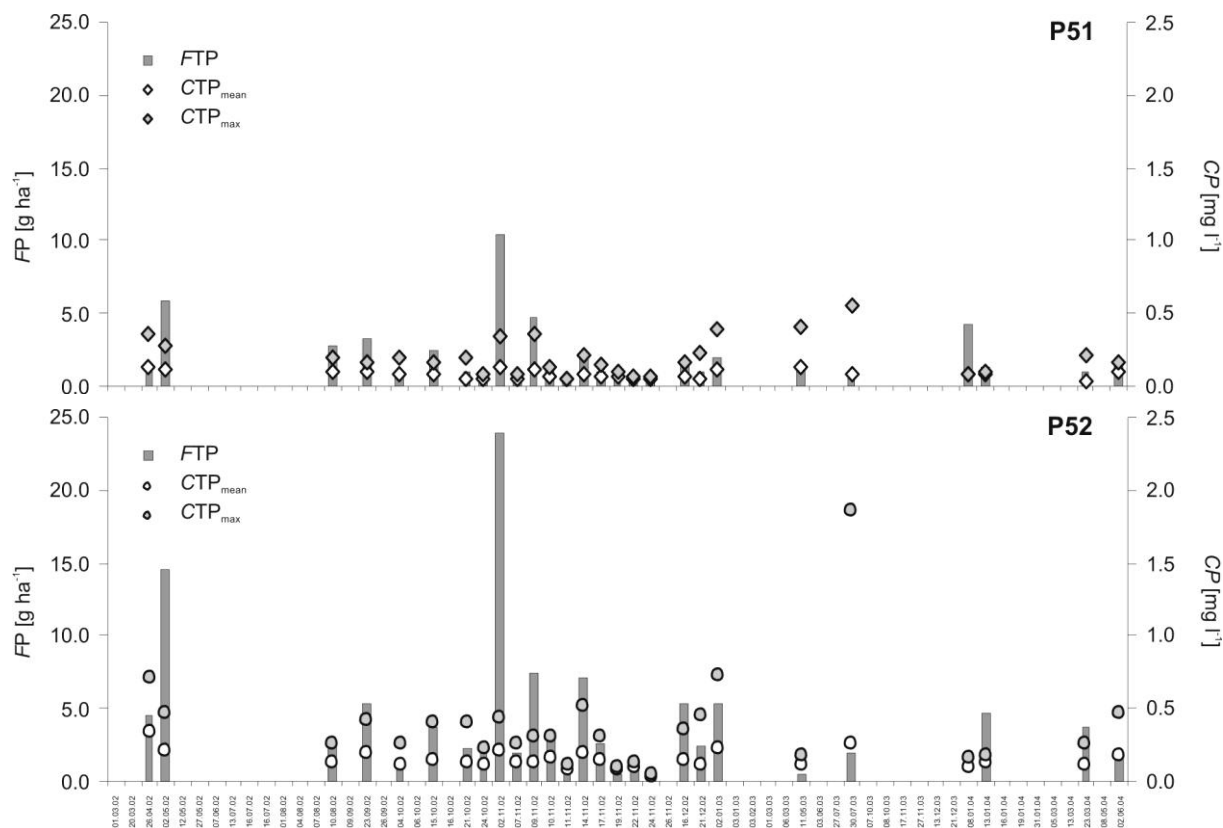


Abb. 4-10: Gesamtphosphorfracht und -konzentrationen der Hochwasserereignisse vom 01.03.2002 bis 30.06.2004

Durchschnittlich liegt die CTP aller EZG – ausgenommen am P51 – bei Hochwasserereignissen über dem angestrebten Wert von 0.1 mg P l^{-1} (BUWAL 2004): P50 0.159 ($n = 7$), P51 0.079 ($n = 28$) und P52 0.147 ($n = 27$). Im Hinblick auf die TP-Austräge unterscheiden sich naturnahe und naturferne Mikrochore (P51 bzw. P52) maßgebend (vgl. Abb. 4-10). Bei HW verlässt mehr TP das EZG P52 als bei P51 (237.9 bzw. 104.9 g ha^{-1}), außerdem liegen die CTP_{\max} über jenen des P51. Im Vergleich aller EZG weist P51 die niedrigsten TP-Austräge auf; zwischen der Mikro- und Mesochore steigt infolge von Ufer- und Sohlenerosion der PP- und damit der TP-Export bis P50 an (326.5 g ha^{-1}). Werden die flächengewichteten Austräge mit ereignisbezogenem Niederschlag bzw. Durchfluss verrechnet, so zeigt sich folgendes Bild: (i) höhere NS-Wirksamkeit in Feuchtperioden (v.a. im hydr. Winterhalbjahr) und (ii) leicht höhere Durchflusswirksamkeit in der Trockenperiode. Aus den EZG P51 und P52 transportiert ein Millimeter HW-Durchfluss 0.4 bis 2.1 bzw. 0.8 bis 2.9 g ha^{-1} . In der Mesochore scheint sich dieses Verhältnis zu vergrößern, etwas, das durch den geringen Stichprobenumfang jedoch vorerst ungewiss bleibt.

4.2.2.3.3 Zusammenhang Durchfluss und Phosphorfrachten

In allen drei Einzugsgebieten steigt die DRP- und TP-Fracht mit dem Durchflussvolumen an. Zusammenhänge zwischen Abflussvolumen und Phosphoraustrag (Abb. 4-11) sind bei allen P-Fractionen signifikant, das Gesamteinzugsgebiet P50 weist den höchsten Korrelationskoeffizienten auf. Entgegen der FSS – bei der P51 höhere Werte wie auch Zusammenhänge aufweist – dominieren am P52 die FP. Bei beiden Pegeln steigt naturgemäß mit dem R der PP-Anteil an. Die PP-Eintragsursachen dahinter sind vielfältig, es sind v.a. (i) Oberflächeneinleitungen ins Kanalnetz und (ii) Makroporentransport und Eintrag ins Drainagesystem. Orthophosphat (DRP) korreliert in allen Einzugsgebieten am wenigsten mit dem Durchflussvolumen. Die Steigung der Regressionsgeraden kennzeichnen einen höheren Eintrag durch das Drainagesammelnetz P52 – im Vergleich zu P51. Das weist auf unterschiedliche Quellen (zeitlich und räumlich) des Feststoffmaterials und des partikulären Phosphors hin.

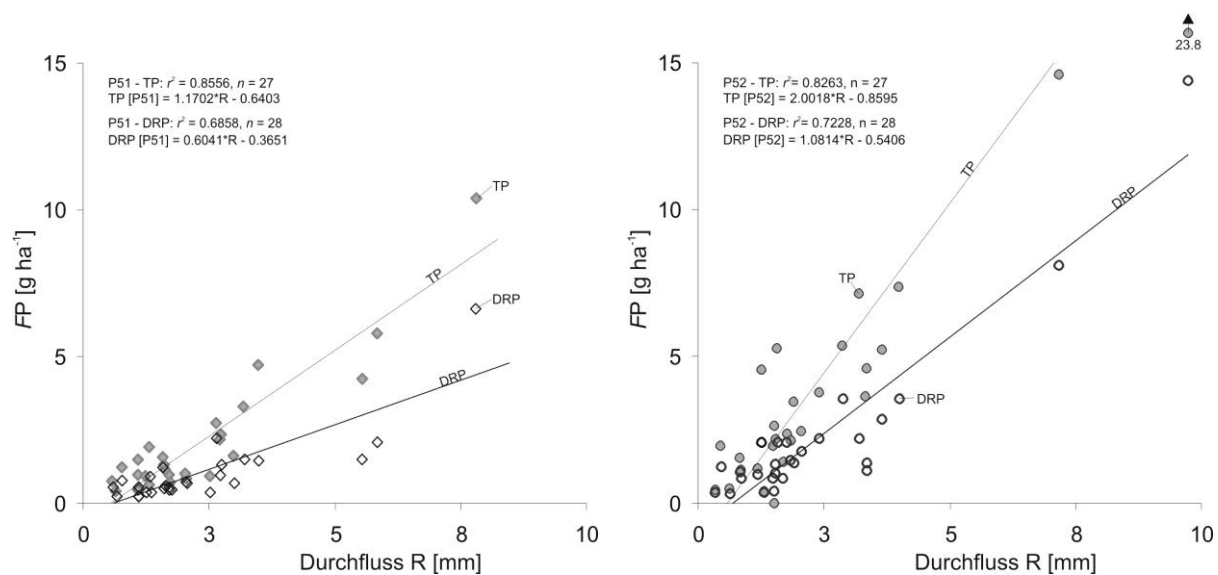


Abb. 4-11: Beziehung von Durchfluss und Export an gelöstem (DRP) und Gesamtphosphor (TP) für die aufgenommen Hochwasser am Pegel P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

4.2.2.3.4 Phosphoranreicherung

Beim Vergleich der Regressionsgeraden Durchfluss (R) zu Schwebstofffracht (FSS) und Gesamtphosphorfracht (FTP) fallen die unterschiedlichen Steigungswinkel auf. Eine je nach Quelle unterschiedliche P-Anreicherung des Schwebstoffs ist offensichtlich. Der das EZG P52 verlassende Schwebstoff ist meist P-angereicherter als jener des EZG P51 (Abb. 4-12). Das ist ein starkes Indiz für den Transport von P-reicherem Bodenmaterial über die Drainagen – und zuvor der Makroporen; gewiss trägt auch das erodierte Material der Mergelwege dazu bei. Letzteres wirkt jedoch ebenso im EZG P51, hier wird zusätzlich im Mittellauf zwischen L8 und L4 mäßige Tiefenerosion im Gerinne beobachtet. Zu beachten ist zudem der DRP-Anteil am TP. P-armes Material aus dem Sohlenbereich

trägt somit zu einem niedrigen SS-TP-Verhältnis bei. Die P-Anreicherung des Schwebstoffs ist weiter nicht von der (Gesamt-)Durchflussmenge abhängig (r^2 : 0.021 [P50], 0.012 [P51] und 0.0218 [P52]). Die von WALL et al. (1996) aufgestellte Hypothese, dass kleinere Hochwasser ein höheres TP-SS-Verhältnis aufweisen, gilt nur zu einem geringen Masse für das EZG P50 ($r^2 = 0.2503$). Dabei wird für die die Ereignisgröße der R_{\max} herangezogen. Für die Kleinst-EZG besteht kein derartiger Zusammenhang von R_{\max} und TP/SS ($r^2 = 0.0517$ [P51], 0.0514 [P52]).

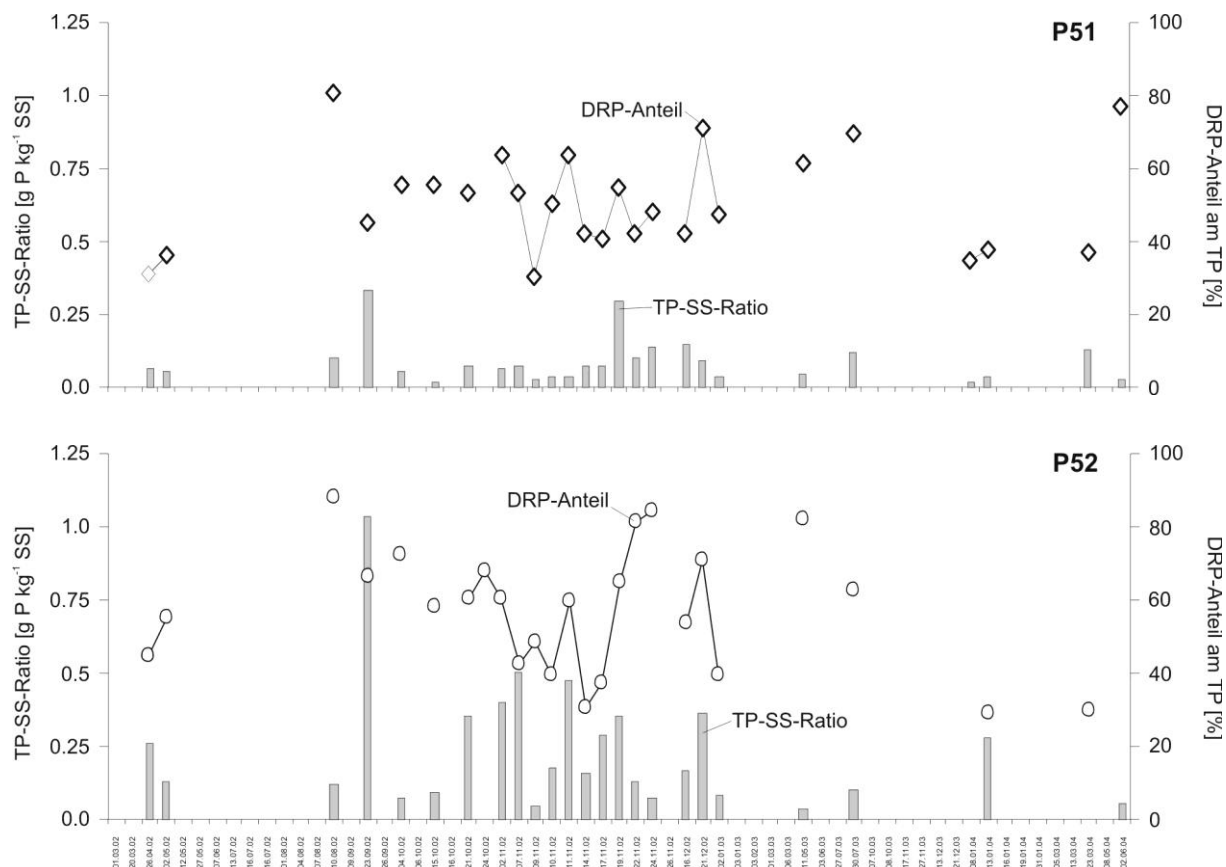


Abb. 4-12: P-Anreicherung des ausgetragenen Schwebstoffs (TP-SS-Ratio) sowie Anteil des DRP am TP der Hochwasserereignisse im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 in den Einzugsgebieten P51 und P52

Partikulärer Transport findet auch unter der künstlich gesetzten Grenze von $0.45 \mu\text{m}$ statt. Ein großer Teil des als DRP in den folgenden Abbildungen dargestellten P-Anteils wird wahrscheinlich adsorbiert an Kolloiden (1 nm bis $2 \mu\text{m}$) oder Partikeln bis $0.45 \mu\text{m}$ transportiert. Wie groß dieser Anteil am DRP ist, kann hier nicht genauer beurteilt werden. Aufgrund der tonreichen Substrate kann jedoch angenommen werden, dass der partikuläre Transport unter $0.45 \mu\text{m}$ einen wesentlichen Beitrag am DRP einnimmt.

Je nach Stoffquellen und Transportprozessen variiert das Verhältnis von FSS zu TP-SS-Ratio sehr stark. Der Zusammenhang dieser beiden Faktoren ist daher gering: im EZG P50 am höchsten ($r^2 = 0.19$) und im EZG P52 am geringsten ($r^2 = 0.08$). Dessen ungeachtet ergeben sich typische Verteilungsmuster und Trends, die für die Erklärung der zugrunde liegenden Prozesse beitragen. Die Tendenz hoher P-Anreicherung bei Hochwasserereignissen mit geringem Sedimentaustrag ist allen drei Einzugsgebieten ähnlich und insbesondere im EZG P52 sehr stark ausgeprägt (Abb. 4-13). Die P-Anreicherung des ausgetragenen Sediments variiert sehr stark. Durch die witterungsbedingten starken Gegensätzlichkeiten im Untersuchungszeitraum lassen sich nur sehr eingeschränkt Aussagen zum saisonalen Charakter aufstellen. Das Vorliegen einer Feucht- oder Trockenperiode spielt dagegen eine entscheidende Rolle:

- hohe P-Anreicherung (= hohe Verhältniszahl): meist in Feuchtperioden und bei einzelnen Konvektiveignissen in Trockenperioden und
- geringe P-Anreicherung (= niedrige Verhältniszahl): in Trockenperioden, vor allem dann, wenn der DRP-Anteil – oder jener der Kolloide – infolge fehlender hydrologischer Anbindung der Stoffquellen am TP gering ist.

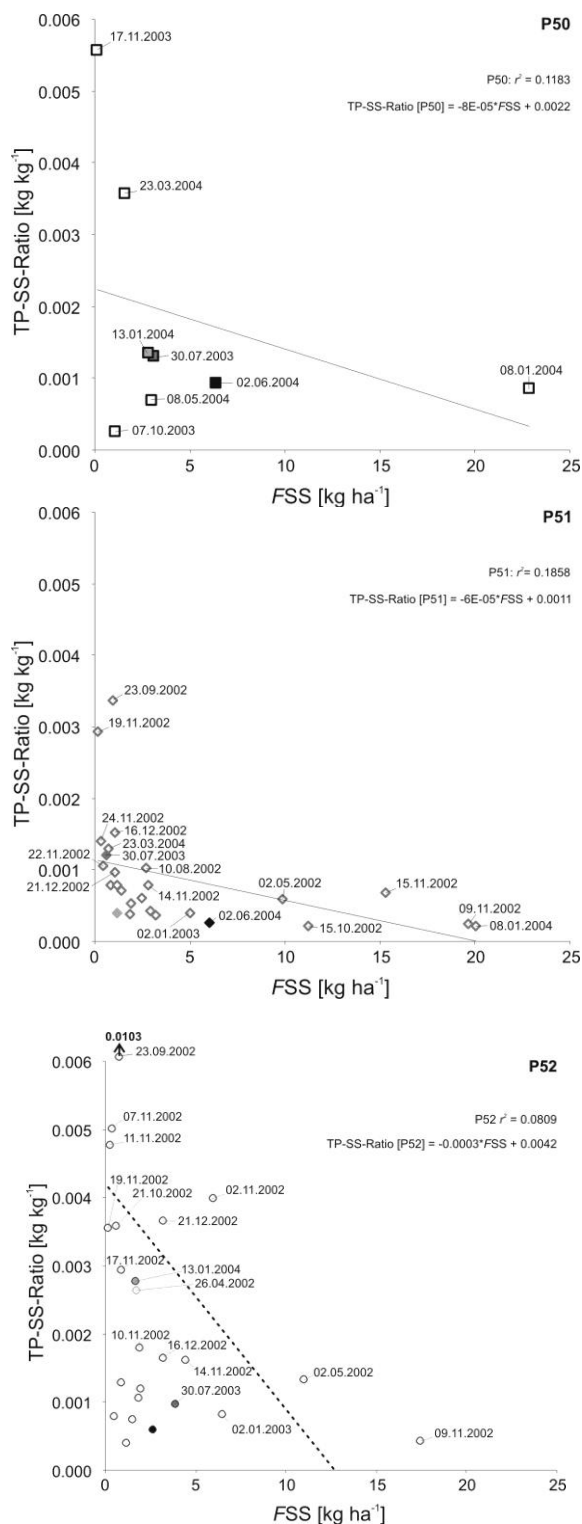


Abb. 4-13: Zusammenhang von Schwebstoffaustrag und TP/SS-Verhältnis am P50, P51 und P52

Ein Vergleich der drei EZG anhand dreier ausgewählter HW-Ereignisse zeigt: Am **30.07.2003** ist die FSS am P52 am höchsten, bei den Bach-EZG niedriger. Das Verhältnis von TP zu SS ist im gesamten Gebiet ähnlich, zum P50 hin leicht steigend. Der DRP-Anteil am TP ist bei P51 und P52 mit 69.7 bzw. 62.5 % relativ hoch, fällt danach bis zum P50 auf 29.6 % ab. Beim winterlichen HW vom **13.01.2004** unterscheidet sich die P-Anreicherung bei P51 (0.4 g TP kg⁻¹ SS) und P52 (2.8 g TP kg⁻¹ SS) maßgeblich, der DRP-Anteil am TP ist dabei ähnlich, 38 bzw. 29 %. Im mesochorischen EZG P50 nimmt der DRP-Anteil auf 21 % ab, die P-Anreicherung liegt mit 1.3 g TP kg⁻¹ SS zwischen P51 und P52. Die geringste P-Anreicherung weisen die Pegel P50, P51 und P52 beim HW vom **02.06.2004** auf: 0.9, 0.3 bzw. 0.6 g TP kg⁻¹ SS. Der DRP-Anteil ist erneut relativ hoch: 34.7 (P50), 76.9 (P51) und 68.2 % (P52).

Die Ereignisse mit hoher TP-Anreicherung treten vorwiegend im Herbst 2002 auf. Aber auch hier verringert sich die P-Anreicherung bei höherem SS-Austrag vehement (z.B. 09.11.2002). Das weist auf Quellen mit feinem und Phosphor angereichertem Material bei kleineren Ereignissen hin. Insbesondere Drainagen weisen höhere TP-SS-Verhältnisse auf. Generell scheint die TP-Anreicherung während (teil-)gesättigter Bedingungen insbesondere im Drainage-EZG P52 zu steigen, wobei gleichzeitig der Anteil DRP am TP mit dem Gesamtabfluss eines HW sinkt. Im Unterschied dazu steigt am P50 mit der P-Anreicherung auch der Anteil DRP am TP an.

4.2.2.4 Stoffbilanzen der Hochwasserereignisse

Die folgenden Stoffbilanzen beziehen sich ausschließlich auf Hochwasserereignisse und gelten – besonders beim DRP – nur beschränkt für Gesamtbilanzen. Sie verdeutlichen die in den vorhergehenden Abschnitten bereits angesprochene, zentrale Unterscheidung von Trocken- und Feuchtperioden, die zu geringem und hohem Basis- bzw. Scheitelabfluss führen.

Der relative Anteil von Zweimonatsperioden am Gesamtdurchfluss der Untersuchungsperiode je Pegel ist in allen drei EZG ähnlich. Ein Unterschied zwischen der Mikro- und der Mesochore ist insbesondere im Schwebstoffexport gegeben. Allein im Zeitraum September bis Dezember 2002, der niederschlags- und hochwasserreichen Periode, werden am P50 67.1 % des im gesamten Untersuchungszeitraum exportierten SS ausgetragen. Im Vergleich dazu ist dieser Zeitraum in den EZG P51 und P52 mit 38.2 bzw. 44.5 % weniger ausgeprägt. Die absolute FSS ist dabei im Drainage-EZG um rund 1/3 geringer als die im naturnäheren EZG P51. In allen drei Einzugsgebieten ähnlich ist die geringe absolute und relative Fracht in der Trockenperiode 2003; bei P52 auch über diesen Zeitraum hinaus. Hier deutet sehr viel darauf hin, dass das System P52 hinsichtlich verfügbarer SS-Quellen durch die Niederschlags-Hochwasserereignisse bis Januar 2003 ziemlich entleert ist – dies im Gegensatz zu P51 und P50. Das wiederum spricht sehr deutlich gegen den Makroporentransport als Hauptfaktor im Schwebstoffhaushalt eines Kleineinzugsgebietes, oder eine inkonstante Anbindung der Quellen.

Ein zum Teil gegensätzliches Bild zeigt der Phosphor-Haushalt. Bei Betrachtung längerer Zeiträume orientiert sich der P-Austrag am Gebietsabfluss: je höher dieser, umso bedeutender die FP. Sehr deutlich tritt dies im EZG P52 auf. Dort findet im Gegensatz zum SS-Austrag auch nach der Trockenperiode höherer P-Export statt. P-Quellen sind offensichtlich vorhanden, durch die vorhergehende Trockenphase eventuell leicht aufgestockt. Im Ganzen weist der P51 einen ausgeglichenen und geringen P-Export auf: 53.7 g DRP ha⁻¹ bzw. 204.9 g TP ha⁻¹ (vgl. Tab. 4-3). Davon werden 28.8 % durch die HW von September bis Dezember generiert. Gering gegensätzlich verlaufen die relativen Ganglinien (s. Abb. 4-14); in Perioden mit geringerem Hochwasserabfluss nimmt der DRP-Anteil zu. Ähnliches gilt auch für das EZG P50, nicht aber für das EZG P52.

Tab. 4-3: Stoffbilanzen (SS, DRP, TP und PP) der Hochwasserereignisse für die EZG P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 unterteilt in Zweimonatsperioden

Die Bilanzen sind eine Zusammenstellung der beprobten / analysierten und der mittels Regressionsgleichung berechneten nicht beprobten Hochwasserereignisse.

Jahr	Zeitraum	SS			DRP			TP			PP			R		
		P50	P51	P52	P50	P51	P52	P50	P51	P52	P50	P51	P52	P50	P51	P52
		[kg ha ⁻¹]			[g ha ⁻¹]			[g ha ⁻¹]			[g ha ⁻¹]			[mm]		
2002	März/Apr	34.8	18.6	12.7	3.6	3.6	9.3	13.7	8.4	19.3	10.1	4.8	10.0	8.4	8.8	9.7
	Mai-Juni	40.1	13.0	14.5	4.8	3.9	11.1	18.3	8.4	19.9	13.5	4.5	8.8	11.3	8.6	10.4
	Juli-August	9.8	7.9	11.3	5.9	6.1	7.7	14.1	7.8	11.1	8.3	1.7	3.3	7.9	7.6	6.4
	September-Oktober	172.6	32.6	28.5	13.3	7.5	16.0	58.7	14.5	27.6	45.3	7.0	11.6	37.0	18.2	17.3
2002	November-Dezember	351.9	51.0	41.1	21.0	13.3	30.7	95.6	26.2	59.9	74.7	12.9	29.2	60.7	29.6	34.1
2003	Januar-Februar	48.1	15.0	17.1	3.6	3.0	7.3	13.9	7.1	16.4	10.3	4.1	9.1	8.6	7.7	8.4
	März-April	19.1	6.9	2.9	2.1	1.5	3.1	6.9	3.1	6.3	4.8	1.6	3.2	4.2	3.8	4.0
	Mai-Juni	1.9	3.0	2.2	1.4	1.4	1.2	2.0	1.9	1.6	0.6	0.5	0.3	0.9	1.3	0.9
	Juli-August	4.1	0.6	3.7	1.8	1.3	2.0	4.6	1.3	2.6	2.8	0.1	0.6	0.9	0.7	0.5
2003	September-Oktober	1.1	0.8	3.8	1.3	1.3	1.7	1.6	1.4	1.9	0.3	0.0	0.2	1.7	1.0	0.6
	November-Dezember	17.5	16.3	6.1	3.8	2.9	7.4	14.3	6.7	15.8	10.5	3.7	8.4	9.2	8.7	10.0
2004	Januar-Februar	60.4	37.5	7.0	9.3	4.5	19.7	50.4	11.8	40.6	41.1	7.4	20.9	32.6	15.4	23.0
	März-April	10.6	7.7	2.2	5.4	1.6	4.6	24.4	3.8	11.1	18.9	2.2	6.5	17.1	6.4	8.1
2004	Mai-Juni	9.4	7.5	3.5	2.8	1.8	2.2	8.1	2.5	3.9	5.2	0.7	1.7	3.1	2.7	2.4
	Gesamt	781.3	218.5	156.5	80.2	53.7	124.0	326.5	104.9	237.9	246.3	51.2	113.9	203.3	120.5	135.7

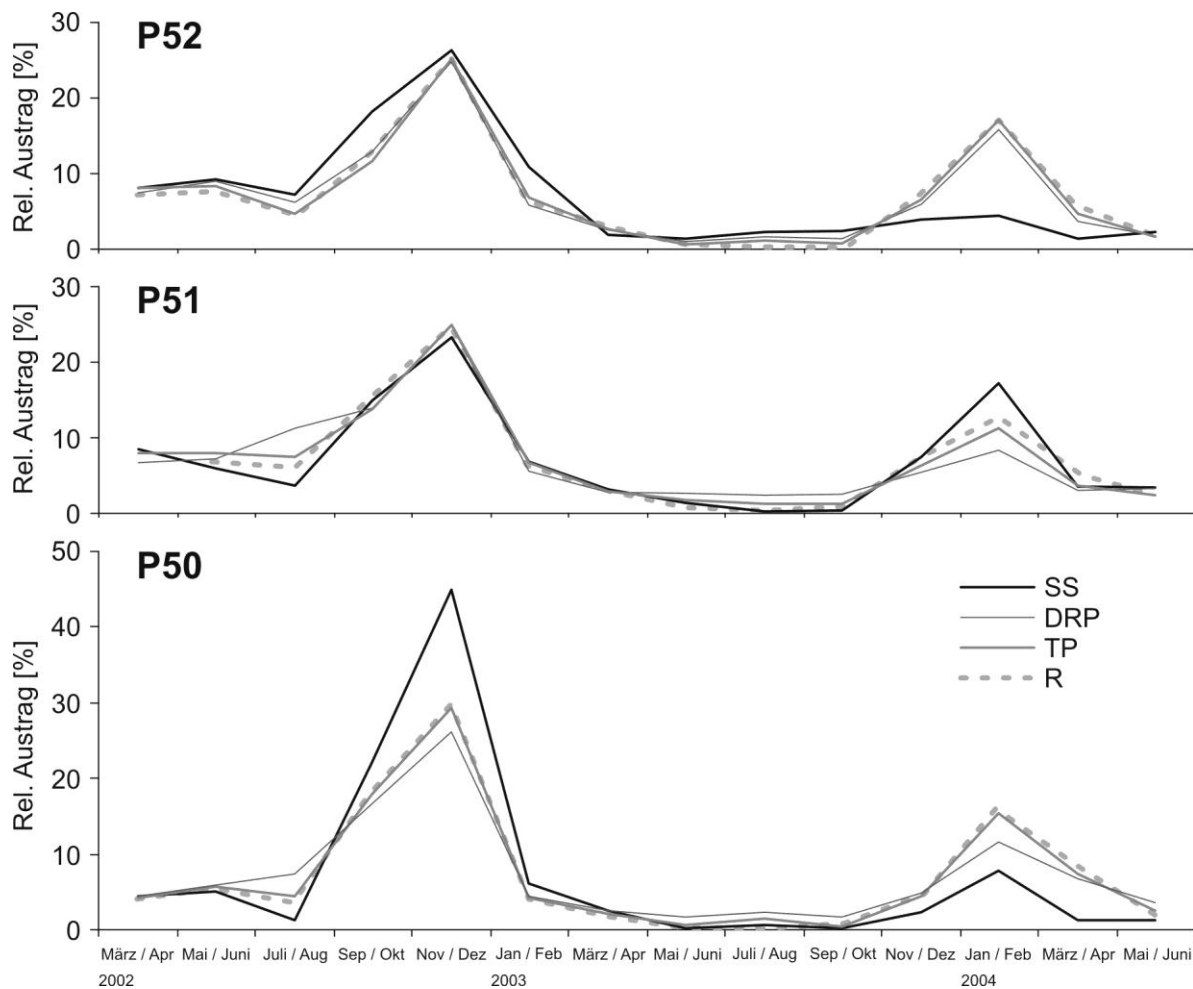


Abb. 4-14: Relativer Anteil des Stoffaustrags von Zweimonatsperioden am Gesamtaustrag des Zeitraums 01.03.2002 bis 30.06.2004

In absoluten und relativen Frachten gesehen dominieren demnach in Feuchteperioden die größeren Hochwässer den Stoffhaushalt maßgeblich. Für die ökologische Situation eines Oberflächengewässers und dessen Teileinzugsgebiete sind Frachten alleine jedoch unzureichend. In zwei Tabellen im Anhang („Hochwasser-Tabellen“) werden für die vorgestellten Zweimonatsperioden die Mittel- und Maximalwerte dargestellt und zusätzlich die ausgetragene Fracht auf den Durchfluss umgerechnet.

4.2.3 Typologie und Muster der Konzentrationsentwicklung

Wie in den vorhergehenden Abschnitten verdeutlicht, sind die hydrologischen Rahmenbedingungen eine wesentliche Steuergröße des Stofftransports. Obwohl ein grundsätzlicher Zusammenhang zwischen Schwebstofffracht (F_{SS}) und Abflussparametern besteht, unterscheiden sich einzelne HW und deren Muster des Stoffaustrags wesentlich voneinander. Der Grund ist eine komplexe Quellen- und Senkendynamik von Stoffen, die nicht allein vom Abflussgeschehen gesteuert wird. Für eine genauere Analyse und Generalisierung der Beziehung von Durchfluss zu Stoffdynamik eignet sich – neben der gängigen Ganglinienanalyse – das Hysteresemodell besonders gut. Dieses zeigt den Entwicklungsverlauf von Durchfluss zu Stoffkonzentration. Generell sagt die Hystereseschleife noch wenig über den Impakt aus, da sie eine relative zeitliche Entwicklung abbildet. Die Differenzierung der Grundtypen führt allerdings zu Aussagen der Abhängigkeiten sowie der Auswirkungen. Im folgenden Abschnitt geht es in erster Linie um die Beschreibung aufgetretener Stoffschleifen, weniger um eine statistische Auswertung der einwirkenden Faktoren. Dazu müssten längere Erhebungsperioden und mehr Fälle pro Einzeltyp vorliegen.

Grob können die Hystereseschleifen in rechts- und linksdrehende Typen unterteilt werden. Schweb- und partikuläre Stoffe sind oft durch sich im Uhrzeigersinn drehende Hystereseschleifen gekennzeichnet, sogenannte „Loops“. Diese Form der Hysterese entsteht, wenn das Maximum C_{Stoff} schon im ansteigenden hydrologischen Ast (R_{inc}) der Hochwasserwelle und noch vor dem Durchflussscheitelwert (R_{max}) erreicht wird. Sich gegen den Uhrzeigersinn drehende Hystereseschleifen sind z.B. typisch für Stoffe, deren C durch den Direktabfluss verdünnt wird und C_{Stoff} erst im absteigenden hydrologischen Ast (R_{dec}) wieder steigt. Ein weiterer Schritt der vorliegenden Klassifizierung ist die Unterteilung in Einzel- und Mehrfachereignisse. Erstere weisen je einen ansteigenden und absteigenden hydrologischen Ast auf, die „Mehrfachereignisse“ je zwei oder mehr. Bei letzteren wird hier auch von hydrologisch komplexen Formen der Stoffschleifen gesprochen. Die auf SS, DRP und TP analysierten HW konnten mit dieser Herangehensweise in 40 Einzeltypen aufgegliedert werden. Zwischen all den Formen gibt es fließende Übergänge und eine Zuweisung ist oft nur schwer durchzuführen. Die Klassifizierung ist so angelegt, dass sie offen für weitere Stoffe und nicht erfasste Hysteresetypen ist. Sofern Kausalabhängigkeiten analysiert werden konnten, sind sie bei den Einzeltypen beschrieben. Vor allem bei komplexeren und Übergangstypen wird darauf verzichtet, da der Grund für die Entwicklung nicht direkt festgestellt werden kann.

4.2.3.1 Einzelereignisse

R-E-1: Konvektionsgewitter in Kombination mit niedriger Ausgangsbodenfeuchte führen zu raschem C_{inc} während R_{inc} (Abb. 4-15), v.a. durch die Anbindung von Stoffquellen in unmittelbarer Nähe der präferenziellen Fließpfade. Charakteristisch für diese Ereignisse sind ein geringer R_{max} , eine sehr hohe C_{Stoff} und eine niedrige F_{Stoff} .

R-E-2: Dauerniederschläge und hohe Bodenfeuchte führen zur Erschöpfung der Stoffquellen im R_{INC} . Es kommt daher zu einer langsamen hydrologischen Reaktion, höheren Scheitelabflüssen und hohen Frachten. Die Konzentration liegt meist im niederen bis mittleren Bereich.

R-E-3: Bedingungen ähnlich wie bei R-E-2, jedoch keine oder nur unbedeutende Stoffquelle. Der Impakt ist völlig von der Energie unabhängig, da unmittelbar vorher stattfindende Ereignisse zu einer Ausräumung der Stoffquelle führen.

R-E-4: Konvektionsereignis in einer ausgeprägten Trockenperiode (z.B. 2003). Ähnlich wie bei R-E-1 treten sehr hohe C_{Stoff} auf, die infolge des geringen R nur in niedrigen F_{Stoff} resultieren.

R-E-5: C_{Stoff} ist ausschließlich von R abhängig und die Stoffquelle unlimitiert.

R-E-6: ähnliche Bedingungen wie bei R-E-2, jedoch multipler C_{max} . Ermüdung der Stoffquellen während R_{inc} , infolge von Randeinflüssen oder Überschreitung von Schwellenwerten erneut C_{inc} . SCHAUB (1999) führt den zweiten C_{max} auf die spätere Anbindung der Bodenerosionsprozesse im Gebiet zurück (am Beispiel des HW vom 06.02.1994).

R-E-7: nur temporäre Anbindung der Stoffquelle, eventuell durch Randeffect, der nicht unbedingt mit dem Ereignis zusammenhängt.

R-E-8: starker C_{inc} und Stoffquelle bleibt ab gewissem Niveau konstant und sinkt erst bei R_{dec} . Es ist kein Effekt ersichtlich, warum C_{Stoff} auf hohem Niveau verharrt.

R-E-9: ähnlicher Beginn wie bei R-E-8, jedoch frühzeitig einsetzender, kontinuierlicher C_{dec} . Die Stoffquellen sind während R_{max} oder kurz danach bereits erschöpft. Resultieren in geringen F_{Stoff} .

R-E-10: C_{Stoff} ist am Ende des Ereignisses höher als zu Beginn.

R-E-11: Stoffquelle schnell erschöpft und auf niedrigem Niveau bleibend.

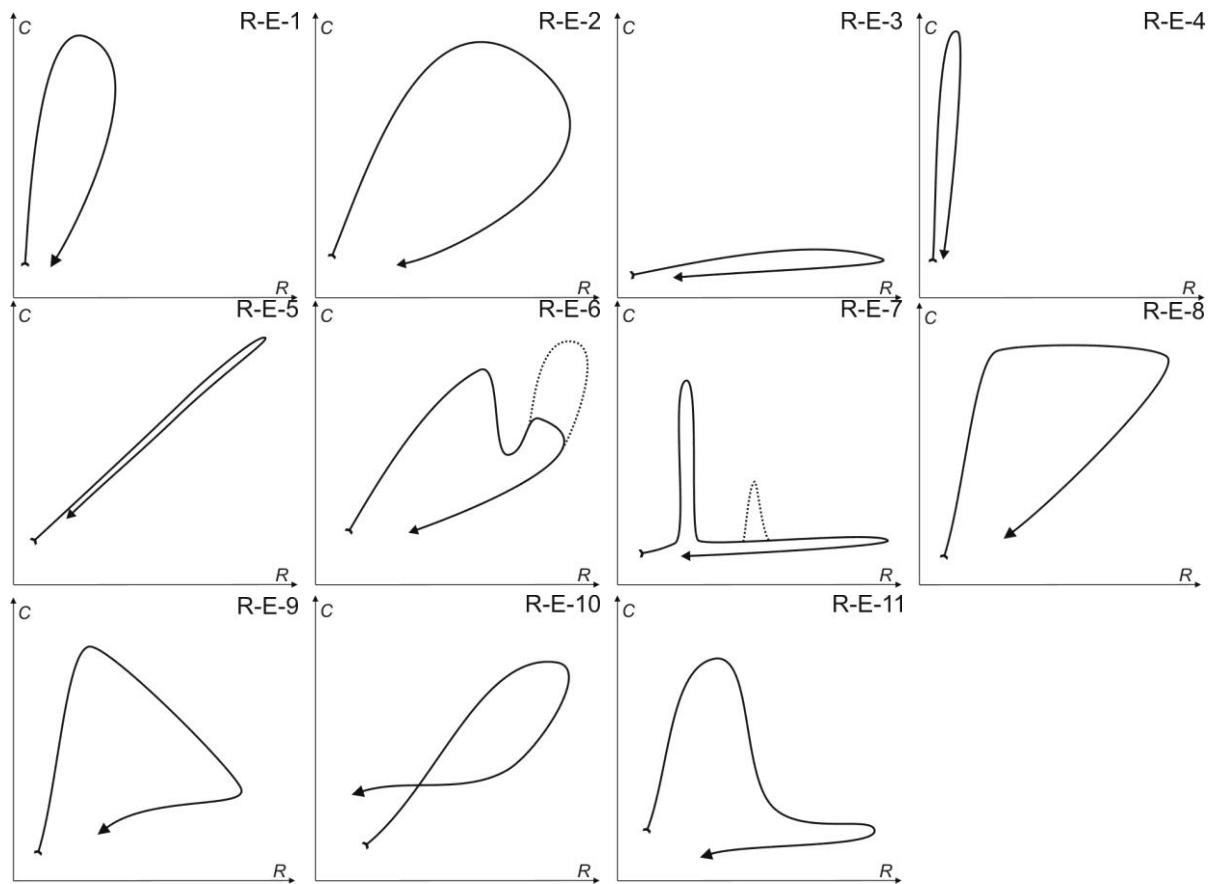


Abb. 4-15: Im Uhrzeigersinn drehende Hysteresetypen der hydrologischen Einzelereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

L-E-1: Stoffschleife ist gegen den Uhrzeigersinn gerichtet, d.h. die Stoffquellen werden während des Ereignisses kontinuierlich angebunden oder freigesetzt. C_{max} tritt erst nach R_{max} auf und C_{Stoff} ist am Ende höher als zu Beginn des Ereignisses.

L-E-2: im Gegensatz zu L-E-1 nur geringfügiger C-Anstieg.

L-E-3: ähnlich L-E-1, jedoch erfolgt nach C_{max} ein rascher Abfall von C_{Stoff} . Das deutet auf eine versiegende Stoffquelle oder eine hydrologische Abkopplung derselben hin.

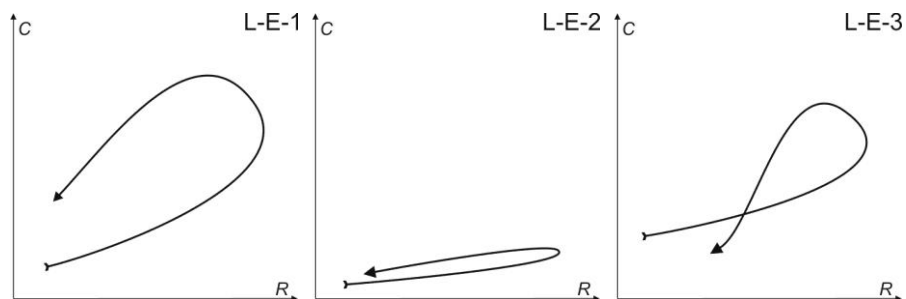


Abb. 4-16: Gegen den Uhrzeigersinn gerichtete Hysteresetypen der hydrologischen Einzelereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

GR-E-1: der so genannte „Achter“ ist durch zwei C_{max} unter ähnlichen Bedingungen wie bei L-E-2 gekennzeichnet. Der Ermüdung der Stoffquelle im R_{inc} folgt erneute C_{inc} . Gründe dafür sind: Übertritt eines Schwellenwertes (z.B. im Gerinne), späte Anbindung einer Quellfläche (z.B. Bodenerosion) oder Modifikation einer Systemrandbedingung.

GR-E-2: ähnlich R-E-11, d.h. rascher C_{inc} und C_{dec} , jedoch führt weiterer R_{inc} zu einer erneuten Stoffdisponibilität und zweitem C_{inc} , welcher erst im R_{dec} kulminiert.

GR-E-3: am Beginn Entwicklung im Uhrzeigersinn ähnlich R-E-2, im R_{dec} jedoch wiederkehrender C_{inc} ; Stoffquellen unabhängig vom R oder Auftreten kleiner Bodenerosionsereignisse sowie Makroporentransport.

GR-E-4: Ähnlichkeit mit GR-E-1, allerdings C_{max-2} höher als C_{max-1} . C_{max} tritt erst nach R_{max} auf.

GR-E-5: vergleichbar mit R-E-11 durch versiegende Stoffquelle. Während R_{dec} momentaner aber nur mäßig ausgeprägter C_{inc} , z.B. infolge der Kollabierung durchfeuchteter Uferpartien. Hysteresetyp findet meist auf niedrigem C-Niveau statt.

GR-E-6: anfängliche Entwicklung wie bei GR-E-3, C_{max-2} allerdings infolge eines momentanen, kurzfristigen Effekts höher als C_{MAX-1} .

GR-E-7: ähnlich GR-E-3; im R_{dec} Anbindung eines relativ ausgiebigen Stoffquelle; $C_{max-2} > C_{max-1}$.

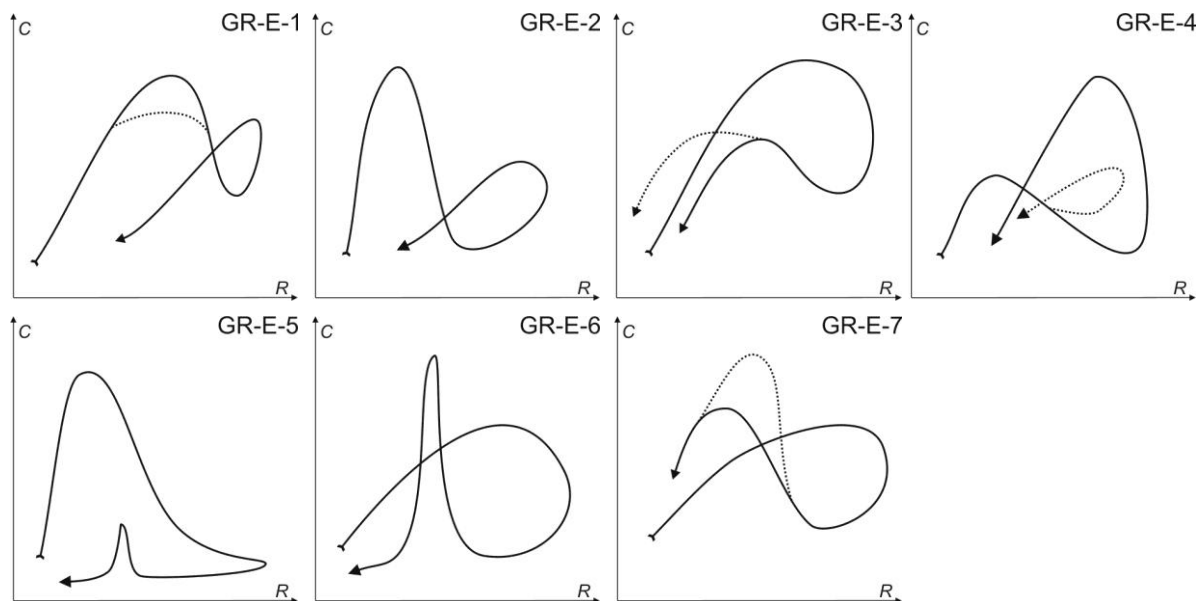


Abb. 4-17: Gemischte, im Uhrzeigersinn beginnende Hysteresetypen der hydrologischen Einzelereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

4.2.3.2 Ereignisse mit komplexer Hydrologie

R-M-1: Vorbedingungen wie bei R-E-4 (trocken, konvektives Niederschlagsereignis), jedoch zwei R_{max} und korrespondierende C_{max} . C_{max-1} führt zu einer Reduzierung der Sedimentquellen, sodass C_{max-2} trotz des höheren R geringer ausfällt. Ereignisse weisen hohe C_{Stoff} , aber niedrige F_{Stoff} auf.

R-M-2: gleiche Entwicklung wie L-E-2, R_{inc-2} führt zu C_{inc-2} ; C_{max} kulminiert jeweils vor R_{max} und höchster C_{max} korrespondiert mit höchstem R_{max} .

R-M-3: wie R-M-2, allerdings mit erschöpfter Stoffquelle nach C_{max-1} und nur mehr leichtem C_{inc} bei R_{max-2} , gelegentlich sogar Verdünnungseffekt. Scheiteldurchfluss ist bei beiden C-Peaks möglich.

R-M-4: zuerst Entwicklung wie bei L-E-2 (oder R-M-3), bei R_{inc-2} abflussabhängige Stoffdynamik.

R-M-5: zwei ausgeprägte „Loops“ im Uhrzeigersinn, d.h. zwei C_{max} korrespondieren mit R_{max} , wobei C_{max-1} leicht höher als C_{max-2} ist.

L-M-1: Stoffschleife dreht doppelt gegen den Uhrzeigersinn: C_{max} kulminieren jeweils nach R_{max} . Erste Schleife ist stärker ausgeprägt als die zweite.

L-M-2: im Gegensatz zu L-M-1 tritt die C_{max} in der ersten und der R_{max} in der zweiten Schleife auf. Bei C_{max-2} nur mehr geringe Stoffreserven.

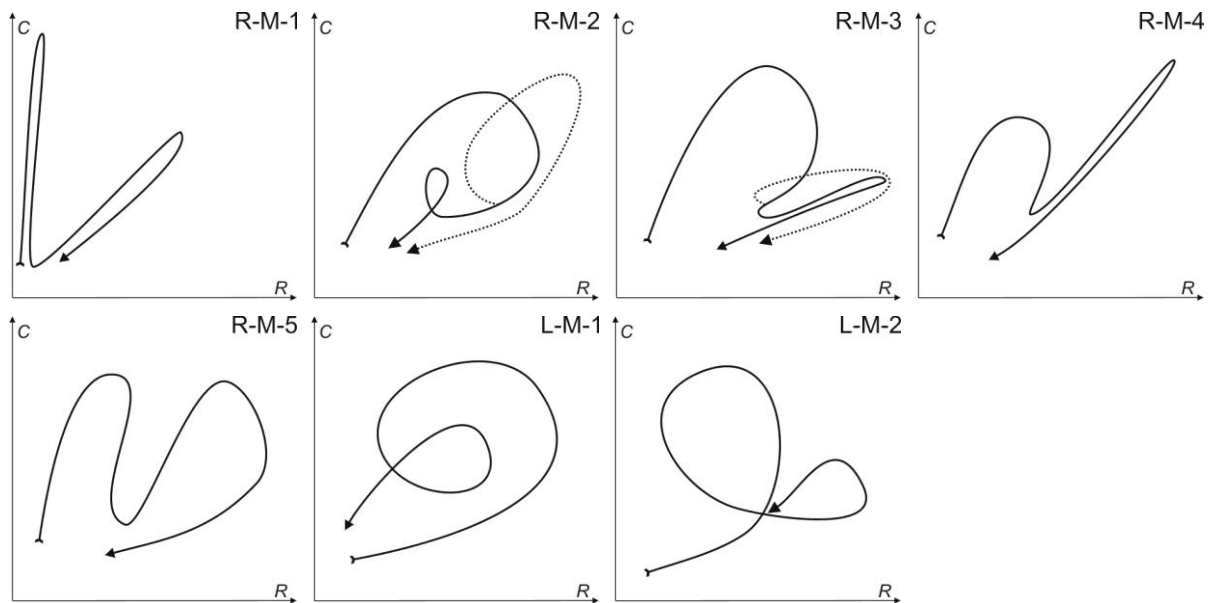


Abb. 4-18: Rechts- und linksdrehende Hysteresetypen der komplexen hydrologischen Ereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

GR-M-1: zu Beginn Drehung der Stoffschleufe im Uhrzeigersinn, ab Schwellenwert erneuter C_{inc} , welcher erst nach R_{max} kulminiert. Im R_{inc-2} sind Stoffquellen versiegt und es kommt zu keiner C_{inc} .

GR-M-2: ähnlich GR-M-1, allerdings bei R_{inc-2} erneute C_{inc} , d.h. die Stoffquellen sind intakt.

GR-M-3: im Gegensatz zu GR-M-1 starker C_{inc-2} im RDEC. R_{inc-2} führt zu keinen nennenswerten C_{inc} .

GR-M-4: ähnlich GR-M-3, jedoch nur geringer C_{inc-2} . Danach sind Stoffquellen erschöpft.

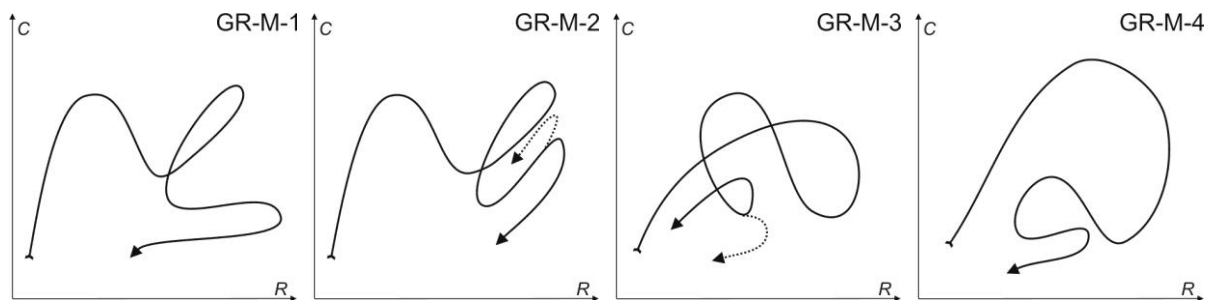


Abb. 4-19: Gemischte im Uhrzeigersinn beginnende Hysteresetypen der komplexen hydrologischen Ereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

GL-M-1: am Beginn gegen den Uhrzeigersinn, d.h. C_{inc} bei R_{dec} . Bei neuerlichem R_{inc} nur mehr geringfügige C_{inc} möglich, danach rasche C_{dec} .

GL-M-2: im Gegensatz zu GL-M-2 ist R_{max-1} Scheitelabfluss des Ereignisses. Die Stoffentwicklung verhält sich ähnlich, außer dass C_{Stoff} im R_{dec} nicht steigt.

GL-M-3: erste Schlaufe gegen und zweite Schlaufe im Uhrzeigersinn. R_{max-2} ist höher als R_{max-1} , die C_{Stoff} bei beiden R_{max} ähnlich ausgeprägt.

GL-M-4: ähnlich GL-M-2. Im Unterschied zu GL-M-2 korrespondiert bei diesem Typ C_{max} mit R_{max} .

GL-M-5: rascher C_{inc} ; C_{max} wird nach R_{max-1} erreicht, danach Stoffquellen in einem „Loop“ nur mehr bedingt vorhanden oder hydrologisch angebunden.

GL-M-6: erste Schlaufe dreht ausgeprägt gegen den Uhrzeigersinn, danach ist die Stoffquelle im Sinken begriffen. Durch R_{inc-2} wird C_{Stoff} jedoch bis zum Zeitpunkt der Erschöpfung der Stoffquellen (um R_{max-2}) konstant gehalten.

GL-M-7: C_{inc} weitgehend unabhängig vom R. C_{Stoff} auf relativ hohem Niveau beginnend, erst nach R_{max-2} tritt C_{dec} ein.

GL-M-8: zwei gegen den Uhrzeigersinn drehende Stoffschleifen (Übergang zwischen den Schleifen ist im Uhrzeigersinn). Nach C_{max-1} rasche Abnahme der Stoffquelle und bei R_{max-2} nur mehr geringe C_{Stoff} .

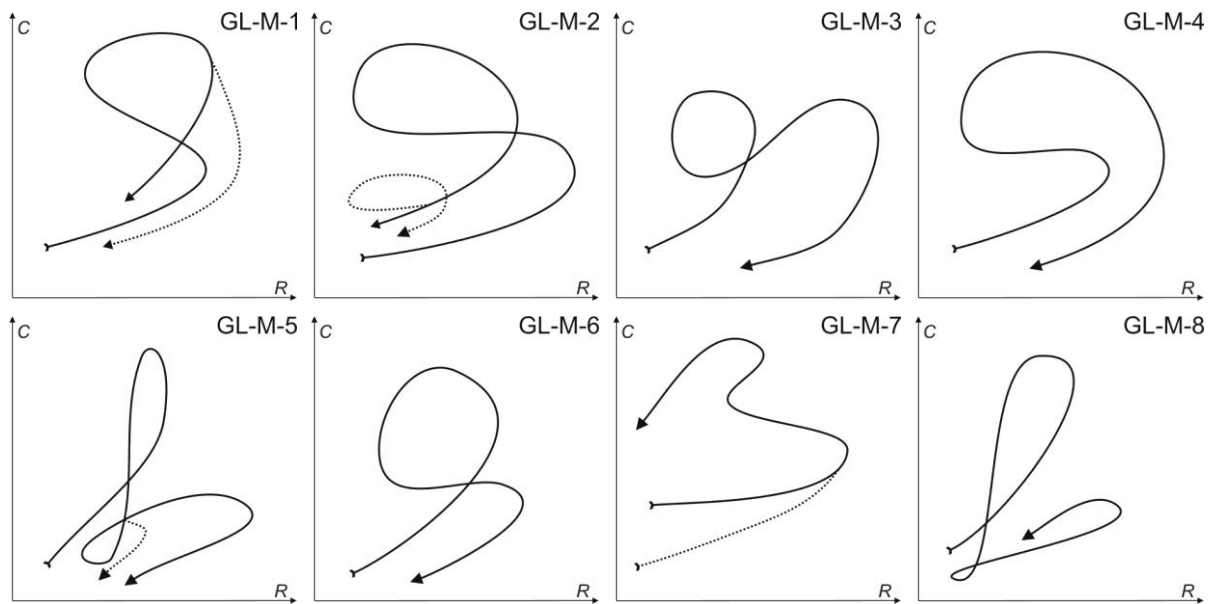


Abb. 4-20: Gemischte gegen den Uhrzeigersinn beginnende Hysteresetypen der komplexen hydrologischen Ereignisse für alle Stoffgruppen im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004

4.2.3.3 Häufigkeiten der Hysteresetypen

Aufgrund der geringen Stichprobe am Pegel P50 werden hier nur Analysen für die Pegel P51 und P52 durchgeführt (vgl. dazu „Hysterese-Tabelle“ im Anhang). Bei P52 sind die SS-Quellen im Ereignisgang relativ früh erschöpft und die hohen CSS zu Ereignisbeginn hauptsächlich auf Mergelwegerosion zurückzuführen. Die Ereignisse weisen zu rund 2/3 nur einen C_{\max} auf, rund 1/3 dagegen zwei oder mehrere (Tab. 4-4). Bei Schwebstoff dominiert ganz klar die rechtsdrehenden oder -beginnenden Hysteresetypen R und GR. Nur das HW vom 11.05.2003 weist ein zu Beginn linksdrehendes Element auf. Hier deutet die lange Periode ohne Hochwasserabfluss auf ausreichende Stoffquellen im Bereich des $R_{\max-1}$ hin. Eine dem Schwebstoff ähnliche Hystereseverteilung liegt dem TP zugrunde, vor allem wegen des partikulären Transports. Dennoch sind bei TP mehr linksdrehende Elemente anzutreffen (vorwiegend ab der Trockenperiode 2003). Die DRP-Stoffschleifen sind zwar auch eher im Uhrzeigersinn drehend, jedoch und gerade beim P51 steigt die gegenteilige Entwicklung an. Beim P51 weisen rund ein Drittel der Hochwasser eine Linksdrehung auf (z.B. 30.07.2003). Zusammengefasst zeigen sich die Stoffschleifen im Vergleich der Stoffgruppen und EZG in der Feuchtperiode wesentlich homogener als in der Trockenperiode, woraus sich eine komplexere Modellierung der Stoffdynamik in Trockenperioden ableitet.

Tab. 4-4: Häufigkeiten der Hysteresetypen unterteilt nach Stoffgruppe

Pegel	Stoffgruppe	Stichprobe	E-Ereig.	M-Ereig.	R	L	GR	GL
P51	Schwebstoff	23	15	8	18	keine	4	1
P52		23	14	9	20	keine	3	keine
P51	DRP	24	16	8	14	7	2	1
P52		24	15	9	16	3	4	1
P51	TP	24	16	8	17	2	2	3
P52		24	15	9	14	2	8	keine

4.2.4 Phosphordynamik während Basisabfluss

Die in den vorhergehenden Abschnitten behandelten partikulären Stofftransporte sind maßgeblich an die Ereignisdynamik gebunden. Gelöste Stoffe können im Gegensatz dazu auch bei Basisabflussbedingungen in beträchtlicher Masse exportiert werden, so z.B. gelöster reaktiver Phosphor (DRP). Mittels einer zweiwöchentlichen Schöpfprobennahme wird die DRP-Dynamik an den Stationen P50, P51 und P52 untersucht, mittels 21 weiteren Beprobungspunkten im EZG das Gebiet auch räumlich höher aufgelöst bewertet und mit der Beprobung der Ergolz im Ortsteil Sägi mit der makrochorischen Skala verglichen. Die Beurteilung der landschaftsökologischen Prozessdynamiken und ihrer Ein- und Auswirkungen in verschiedenen Skalen wird anhand neun ausgewählter, neuralgischer Bach- (Länenbach = L, Ergolz = E) und Dränquerschnitte (= D) vorgenommen und mittels BUWAL (2004) bewertet. Es wird dabei wie in den Abschnitten zuvor von den kleinen Skalen ausgegangen.

4.2.4.1 Räumliche Betrachtung der Stoffkonzentrationen

Für den Untersuchungszeitraum charakteristisch sind die relativ hohen Temperaturen und geringen Niederschläge im Frühjahr und Sommer 2003, die zu einer völligen Austrocknung der Länenbachquelle (L13) von Mai bis Dezember führten. Auch im folgenden Winter konnten die Boden- und Karstwasserreserven nicht vollständig aufgefüllt werden, mit der Folge, dass L13 bereits im März 2004 wieder trocken fiel. Für das Bachökosystem hat das stofflich gesehen erhebliche Folgen. Vor dem Hintergrund, dass sich laut Klimaszenarien (z.B. SCHERRER et al. 2005) solche Trockenperioden zukünftig häufen, wird der Trockenperiode vermehrt Aufmerksamkeit gewidmet.

4.2.4.1.1 Skala Geoökotop / Nanochore

L13

Beschreibung: Quelle, ausschließlich Forstwirtschaft.

Statistik: $n = 46$; $\bar{x} = 0.010$; Median = 0.007; Max. = 0.069; Min. = 0.002; $s = 0.012$.

Die Hintergrundlast im völlig bewaldeten EZG L13 (Abb. 4-21) ist relativ gering, meist zwischen der methodisch bedingten Bestimmungsgrenze von 0.005 und 0.02 mg DRP l⁻¹. Gleichzeitig ist die Variabilität (Bestimmtheitsmaß s) vergleichsweise niedrig. Die Wasserqualität ist nach der Klassifizierung des BUWAL (2004) „sehr gut“. Lediglich am 23.09.2002 tritt eine merklich höhere CDRP von 0.069 mg DRP l⁻¹ auf. Niederschlagsreiche Perioden machen sich in einem leichten Anstieg der CDRP bemerkbar. Die ausgetragene FDRP aus dem EZG L13 steigt im Herbst 2002 und im Winter 2003/2004 leicht an.

D4

Beschreibung: Grünland (Beweidung), Drainagesysteme.

Statistik: $n = 49$; $\bar{x} = 0.035$; Median = 0.027; Max. = 0.151; Min. = 0.007; $s = 0.027$.

Die Beprobung repräsentiert ein EZG mit rein landwirtschaftlicher Nutzung, hauptsächlich Grünland und Beweidung sowie ohne jegliche Siedlungseinflüsse. Die Auswaschung bei wassergesättigten Bodenverhältnissen führt, verglichen mit teilgesättigten Bedingungen, zu höheren CDRP. Die höheren CDRP von > 0.06 mg l⁻¹ werden ausschließlich während Niederschlagsereignissen gemessen. Ein winterlicher Anstieg der CDRP ist damit erklärbar, allein die Datenreihe von 2½ Jahren ist für diese Aussage nicht ausreichend. Hydrologisch reagiert das EZG am schnellsten von allen EZG mit Austrocknung; im Sommer 2003 trocknet D4 über mehrere Monate hinweg aus. Die Niederschlags-Abflussereignisse werden zwar nicht wie an der hydrologischen Station P52 zeitlich hochaufgelöst gemessen, die Proben bei höherem Abfluss zeigen jedoch, dass dann – mitunter wegen der starken Trockenrissbildung – höhere FDRP und FTP im Dränsystem zu erwarten sind.

4.2.4.1.2 Skala Nanochose

D14

Beschreibung: Grün- und Ackerland, 2 Gehöfte, Pflanzenkläranlage (PKA).

Statistik: $n = 29$; $\bar{x} = 0.280$; Median = 0.159; Max. = 2.412; Min. = 0.025; $s = 0.441$.

Die Einleitung D14 ist neben der eher extensiven Dränung von landwirtschaftlichen Flächen hauptsächlich von zwei Gehöften und einer privaten Pflanzenkläranlage (PKA) geprägt. D14 weist eine hohe Variabilität und meist die höchste CDRP aller Probepunkte auf (Abb. 4-21). Die CDRP ist dabei maßgeblich vom Grad der Verdünnung der PKA-Abwässer durch den Abfluss gesteuert. Gegenüber den Trockenphasen werden bei mittleren und hohen Abflussbedingungen die Abwässer verdünnt. Die Maximalkonzentration (2.412, 03.07.2003) tritt bei D14 dementsprechend im Sommer 2003 auf. Ausgelöst durch die – wenn auch geringen – perennierenden Abwässer der PKA fällt D14 selten trocken und prägt das folgende Bachsystem während Trockenperioden stofflich sehr stark (vgl. dazu auch L8 in Abb. 4-22).

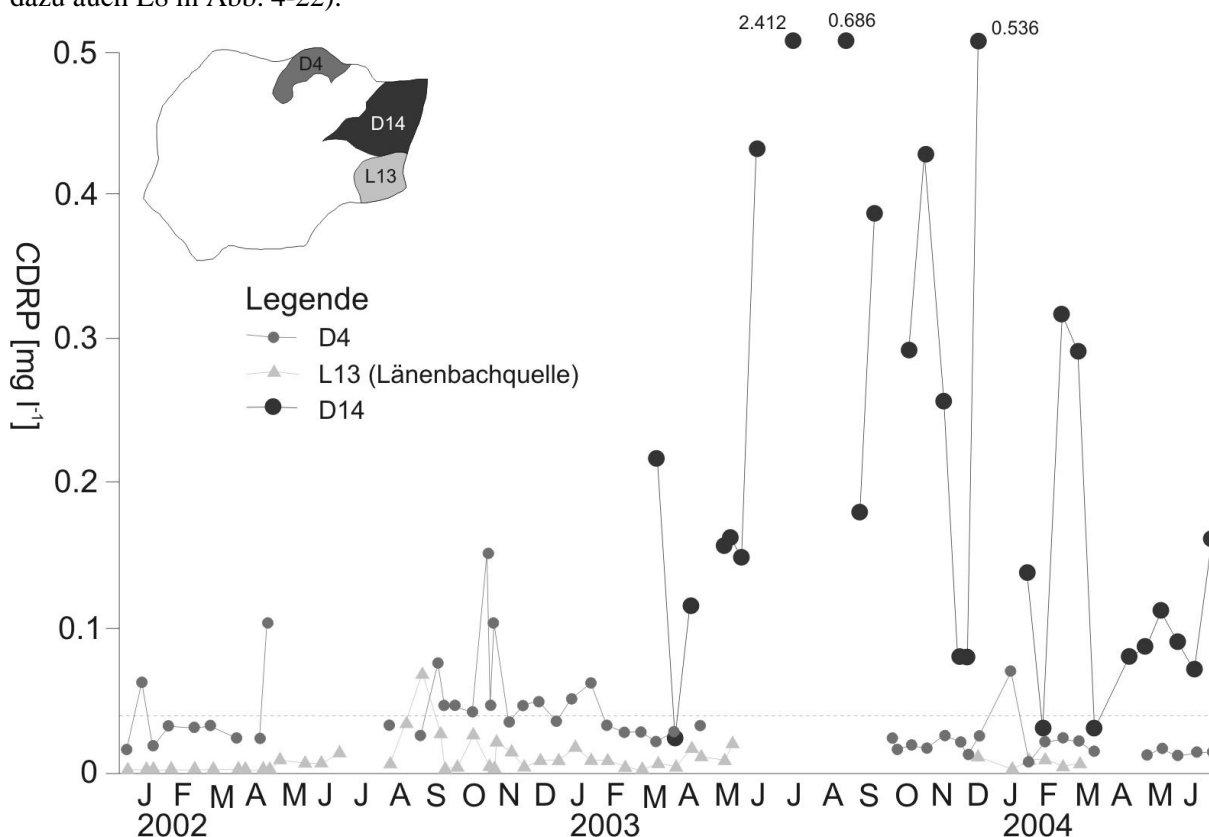


Abb. 4-21: Ganglinie der Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor der EZG L13, D4 und D14 vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Schöpfproben)

Die gepunktete Linie entspricht der angestrebten Wasserqualität von 0.04 mg l^{-1} (BUWAL 2004). Die Messungen an der Einleitung D14 begannen erst am 01.01.2003.

L8

Beschreibung: Landwirtschaft, extensives Drainsystem, 2 Gehöfte, Pflanzenkläranlage.

Statistik: $n = 69$; $\bar{x} = 0.073$; Median = 0.037; Max. = 0.873; Min. = 0.005; $s = 0.121$.

L8 weist wegen des undurchlässigen Untergrunds eine sehr kurze Periode des Trockenfallens auf. Der Bachquerschnitt L8 ist sowohl durch eine zeitweise hohe CDRP und eine relativ hohe Variabilität gekennzeichnet (vgl. Abb. 4-22) – ein Resultat der Einleitung D14. Auf der Fließstrecke zwischen D14 und L8 kann dabei aber DRP abgebaut werden (vgl. mit Abschnitt „Retention und Reinigungsleistung des Bachsystems“).

D13

Beschreibung: Grünlandwirtschaft und Ackerbau, extensives, teilweise systematisches Drainagesystem, 1 Gehöft.

Statistik: $n = 68$; $\bar{x} = 0.101$; Median = 0.042; Max. = 0.882; Min. = 0.002; $s = 0.176$.

Der Sammelleiter D13 ist einerseits durch Drainagesysteme und andererseits durch Einflüsse eines Gehöfts in Humbelsrain charakterisiert. Infolge der Hofabwässer zeigt D13 ähnliche Eigenschaften wie D14, wenn auch auf wesentlich niedrigerem CDRP-Niveau. Die Maximalwerte von $> 0.5 \text{ mg DRP l}^{-1}$ werden fast ausschließlich im Sommer 2003 erreicht. Eine Ausnahme bildet mit $0.882 \text{ mg DRP l}^{-1}$ der 23.02.2004. Gegenüber den Trockenperioden nimmt der Siedlungseinfluss in Feuchtperioden auch hier ab. Dann liegt die CDRP meist geringfügig über jener von D4, ein Hinweis auf den dominierenden Einfluss der Drainagesysteme in diesen Perioden.

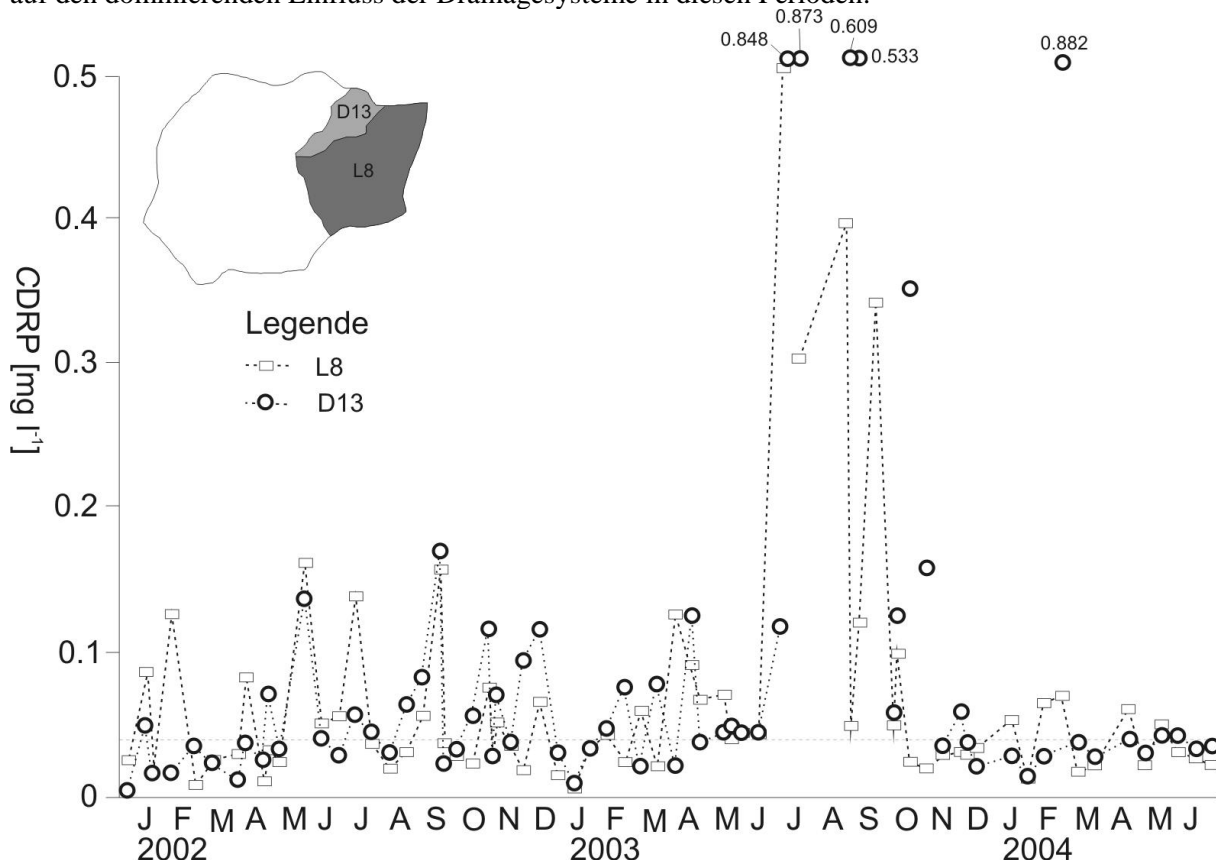


Abb. 4-22: Ganglinie der Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor der EZG L8 und D13 vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Schöpfproben)

Die gepunktete Linie entspricht der angestrebten Wasserqualität von 0.04 mg l^{-1} (BUWAL 2004).

4.2.4.1.3 Skala Mikrochore**D1**

Beschreibung: intensives Dränagesystem, Straßenkanalisierung, Grünlandwirtschaft und Ackerbau, 1 Gehöft, 1 Kleinkläranlage (KKA).

Statistik: $n = 67$; $\bar{x} = 0.077$; Median = 0.055; Max. = 0.344; Min. = 0.014; $s = 0.070$.

Der Beprobungspunkt D1 (P52) beprobt das größte in den Länenbach einmündende Drainagesystem, welches auch Einflüsse eines Gehöfts mit einer KKA aufweist sowie mit der auch einzelne Mergelwege begleitende Straßenkanalisation. Die CDRP streut über alle Perioden hinweg relativ stark (vgl. Abb. 4-23), obwohl die CDRP_{max} jene der weiter oben eingeleiteten Systeme nicht erreichen. Für hohe CDRP(-Variabilität) sorgen die Drainagesysteme während Feuchtperioden und eine private Kleinkläranlage (KKA) in der Flur Asp während Trockenperioden. Die bei D1 gemessenen KKA-Abwässer zeigen einen wesentlich höheren Verdünnungsgrad im Vergleich zu D13 und D14. Dabei wirken sich bereits die EZG-Größe und Prozessüberlagerungen (Skaleneffekte), aber auch Retentionsunterschiede zwischen PKA und KKA aus.

L4

Beschreibung: Grünlandwirtschaft und Ackerbau, Drainsysteme, 3 Gehöfte, 1 Pflanzenkläranlage.

Statistik: $n = 67$; $\bar{x} = 0.047$; Median = 0.027; Max. = 0.287; Min. = 0.005; $s = 0.056$.

Der Bachabschnitt L4 (P51) setzt sich u.a. aus den EZG L8 und D13 zusammen. Auch dieser Bachabschnitt fällt im Sommer 2003 trocken. Im Gerinnesediment kann jedoch zu jeder Zeit Abfluss festgestellt werden, der bachabwärts zum Teil wieder an die Oberfläche tritt. Durchschnittlich liegt die CDRP unter jenen von D1 und L8 und die Variabilität ist geringer als bei den bisher beschriebenen EZG – ausgenommen L13. Diese Tatsachen deuten auf eine weitere DRP-Retention im Mittellauf hin.

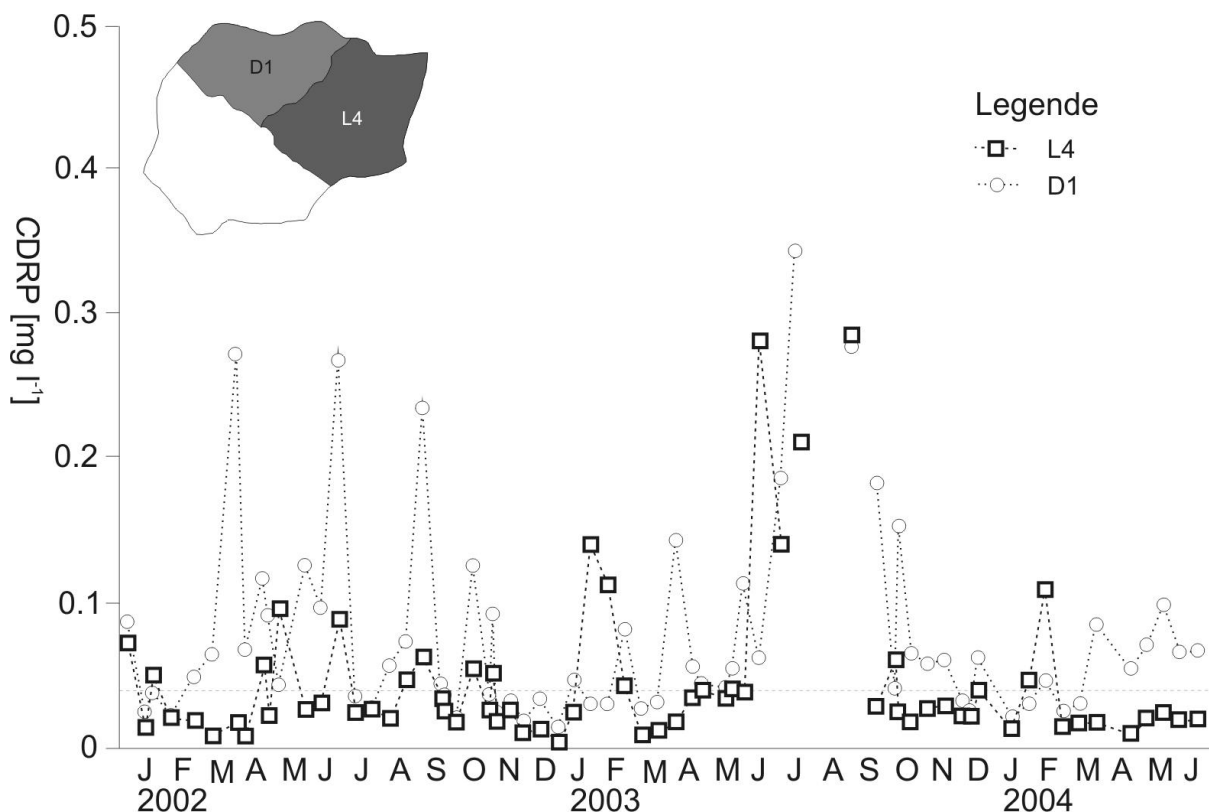


Abb. 4-23: Ganglinie der Konzentration an gelöstem reaktivem Phosphor der EZG L4 und D1 vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 (Schöpfproben)

Die gepunktete Linie entspricht der angestrebten Wasserqualität von 0.04 mg l^{-1} (BUWAL 2004).

4.2.4.1.4 Skala Mesochore**L2**

Beschreibung: Landwirtschaft, 5 Gehöfte, 1 Pflanzenkläranlage, 1 Kleinkläranlage, Drainagesysteme.

Statistik: $n = 70$; $\bar{x} = 0.028$; Median = 0.024; Max. = 0.106; Min. = 0.005; $s = 0.019$.

Das Gesamteinzugsgebiet der Länenbachs weist eine geringe Variabilität auf. Der Mittelwert von $0.028 \text{ mg DRP l}^{-1}$ entspricht einer „guten“ Wasserqualität laut BUWAL (2004). Der CDRP_{max} von 0.106 (15.07.2002) – ein Wert der eher als Ausreißer zu definieren ist – entspringt vermutlich der zu diesem Zeitpunkt beobachteten Beweidung der an den Bach angrenzenden Schläge zwischen L4 und L2, mit direktem Zugang der Tiere zum Bach. Der Einfluss der einzigen Düngetätigkeit im EZG vor der Beprobung (FFF 68 im Oberlauf; 16.8 kg P in Form von Festmist appliziert), dürfte sich höchstens auf den Beprobungspunkt L8 auswirken.

4.2.4.1.5 Skala Makrochore

E10

Beschreibung: Landwirtschaft, Siedlungen und Siedlungsentwässerung.

Statistik: $n = 70$; $\bar{x} = 0.032$; Median = 0.029; Max. = 0.103; Min. = 0.002; $s = 0.022$.



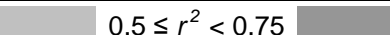
Das makrochorische EZG E10 verhält sich sehr ähnlich jenem von L2 und weist eine sehr ausgeglichene CDRP-Ganglinie und durchschnittlich eine „gute“ Wasserqualität laut BUWAL (2004) auf. Die im Vergleich zu L2 leicht höheren Werte von Durchschnitt, Median und Standardabweichung sind vorwiegend auf die in dieser Skala wirkenden Siedlungsabwässer größerer Ortschaften zurückzuführen (z.B. Rothenfluh und Anwil).

4.2.4.1.6 Statistischer Zusammenhang

Bei der Gegenüberstellung der Beprobungspunkte über den gesamten Erhebungszeitraum zeigen sich nur sehr eingeschränkt Zusammenhänge, teilweise auch widersprüchliche. In Tab. 4-5 werden die neun wichtigsten Beprobungspunkte anhand der Pearson-Korrelation (r^2) sowie der Rangkorrelation nach Spearman-Rho analysiert. Die Korrelationen zeigen, dass weite Strecken des Länenbachs – v.a. von L8 bis L3 – stark von konzentrierten Einleitungen des Drainagesystems und angehängter Kläranlagen beeinflusst sind. Über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Einzugsgebiete auf das räumlich folgende. Insbesondere der Unterlauf zwischen L3 und L2 ist durch hydrobiologische Abbau- oder Aufnahmeprozesse sowie hydrochemische Fällungsprozesse charakterisiert. Das Resultat ist eine vergleichsweise geringe Korrelation zu den oberen Bachabschnitten. Der Probenahmepunkt E10 an der Ergolz korreliert nur in geringem Ausmaß mit den Einzugsgebieten im Länenbachtal, außer L2. Das deutet zusätzlich darauf hin, dass L2 prozess- und skalenbezogen der Makrochore E10 näher steht als der Mikrochore L4. Einzig das landwirtschaftlich dominierte EZG D4 weist höhere r^2 mit den EZG E10 und L2 auf. Ein naheliegender Schluss ist, dass die Makro- und Mesochore im Oberbaselbiet von den landwirtschaftsinduzierten Prozessen dominiert ist. Die Einleitungen der Dränsysteme D1, D13 und D14 weisen nur geringfügige Korrelationen untereinander auf, da die Systeme von jeweils anderen Prozessen dominiert werden.

Tab. 4-5: Räumlicher Zusammenhang der CDRP anhand der Pearson-Korrelation und der Spearman-Rho-Rangkorrelation ausgewählter Einzugsgebiete im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004

		Spearman									
		E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14	
Pearson	E10	E10	0.69	0.35	0.12	0.36	0.23	0.32	0.25	0.406	E10
	L2	0.65	L2	0.59	0.37	0.28	0.47	0.13	0.30	0.539	L2
	L4	0.02	0.23	L4	0.63	0.39	0.38	0.36	0.48	0.664	L4
	L8	-0.04	0.19	0.73	L8	0.30	0.48	0.31	0.39	0.577	L8
	L13	0.36	0.28	0.22	0.38	L13	0.06	0.26	0.34	0.669	L13
	D1	0.41	0.55	0.36	0.26	0.33	D1	0.07	0.42	0.305	D1
	D4	0.47	0.49	0.26	0.29	0.31	0.37	D4	0.13	0.189	D4
	D13	0.19	0.13	0.52	0.19	0.13	0.44	0.01	D13	0.451	D13
	D14	0.02	0.35	0.72	0.95	0.67	0.19	-0.05	0.15	D14	D14
		E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14	

Legende  keine Daten  $0.5 \leq r^2 < 0.75$  $0.75 \leq r^2$

Eine gesonderte Analyse der Feuchtperiode vom 15.09.2002 bis 31.12.2002 sowie der Trockenperiode vom 01.05.2003 bis 31.10.2003 zeigt wesentlich höhere statistische Korrelationen zwischen den EZG auf. Das Bestimmtheitsmaß r und der Pearsonsche-Korrelationskoeffizient r^2 (in Tab. 4-6) zeigen den fundamentalen Prozessunterschied der analysierten Perioden mit jeweils sehr differenzierten Auswirkungen auf die vorliegenden Skalenniveaus. Die Ergebnisse des vorherigen Abschnitts werden durch die statistischen Auswertungen mehrheitlich bestätigt.

1) Trockenperiode:

- Insbesondere L8 und mäßiger L4 werden von der Einleitung D14 beeinflusst; bei L8 lassen sich 95 % der CDRP damit erklären.
- Es besteht kein Zusammenhang zwischen L4 und L2. Hier wird ein besonders deutlicher Skalensprung offensichtlich, der durch die Retention / Verdünnung im Unterlauf der Mesochore geprägt ist. Das EZG L2 (P50) weist einzig mit der Makrochore E10 einen Zusammenhang auf. Speziell in Trockenphasen scheinen sich die Prozesse der Mesochore von jenen der Mikrochore sowie kleineren Dimensionen maßgeblich zu unterscheiden.
- Die Einleitung D1 zeigt auch in der Trockenzeit einen Zusammenhang mit dem landwirtschaftlichen EZG D4.

2) Feuchtperiode:

- In der Feuchtperiode setzt sich die Dynamik der Mikrochoren D1 und L4 deutlich in Richtung Mesochore fort. Der Zusammenhang von Mesochore und Makrochore ist weniger stark ausgeprägt als in der Trockenperiode. Verwunderlich erscheinen auf den ersten Blick die Zusammenhänge von D1 und L4 / L8. Durch die Einbeziehung von D4 und D13 in die Interpretation scheinen bei L4 die Drainagesysteme, bei L8 hingegen der Einfluss der Gehöfte einen beträchtlichen Anteil des Zusammenhangs zu erklären.
- Der Einfluss von Hofeinleitungen im EZG sinkt mit steigender Dimension, wie das Beispiel D13 deutlich zeigt.

Tab. 4-6: Bestimmtheitsmaß r und Pearsonscher Korrelationskoeffizient r^2 der Schöpfproben ausgewählter Einzugsgebiete unterteilt nach Trocken- und Feuchtperiode

Probenahmen: Feuchtperiode: 15.09. bis 31.12.2002, Trockenperiode: 01.05. bis 31.10.2003

r		Feuchtperiode									
		E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14	
Trockenperiode	E10	E10	0.44	0.30	0.34	0.39	0.33	0.08	0.10		
	L2	0.64	L2	0.66	0.33	0.26	0.53	0.75	0.25		
	L4	0.27	0.05	L4	0.54	0.42	0.80	0.61	0.32		
	L8	0.16	0.00	0.55	L8	0.68	0.84	0.22	0.71		
	L13					L13	0.69	0.06	0.39		
	D1	0.39	0.31	0.17	0.00		D1	0.36	0.55		
	D4	0.45	0.21	0.57	0.35		0.85	D4	0.55		
	D13	0.01	0.01	0.19	0.00		0.48	0.09	D13		
	D14	0.14	0.02	0.43	0.95		0.00		0.02	D14	
			E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14

Legende: keine Daten (weiß), $0.5 \leq r < 0.75$ (hellgrau), $0.75 \leq r$ (dunkelgrau)

r^2		Feuchtperiode									
		E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14	
Trockenperiode	E10	E10	0.67	0.54	0.58	0.62	0.57	0.28	0.31		
	L2	0.80	L2	0.81	0.58	0.51	0.72	0.86	0.50		
	L4	-0.52	-0.22	L4	0.73	0.65	0.90	0.78	0.57		
	L8	-0.40	0.02	0.74	L8	0.83	0.91	0.47	0.84		
	L13					L13	0.83	0.25	0.63		
	D1	0.63	0.56	0.41	0.00		D1	0.60	0.74		
	D4	0.67	0.46	-0.76	-0.59		0.92	D4	0.74		
	D13	0.12	0.08	0.44	-0.01		0.69	-0.30	D13		
	D14	-0.37	0.14	0.66	0.98		-0.04		-0.14	D14	
			E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14

Legende: keine Daten (weiß), $0.5 \leq r^2 < 0.75$ (hellgrau), $0.75 \leq r^2$ (dunkelgrau)

4.2.4.2 Räumliche Betrachtung der Stofffrachten und -bilanzen

Die räumliche Betrachtung der Stofffrachten zeigt, dass die Ergolz im flächengewichteten Austrag meist höher liegt als der Länenbach. Die Hintergrundlast des Länenbachs steigt im Herbst und v.a. im Winter und in feuchten Perioden an (Abb. 4- 24). Das Dränsystem D4 weist in den HW-geprägten Perioden höhere Frachten als P52 auf. Der Beprobungspunkt E10 liegt in der Periode Nov. / Dez. 2006 über dem angestrebten maximalen Wert von $0.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$.

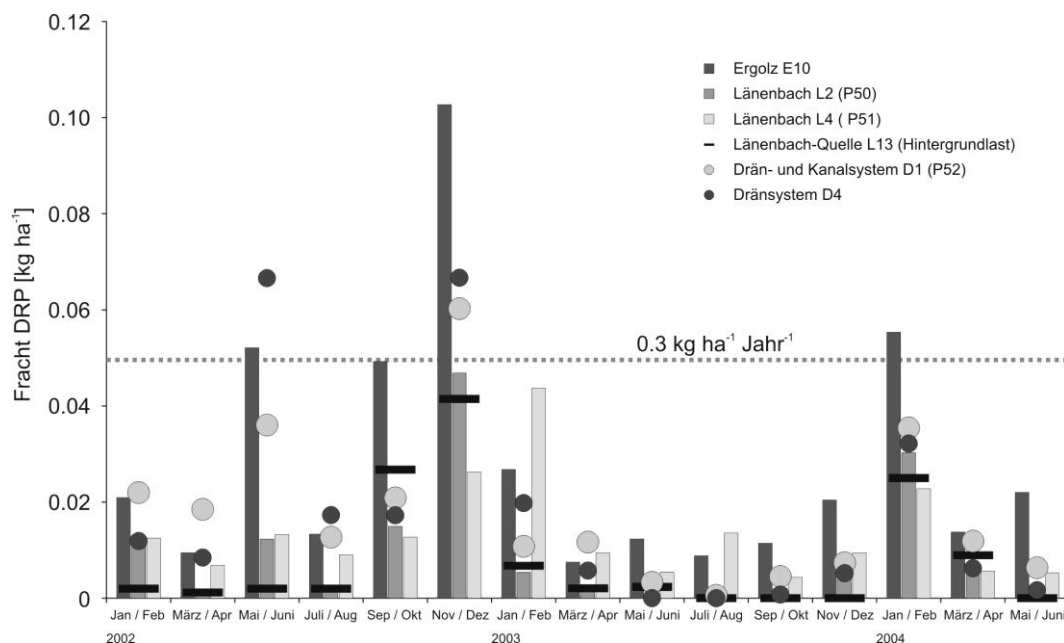


Abb. 4- 24: Räumliche Unterschiede und saisonale Variabilität der Fracht an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) der Einzugsgebiete *E10*, *L2* (P50), *L4* (P51), *L13*, *D1* (P52) und *D4* (Stichprobe $n = 71$ pro Probenahmepunkt)

Der Vergleich der Fracht der DRP-Jahressummen in Tab. 4-7 zeigt zusätzlich, dass in niederschlagsreichen Jahren die Makrochore *E10* sowie die Drainagesysteme dem angestrebten maximalen P-Austrag von $0.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ sehr nahe kommen. Mit dem Einbezug der HW wird dieser Wert jedoch überschritten. 2002 zeigt sich im Bachsystem ein sehr einheitliches Bild vom Geoökotop über die Nano- und Mikrochore hin zur Makrochore. Die Dynamik der DRP-Fracht im Sammelleitersystem ist zwischen *D4* und *D1* (P52) durch weitere Drainageeinleitungen geprägt. Eine leichte Erhöhung der *FDRP* ist vorwiegend durch die Einmündung eines Sammelleiters (*D7*) mit angeschlossener privater Kleinkläranlage zu erklären. Die Fracht am *D7* beträgt 0.076 (2003) und 0.083 kg ha^{-1} (01.01.2002 bis 30.06.2004); diejenige von *D2* (vor der Einmündung von *D7*) unterscheidet sich unwesentlich vom *D4*. Bei der DRP-Fracht weisen die Einzugsgebiete mit Siedlungs- und Hofabwässern insgesamt die höheren exportierten Frachten auf. Je nach vorliegender Abwasserbelastung und Einzugsgebietsskala kann die Belastung in den folgenden Bachabschnitten reduziert werden. Die Ergolz exportiert im Vergleich mit P50 eine um den Faktor 2 bis 4 höhere flächengewichtete Fracht. Der Austrag aus den Drainagen aus rein landwirtschaftlich genutzten Arealen (*D4*) ist doppelt so hoch wie die Hintergrundlast bei *L13*. Vor allem in niederschlagsreichen Jahren (2002) ist der ausgetragene DRP pro Hektar in diesem Gebiet am höchsten ($D4 = 0.188 \text{ kg DRP ha}^{-1}$).

Tab. 4-7: Jahresbilanz der Fracht an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) der Kleineinzugsgebiete auf Basis der Schöpfproben und der abflussgewichteten Frachtberechnung (LAWA 2003)

[kg ha^{-1}]	E10	L2	L4	L8	L13	D1	D4	D13	D14 [◇]
2002	0.248	0.089	0.081	0.092	0.075	0.170	0.188	0.126	-
2003	0.087	0.017	0.086	0.103	0.011	0.038	0.032	0.076	0.232
2004 [‡]	0.091	0.039	0.034	0.037	0.034	0.054	0.040	0.089	0.140
Gesamt [‡]	0.426	0.144	0.200	0.232	0.120	0.262	0.260	0.291	-

[◇] Beprobung von 01.03.2003 bis 30.06.2004; [‡] Beprobung und Berechnung nur bis 30.06.2004.

4.2.4.3 Retention und Reinigungsleistung des Bachsystems

Das Waldeinzugsgebiet weist normalerweise eine sehr gute (bis gute) Wasserqualität auf, die bis zum Beprobungspunkt L10 und vor der Einleitung D14 besteht (Tab. 4-8). Der Beprobungspunkt L8 ist – wie oben besprochen – im Wesentlichen von der Einleitung D14 geprägt, wodurch sich 30.4 % der Beprobungen mit einer „unbefriedigenden“ bis „schlechten“ Beurteilung erklären. Die besseren Beurteilungsstufen resultieren aus Beprobungen während höheren Abflussraten; dann liegt eine bessere Verdünnung der Kläranlagenabwässer vor. Die Wasserqualität wird durchschnittlich auf den Fließstrecken L8 bis L4 und L4 bis L2 stark verbessert. Am L4 und L2 sind nur mehr 17.9 bzw. 5.7 % der Fälle „unbefriedigend“ oder schlechter bewertet, obwohl auch auf der gesamten Länge des Länenbachs noch Drainagesysteme einmünden. Dementsprechend steigen die Wasserqualitätsstufen „gut“ und „sehr gut“ vom L8 über L4 bis L2 (52.1, 65.7 bzw. 84.3 %) ebenfalls stark an (vgl. auch 2003 in Tab. 4-7). Die Reduktion der CDRP geht einerseits auf Verdünnungseffekte, biologische Aufnahme und chemische Fixierung im stark strukturierten Unterlauf zurück. Andererseits münden in diesem Bachabschnitt keine Einleitungen von bewohnten Gehöften ein.

Tab. 4-8: Verteilung der Beurteilungsklassen nach BUWAL (2004) der Bacheinzugsgebiete E10, L2, L4, L8 und L13 im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004

Beurteilungsstufen [mg DRP l^{-1}]: sehr gut (< 0.02); gut (0.02 bis < 0.04); mäßig (0.04 bis < 0.06); unbefriedigend (0.06 bis < 0.08); schlecht (≥ 0.08).

Beurteilung [%]	E10	L2	L4	L8	L13
sehr gut	34.3	38.6	23.9	13.0	87.0
gut	32.9	45.7	41.8	39.1	10.9
mäßig	25.7	10.0	16.4	17.4	0.0
unbefriedigend	4.3	4.3	4.5	10.1	2.2
schlecht	2.9	1.4	13.4	20.3	0.0

Eine ähnliche Beurteilung wie L2 lässt auch das makrochorische EZG E10 (Ergolz im Ortsteil Sägi) zu, allerdings mit einer leicht schlechteren Wasserqualität. Diese wird mit den Siedlungseinflüssen der Dörfer Oltingen, Anwil und Rothenfluh sowie einiger kleiner Ortschaften erklärt. Der Mittelwert von 0.032 liegt leicht über jenem von L2; die Maximalwerte von 0.103 und 0.102 mg DRP l^{-1} entspringen zwei unterschiedlichen Abflusssituationen 21.07.2003 (Niedrigwasser) bzw. 04.05.2002 (Hochwasser).

Abb. 4-25 zeigt die Auswirkung unterschiedlicher Abflussverhältnisse auf Transport und Retention von DRP und TP in Form von Ausgangswerten (Linie) und Veränderungsraten (Säulen). Die Unterteilung erfolgt dabei in Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs sowie Oberlauf der Ergolz mit dem Probenahmepunkt E10. Die Abschnitte Ober-, Mittel- und Unterlauf Länenbach sind durch die Strecken L13-L8, L8-L4 und L4-L2 definiert; der Oberlauf Ergolz wird zwischen einem Klein-EZG, hier stellvertretend L2, und E10 abgeschätzt.

4.2.4.3.1 Länenbach Oberlauf

Eine starke Zunahme der Konzentrationen an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) im Abschnitt Länenbach-Oberlauf mit einer Fließstrecke von 620 Metern ist offensichtlich. Die mit steigendem Durchfluss (R) rückläufige DRP-Zunahme ist das Resultat einer gleichmäßig niedrigen Hintergrundbelastung sowie einer je nach R variierenden anthropogenen Belastung durch die Einleitung D14. Anders die TP-Zunahme im gleichen Bachabschnitt, wo bei geringem R sogar eine bilanzierte Stoffretention vorliegt. Davon abgesehen ist die TP-Zunahme bei den R-Klassen „sehr gering“ und „sehr hoch“ beträchtlich. Das lässt bei ersterer auf die Einwirkung anthropogener Quellen und bei letzterer zudem auf PP-Quellen schließen, welche über präferenzielle Fließpfade (z.B. Mergelwege, Drainagen) hydrologisch an das Gewässer angebunden sind. Dies geht auch aus den in Tab. 4-9 zusammengefassten geringfügig und stark höheren CTP während der ansteigenden (R_{inc}) bzw. abfallenden Hochwasserwelle (R_{dec}) hervor. Die Tatsache, dass gerade während R_{dec} die Zunahme der CTP derartig groß ist, wirft zusätzliche Fragen auf. Hier muss jedoch auch auf die begrenzte Aussagekraft dieser Methode für Hochwasseranalysen hingewiesen werden (die Beprobungen werden auch während Hochwasserereignissen nur bei verhältnismäßig stabilen Abflussbedingungen durchgeführt). Die Vermutung, dass zu Beginn eines HW-Ereignisses

geringfügig P-angereicherte SS-Quellen wirksam sind und die CTP erst bei Eintreffen von P-reichem feinen SS steigt, mitunter nach dem Scheitelabfluss, kann durch die HW-Analysen nicht generell belegt werden. Die Ergebnisse mittels der Schöpfproben weisen – auch mit den methodischen Einschränkungen – auf eine derartige Dynamik im Oberlauf des Länenbaches hin.

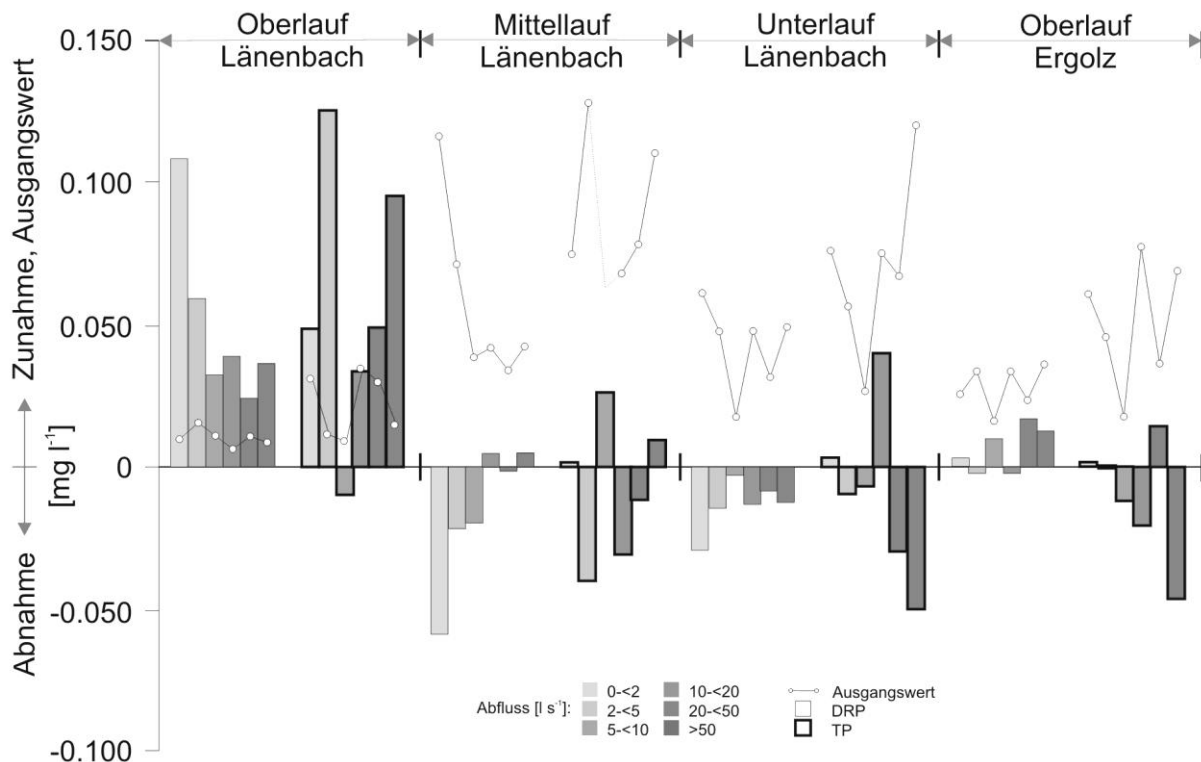


Abb. 4-25: Mittlere absolute Veränderung und Ausgangswerte der Konzentration an gelöstem reaktivem und Gesamtphosphor im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbaches sowie im Oberlauf der Ergolz, unterteilt nach Abflussklassen

DRP-Daten vom 01.01.2002 bis 30.06.2004; TP-Daten vom 01.01.2003 bis 30.06.2004. Aufgrund der unterschiedlichen Perioden ist die DRP- und TP-Retention nicht direkt miteinander vergleichbar. Durchflussklassen am P50 [$l\ s^{-1}$]: $0.0 \leq R < 2.0$ = extrem gering, $2.0 \leq R < 5.0$ = sehr gering, $5.0 \leq R < 10.0$ = gering, $10.0 \leq R < 20.0$ = mittel, $20.0 \leq R < 50.0$ = hoch, ≥ 50.0 = sehr hoch. Die für diese Methode verwendeten Durchflussklassen gelten nicht für das allgemeine Abflussverhalten, da die Schöpfproben selbst während einem Niederschlags-Hochwasser-Ereignis nur bei relativ stabilen Abflussverhältnissen, d.h. nicht im Bereich des Scheitelabflusses, genommen werden.

4.2.4.3.2 Länenbach Mittellauf

Dieser Bachabschnitt ist, obwohl er nur eine Fließstrecke von rund 340 Metern aufweist, überwiegend durch die Stoffretention geprägt. Speziell bei niedrigem Gebietsabfluss kann die hohe oberlaufbürtige CDRP wesentlich reduziert und die Wasserqualität in eine meist „mäßige“ und zeitweise bessere Wasserqualität versetzt werden. Bei „extrem geringen“ und „sehr geringen“ Abflussraten wird die mittlere Ausgangskonzentration von 0.117 und 0.071 $mg\ l^{-1}$ auf 0.059 bzw. 0.049 $mg\ DRP\ l^{-1}$ reduziert. Das entspricht einer Reduktion von 49.9 bzw. 31.0 % der CDRP. Die höchste relative Reduktion erfährt der Bachabschnitt während „geringer“ Wasserführung, wodurch sich in dieser Klasse meist eine „sehr gute“ Wasserqualität ergibt. Zusammengefasst ist die DRP-Retention in diesem Gewässerabschnitt dann am höchsten, wenn bei geringem Abfluss eine hohe CDRP vorliegt. Die TP-Retention variiert stärker als jene von DRP, eine Tendenz ist nur schwer auszumachen. Verglichen mit R_B -Bedingungen deuten die in Tab. 4-9 dargestellten Werte auf weitere TP Quellen während R_{inc} hin. Die Gründe sind der Übertritt von Oberflächenabfluss auf Mergelwegen, die Einleitung D13 und Tiefenerosion im oberen Teilabschnitt des Gerinnes. Beide Prozessgruppen wirken zudem im EZG von D13, das Teil des Mittellaufs ist. Eine starke Retention erfolgt hingegen im R_{dec} , die vorwiegend auf Ablagerung von PP im flachen Teilstück vor L4 schließen lässt. Diese Sedimente werden im R_{inc} der folgenden Hochwasserereignisse wahrscheinlich remobilisiert und exportiert.

Tab. 4-9: Mittlere Zu- und Abnahmen der Konzentration an gelöstem reaktivem und Gesamtphosphor (DRP bzw. TP) im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs und im Oberlauf der Ergolz differenziert nach Durchflusstypen

Die manuelle Beprobung erfolgte in einem zeitlichen Raster von zwei Wochen; das hauptsächliche Ziel ist die Beschreibung der P-Dynamik während Basisabflussbedingungen. Die Methode wird nicht für die Beschreibung der Hochwasserwellen angewandt, da dort methodische Einschränkungen vorliegen (vgl. Kapitel „Methodik“). Eine generelle Charakterisierung ist dessen ungeachtet möglich, wobei die Qualität der Aussagen bei Basisabfluss als sehr gut, R_{dec} mäßig und R_{inc} gering zu bewerten ist.

Veränderung C [mg l ⁻¹]	Oberlauf		Mittellauf		Unterlauf		Oberlauf Ergolz	
	DRP [◇]	TP [‡]	DRP [◇]	TP [‡]	DRP [◇]	TP [‡]	DRP [◇]	TP [‡]
R_B	0.051	0.057	-0.016	0.005	-0.018	-0.004	0.005	0.000
R_{inc}	0.145	0.067	-0.081	0.012	-0.038	-0.024	0.001	0.003
R_{dec}	0.033	0.105	-0.010	-0.043	0.002	0.003	0.012	-0.028

[◇] Erhebungszeitraum vom 01.01.2002 bis 30.06.2004; [‡] Erhebungszeitraum vom 01.01.2003 bis 30.06.2004.

4.2.4.3.3 Länenbach Unterlauf

Zwischen L4 und L2, einem rund 1'050 Meter langen Bachabschnitt, kommt es in sämtlichen Durchflussklassen zu einer DRP-Retention. In den R-Klassen „extrem gering“ und „gering“ beträgt die Reduktion 47.7 bzw. 29.7 %, wogegen sie während „geringem“ Durchfluss nur 15.7 % ausmacht. Bei höheren Abflüssen steigt die Abnahme auf 25 bis 29 % an. Bei hohem CDRP im Ober- und Mittellauf und geringem Gebietsabfluss wirkt der Unterlauf als effektive DRP-Senke. Die Tab. 4-9 weist nur im R_{dec} eine sehr geringe Zunahme aus. Diese kann auf die verzögerte Auswirkung der Drainagesysteme zurückgeführt werden. Erneut zeigt die TP-Dynamik ein veränderliches System, das – entgegen den Ergebnissen der Hochwasseranalysen – bei hohem R steigende Retention hinsichtlich der CDRP aufweist. Wie die HW-Analysen und Tab. 4-7 zeigen, steigt die Fracht im Unterlauf sehr stark an. Die TP-Reduktion selbst im R_{inc} deutet in dieser Phase auf Ablagerungstendenzen im Unterlauf hin – wahrscheinlich von P-angereichertem Material. Neben einer leichten Zunahme der Abflussklasse „extrem gering“ ist insbesondere bei „mittlerem“ Abfluss mit einer starken Zunahme (+ 53 %) zu rechnen. Eine auffallend hohe Reduktion erfolgt in den zwei Klassen über 20 und 50 l s⁻¹ (- 44.7 bzw. - 42.0 %).

4.2.4.3.4 Oberlauf der Ergolz

Aufgrund der hier verstärkt wirkenden Siedlungsabwässer ist die DRP-Konzentration (CDRP) im Großteil der Abflussklassen durch eine leichte Zunahme auf tiefem Niveau charakterisiert. Im Durchschnitt der Abflussklassen ergibt das eine „gute“ bis „mäßige“ Wasserqualität. Die Differenzierung nach Abflusstypen zeigt ebenfalls einen Anstieg der CDRP, hauptsächlich bei R_{inc} und R_{dec} . Die CTP ist dem entgegen eher durch eine Abnahme gekennzeichnet, außer in der Abflussklasse „hoch“. Mit 62.1 und 67.8 % ist die Retention in den Abflussklassen „gering“ und „sehr hoch“ am größten. Bei den Abflusstypen weist lediglich R_{dec} eine Abnahme auf. Entgegen der Konzentrationen steigen die Frachten bei DRP stark an.

4.3 Landnutzung und Stoffdynamik

Grundsätzlich ist die Art und Weise der Landnutzung ein Hauptfaktor des Landschaftsstoffhaushalts. Wie schon die vorherigen Abschnitte veranschaulichen, wirkt sich insbesondere die landwirtschaftliche Praxis direkt oder indirekt auf die Prozesse und Regelmechanismen des Wasser-, Schwefel- und Phosphorhaushalts aus. Wesentlich vielschichtiger als die ersten beiden, zeigt sich die Analyse der Phosphordynamik; hier wirken komplexe Einflussfaktoren gleichzeitig oder abwechselnd in unterschiedlichen raum-zeitlichen Skalen. Im folgenden Abschnitt werden Ergebnisse der Dünge- und Bodenerhebungen vorgestellt und deren P-Senken- oder Quellenpotenzial beurteilt. Neben der Schwierigkeit, diese landschaftsökologischen Kompartimente inhaltlich zu verbinden, tritt insbesondere hier das Problem der raum-zeitlichen Skalen hervor. Mit den vorliegenden flächenhaften Analysen von Boden und Düngung soll sich der Kreis zu den zu Beginn vorgestellten Oberbodenuntersuchungen schließen.

4.3.1 Phosphordüngung und P-Speicherung im Boden

Die folgenden Ergebnisse der Düngeerhebung und der Bodenauswertungen hinsichtlich Phosphorstatus und -dynamik beziehen sich ausschließlich auf die für den Zeitraum 2000 bis 2003 erhobenen Schläge ($n = 110$, 77.3 ha) (vgl. Kapitel „Methodik“ und OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007).

4.3.1.1 Düngung

- **Düngeverhalten:** 75 % (58 ha) der Schläge erhalten eine Phosphordüngung, wobei die Landwirte die höchsten Düngegaben im März und April ausbringen. Insbesondere 2003 werden aufgrund der eingeschränkten Düngemöglichkeit im Herbst 2002 überdurchschnittliche Düngegaben verabreicht. Die Düngeapplikation wird ausschließlich konventionell mit Güllefass, Mist- oder Kunstdüngerstreuer durchgeführt; abschwemmungs- und emissionsmindernde Verfahren kommen nicht zum Einsatz.
- **Düngemittel:** Als P-Dünger werden 31 % Gülle, 39 % Mist, 5 % Jauche und 25 % mineralische Dünger verwendet.
- **Düngemenge:** Durchschnittlich werden 24 kg P ha⁻¹ a⁻¹ auf Ackerschlägen sowie 15 bzw. 5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ auf intensiv und extensiv genutztem Grünland gedüngt.
- **Schlagbilanzen:** Die dreijährige P-Bilanz (nach RYSER et al. 2001) ist für ¾ der Schläge negativ, für die Hälfte davon deutlich (mehr als 7 kg P ha⁻¹ Defizit). 12 % der Schläge weisen mit über 7 kg P ha⁻¹ eine deutlich positive P-Bilanz auf. Es handelt sich dabei vorwiegend um Fruchtfolgeflächen (FFF). Wenn auch die P-Bilanz in rund jedem achten Schlag positiv ist, so erfüllen ausnahmslos alle Landwirtschaftsbetriebe die Anforderungen der „Suisse-Bilanz“ auf Betriebsebene.

4.3.1.2 Bodenphosphor

- **Bodenphosphorgehalte:** Die ^{AAEDTA}-P-Werte der Oberböden schwanken zwischen 5 und 89 mg P ha⁻¹ ($\bar{x} = 30$ mg P kg⁻¹, $n = 33$), wobei die FFF höhere Werte aufweisen als das Dauergrünland. Die ^{CO2}-P-Werte liegen zwischen 0.26 und 1.46 mg P ha⁻¹ ($\bar{x} = 0.65$ mg P kg⁻¹, $n = 24$), mit höheren Werten im Dauergrünland.
- **Phosphorversorgung der Böden:** Laut den P-Versorgungsklassen nach RYSER et al. (2001) ist der Großteil der Flächen phosphorunterversorgt – im Gegensatz zu anderen Landwirtschaftsgebieten der Schweiz. Lediglich 25 und 11 % der Ackerland- bzw. Grünlandböden sind mit längerfristig pflanzenverfügbaren ^{AAEDTA}-P überversorgt (Versorgungsklasse D und E). Der Großteil der Böden ist entweder „P-arm“ (A) oder „P-unterversorgt“ (B). Die Versorgungsklasse A nimmt bei beiden Landnutzungsklassen 33 % ein, B dagegen rund 27 % bei Ackerland und 56 % bei Grünland.
- **Düngung und Boden-P:** Düngung stellt den wichtigsten Einflussfaktor für den mittelfristigen P-Vorrat im Oberboden dar. Schläge mit deutlich negativer P-Düngebilanz weisen immer eine

P-Unterversorgung auf und solche mit mittelfristiger P-Überschussdüngung zeigen signifikant höhere P-Versorgungsgrade.

4.3.2 Auswirkung der Landnutzung auf die Stoffdynamik

Die räumliche Differenzierung des EZG P50 nach Landnutzung, Düngung, P im Oberboden, Bodeneigenschaften, Hangneigung und DRP-Export ist in Tab. 4-10 zusammengefasst. Die Einzugsgebiete L2 (P50), L4 (P51) und D1 (P52) stellen die der Arbeit zugrunde liegenden Hauptuntersuchungsgebiete dar – vornehmlich für die Ereignisdynamik. Selbst in der mikrochorischen Dimension kommt es zu einer maßgeblichen Überlagerung von diversen Einflussfaktoren. Die weitere Unterteilung zeigt Dynamiken mit weniger komplexen landschaftsökologischen Rahmenparametern auf; es handelt sich dabei aber nicht um topische Aussagen. Die EZG D14 und L10 werden landwirtschaftlich überwiegend extensiv, die EZG D7, D4, D1 und D13 intensiv genutzt. Das EZG L13 spiegelt die angenommene Hintergrundbelastung der Länenbachquelle. Das EZG D4 erklärt die rein grünlandwirtschaftliche Nutzung mit systematischer Dränung.

Tab. 4-10: Charakteristika und zusammengefasste Ergebnisse der (Teil-)Einzugsgebiete (Quelle: OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007, verändert)

Grau unterlegte Spalten: landwirtschaftlich vorwiegend extensiv genutzte Teileinzugsgebiete (TEZG); L = Bach-EZG (Bachbeprobung). D = Drainage-EZG (Drainagebeprobung). C = Konzentration, F = Fracht, DRP = gelöster reaktiver Phosphor.

Bezeichnung	L2 (P50)	D1 (P52)	L4 (P51)	L13	D7	D14	D13	D4	L8	L10
Gehöfte [Anz.]	5	1	3	0	1	2	1	0	2	0
Kläranlagen [Anz.]	2	1	1	0	1	1	0	0	1	0
Anteil Landnutzungs- fläche (LNF) am TEZG [%]	55	72	38	0	56	20	59	97	28	20
Anteil Drainagefläche am TEZG [%]	8.4	27	5	0	14	5	19	57	2.5	0
Anteil drainierter Fläche an LNF [%]	15	37	13	0	25	25	32	60	9	0
Anteil Fruchtfolgefläche (FFF) an LNF [%]	33	35	8	0	51	3	19	17	7	6
Anteil der LNF mit ${}_{AAEDTA}\text{-P} < 26 \text{ mg P kg}^{-1}$ [%] [±] . *	68	60	83	10	52	96	63	60	87	93
Dünger [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]										
a) je ha gedüngter, erhobener LNF (n Schläge)	19 (48)	22 (37)	15 (57)	0 (100)	33 (8)	10 (25)	15 (73)	24 (68)	14 (47)	6 (54)
b) je ha LNF [±]	21	23	16	0	26	17	17	25	17	11
Mittlere CDRP- 2002/2003 [mg l^{-1}] (n) [#]	0.03 (58)	0.08 (55)	0.05 (55)	0.01 (40)	0.11 (25)	0.39 (17)	0.10 (56)	0.04 (38)	0.08 (57)	0.01 (11)
FDRP 2003 [kg P ha^{-1}]	0.017	0.03 8	0.086	0.011	0.076	0.23	0.078	0.032	0.103	0.013

[±] Auf Grund signifikanter Korrelationen zwischen der flächendeckend kartierten Landnutzungsintensität und den ${}_{AAEDTA}\text{-P}$ -Werten bzw. Düngesummen wurde bei fehlenden Schlagdaten ein nutzungsspezifischer Mittelwert verwendet. * Entspricht in den meisten Fällen der P-Versorgungsklasse A („arm“) oder B („mäßig“); [#] Verringerte Stichprobenumfänge insbesondere infolge Trockenfallen von Gerinnequerschnitten.

Zwischen der ausgebrachten P-Düngermenge und der im Oberflächenwasser transportierten P-Fracht konnte kein direkter, kurzfristiger Zusammenhang festgestellt werden. Wie aus Abb. 4-26 hervorgeht, folgt der intensiven Düngeperiode im März / April 2002 ein höherer Austrag im Mai / Juni infolge höherer Niederschläge und Durchflüsse. Die hohen Abflüsse im Herbst 2002 führen ohne direkten Einfluss der Düngung zu vergleichsweise hohen DRP-Austrägen (vgl. auch Abschnitt „Exemplarische Witterungsperioden“). Auch bei der Analyse des Zusammenhangs von Düngaktivität und DRP-Austrag während Hochwasserereignissen tritt kein direkter Zusammenhang auf – weder für Konzentrationen noch für Frachten. In den Vergleich einbezogen wurde die Düngung bis zu 10 Tage vor dem Hochwasserereignis mittels eines Düngindex. Ein genereller Zusammenhang besteht vielmehr zwischen allgemeiner Landnutzung und dem Stoffaustrag im Gewässer: in Feuchtperioden tragen die Dränagen über den schnellen Zwischenabfluss maßgeblich zur Erhöhung der CDRP und FDRP bei; in Trockenperioden werden die Konzentrationen hauptsächlich durch die Hof- und Kleinkläranlageneinleitungen erhöht. Die DRP-Auswaschung aus landwirtschaftlichen Böden scheint dort am größten, wo sich hohe verfügbare P-Vorräte im Boden (hohe Nutzungsintensität) mit einem hohen Transportpotenzial (Makroporen, Drainage, Stauwasserböden und häufigem Oberflächenabfluss) überlagern. Aus den wöchentlichen Kartierungen und Beobachtungen wird zudem ersichtlich, dass die Ressource Düngung von den Landwirten in Bezug zur Witterung äußerst sensibel eingesetzt wird und Düngereignisse wahrscheinlich selten sind.

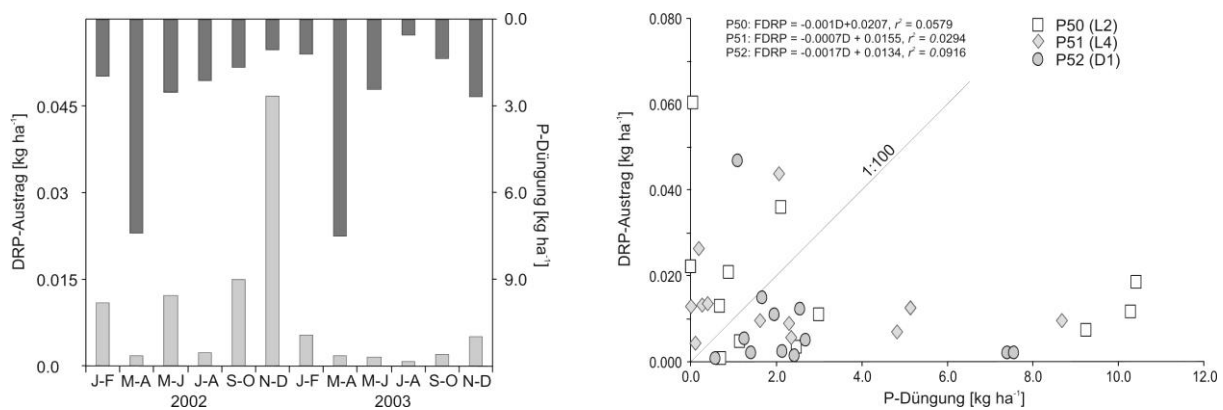


Abb. 4-26: Zeitreihe der zweimonatlichen P-Düngung und des P-Austrags am P50 (links) und Zusammenhang von P-Düngung und DRP-Austrag am P50 [beide: kg ha⁻¹] in zweimonatlichen Perioden (rechts)

Die hier dargestellte P-Düngung repräsentiert die erhobene Fläche, nicht die gesamte Landwirtschaftsfläche (im Gegensatz zu den Angaben in Tab. 4-10).

4.4 Exemplarische Witterungsperioden

Anhand zweier für die Untersuchungsperiode „exemplarischen Witterungsperioden“ sowie einer Intensivmesskampagne sollen die den Schwebstoff- und Phosphorhaushalt steuernden Prozesse beispielhaft dargestellt werden. Im Fokus stehen dabei die Vergleiche der mikrochorischen EZG P51 und P52 sowie eine Feucht- und Trockenperiode.

4.4.1.1 Intensiv-Messkampagne April 2004

Die Intensiv-Messkampagne hat zum Ziel, die DRP-Dynamik während relativ stabiler Abflussverhältnisse im Tageslauf zu untersuchen. Die einwöchigen Aufnahmen am P51 und P52 zeigen überraschende Resultate: das Bachsystem P51 zeigt – wie angenommen – bei den Parametern Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit deutliche Tagesgänge (Abb. 4-27), die CDRP-Ganglinie bleibt dagegen relativ konstant (Abb. 4-1). Sie steigt erst zum Schluss des Experiments, infolge geringer Niederschläge und geringfügig höherer Abflüsse, leicht an.

Im Gegensatz zu P51 bleiben am P52 die Wassertemperatur und der gelöste Sauerstoffgehalt relativ konstant. Die CDRP weist indessen eine sehr hohe Variabilität auf, die meist in den Nachtstunden kulminiert. Die Erklärung dafür liegt im Betrieb der privaten Kleinkläranlage Asp. Zu beachten ist dabei, dass die CDRP_{max} in den Nachtstunden weit über jenen des vorhergehenden Hochwassers

liegen. Dies legt den Schluss nahe, dass die Schöpfproben, die fast ausschließlich am Vormittag genommen werden, bei D2 und D7 die tageszeitliche Dynamik nicht ausreichend berücksichtigen.

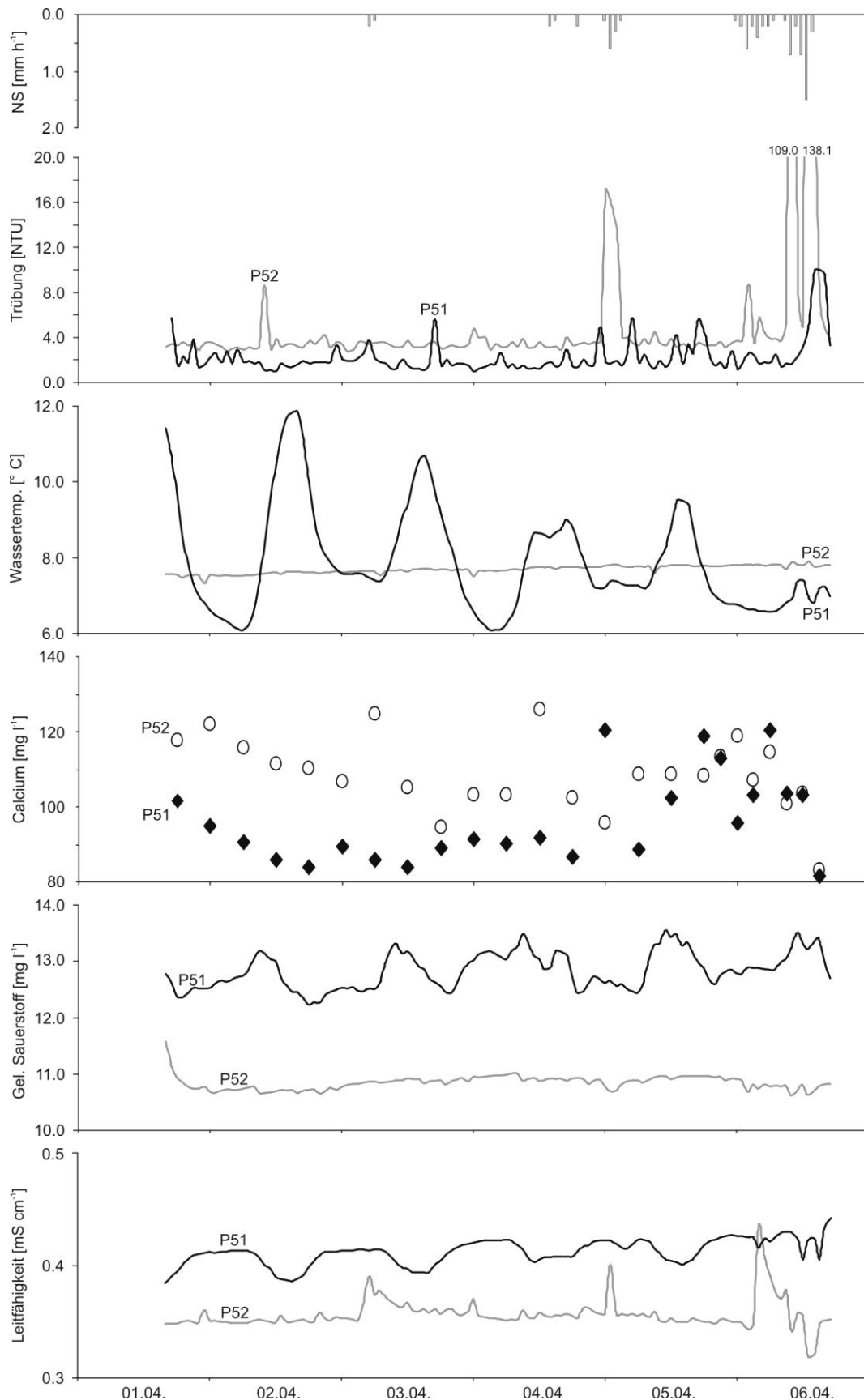


Abb. 4-27: Intensiv-Messkampagne am P51 und P52 vom 01.04.2004 bis 06.04.2004: Niederschlag, Trübung, Wassertemperatur, Calcium, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit

4.4.1.2 Feuchtperiode 2002

Der November 2002 ist der Monat mit der höchsten Niederschlagsmenge (207 mm) seit Beginn der Aufzeichnungen an der meteorologischen Station Rünenberg im September 1986. In Abb. 4-28 sind die Niederschlags- und Abflussverhältnisse, die Düngapplikation im Gesamteinzugsgebiet P50 sowie die Phosphordynamik im Bach-EZG P51 und der Einleitung P52 dargestellt. Außerdem schlüsselt Tab. 4-11 die drei größten Durchflussereignisse innerhalb dieser Periode in Niederschlags-, Durchfluss-, Schwebstoff- und Phosphorbilanzen auf.

Die Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

- **Niederschlag:** Die höchsten Niederschläge sind am 02., 09. und 14.11.2002 mit 36.6, 24.0 bzw. 20.7 mm Tagesniederschlag verzeichnet. Der 30-tägige Niederschlagsindex – er dient auch als indirektes Maß der Bodenfeuchte – ist mit 75.9 mm am 11.11.2002 am höchsten. Die Durchflussreaktion auf Niederschläge erfolgt zu diesem Zeitpunkt unmittelbar.
- **Abfluss:** Die größeren EZG P50 und insbesondere das der Ergolz (E10) reagieren rasch und mit ungleich höheren mittleren und maximalen Abflussraten als die EZG P51 und P52. Die maximale Abflussrate wird in allen EZG am 03.11.2002 erreicht [mm Tag^{-1}]: E10 16.9, P50 9.1, P51 2.9 und P52 3.9. Weitere Durchflussspitzen sind am 09. und 15.11.2002 zu verzeichnen. Im Gegensatz zum P50 wird der mittlere und maximale Abfluss in den Nanochoren P51 und P52 erst in der zweiten HW-Welle erreicht, also dann, wenn der Vorregenindex und die Bodenfeuchte besonders hoch sind. Der P52 weist höhere mittlere sowie maximale Durchflussraten auf als P51.
- **Düngung:** Aufgrund der anhaltenden Niederschläge und der damit verbundenen hohen Bodenwassergehalte konnte weder im Oktober noch im November gedüngt werden. Die Düngung kann daher während der November-Hochwässer nur eine untergeordnete direkte Rolle im P-Austrag spielen.
- **Schwebstoff (SS):** Bei den zwei größeren Hochwässern weist der P51 höhere mittlere und maximale CSS sowie FSS auf, bei mittleren Hochwässern dominiert der P52. Hysteresetypen: Von dem in Abb. 4-28 dargestellten Zeitraum liegen neun Hochwasseranalysen vor. Im EZG P52 treten ausschließlich rechtsdrehende Hysteresetypen auf, im EZG P51 dominieren sie deutlich. Bei P51 weisen lediglich die HW vom 02.11.2002 und 07.11.2002 einen GR-Typ auf (GR-M-1 bzw. GR-E-5). In den allermeisten HW-Fällen ermüden die SS-Quellen noch bevor der R_{\max} auftritt. Bei mehrgipfeligen HW-Ereignissen kommt es im $R_{\max-2}$ meist zu keiner markanten CSS_{inc} mehr (hauptsächlich Typ R-M-3).
- **Gelöster reaktiver Phosphor (DRP):** Die mittlere CDRP am P52 sind gegenüber denen des P51 erhöht, wobei die relative Differenz in der Folge der Hochwässer fällt (63.5 % am 02.11.2002, 53.5 % am 14.11.2002). Insgesamt liegen sehr starke Schwankungen der CDRP besonders beim Bachsystem P51 vor. Die CDRP Ganglinie von P51 lässt einen deutlichen „Ermüdungseffekt“ während der Ereignisabfolge erkennen. Hingegen treten bei der Einleitung P52 laufend $\text{CDRP} > 0.08 \text{ mg l}^{-1}$ (= schlechte Wasserqualität laut BUWAL 2004) bis zum 23.11.2002 auf. Tab. 4-11 zeigt eine klare Ermüdungstendenz für beide EZG für die mittlere CDRP und zugleich für die flächen- und abflussgewichtete FDRP.
- **Räumliche Betrachtung DRP (Schöpfproben):** **04.11.2002:** eine relativ hohe Hintergrundkonzentration im Waldbereich und eine sehr hohe und einheitliche CDRP in den Drainagesystemen. Als DRP-Quelle sind hauptsächlich landwirtschaftliche Flächen wirksam. Im Länenbachunterlauf ist nur eine leichte Retention / Verdünnung zu verzeichnen. Die Düngeauswirkungen sind vermutlich äußerst gering. Die FDRP steigt zur Mesochoire hin an. Zu Beginn der Niederschläge reagieren insbesondere die drainierten Einzugsgebiete sehr rasch. **07.11.2002:** die Hintergrundkonzentration sinkt im Vergleich zum 04.11.2004 ab. Gegenüber dem vorhergehenden HW werden auch insgesamt niedrigere CDRP gemessen, was auf eine Ermüdung des Systems hindeutet. Eine Ausnahme dabei ist die Ergolz, bei der die CDRP konstant bleibt, lediglich die FDRP abfällt. Auffällig ist die wesentlich niedrigere CDRP von D13 verglichen mit den anderen Drainagesystemen. **09.11.2002:** die Hintergrundkonzentration sinkt weiter ab (Ermüdungseffekt). Die CDRP in den Dränsystemen ist ähnlich dem 04.11.2002 relativ hoch, allen voran D4. Die Retentionsleistung und die Wirksamkeit der Verdünnung im Unterlauf des Länenbachs sind als gering zu bezeichnen.

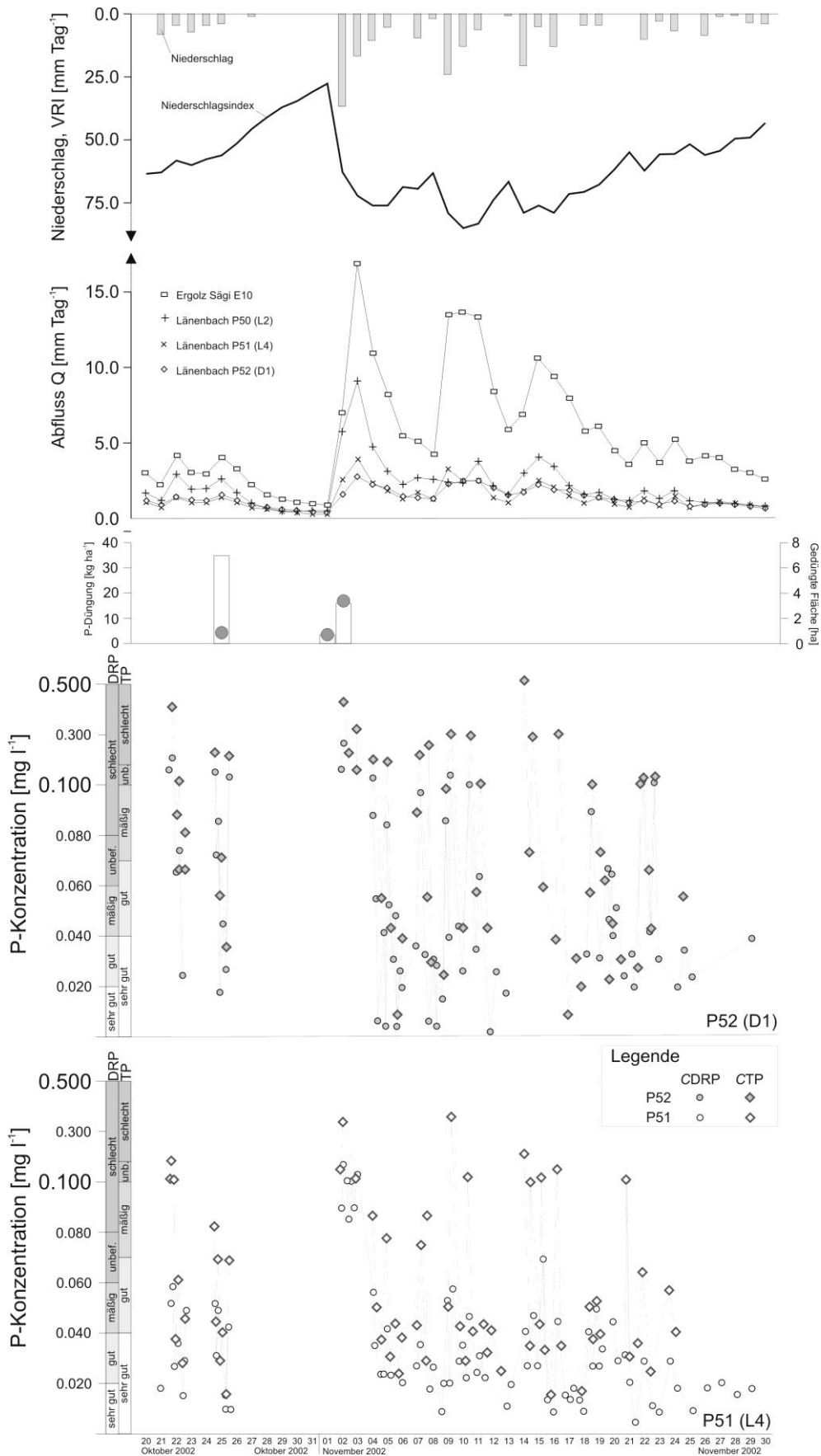


Abb. 4-28: Ganglinien von Niederschlag und Vorregenindex, Durchfluss für die Einzugsgebiete P50, P51, P52 und Ergolz, Düngemenge und gedüngte Fläche für das Einzugsgebiet P50 sowie Ganglinien von gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) für die Einzugsgebiete P51 und P52 im Zeitraum vom 20.10.2002 bis 30.11.2002 (Feuchtperiode)

- **Dynamik Gesamtphosphor (TP):** Entgegen der relativ einheitlichen Dynamik der DRP-Fraktion ist jene der TP komplexer und variabler. Ausgelöst durch den verstärkten Transport an partikulärem Phosphor (PP) während Niederschlags-Hochwasser-Ereignissen fluktuiert die CTP allgemein stärker als die CDRP. Einzig die mittlere CTP zeigt beim Bachsystem P51 ebenfalls Ermüdungseffekte. Die maximale CTP tritt bei der Einleitung erst beim Hochwasser mit der geringsten Abflussrate auf. Die relative Differenz zwischen P51 und P52 beträgt für HW1, HW2 und HW3 57.6 %, 86.2 % bzw. 41.8 %.

Tab. 4-11: Phosphorbilanzen ausgewählter Hochwassersequenzen der Einzugsgebiete P51 und P52 im November 2002

	02.11.2002 ^a		09.11.2002 ^b		14.11.2002 ^c	
Dauer [h]	75.0		30.4		27.2	
Niederschlag [mm]	66.6		24.0		24.8	
Niederschlagsintensität [mm h ⁻¹]	0.9		1.5		1.3	
Max. Niederschlagsint. [mm h ⁻¹]	8.4		9.0		7.2	
Vorregenindex [mm]	24.2		55.6		59.4	
Durchfluss (R) P50 [mm]	21.2		9.7		5.5	
R P50 [l s ⁻¹] ([mm h ⁻¹])	201.0 (0.282)		216.9 (0.320)		144.6 (0.203)	
R _{max} P50 [l s ⁻¹] ([mm h ⁻¹])	620.8 (0.870)		577.8 (0.810)		342.0 (0.479)	
	Bach (P51)	Drainage (P52)	Bach (P51)	Drainage (P52)	Bach (P51)	Drainage (P52)
Durchfluss (R) [mm]	7.8	9.7	3.5	4.0	2.7	3.2
R [l s ⁻¹] ([mm h ⁻¹])	25.5 (0.104)	23.1 (0.130)	27.3 (0.114)	23.0 (0.132)	24.4 (0.100)	20.9 (0.118)
R _{max} [l s ⁻¹] ([mm h ⁻¹])	50.6 (0.207)	54.6 (0.306)	68.2 (0.279)	68.0 (0.382)	35.0 (0.143)	41.1 (0.231)
<i>FSS</i> [kg mm ⁻¹ ha ⁻¹]	2.0	0.6	5.6	4.4	1.0	1.4
<i>CSS</i> [g l ⁻¹]	0.176	0.055	0.405	0.292	0.098	0.105
<i>CSS</i> _{max} [g l ⁻¹]	0.948	0.405	1.797	1.286	0.372	0.785
Hysteresetyp SS	GR-M-1	R-M-3	R-E-2	R-E-2	R-M-3	R-M-3
<i>FDRP</i> [g mm ⁻¹ ha ⁻¹]	0.8	1.5	0.4	0.9	0.3	0.7
<i>CDRP</i> [mg l ⁻¹]	0.080	0.128	0.038	0.067	0.033	0.062
<i>CDRP</i> _{max} [mg l ⁻¹]	0.171	0.266	0.057	0.139	0.069	0.112
Hysteresetyp DRP	GR-M-2	R-M-3	R-E-3	R-E-5	R-M-2	R-M-3
<i>FTP</i> [g mm ⁻¹ ha ⁻¹]	1.3	2.4	1.4	1.8	0.8	2.2
<i>CTP</i> [mg l ⁻¹]	0.125	0.217	0.112	0.130	0.081	0.194
<i>CTP</i> _{max} [mg l ⁻¹]	0.341	0.437	0.362	0.300	0.211	0.522
Hysteresetyp TP	R-M-3	GR-M-2	R-E-2	L-E-3	R-M-3	R-M-3

Bezugszeitraum: ^a 02.11.2002 08:05 bis 05.11.2002 11:05 ^b 09.11.2002 08:00 bis 10.11.2002 14:25 ^c 14.11.2002 11:00 bis 15.11.2002 14:10. Grau hinterlegt ist die Drainageeinleitung P52. Legende: R = Durchfluss, max = maximaler Wert, F = Fracht, C = Konzentration, SS = Schwebstoff, DRP = gelöster reaktiver Phosphor, TP = Gesamtphosphor.

4.4.1.3 Trockenperiode 2003

Das gesamte Jahr 2003 ist durch relativ geringe Niederschläge und hohe Temperaturen gekennzeichnet; Abb. 4-29 zeigt die Phosphordynamik in Abhängigkeit von Niederschlag, Durchfluss und Düngung. Im hydrologischen Halbjahr vom 01.05.2003 bis 30.11.2003 fallen 422 mm Niederschlag, in derselben Periode 2002 und 2004 dagegen 922.1 bzw. 612.4 mm. Die Niederschläge werden 2003 daher zum großen Teil im Gebiet zurückgehalten und die Durchflussscheitel fallen vergleichsweise gering aus. Die geringen Abflussmengen steigen von der Mikro- und Mesochore hin zu der Makrochore an: P51 32.7 mm, P52 17.4 mm, P50 16.0 mm und Ergolz-Ormalingen 85.3 mm. Die Einzugsgebiete Hemmikerbach und Dübach entwässern in diesem Zeitraum mit 89.6 und 32.5 mm. Die unterschiedlichen Abflussmengen ergeben sich vor allem durch die spezifische hydrogeologische Situation der Stationsumgebung (z.B. Gerinneuntergrund). P51 und P52 trocknet über mehrere Monate hinweg aus, im Gerinnebett von P51 wird jedoch durchgängig Abfluss

festgestellt. Bei P50 wird angenommen, dass sich aufgrund des unterirdischen Abflusses der Gesamtabfluss gerade in Trockenphasen massiv vom gemessenen Durchfluss unterscheidet.

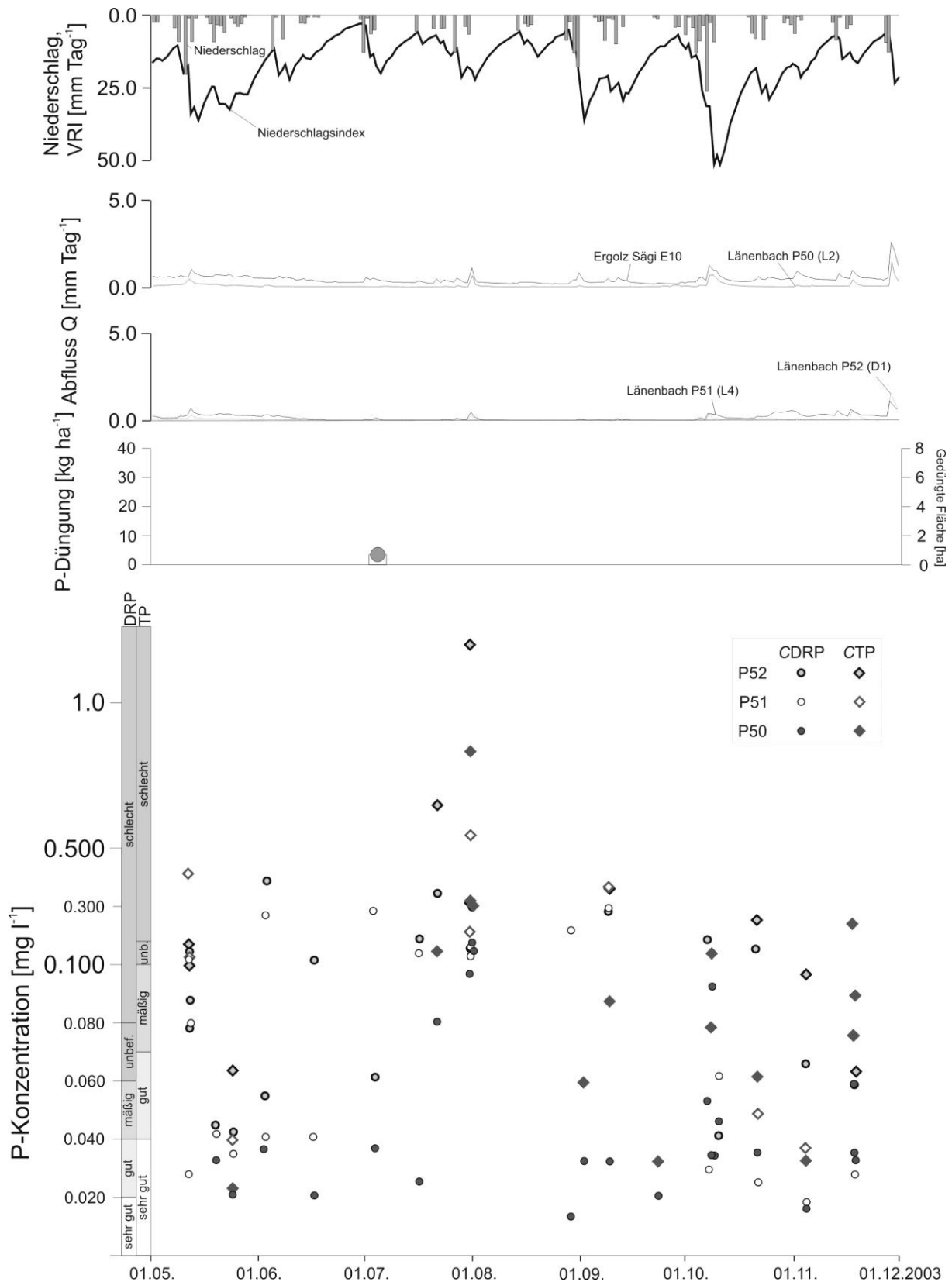


Abb. 4-29: Ganglinien von Niederschlag und Vorregenindex, Durchfluss für die Einzugsgebiete P50, P51, P52 und Ergolz, Düngemenge und gedüngte Fläche für das Einzugsgebiet P50 sowie Ganglinien von gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) für die Einzugsgebiete P51 und P52 im Zeitraum vom 20.10.2002 bis 30.11.2002 (Trockenperiode)

Die maximale CDRP und CTP werden mit 0.344 bzw. 1.199 mg l⁻¹ in der Einleitung P52 (D1) analysiert. Die CDRP am P51 entsprechen – aufgrund der Einleitungen im Oberlauf ausschließlich „schlechter“ Wasserqualität. Gerade unter diesen Voraussetzungen, geringer Durchfluss und hohe Konzentration im Mittel- und Oberlauf, erfolgt im Unterlauf eine deutliche Reduktion der CDRP. Nur die Hochwasserproben vom 30.07.2003 und 07.10.2003 sowie die Einzelprobe vom 21.07.2003 weisen auch im Unterlauf eine „unbefriedigende“ oder schlechtere Wasserqualität auf.

Tab. 4-12 verdeutlicht die gewonnenen Erkenntnisse, dass selbst während – oder gerade in – Trockenperioden ein sehr komplexes und variables System vorliegt und schwer von einer Skala auf die nächst höhere geschlossen werden kann. Das Hochwasser vom 30.07.2003 weist die höchsten flächen- und abflussgewichtete FSS bei P50 und P52 auf. Die CDRP und FDRP sind insbesondere im EZG P52 sehr hoch; CTP und FTP indessen in EZG P50 und P52. Dies spricht für den Transport von P-angereichertem Material infolge von Erosion der Uferwände, Mergelwege und Makroporen. Die Hysteresetypen variieren während der Trockenperiode wesentlich stärker, verstärkt kommt es unter derartigen Witterungsbedingungen zu linksdrehenden Elementen bei den Stoffschlaufen; das gilt insbesondere für DRP und TP.

Tab. 4-12: Phosphorbilanzen ausgewählter Hochwassersequenzen der Einzugsgebiete P50, P51 und P52 in der Trockenperiode 2003

	11.05.2003 [□]			30.07.2003 [‡]			17.11.2003 [◇]		
Dauer [h]	26.0			31.6			47.9		
Niederschlag [mm]	21.2			10.2			7.5		
Nied.-Intensität [mm h ⁻¹]	3.1			0.9			0.8		
Max. Nied.-Int. [mm h ⁻¹]	33.6			31.8			4.8		
Vorregenindex [mm]	17.6			17.4			15.4		
	P50	P51	P52	P50	P51	P52	P50	P51	P52
R [mm]	0.7	0.8	0.4	0.8	0.6	0.5	0.6	1.1	0.9
R [l s ⁻¹] ([mm h ⁻¹])	18.7 (0.026)	7.3 (0.030)	2.5 (0.014)	17.5 (0.025)	4.6 (0.019)	2.5 (0.015)	9.5 (0.013)	5.6 (0.023)	3.4 (0.019)
R _{MAX} [l s ⁻¹] ([mm h ⁻¹])	47.2 (0.066)	24.1 (0.099)	7.7 (0.043)	179.8 (0.252)	25.6 (0.105)	43.5 (0.244)	25.1 (0.035)	8.0 (0.033)	6.7 (0.038)
FSS [kg mm ⁻¹ ha ⁻¹]	–	3.8	3.2	4.0	1.1	4.0	0.1	–	–
CSS [g l ⁻¹]	–	0.185	0.188	0.102	0.041	0.041	0.008	–	–
CSS _{max} [g l ⁻¹]	–	4.178	4.955	2.161	2.950	2.848	0.146	–	–
Hysterese SS	–	GL-M-5	R-M-2	R-M-1	R-M-3	R-M-3	R-E-9	–	–
FDRP [g mm ⁻¹ ha ⁻¹]	–	1.0	1.0	1.6	0.9	2.6	0.3	–	–
CDRP [mg l ⁻¹]	–	0.063	0.091	0.143	0.065	0.234	0.031	–	–
CDRP _{max} [mg l ⁻¹]	–	0.113	0.144	0.165	0.223	0.365	0.059	–	–
Hysterese DRP	–	L-M-1	GL-M-7	L-M-3	L-M-1	R-M-3	R-E-10	–	–
FTP [g mm ⁻¹ ha ⁻¹]	–	1.6	1.2	5.2	1.3	4.2	0.8	–	–
CTP [mg l ⁻¹]	–	0.130	0.118	0.257	0.076	0.261	0.067	–	–
CTP _{max} [mg l ⁻¹]	–	0.411	0.172	1.325	0.547	1.853	0.242	–	–
Hysterese TP	–	GL-M-7	GR-M-3	L-M-3	GL-M-8	R-M-3	R-E-10	–	–

Bezugszeitraum: [□] 11.05.2003 15:55 bis 12.05.2003 17:55 [‡] 30.07.2003 23:20 bis 01.08.2003 06:55
[◇] 17.11.2003 01:00 bis 19.11.2003 00:55. Legende: R = Durchfluss, max = maximaler Wert, F = Fracht,
C = Konzentration, SS = Schwebstoff, DRP = gelöster reaktiver Phosphor, TP = Gesamtposphor.

In Tab. 4-13 werden die Stofffrachten beider Perioden, d.h. der Feucht- und Trockenperiode, gegenüber gestellt; zudem weist sie den Stofffrachtanteil der jeweiligen Periode an der Gesamtuntersuchung aus. Gerade in der Feuchtperiode zeigt sich hier über alle Stoffe und beide EZG ein ähnlicher Beitrag von ungefähr 23 bis 25 %. Variabler zeigt sich wiederum die Trockenperiode, bei allerdings geringen relativen Frachtanteilen. Der Trockenperiodenanteil des Schwebstoffexports ist bei P52 beinahe doppelt so hoch wie bei P51. Dagegen sind die Phosphorfrachtanteile bei letzterem deutlich höher.

Tab. 4-13: Schwebstoff- und Phosphorbilanzen unterschieden nach Feucht- und Trockenperiode

Einzugsgebiet	<i>FSS</i>		<i>FDRP</i>		<i>FTP</i>	
	P51	P52	P51	P52	P51	P52
Exportierte Fracht [SS: kg ha ⁻¹ ; P: g ha ⁻¹]	54.0	36.5	13.1	28.9	25.4	56.6
Anteil an Untersuchungsperiode [%]	24.7	23.3	24.4	23.3	24.2	23.8
Exportierte Fracht [SS: kg ha ⁻¹ ; P: g ha ⁻¹]	9.4	12.8	5.2	7.6	7.0	11.4
Anteil an Untersuchungsperiode [%]	4.3	8.2	9.7	6.1	6.6	4.8

Hellgrau = Feuchtperiode vom 20.10.2002 bis 30.11.2002; Weiß = Trockenperiode vom 01.05.2003 bis 30.11.2003.

5 Diskussion

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit wurden im vorangegangenen Kapitel vorgestellt, ohne den Brückenschlag zu vergleichbaren Arbeiten im In- und Ausland vorzunehmen. Das Kapitel „Diskussion“ hat den Vergleich mit ähnlichen Studien zum Ziel und stellt die Ergebnisse in den Kontext der landschaftsökologischen Skalen- und Systemhierarchie. Aufgrund der ungleichen Witterungsperioden werden die Resultate in einem eigenen Abschnitt unter dem Aspekt des allgemein angenommenen Klimawandels besprochen.

5.1 Prozessdynamik im Vergleich

Landschaftstheorien sind nicht nur interdisziplinär geprägt, sie entwickeln sich aus unterschiedlichen Disziplinen heraus. Eine Folge sind zum Teil unterschiedliche Thesen zu Prozessen und Dynamiken sowie – in der Fortsetzung – die Bevorzugung des „richtigen“ Landschaftsmodells (vgl. LESER ⁴1997; HAYGARTH et al. 2005a). Daher bestehen unzählige Landschaftsteilmodelle, die mehr oder weniger allgemein gültig oder übertragbar sind. Die resultierenden Aussagen repräsentieren zudem unterschiedliche Naturräume, Landnutzungstypen und -intensitäten und nicht zuletzt räumliche und zeitliche Skalen. Der Transport von Boden / Feststoff und Phosphor in Agrarökosystemen soll an folgenden – teilweise auch widersprüchlichen – Thesen illustriert werden:

- **Landschaftsstruktur:** Unterschiede im Stoffaustrag sind hauptsächlich im Vorliegen unterschiedlicher Landschafts(unter)typen begründet (LESER et al. 2002; UDAWATTA et al. 2004); die Landschaftsstruktur beeinflusst vor allem die hydrologischen Transportpfade und in Folge jene von Stoffen (DOUGHERTY et al. 2004). Hinsichtlich räumlicher und zeitlicher Reichweiten von geoökologischen Umlagerungsprozessen in der chorischen Dimension spielt die Flurstruktur (räumliche Verteilung von Ackerschlägen, Grünland, Wege- und Drainagenetz etc.) für die relevanten Starkregenereignisse eine große Rolle (SCHAUB 1998).
- **Klima und Atmosphäre:** Elementarereignisse prägen den Landschaftsstoffhaushalt des Feststoff- (z.B. SEILER 1983; SCHAUB 1998; BOARDMAN & POESEN 2006) und Phosphortransfers (z.B. SHARPLEY & REKOLAINEN 1997; PRASUHN & GRÜNIG 2001; Lazzaroto 2004; LAZZAROTO et al. 2005).
- **Oberflächenabfluss:** Die Prozesse Bodenerosion und Abschwemmung dominieren auf Ackerflächen (PRASUHN & GRÜNIG 2001) bzw. Grünlandarealen (BRAUN et al. 1994; PRASUHN & LAZZAROTTO 2005). Sättigungsoberflächenabfluss ist äußerst selten (PRASUHN 1991; SCHNEIDER 2006); zwei Drittel des exportierten Gesamtphosphors in Fließgewässern sind durch Oberflächenabfluss begründet (PIONKE et al. 1997).
- **Zwischenabfluss:** Phosphor im Oberflächengewässer hängt stark von P-Mobilisierung und P-Transportprozessen sowie Abflusscharakteristik ab (BEVEN et al. 2005); P-Konzentration im Oberflächengewässer und hydrologische Eigenschaften des korrespondierenden EZG unterscheiden sich (MCDOWELL & SHARPLEY 2001); hydrologische Prozesse prägen nicht nur den P-Transport sondern bestimmen auch die P-Mobilisierung (SCHNEIDER 2006). Der Feststoff- und Phosphortransfer in der Einzugsgebietsskala wird maßgeblich von Makroporen und der Interaktion mit der Bodenmatrix gesteuert (STAMM et al. 1998; WEILER 2002, SCHNEIDER 2006). Künstliche Drainagen verändern den Wasser-, Feststoff- und Phosphorhaushalt einer Raumeinheit – wie auch der folgenden – wesentlich (HARDY et al. 2000; WEISSHAIDINGER et al. 2005).

- **Boden:** Boden-P-Status korreliert mit dem P-Austrag (z.B. Leinweber et al. 2002); der DRP-Pool „hängt von pedogenen Faktoren ab und unterliegt einer starken zeitlichen Dynamik, die an die Landnutzung und den Bodenwasserhaushalt gekoppelt ist“ (SEEGER et al. 2005); überschreitet der Boden die spezifische P-Schwellenkonzentration, steigt das P-Auswaschungsrisiko stark an (McDowell & Sharpley 2001; FROSSARD et al. 2003).
- **Landnutzung und Düngung:** Die applizierte Düngemenge in einem Einzugsgebiet lässt keine Vorhersage der DRP-Konzentration im Fließgewässer zu (z.B. LAZAROTTO et al. 2005).
- **Gerinneprozesse:** Prozesse im Ufer / Gerinne und Gerinnesediment fungieren als raumzeitlich variierende Quellen und Speicher infolge von Ufer- und Gerinneerosion, Grundwassereinfluss, Wasser-Sediment-Interaktionen und biologischen Kreisläufen (MCDOWELL et al. 2001; JARVIE et al. 2005); Selbstreinigung ist vor allem im Frühjahr auf biologische Aufnahme zurückzuführen (MCDOWELL & SHARPLEY 2001); die längerfristige Dynamik aus Festlegung und Freisetzung im Gerinnebereich kann die Dynamik des Stoffeintrags durch Oberflächenabfluss überlagern (SCHAUB 1998).
- **Skalendynamik:** Die Boden- und Horizontmächtigkeiten entlang eines Hanges wirken sich auf die hydrologischen Transportpfade aus (NASH et al. 2002). Die wichtigsten Raumeinheiten für die Mobilisierung von Stoffen in Agrarökosystemen sind Profile und die Hangskala, Untersuchungen in diesen Skalen sind notwendig, um Fließpfade zu eruieren (HAYGARTH & JARVIS 1999; DILS & HEATHWAITE 1996); die Skalenabhängigkeit von Phosphor im Abfluss ist gering (CORNISH et al. 2002); die Skalendynamik (z.B. Ereignisskala versus Periode und langfristige Skala) ist für den Phosphortransport von großer Bedeutung (HAYGARTH et al. 2005a).

5.2 Wasserhaushalt

Der Gebietsabfluss reagiert sehr rasch auf Niederschläge, vor allem in ausgeprägten Trocken- und Feuchteperioden (vgl. Abb. 5-2 und Abb. 5-2). Die zugrunde liegenden, räumlich stark gegliederten und z.T. zeitlich variablen Faktoren sind im Tafeljura durch mehrere Studien belegt:

- (i) undurchlässige geologische Schichten bzw. Hangschuttdecken (VAVRUCH 1988; LESER et. al. 2002),
- (ii) stauende Böden (VAVRUCH 1988; SCHWER 1994),
- (iii) Oberflächenabfluss und künstliche Entwässerung von versiegelten Flächen, Strassen und Mergelwegen sowie Tiefenlinien (vgl. AMON 2001, WEISSHAIDINGER et al. 2005),
- (iv) verstärkter Zwischenabfluss über Makroporen und Trockenrisse (KOCH 2005) sowie Drainagesysteme (WEISSHAIDINGER et al. 2005, OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007).

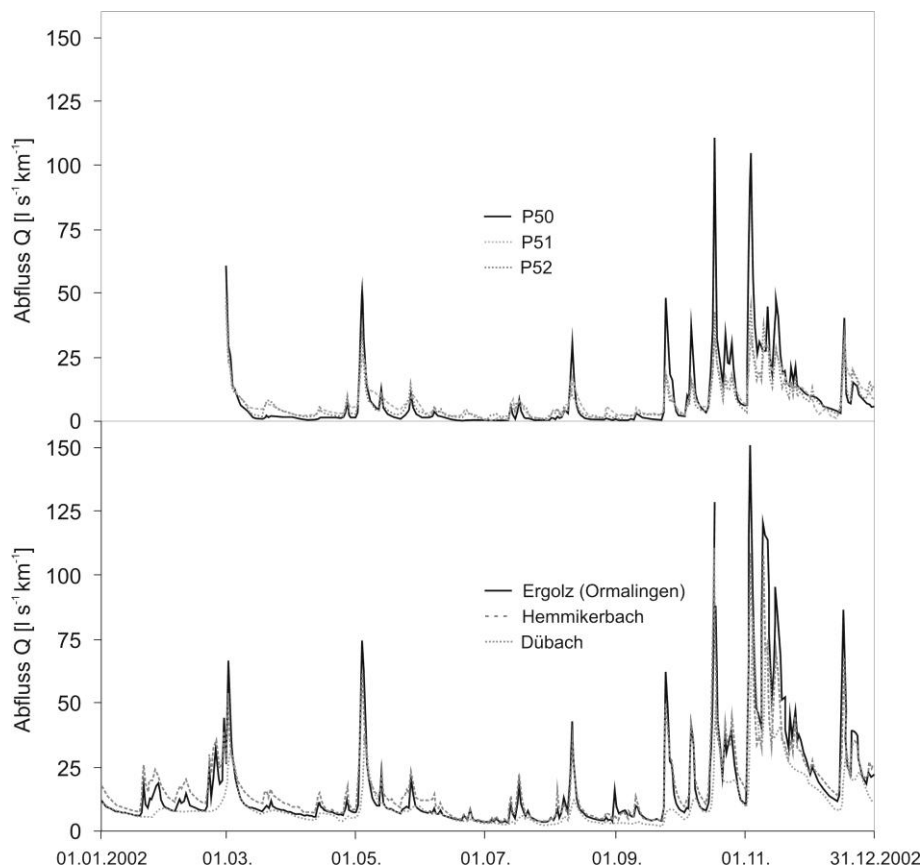


Abb. 5-1: Durchfluss 2002 der Einzugsgebiete P50, P51 und P52 sowie Dübach, Hemmikerbach und Ergolz (bei Ormalingen) (Datenquelle für Ergolz, Hemmikerbach und Dübach: BAFU)

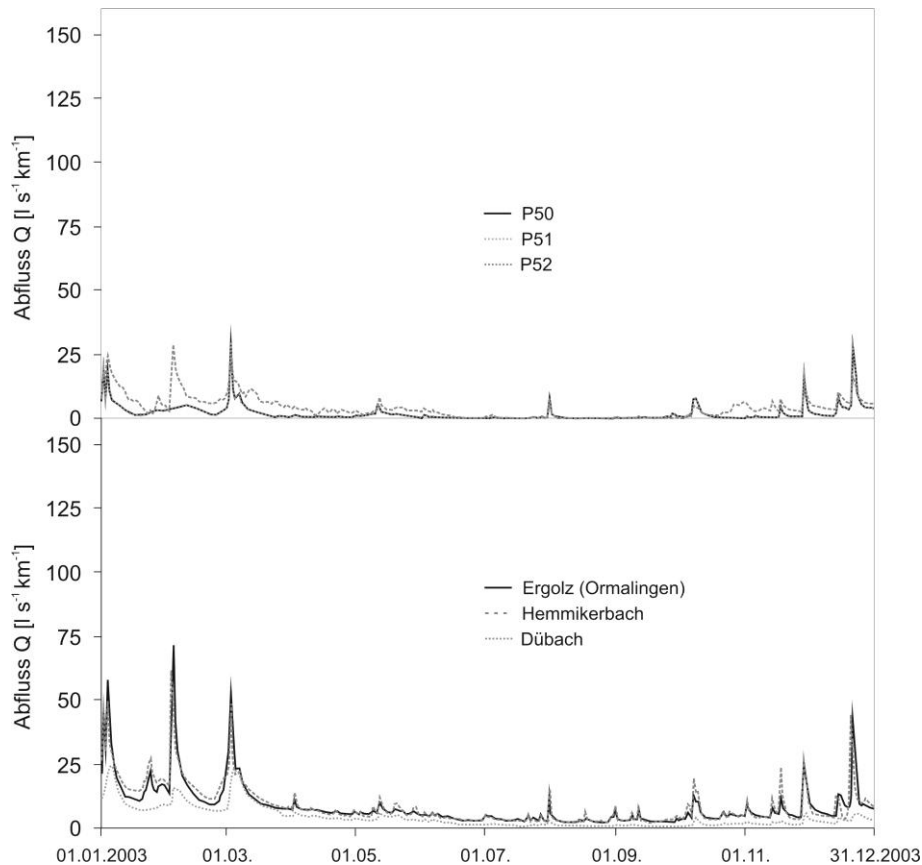


Abb. 5-2: Durchfluss 2003 der Einzugsgebiete P50, P51 und P52 sowie Dübach, Hemmikerbach und Ergolz (bei Ormalingen) (Datenquelle für Ergolz, Hemmikerbach und Dübach: BAFU)

Der Vergleich von 2002 und 2003 zeigt die hydrologischen Unterschiede zwischen der Feuchtperiode im Herbst 2002 und der Trockenperiode von Februar bis November 2003. In niederschlagsreichen Perioden liegt die Durchflussspende der meso- und makrochorischen EZG deutlich über jenen der mikrochorischen EZG. In der Trockenperiode sind die Abflussspenden in den höheren Skalen ebenfalls größer. Aufgrund der lokal wirkenden Konvektivniederschläge verzeichnen die Kleineinzugsgebiete weniger Peaks als im Vergleich die Ergolz bei Ormalingen. Das deutet – wie von SCHAUB (1998) für die chorische Dimension postuliert – darauf hin, dass bereits bei einer Einzugsgröße von rund 30 km^2 das räumlich heterogene Niederschlagsmuster dominiert. Unterschiede in der Ganglinie im Februar 2003 sind auf den räumlich begrenzten Prozess der Schneeschmelze zurückzuführen.

Durch die starke Strukturierung der Böden (Skelettanteile, Makroporen und Trockenrisse) ist die Infiltrationskapazität potenziell sehr hoch. Diese hohen Infiltrationsraten konnten in Untersuchungen von VAVRUCH (1988) und KOCH et al. (2005) experimentell bestätigt werden. Die Infiltrationsraten in den Bodensäulenexperimenten von MODESTI (2004) sind naturgemäß geringer, da die Versuche den Matrixfluss abbilden. Oberflächenabfluss in landwirtschaftlichen Flächen tritt im Zeitraum vom 01.01.2002 bis zum 30.06.2004 fast ausschließlich durch Fremdwassereinfluss – z.B. von Straßen – auf. VAVRUCH (1988) schätzt den Basisabfluss bei P50 in der Periode 1984 und 1985 auf rund 75 %. Der Basisabflussanteil am Gesamtabfluss im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 beträgt für die Einzugsgebiete P50, P51 und P52 65,0, 71,2 bzw. 69,0 %. Die Hochwasserereignisse (HW) weisen dagegen einen Anteil von 41,2, 48,7 und 42,1 % Basisabfluss auf. Bemerkenswert sind die hohen Basisabflussbeiträge während der Ereignisreihe im November 2002 (bis zu 80 %) sowie Phasen mit extrem geringem Basisabfluss, etwa Juli 2003. Hier beträgt der Basisabflussanteil nur 26,9 % (P50), 34,1 % (P51) und 39,8 % (P52). Der Abflussscheitelwert und die mittlere Abflussspende sind bei Hochwasserereignissen im künstlichen EZG P52 normalerweise höher als bei P51. Im EZG P51 münden zwei mittlere und einige kleine Drainagesysteme ein, das heißt, auch der Durchfluss bei P51 ist zu einem wesentlichen Teil auf Drainagewasser zurückzuführen. Schätzungsweise 3/5 bis 2/3 des Wassers welches P51 und P52 passiert, wird durch künstliche Maßnahmen entwässert. Das Drainagewasser verstärkt das Erosions- und Transportpotenzial im folgenden Gewässerabschnitt (vgl. KATTERFELD s.a.).

Der Vergleich der Hochwasser der Einzugsgebiete Ergolz-Ormalingen, Hemmikerbach, Dübach und Länenbach mit einem Abflussscheitelwert über 200 l s^{-1} am P50 unterstreicht die räumliche und zeitliche Variabilität während Niederschlags-Abflussereignissen. Die Akzentuierung der Abflussdynamikunterschiede ist grundlegend skaleninduziert (vgl. SCHNEIDER 2006) und vorwiegend auf die Unterschiede in der Landnutzung – hier vor allem auf die hydrologisch gesehene Verschiedenartigkeit von Wald, Grün- und Ackerland und versiegelten Flächen – und der Hydrogeologie zurückzuführen. Generell steigt die Abflussspende während Hochwasserereignissen von der Kleinst- zur Mitteleinzugsgebietsgröße an, bewirkt durch die: (i) Abnahme des Waldanteils und die damit verbundene Retention von Niederschlagswasser (Speicherung im Bodenkörper und Verlust durch Evapotranspiration), (ii) verstärkte Wirkung des schnellen Zwischenabflusses in den Hangschuttdecken, (iii) Erhöhung des Grades an versiegelten Flächen, (iv) Zunahme des Anteils der intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (vgl. SEILER 1983; STAUSS 1983; PRASUHN 1991). Die geringsten Abflussscheitelwerte liegen im EZG Dübach vor; der Länenbach reiht sich zwischen Dübach und Hemmikerbach ein. Nur zwei Hochwasserereignisse aus der Periode 01.01.2002 bis 30.06.2004 zählen zu den 20 größten HW von 1986 bis 2004. Das größte HW dieser Periode ereignet sich am 20.02.1999 und dominiert in sämtlichen Skalen. Die saisonale Verteilung der 20 größten Hochwässer wird vom Frühjahr dominiert (8 HW), gefolgt vom Winter (7 HW) und Herbst (5HW). Kein einziges großes Hochwasser konnte dagegen im Sommer aufgezeichnet werden. Dies stützt die hier postulierte These auch retrospektiv, dass die Sommerperioden hauptsächlich durch *Low Impact*-Hochwasserereignisse gekennzeichnet sind.

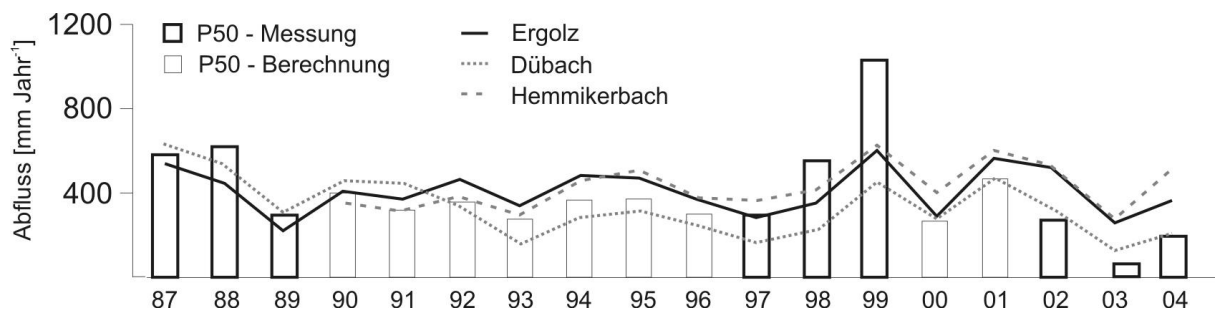


Abb. 5-3: Jährlicher Durchfluss der Einzugsgebiete P50 (Säulen), Ergolz-Ormalingen, Dübach und Hemmikerbach (Linien) im Zeitraum 1987 bis 2004 (Datenquellen: 1987-1989 und 1997-1999 PRASUHN [1991] bzw. HEBEL [2003]; Ergolz, Hemmikerbach und Dübach: BAFU)

Der oberirdische Abfluss am P50 im hydrologischen Jahr 1984 und 1985 beträgt 298.6 bzw. 327.1 mm (VAVRUCH 1988). Der Abfluss 1999 erscheint auch im Vergleich mit den anderen Einzugsgebieten unrealistisch hoch.

Die Trockenperiode 2003 wirkt sich zuerst auf die kleineren Skalen aus, einzelne Gerinneabschnitte fallen dann über lange Perioden trocken. Obwohl PRASUHN (1991) in der Periode 1987 bis 1990 ebenfalls trockene Jahre vermerkt, kommt es zwar zu einer „zeitweilig völligen Austrocknung“ des Riedmattbachs, der Länenbach dagegen führt immer Wasser – infolge der hydrologisch ausgleichenden Wirkung des Waldes. Es wird angenommen, dass in diesen Trockenphasen das Karstwasser des *Kais* ausreichend ist, um eine perennierende Quellschüttung zu gewährleisten. Zu diesen durch Trockenphasen geprägten Jahren unterscheidet sich die Trockenperiode 2003 grundlegend – mit weit reichenden Folgen. BUWAL, BWG & METEOSCHWEIZ 2004 weisen in diesem Zusammenhang auf die Versorgungsengpässe der Bevölkerung und Landwirtschaft mit (Trink-)Wasser im Kanton Basel-Landschaft als Folge der Trockenperiode 2003 hin. Der Landschaftswasserhaushalt ist im Tafeljura somit nicht nur für die Landwirtschaft, sondern auch für große Bevölkerungsteile von unmittelbarer Bedeutung.

5.3 Stoffhaushalt Boden / Sediment / Schwebstoff

Die Hauptquellen von Schwebstoff im Fliessgewässer resultieren aus der natürlichen Erosion, Bodenerosion, Ufer- und Sohlenerosion (vgl. LESER et al. 2002), zudem kann die Erosion in Makroporen und Trockenrisse und der Transport über Drainagen eine zusätzliche Quelle an Bodenpartikeln sein (HARDY et al. 2000). Von offiziellen Stellen werden Schwebstoffbelastungen meist in der makrochorischen und regionischen Skala beobachtet (für die Schweiz überblicksartig in SPREAFICO & WEINGARTNER [2005] zusammengefasst). Kleinere Skalen werden exemplarisch über einen kürzeren Zeitraum untersucht (z.B. PRASUHN 1991). Ein Grundproblem aller Einzugsgebietskalen ist die quantitative Unterscheidung der zahlreichen Quellen (BARSCH et al. 1998; SYMADER 1998). Bodenerosion wird im Tafeljura als ein wesentlicher Landschaftsprozess hinsichtlich Stoffverlagerung angesehen und intensiv untersucht (SEILER 1983; VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991; SCHWER 1994) sowie modelliert (DRÄYER 1996; HEBEL 2003; WEIBEL 2005). Dabei steht das Prozessgeschehen der topischen Dimension sehr stark im Vordergrund der Beobachtungen und Experimente. In einer ersten Studie zur Bodenerosion im Länenbachtal weist VAVRUCH (1988) schon auf den Prozess der „Bachbettausspülung“ hin. Der Autor misst der Gerinne- und Ufererosion jedoch wenig Bedeutung zu, vor allem darum, weil der Einzugsgebietsaustrag bei P50 rund 30 bis 60 % niedriger ist als der Bodenabtrag im Einzugsgebiet. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Gerinneprozesse wesentlich für den Landschaftshaushalt sind; sie übersteigen im untersuchten Zeitraum die Bodenumlagerungen im Einzugsgebiet. Eine genauere Bewertung der Gerinneprozesse im Länenbach wird die Dissertation von KATTERFELD (s.a.) ermöglichen.

5.3.1 Hangdimension

In Landschaftstypen wie etwa dem Tafeljura wird nur ein kleiner Teil des erodierten Materials in den Vorfluter eingetragen; der Grossteil sedimentiert in Geländemulden und Hangverflachungen. Diesen Schluss ziehen schon SEILER (1983), VAVRUCH (1988), PRASUHN (1991), SCHAUB (1998) und LESER et al. (2002). In der Flur Zil können mittelfristige Erosions- und Depositionsverhalten entlang einer Catena mittels Bodenproben nachgewiesen werden. Wie die Erosionsschadenskartierungen dieser Studie und vorhergehender Studien (zusammengefasst in OGERMANN et al. 2003) zeigen, ist diese Flur langfristig von Oberflächenabfluss und Erosionsschäden charakterisiert. Die Tiefenlinie bildet aufgrund der künstlichen Barriere einen Sedimentationsraum. Die Verteilung von organischem Kohlenstoff weist sehr deutlich auf Effekte der Erosion in Hangbereichen und Deposition in der Tiefenlinie hin (vgl. GREGORICH et al. 1998). In der Flur Zil wird in der Tiefenlinie über einen zirka 60-jährigen Zeitraum mindestens 1.2 m Bodenmaterial abgelagert, der einerseits durch Wasser- und Bearbeitungserosion aus dem Hangbereich und andererseits durch Talwegerosion aus dem oberhalb liegenden Bereich der Tiefenlinie resultiert. Die Vermutung, dass in einem Retentionsraum Phosphor angereichert wird (vgl. BLUME et al. 2002), konnte jedoch nicht bestätigt werden. LORDICK et al. (2005) kommen ebenfalls zu dem Resultat, dass sich TP nicht für die Erosionsinterpretation eignet, v.a. dann nicht, wenn „der Boden eine geogen bedingte Schichtung unterschiedlich hoher Phosphatkonzentrationen aufweist“. Höhere Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor im A-Horizont des Bodens sind auf P-Anreicherung infolge Düngung zurückzuführen. Mit zunehmender Tiefe sinkt der BAP-Gehalt, steigt jedoch im Übergang vom Boden zum Gestein sehr stark an. Diese Konzentrationssprünge im Tiefenverlauf wurden auch von SCHWER (1994) auf einem rund 300 Meter entfernten Standort für gelöste Stoffe beschrieben.

5.3.2 Einzugsgebietsdimension

WALLING & ZHANG (2004) führen als zwei wesentliche Informationen für die Bestimmung von Quellflächen einerseits das grundsätzliche Erosionsrisiko und andererseits das Transferpotenzial von einmal mobilisierten Bodenpartikeln ins Fliessgewässer (= Anbindung oder *connectivity*) an. Im Zeitraum vom 01.01.2002 bis zum 30.06.2004 werden nur wenige kleine und ein mittleres Bodenerosionsereignis auf Ackerflächen beobachtet, die zudem entweder auf dem Entstehungs- oder Nachbarfeld sedimentieren. Die exemplarische Catena in der Flur Zil zeigt aber sehr deutlich, dass mittelfristige Erosions- und Depositionsverhalten von Hang- und Muldenlagen. Die

Wassererosionsraten sind im Untersuchungsgebiet Länenbachtal eingehend untersucht (vgl. LESER et al. 2002) und liegen durchschnittlich unter den VBBo-Richtwerten für maximal zulässigen Bodenabtrag (vgl. SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT 1998). Die Auswirkungen der sog. Bearbeitungserosion (*tillage erosion*) können bisher nicht quantifiziert werden, weder im Untersuchungsgebiet noch für andere Ackerbaugenden der Schweiz. Laut neueren Studien (z.B. VAN OOST & GOVERS 2006) kann die Bearbeitungserosion bis über $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ betragen – abhängig von Topographie, Bearbeitungsrichtung, -geschwindigkeit und -tiefe sowie den bei der Bearbeitung vorliegenden Bodenbedingungen – und damit die Wassererosionsraten übersteigen. Dieser bisher nicht quantifizierte Bodenerosionsprozess könnte einen wesentlichen Teil des akkumulierten Bodens in der Talmulde erklären.

Als wichtiger Transportpfad und zudem Erosionsquelle stellten sich die Mergelwege heraus, die teilweise über eine künstliche Entwässerung verfügen oder als hydrologische Leitlinien zur Vorflut dienen. Mehrere Studien (z.B. FROELICH 1995) zeigen, dass Forst- und Landwirtschaftswege einen wesentlichen Teil des im Oberflächengewässer transportierten Schwebstoffs erklären können. Derartige Einflüsse werden im vorliegenden Untersuchungsgebiet v.a. bei ausgiebigen Niederschlagsereignissen beobachtet und kartiert (vgl. dazu auch UDAWATTA et al. 2004). Die quantitativen Auswirkungen scheinen in der Mikrochore ausgeprägter zu sein als in der Mesochoire. Aufgrund der Topographie queren in der Mikrochore wesentlich mehr Mergel- und Feldwege den Länenbach als im Gesamteinzugsgebiet. In letzterem liegen durchschnittlich mehr höhenlinienorientierte Weganlagen vor, die eher zur lokalen Sedimentation führen. ROHR (1991) schätzt auf Grundlage der Erosionsschadenskartierung für das Einzugsgebiet Surberg-Wiler eine 78 %-ige Anbindung von Erosionsschäden an den Vorfluter durch die Wassersammler und die Kanalisation. Zwar kann durch die Oberflächenwasserabführung Bodenerosion reduziert werden, der Stoffeintrag in den Vorfluter – v. a. über die Ton- und Schlufffraktion – wird allerdings stark erhöht; zudem werden höhere Abflussspitzen beobachtet. GRUSZOWSKI et al. (2003) schätzen den Einfluss der Strassen und Wege als Sedimentquelle und Transportpfad auf 30 %. Für das Länenbachtal kann keine genaue Zahl festgelegt werden, jedoch scheint der Beitrag aus Mergel- und Feldwegen in der Mikrochore über der Schätzung von GRUSZOWSKI et al. (2003) zu liegen; in den höheren Skalen nimmt der Einfluss dieser Quellen wahrscheinlich ab. In der Mesochoire besteht eine starke Beziehung von Schwebstoffaustrag und maximalem Durchfluss. Es können damit rund 90 % des Austrags erklärt werden. Dies wird als ein Indiz dafür genommen, dass die Gerinneerosionsprozesse bei den untersuchten Hochwasserereignissen die dominante Prozessgruppe sind. Der Feststofftransport im Fliessgewässer kann daher nicht direkt auf erosive Vorgänge in der Fläche zurückgeführt werden. Prozesse der Ufererosion und der Remobilisierung von Gerinnesediment sind bei Überschreitung eines variablen Abflussschwellenwertes beteiligt. Die Annahme, dass ein direkter Zusammenhang zwischen der Jahresfracht und dem Schwebstoffaustrag des Gesamtgebietes für das Länenbachtal besteht, ist schwierig, wenn nicht sogar unmöglich.

5.3.3 Mittelfristiger Feststoffaustrag

Die Einzugsgebietsmessungen zeigen, dass der durchschnittliche, auf die Ackerflächen des Gebietes umgelegte Schwebstoffaustrag bei den hier untersuchten Einzugsgebieten unter dem von der VBBo geforderten Richtwert für zulässigen Bodenabtrag von Ackerschlägen liegt. Jedoch lassen sich solche Erosionsraten höchstens in ackerbaudominierten Einzugsgebieten direkt aus den Austragsmessungen am Pegel ableiten. Der mittelfristige Vergleich der Schwebstofffracht am P50 zeigt eine beträchtliche Variabilität zwischen den Untersuchungsperioden (Abb. 5-4). Die durchschnittliche Schwebstofffracht von 2002 bis 2004 ist – verglichen mit jener von 1997 bis 1999 – aufgrund der geringen Niederschläge relativ niedrig. Neben der zeitlichen Variabilität wird eine beträchtliche räumliche Heterogenität im einzugsgebietsinternen Vergleich mit den Pegeln P51 und P52 deutlich. Wie die ereignisbezogenen Kartierungen und Stoffbilanzen zeigen, steigt die Schwebstofffracht auf Grund von Gerinneerosionsprozessen – besonders der Seitenerosion – zum Gebietsauslass P50 stark an. Das verlagerte Ufermaterial führt zu der für das Gebiet hohen partikulären Phosphorfracht. Die Schwebstoffquellen für das nordöstliche Teileinzugsgebiet P51 sind hauptsächlich Erosion von Mergelwegen im oberen und Tiefenerosion des Vorfluters im mittleren und unteren Gewässerabschnitt. Insbesondere die Tiefenerosion liefert relativ phosphorarmes Sediment und führt

zu einem eher geringen Anteil an partikulärem Phosphor. Zudem führen starke Siedlungseinflüsse zu einem sehr hohen Anteil an gelöstem reaktivem Phosphor.

Die linearen Erosionsschäden überwiegen im Untersuchungsgebiet deutlich; PRASUHN (1991) quantifizierte sie mit 95 % aller Erosionsschäden im Zeitraum 1987 bis 1990. Bezeichnend für den Landschaftsraum Tafeljura ist zudem, dass es sich in 85 % der Fälle nicht um die klassische Rillenerosion handelt, sondern um Sonderformen (PRASUHN ib.; OGERMANN et al. 2003). Als Sonderformen sind hauptsächlich Hangwasseraustritt, Fremdwassereinbruch (z.B. von Strassen und Mergelwegen) sowie Oberflächenabfluss in Geländemulden (Talwegerosion), Fahrspuren in der Falllinie und Ackerrand- und Anbaufurchen anzuführen. Die Erosionsschadenskartierungen im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004 bestätigen – bei nur wenigen Erosionsereignissen – den hohen Anteil an Sonderformen (v.a. Fremdwassereinbruch).

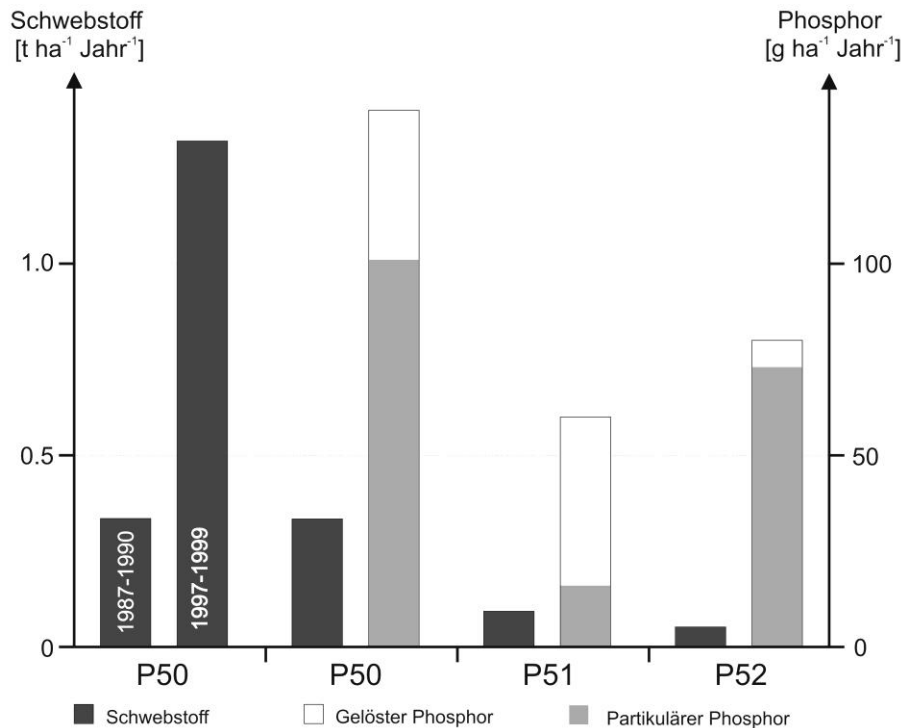


Abb. 5-4: Durchschnittliche jährliche Stofffrachten im Einzugsgebiet P50 und in den Teileinzugsgebieten P51 und P52 im Zeitraum vom 01.03.2002 bis zum 30.06.2004 (aus: OGERMANN et al. 2006)

Datengrundlage P50 der Vergleichszeiträume 1987-1990 und 1997-1999 aus PRASUHN (1991) bzw. HEBEL (2003). Die Schwebstofffracht des drainierten Teileinzugsgebiets P52 ist verglichen mit den anderen Einzugsgebieten geringer, da Tiefen- und Seitenerosion hier ausgeschlossen werden können (Drainagerohre). Wie die Erosionsschadenskartierungen aber zeigen, wird Sediment aus Erosion von Mergelwegen und seltener Talwegerosion über Einlaufschächte in die Drainagesammelleiter transportiert. Der sehr hohe Anteil an partikulärem Phosphor bestätigt zudem die Annahme, dass Oberbodenmaterial über Makroporen (v.a. Trockenrisse) über die Drainagerohre transportiert wird.

Bodenerosion ist nicht ein Problem, das das gesamte Einzugsgebiet betrifft, vielmehr sind es zwei bis drei *hot spots*, die kontinuierlich geschädigt werden. Einige der in VAVRUCH (1988) oder PRASUHN (1991) angeführten Risikoflächen konnten durch Änderungen der Landnutzung oder Flurstruktur sehr gut oder zum Teil entschärft werden. Seit 1984 ist eine deutliche Abkehr vom Ackerbau hin zur Grünlandnutzung ersichtlich. Gleichzeitig ist eine Reduzierung des Maisanbaus und eine Erhöhung des Zwischenfruchtanbaus zu verzeichnen. Aufgrund dieser Nutzungsänderungen nahmen laut M. FISCHER (2002) die mittels der USLE berechneten Bodenabtragsraten einerseits für den Grossteil der Ackerschläge und andererseits für das gesamte Einzugsgebiet deutlich ab – trotz der höheren Niederschlagserosivität während der Periode 1998-2001.

5.4 Phosphor

Das in einem Einzugsgebiet aufgenommene räumliche und zeitliche Muster des P-Transfers fassen JORDAN et al. (2005b) als Ergebnis der Ereignismobilisierung und der Änderung durch variable Bindungs- und Retentionskapazitäten der Böden, der Remobilisierung in Gerinnen, der Lösung von P-gesättigten Gerinne- und Seesedimenten, biologischen Kreisläufen im Oberflächengewässer und P-Austrag von „ländlichen Punktquellen“ zusammen (vgl. dazu auch SHARPLEY & REKOLAINEN 1997; REKOLAINEN et al. 2006). Viele Studien heben die Wichtigkeit von Niederschlags-Abfluss-Ereignissen im P-Transfer hervor. Die vorliegende Arbeit zeigt, dass „Ereignisse“ für einen großen Teil der ausgetragenen Phosphorfracht verantwortlich sind, die Phasen und Perioden zwischen Ereignissen aber wesentlich zur Gesamtbilanz beitragen können. JORDAN et al. (2005b) verwenden für beide Prozessgruppen die treffenden Bezeichnungen „akut“ für Ereignisse und „chronisch“ für ökologisch sensible Situationen und Nicht-Ereignisperioden.

5.4.1 Stoffbilanzen und Ereignisdynamik

Die Ergebnisse des relativ unbelasteten Einzugsgebiets L13 zeigen eine an der Bestimmungsgrenze liegende Hintergrundkonzentration, die – bis auf eine Ausnahme (23.09.2002) – immer einer „sehr guten“ oder „guten“ Wasserqualität laut BUWAL (2004) gleichkommt. Die gemessenen Hintergrundkonzentrationen entsprechen anderen Studien im Raum Basel (z.B. BUD 1998). Der Vergleich zwischen Ereignis- und Nicht-Ereignis-Austrag zeigt für P51 und P52 deutlich auf, dass in Nicht-Ereignisperioden mehr DRP aus dem Einzugsgebiet austragen als in Ereignisperioden (vgl. JORDAN et al. 2005b). Der DRP-Anteil während Nicht-Ereignisperioden am Gesamtaustrag beträgt im Zeitraum 2002 bis 2004 für P50, P51 und P52 rund 45, 74 bzw. 53 %. Halten sich am P50 und P52 beide Dynamiken die Waage, so dominiert im EZG P51 deutlich die Trockenwetterdynamik. Bezeichnend ist, dass 2003 der Anteil am P51 auf 87 % steigt, der am P52 dagegen auf 39 % fällt. Die DRP- und TP-Fracht ist im Ereignisfall sowie meist auch im Nicht-Ereignisfall am P52 durchschnittlich rund doppelt so hoch als am P51. Die mittlere DRP-Konzentration der einzelnen Hochwasser am P52 liegt dabei fast immer über dem angestrebten Wert von 0.04 mg l^{-1} , häufig über 0.1 mg l^{-1} . Nur die den Trockenwetterabfluss repräsentierenden Schöpfprobennahmen zeigen für das Jahr 2003 eine umgekehrte Dynamik: P51 trägt mehr DRP aus als P52. Der Vergleich in Tab. 5-1 zeigt sehr deutlich, dass die Phosphorfrachten im UG Länenbachtal wesentlich geringer ausfallen als in den Vergleichsgebieten.

Tab. 5-1: Vergleich von Phosphorbilanzen im Raum Basel und der Schweiz

Gebiet	Fläche km ²	Jahr	SS	TP kg ha ⁻¹	DRP Jahr ⁻¹	Quelle
Länenbach P50	2.6	2002	609	0.200	0.049 / 0.089	Eigene Erhebungen
		2003	92	0.043	0.014 / 0.017	
		2004 [#]	80	0.083	0.017 / 0.039	
Länenbach P51	0.9	2002	123	0.065	0.034 / 0.081	Eigene Erhebungen
		2003	43	0.021	0.011 / 0.086	
		2004 [#]	53	0.018	0.008 / 0.034	
Drainagesystem P52	0.6	2002	108	0.138	0.075 / 0.170	Eigene Erhebungen
		2003	36	0.044	0.023 / 0.038	
		2004 [#]	13	0.056	0.026 / 0.054	
Schneckenbach	3.2	2002	-	2.70	0.53	Schneider (2006)
		2003	-	1.41	0.26	
		2004 [*]	-	1.26	0.30	
Schöpfbach	3.1	2002	-	2.00	0.36	Schneider (2006)
		2003	-	1.18	0.14	
		2004 [*]	-	0.36	0.04	
Greuelbach	2.6	div.	-	1.01	0.21 [*]	Schärer et al. (2006)
Lippenrüttibach	3.3	div.	-	4.15	0.93 [*]	
Meienbach	1.2	div.	-	3.42	0.42 [*]	
Höhibach	1.7	div.	-	0.75	0.19 [*]	
Mülibach	1.9	div.	-	2.29	0.30 [*]	
Spittlisbach	3.8	div.	-	2.20	0.43	Schärer et al. (2006)

‡ = Auf das hydrologische Jahr bezogen. ◊ = Basierend auf einer Berechnung anhand Messung einzelner HW und einer Beziehung von Schwebstoffgehalt und Hochwassertyp (vgl. Vavruch 1988). # = 01.01.2004 bis 30.06.2004. * = 01.03.2004 bis 30.06.2004. * = entspricht dem gesamten gelösten Phosphor. - = nicht erhoben. Legende: SS = Schwebstoff, TP = Gesamtphosphor, DRP = gelöster reaktiver Phosphor.

Die P-Mobilisierung ist der chemische, physikalische und biologische bzw. biochemische Transfer von Phosphor aus Quellen des Boden-Pflanzen-Systems durch Matrix-, Makroporen- und Oberflächenabfluss (DOUGHERTY et al. 2004). HAYGARTH & JARVIS (1999) weisen die Mobilisierung durch Starkereignisse als eigenen Mobilisierungstyp aus, da chemische wie physikalische Prozesse beitragen. GELBRECHT et al. (2004) begründen den Grossteil der DRP-Variabilität während Hochwasserwellen durch die P-Sorptionskapazität der Böden, den Gehalt an wasserlöslichem P, die Düngezeitpunkte vorher und die aktuelle Vegetation. Diese systemimmanenten Prozessfaktoren führen zu beträchtlicher raum-zeitlicher Variabilität beim Austrag von DRP und – schwächer – SS und PP. In Abb. 5-5 wird dies in Form einer generalisierten Hochwasserwelle für den P50 dargestellt.

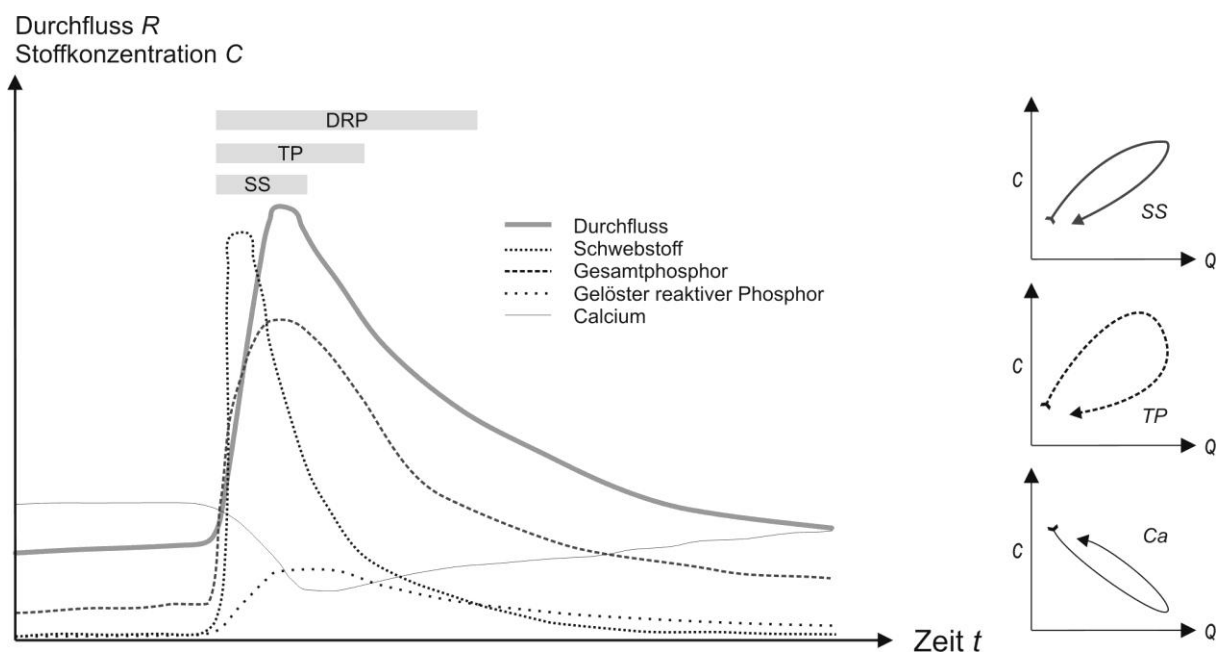


Abb. 5-5: Generalisierte Ganglinien von Schwebstoff (SS), Gesamtphosphor (TP) und gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Calcium (Ca) im Vergleich zum Durchfluss eines Hochwasserereignisses im Einzugsgebiet P50 und korrespondierende Stoffschlaufen (rechts)

Die Abbildung zeigt die unterschiedliche Zusammensetzung der Schwebstoffe in einer Hochwasserwelle und die von dem Durchflussscheitel zeitlich versetzten Peaks der Stoffgehalte. Die höchste Schwebstoffbelastung tritt meist schon vor, der höchste Gesamtphosphorgehalt kurz vor bis nach dem Durchflussscheitel auf. Die durchschnittlichen Eintrittsbereiche des SS-, TP- und DRP-Peaks bezogen auf den Scheitelabfluss werden mit grauen Balken dargestellt (vgl. dazu auch PRASUHN 1991; POMMEL & DORIOZ 1997). PRASUHN (1991) ermittelte in seiner vierjährigen Untersuchungsperiode folgenden Konzentrationsverlauf: CSS ist abflussabhängig; CTP verläuft ähnlich der Abflusskurve, wobei bis zum Hochwasserscheitel 80 % davon partikulärer Phosphor (PP) ist, der in der Retentionsphase deutlich abnimmt. Hingegen steigen das Orthophosphat (DRP) und das gesamte gelöste P (DP) erst im Scheitelbereich stark an und bleiben länger auf dem Konzentrationsniveau. Prasuhn vermutet eine Auswaschung des DRP ähnlich der des Nitrats. Zudem weist er auf den starken Zusammenhang zwischen CSS und CTP bzw. CPP hin (PRASUHN 1991). Eine ähnliche Dynamik stellen LAZAROTTO et al. (2005) im Untersuchungsgebiet Kleine Aa fest: einen einhergehenden Anstieg von R und CDRP, meist mit einer CDRPmax kurz nach R_{max} . Die Autoren führen dies auf eine mögliche Sorption von Phosphat an Bodenpartikeln in der Initialphase der Hochwasserkonzentrationsphase zurück. In diesem Zusammenhang weisen PACINI & GÄCHTER (1999) im selben Untersuchungsgebiet auf den Eintritt des CSS- und CPP-Peak vor dem Hochwasserscheitel hin. Im Einzugsgebiet Kleine Aa werden bei großen ($> 1 \text{ mm h}^{-1}$) und kleinen ($0.05 - 1 \text{ mm h}^{-1}$) Hochwasser CDRP von 0.3 bis 2.0 mg l^{-1} bzw. bis 0.3 mg l^{-1} gemessen (LAZAROTTO et al. 2005). Diverse Studien (z.B. HEATHWAITE 1997) führen bei herbstlichen Niederschlagsereignissen höhere DRP-Anteile am Gesamt-P- an (87 bis 99 %).

Die physikalische Mobilisierung ist abhängig von der Energie des Regentropfenimpakts oder des Oberflächenabflusses (AUERSWALD 1998), wobei hinsichtlich Phosphortransfer nicht nur die erodierte Menge an Boden, sondern auch der Phosphorgehalt des transportierten Materials von Bedeutung ist (HAYGARTH & JARVIS 1999). Präferentiell werden kleinere Bodenpartikel mit einer verhältnismäßig großen Oberfläche und potenziell höherem P-Gehalt mobilisiert und transportiert; das Erosionsmaterial weist dadurch eine verglichen mit dem Quellboden höhere P-Konzentration auf (= *enrichment ratio*) (WILKE & SCHAUB 1996; QUINTON et al. 2001). Typische Anreicherungsverhältnisse liegen zwischen 1 und 2; für die Schweiz wurden in einer Studie von WILKE & SCHAUB (1996) Verhältnisse von 1 bis 1.76 in der Plot-, Feld- und Hangskala festgestellt. QUINTON et al. (2001) beobachteten bei Plotstudien relativ hohe P-Verluste bei eher kleinen Niederschlags-Abfluss-Ereignissen. Die Autoren führen diesen Effekt auf die Mobilisierung von feinen Tonpartikeln mit hohem P-Gehalt während kleinen Ereignissen zurück. Eine ähnliche Dynamik stellten auch WALL et al. (1996) für die Einzugsgebietskala fest (vgl. auch STEEGEN et al. 2001). In allen drei EZG weisen kleine Hochwasserereignisse mit kleinen *FSS* eine relativ hohe TP-Anreicherung auf. Dieser Effekt ist zum einen auf die beschriebenen Anreicherungsprozesse vor allem kleiner Bodenpartikel – die bei kleineren Ereignissen dominieren – zurückzuführen. Zum anderen kann im individuellen Fall auch der DRP-Anteil der kleineren Ereignisse hoch sein, wobei kein genereller Zusammenhang vorliegt. Die Ergebnisse zeigen, dass eine hohe P-Anreicherung meist in den Feuchtperioden sowie bei einzelnen Konvektivereignissen auftritt. Eine geringe P-Anreicherung wird vor allem in den Trockenperioden festgestellt. Der Schwebstoff in der Drainageeinleitung P52 ist wesentlich P-angereicherter als am P51. Neben den Einflüssen der Mergel- und Feldwege sowie Strassen dürfte vor allem der Makroporenttransport für feine, P-angereicherte Bodenpartikel verantwortlich sein. HARDY et al. (2000) bestätigen die Anreicherung von Sedimenten mit Nährstoffen und Pestiziden in Drainagewasser; in Untersuchungen von SIMARD et al. (2002) ist der Drainageabfluss ebenfalls stärker P-angereichert. Laut REKOLAINEN et al. (2006) ist ein wesentlicher Teil des so abgeführten PP ebenfalls bioverfügbar, womit eine räumlich und zeitlich direkte Eutrophierungsgefahr der anschließenden Ökosysteme besteht. JORDAN et al. (2005b) stellen in mit tonreichen Böden ausgestatteten Einzugsgebieten in Irland ebenfalls einen Anstieg von *FTP* in den höheren Skalen fest. Die flächengewichteten Austräge dort sind jedoch wesentlich höher, verglichen mit jenen des Länenbachtals. Sinkt infolge einer reduzierten Bodenerosion der P-Eintrag ins Oberflächengewässersystem, führt das laut AUERSWALD & WEIGAND (1999) nicht zu einer sofortigen CP-Reduktion im Gewässer, es kann eine zeitlich „erhebliche“ Reaktionsverzögerung auftreten.

Ausgehend von dem in den Ergebnissen dargestellten Energie-Impakt-Modell und diverser Literaturhinweise, werden in Abb. 5-6 die Auswirkungen von *Low Energy-High Impact*-, *Low Energy-Low Impact*- und *High Energy-Low Impact*-Ereignisse dargestellt.

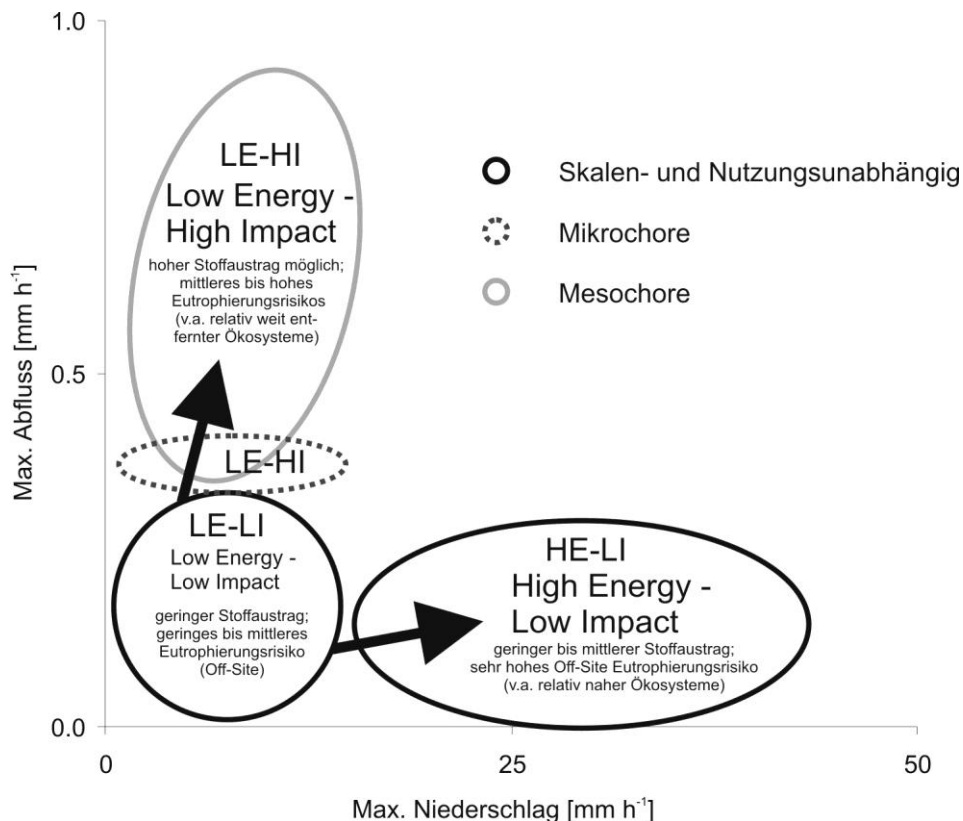


Abb. 5-6: Energie-Impakt-Modell der Niederschlags-Abflussereignisse für die mikro- und mesochorische Dimension

Die Auswirkungen sind trotz der offensichtlichen hydrologischen Skalenunterschiede in der Mikro- und Mesochores ähnlich; die Prozesse des jeweiligen Systems und der Skala sind jedoch verschieden.

Low Energy-Low Impact-Ereignisse (LE-LI): LE-LI-Ereignisse weisen einen geringen maximalen Niederschlag und niedrigen maximalen Abfluss auf. Die Folge sind meist nur geringe bis mittlere Stoffkonzentrationen und -frachten. Bemerkenswert ist die teilweise hohe bis sehr hohe P-Anreicherung an Schwebstoffen, die hier mit zwei Thesen begründet wird:

- These 1: Die vorwiegenden kleinen Bodenpartikel, die aus dem Einzugsgebiet oder dem Gerinne (re-) mobilisiert werden, sind aufgrund der großen spezifischen Oberfläche P-angereichert (vgl. WALL et al. 1996);
- These 2: In der vorhergehenden Nicht-Ereignis-Periode wird im Gerinnesediment mehr oder weniger P ausgefällt oder adsorbiert und selbst bei geringen Abflüssen remobilisiert.

Die Auswirkungen des Niederschlags auf Abfluss und Stoffdynamik sind relativ skalenunabhängig. Das Eutrophierungsrisiko ist gering bis mäßig.

High Energy-Low Impact-Ereignisse (HE-LI): Die Abflussdynamik ist in der Mikro- und Mesochores ebenfalls sehr ähnlich; die künstlich entwässerten Einzugsgebiete resultieren in höheren Scheitelabflusswerten. Die Bedeutung des Oberflächen- und schnellen Zwischenabflusses ist hier besonders hoch und die Komponenten langsamer Zwischen- und Basisabfluss sind stark eingeschränkt. HE-LI-Ereignisse wirken sich meist in sehr hohen Stoffkonzentrationen und einer ebenfalls hohen P-Anreicherung am Schwebstoff aus (vgl. LE-LI-Ereignisse). TURNER & HAYGARTH (2003) kommen zum Schluss, dass bei raschem Befeuchten des Bodens (Niederschlag, Bewässerung) nach langen Trockenperioden die Menge an wasserlöslichem Phosphor im Boden stark erhöht ist. Die Autoren vermuten die direkte Freisetzung von Phosphor aus der mikrobiellen Biomasse, ausgelöst durch einen osmotischen Schock und die Zellerstörung bei schneller „Rehydratation“ nach trockenem

Perioden. Der größte Teil des gelösten P wird dabei in organischer Form ausgetragen. Das Eutrophierungsrisiko von HE-LI steigt aufgrund der meist nur lokal und regional höheren Niederschläge vor allem in relativ nahen Ökosystemen.

Low Energy-High Impact-Ereignisse (LE-HI): Die Abflussdynamik der Mikrochore unterscheidet sich bei diesem Typus völlig von jener der Mesochore (vgl. Abb. 5-6): Durch die „langsamen“ Abflusskomponenten sind die Scheitelwerte in der Mesochore wesentlich höher. HE-LI-Ereignisse wirken sich meist in mäßigen Stoffkonzentrationen, aber sehr hohen Stofffrachten aus; die P-Anreicherung des Schwebstoffs ist nicht besonders hoch. Das Eutrophierungsrisiko kann durch die hohe Abflussenergie – die bei derartigen Ereignissen meist auch in größeren Skalen besteht (z.B. Ergolz- und Rhein-EZG) – in sehr weit entfernte Ökosysteme verlagert werden (Stauseen, Auenbereiche in Unterläufen von Flüssen und nicht zuletzt in Meere).

5.4.2 Bodenphosphor und Düngung

Der chemischen Mobilisierung von Phosphor (P) liegt ein Gleichgewicht zwischen P in fester und gelöster Phase zugrunde, welches durch P-Lösungsrate, Kontaktzeit und P-Status des Bodens bestimmt ist (LEINWEBER et al. 2002). Mikrobielle Prozesse spielen eine wichtige Rolle in der Mobilisierung (Mineralisation) und Immobilisierung des organischen P-Pools (BLUME et al. 2002; SHARPLEY & REKOLAINEN 1997); diese werden wiederum sehr stark von Temperatur, Feuchtigkeit und Pflanzenwachstum beeinflusst (DOUGHERTY et al. 2004). Grundsätzliche Beziehungen zwischen Boden-P und Abfluss-P variieren zeitlich und je nach vorliegenden Bodentypen sehr stark (POTE et al. 1999) und konnten lediglich für die Plot- und eingeschränkt für die Feldskala abgeleitet werden (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Auf Einzugsgebietsebene konnten bisher keine solchen Beziehungen hinreichend definiert werden, da die Faktoren und Prozesse Bodenphosphor, Mobilisierung und Hydrologie zeitlich stark variieren und es zu räumlichen Überlagerungen kommt. Sämtliche Zeitskalen können dabei durch die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst werden. Im landwirtschaftlichen Management sind laut HEATHWAITE (1997) hinsichtlich P-Austrag zwei Faktoren besonders wichtig:

- Viehdichte und Lagerung des Betriebsdüngers sowie
- Ergänzung des natürlichen Bodenphosphorgehalts durch Düngung in organischer und anorganischer Form.

Im EZG Länenbach beträgt der Anteil der übertersorgten Böden 25 % bei Ackerland und 11 % bei Grünland, jener der unterversorgten Böden bei beiden Nutzungsarten 33 % (vgl. Abb. 5-7). Innerhalb der Integrierten Produktion darf laut Schweizer Gesetzgebung auf Böden der Versorgungsklassen (VKL) A und B eine über dem Ernteentzug liegende Düngung verabreicht werden; dies trifft auf 60 % der Ackerschläge und knapp 90 % der Grünlandfläche zu. Der in Abb. 5-7 vorgenommene Vergleich mit den schweizerischen Landwirtschaftsgebieten Fribourg, Baldegger See und Lippenrüttibach zeigt sehr deutlich den eher niedrigen P-Versorgungsgrad der Böden im Länenbachtal auf. Dies ist, in einer mittelfristigen Zeitskala betrachtet, ein wesentlicher Faktor für relativ geringe P-Frachten. PRASUHN & LAZZAROTTO (2005) geben im Gebiet Lippenrüttibach, wo die P-Übertersorgung der Böden erheblich ist, eine um ungefähr eine Potenz höhere DRP-Fracht an. MCDOWELL & SHARPLEY (2001) postulieren einen bodenspezifischen Schwellenwert, bei dessen Überschreitung der P-Verlust über Oberflächen- und Zwischenabfluss überproportional steigt.

Wie im Kapitel „Ergebnisse“ dargestellt, werden 24, 15 und 5 kg Phosphor auf Ackerschlägen, intensiv bzw. extensiv genutztem Grünland pro Hektar und Jahr gedüngt (vgl. auch OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007). Für das Länenbachtal vermutet VAVRUCH (1988) mittels einer Nährstoffbilanz eine leichte Anreicherung von Phosphor im Oberboden infolge der Düngung. SCHAUB (1998) kommt in einem ähnlichen Bilanzierungsansatz zu einer Anreicherung von 12.4 kg Phosphor pro Hektar und Jahr. Den laut BRAUN et al. (1994) abgeschätzten Systemeintrag über Düngung und Futtermittel gibt SCHAUB (ib.) mit $16.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, was den tatsächlichen Wert im Mittel für die gesamten Landwirtschaftsflächen auch gut trifft.

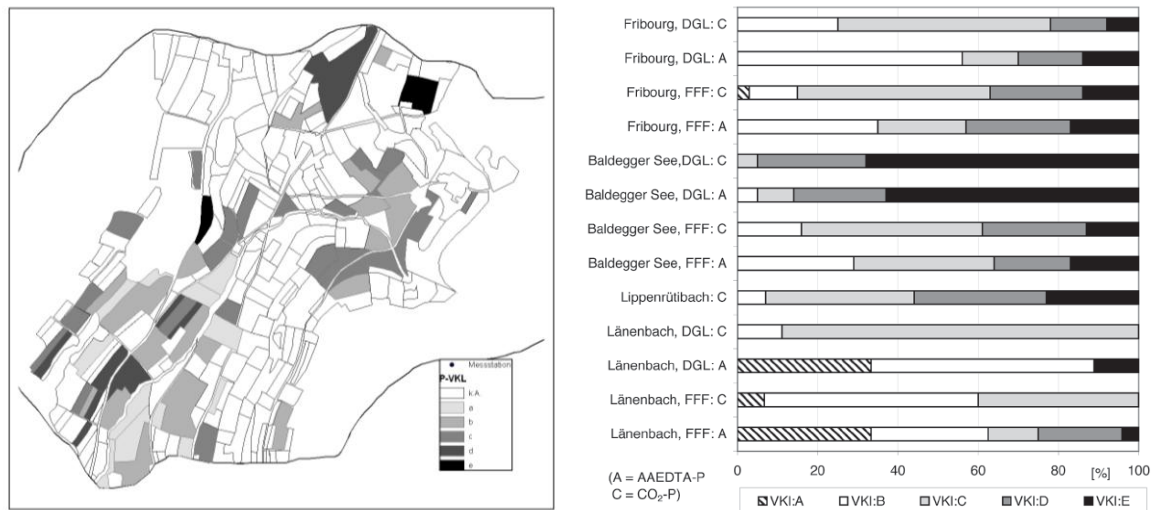


Abb. 5-7: Karte der P-Versorgungsklassen des Oberbodens im Untersuchungsgebiet Länenbachtal und Vergleich mit verschiedenen Untersuchungsgebieten der Schweiz (Quelle Vergleich: OGERMANN & WEISSHAIDINGER [2007]; Fribourg, Baldegger See und Lippenrüttibach zusammengefasst von FROSSARD et al. [2003])

P-Versorgungsklasse (VKL): A = arm, B = mäßig, C = genügend, D = Vorrat, E = angereichert. Die P-Versorgungsklassen beschreiben den Nährstoffzustand des Oberbodens für Phosphat unter Berücksichtigung des Humus- und Tongehalts. Als „unterversorgte“ und „überversorgte“ Böden werden solche der VKL A bzw. D und E bezeichnet. Die Grenzen sind je nach vorliegender P-Analysemethode unterschiedlich, im Falle der u.a. hier verwendeten AAEDTA-Extraktion liegt die Grenze zwischen Unter- und Normal sowie Normal- und Überversorgung bei ungefähr 13 bzw. 44 mg P kg⁻¹. Neuere Studien in der Schweiz vermuten jedoch Schwächen des offiziellen Interpretationsschemas der P-Vorräte der Böden (FROSSARD et al. 2003). Den Untersuchungen zufolge, dürften die als ungenügend mit P versorgten klassifizierten Böden (A „arm“ und B „mäßig“) oft über einen ausreichenden P-Pool verfügen. Im Abschnitt „Hangdimension“ wird die Phosphorverteilung im Boden- und Hangprofil besprochen. Bei ersterem ist in der Flur Zil eine Zunahme im Oberboden (0 bis 10 cm) und im Verwitterungshorizont ersichtlich. RÖMER (2000) gibt für überdüngte Oberböden (> 40 mg P₂O₅ / 100g Boden; Lactatextraktion) auch höhere Werte in unteren Profiltiefen, wobei die Verlagerung je nach Bodentyp variiert. Die tonreichen Böden zeigen dabei eine deutliche Anreicherung von Phosphor aus Düngung im obersten Bodenbereich; eine räumlich auf das Profil beschränkte Mobilisierung scheint nicht vorzuliegen.

PRASUHN et al. (2005) kommen im Gebiet Lippenrüttibach zu dem Ergebnis, dass „während der Vegetationsperiode nur rund 10 bis 30 % der gelösten P-Fracht aus der direkten Gülleabschwemmung stammt“. Der Hauptgrund der P-Fracht, so fügen die Autoren an, ist auf den stark überdüngten Oberboden zurückzuführen und P entweder vom Oberflächenabfluss aus dem Boden gelöst oder über Makroporen und Drainage transportiert (PRASUHN et al. 2005). NASH et al. (2000) fanden bei Düngung in Form von Mist – verglichen mit Kunstdünger – keine großen Auswirkungen durch die Ereignismobilisierung. Gülleereignisse sind laut GÄCHTER et al. (1996) zu 2 % am P-Abfluss beteiligt. Die Aufnahmen im Untersuchungsgebiet zeigen, dass die Landwirte die Wirtschaftsdünger sensibel einsetzen.

Eine wesentliche Änderung der Austragsprozesse wird durch die Beweidung von Grünland herbeigeführt. Parzellen-Studien von HEATHWAITE & JONES (1996) zeigen extrem erhöhte DRP-Austräge von beweidetem im Vergleich zu unbeweidetem Grasland (mindestens 16-fach), dabei werden über 80 % partikulär mobilisiert. Die Autoren geben die sich ergänzenden Faktoren Überweidung, Viehtritt und direkter P-Eintrag durch Exkremate als Basis für den vermehrten Austrag durch Oberflächenabfluss an. Besonders betroffen davon sind Fütterungsplätze und Viehtränken, die in der Nähe eines natürlichen oder künstlichen Vorfluters punktuelle Einträge in die Oberflächengewässer verursachen. Diese Eintragspfade benötigen im UG zwingende Maßnahmen, da sich einige Viehtränken in unmittelbarer Nähe des Baches befinden oder die Tiere über einen direkten Zugang zum Bach verfügen.

5.4.3 Matrix-, Drainage- und Oberflächenabfluss

Entgegen dem Phosphortransport an der Oberfläche ist jener im Boden- und Hangprofil relativ wenig untersucht (DILS & HEATHWAITE 1996). Gerade anhand von Säulen- und Lysimeterversuchen können hier das Abfluss- und das stoffliche Verhalten des Matrix- oder Makroporentransports studiert werden, ohne dass integrale Prozessdynamiken der Einzugsgebietskala vorliegen (vgl. NORDMEYER 1998). Eine Übertragung der vorliegenden subtopischen Resultate auf höhere Skalen ist generell schwierig, im vorliegenden Fall der künstlichen Drainagesysteme jedoch plausibel.

Im Labor werden eine Niederschlagsperiode von sechs Wochen – vergleichbar mit der Feuchtperiode im Herbst 2002 – und eine Gülleapplikation am 12. Tag des laufenden Experiments an 20 cm hohen Oberbodensäulen simuliert (vgl. MODESTI 2004). Neben der DRP-Dynamik und den allgemeinen Parametern Abfluss und pH-Wert stehen zudem die Austragsprozesse von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC), Eisen (Fe) und Calcium (Ca) im Interesse der Untersuchung. Die diversen Stoffe unterscheiden sich – wie angenommen – maßgeblich voneinander; dies kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Ca-Austräge aus dem Oberboden entsprechen ungefähr den Werten während Feuchtperioden. Aufgrund der sauren Gülle kommt es nach der Düngung zur vermehrten Lösung von Ca und zum unmittelbaren Anstieg des Ca-Gehalts im Perkolat. Dies führt gleichfalls zu einer relativ ausgeglichenen pH-Dynamik. JORDAN et al. (2005) kommen in ihrer Studie zu dem Ergebnis einer Verminderung des Austragsrisikos von DRP bei Vorliegen von kalkhaltigen, Ca-reichen Böden. Die Mechanismen des P-Rückhalts im Boden beleuchtet die genannte Studie ebenso wenig wie die vorliegende. JORDAN et al. (ib.) verweisen lediglich darauf, dass bei höherem Calciumgehalt der Böden die Prozesse Fällung und Lösung wahrscheinlich bedeutender als Adsorptions- und Desorptionsprozesse sind.
- Der DOC-Gehalt im Perkolat vor der Düngeausbringung entspricht ebenfalls den von CARLEVARO (2005) analysierten Konzentrationsbereichen bei landwirtschaftlichen Drainagesystemen während Niederschlagsereignissen. Die Gülleapplikation wirkt sich in einem unmittelbaren und vehementen Anstieg der DOC-Konzentration aus – bis fast zum 75-fachen des angestrebten Wertes in Oberflächengewässern. Es kann angenommen werden, dass DOC im Unterboden nicht mehr ausreichend abgepuffert werden kann und das Austragsrisiko über die Drainagesysteme sehr groß und räumlich gesehen weit reichend ist. Gerade hier wird eine umsichtige Gülleapplikation seitens des Landwirtes wesentlich, um das Austragsrisiko weitestgehend zu minimieren.
- Im Vergleich zur DOC-Dynamik wird das Austragsverhalten des gelösten reaktiven Phosphors (DRP) nicht direkt von der Gülleapplikation beeinflusst, die Mobilisierung vielmehr vom Abflussverhalten und dem DRP-Pool bestimmt. Die Dynamik zeigt einen abnehmenden DRP-Pool (Abb. 5-8), die Begüllung verzögert diese Abnahme lediglich. Der Boden kann wesentliche DRP-Anteile adsorbieren und rückhalten und gibt sie erst verzögert wieder ab. Die Versuche verdeutlichen ebenfalls, dass das für Oberflächengewässer angestrebte Ziel von $0.04 \text{ mg DRP l}^{-1}$ alleine durch den Matrix- und anschließenden Drainageabfluss überstiegen wird. Die Applikation von 17 bzw. 33 kg P ha^{-1} (Superphosphat) unter feuchten Bodenbedingungen führen nach drei bis vier Wochen zu einer beträchtlichen Erhöhung der CDRP im Drainagewasser und P-Verlusten von 38 bzw. $61 \text{ g P ha}^{-1} 100 \text{ mm}^{-1}$ Dränabfluss (HOWSE et al. 1997).

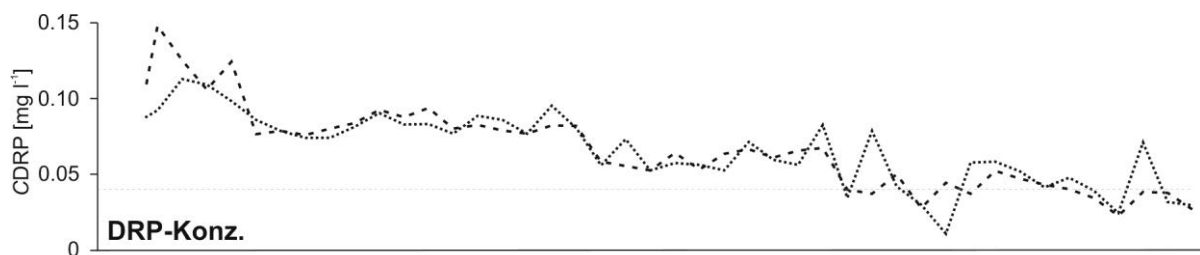


Abb. 5-8: Dynamik des gelösten reaktiven Phosphors während der Niederschlags- und Güllesimulation

Zu einem völlig anderen Resultat auf strukturierten Böden kommen BERGEN JENSEN et al. (2000). Die Applikation von 2.5 kg frischem Rindermist auf 0.2 m²-Säulen verursacht einen rapiden Anstieg der gelösten und partikulären Phosphorverbindungen (bis 12 mg P l⁻¹). Die diversen P-Fractionen kulminieren dabei zum selben Zeitpunkt. Die Autoren verweisen nach Ergebnissen der anschließend durchgeführten Farbracerstudie jedoch darauf, dass das Niederschlagswasser vorwiegend in den Bioporen, insbesondere den Regenwurmgingen perkolierte. In einer Studie zur Untersuchung des Transportverhaltens mit Gülle aufgebracht Sulfamid-Antibiotika mittels Säulenversuchen kommen AUST et al. (2005) zu einer Anreicherung von C_{org} (0.1 bis 0.2 %) sowie einer geringfügigen Verringerung des pH-Wertes in den obersten 10 cm der Bodensäule.

Die Unterböden können in dieser Studie aus technischen Gründen nicht einbezogen werden. Da die Dränagesysteme im Gebiet meist sehr tief liegen, kommt es im Bereich dazwischen zu weiterem Quellen- / Senkenpotenzial, das hier nicht genau beurteilt werden kann. Die Untersuchungen bilden zudem nur Matrixfluss ab und Makroporen und Trockenrisse werden – soweit möglich – nicht berücksichtigt. HAYGARTH et al. (1998) weisen in diesem Zusammenhang – verglichen mit nicht drainierten Arealen – auf sinkende Phosphorausträge in drainierten Arealen hin und führen dies auf das hohe P-Sorptionspotenzial während dem vertikalen Fluss zu den Drainagen hin zurück. RÖMER (2000) weist bei Böden mit Güllendüngung auf den steigenden Anteil gelösten organischen Phosphors (DUP) am gesamten gelösten P in tieferen Bodenschichten hin. Eine Übertragbarkeit in die Fläche oder andere Bodentypen im Länenbachtal (solche mit höheren Skelettanteil) kann schwer beurteilt werden. Der Drainageabfluss zeigt, dass eine Verbindung von Oberboden und Drainagerohre besteht. CARLEVARO (2005) stellt in ihrer Untersuchung im Länenbachtal keine qualitative Beziehung zwischen beobachteten Trockenrissen und DRP-Konzentration fest, jedoch liegt ein deutlicher Zusammenhang zwischen DOC und Trockenrissintensität vor.

Neben dem Zweck, Sickerwasser aus der biologisch aktiven Bodenzone schneller abzuführen, werden außerdem Stoffflüsse verkürzt und mögliche Retentionsräume umgangen (vgl. BROOKS et al. 1997; GRANT et al. 1996; NGUYEN & SUKIAS 2002). Bei (extremen) Niederschlagsereignissen führen Drainagen und Kanäle zu einem massiven künstlichen Anstieg des Abflusses. Durch die künstliche Entwässerung wird Bodenwasser abgeführt, welches der Pflanze in Zeiten des Trockenstresses wie im Sommer 2003 nicht zur Verfügung steht. Dies beeinträchtigt die landwirtschaftliche Produktion. Durch Drainage entleert sich ein Einzugsgebiet wesentlich schneller, wodurch bei längeren Trockenwetterphasen der Basisabfluss gering wird, so dass klimazoniert perennierende Gewässersysteme mit einem Mal über Monate hinweg trocken fallen. Die Veränderung der hydrologischen Bedingungen im EZG kann durch präferenzielle Fliesspfade verstärkt und die Verweilzeit von Wasser in der Bodenpassage zusätzlich verkürzt werden. Durch diese präferenziellen Fliesspfade weisen Drainagerohre und Oberböden eine direkte Anbindung an das Oberflächengewässer auf (vgl. STAMM et al. 1998; GÄCHTER et al. 1996). JOHNSTON et al. (1997) führen stark strukturierte, tonreiche und drainierte Böden als eine von zwei Bodengruppen an, die bezüglich P-Austrag sehr gefährdet sind. Insgesamt ist dieser – künstlich herbeigeführte – Teilbereich des unterirdischen Abflusses jedoch wenig untersucht (vgl. HEATHWAITE 1997), das gilt sowohl für den Wasser- als auch für den Stoffhaushalt. Generell steigt die Gefährdung mit hohen Phosphorkonzentrationen im Boden an. Obwohl – wie oben angesprochen – der Großteil der Böden unter- oder optimal versorgt ist, zeigen die Ergebnisse der Niederschlagssimulation und Drainagewasserbeprobung deutlich höhere CDRP während gesättigter Bodenverhältnisse (vgl. Abb. 5-8 und Abb. 5-9). Bilden die Säulenversuche hauptsächlich Matrixfluss unter Laborbedingungen ab, so stellen die Drainagewasseranalysen bei D4 Matrix- und Makroporenfluss unter Feldbedingungen dar (vgl. dazu BERGEN JENSEN et al. 2000).

Tab. 5-2: Anteil des gelösten reaktiven Phosphors am gesamten gelösten Phosphor und Anteil des partikulären Phosphors am Gesamtphosphor

DRP = Gelöster reaktiver Phosphor; DP = Gesamter gelöster Phosphor; PP = Partikulärer Phosphor; TP = Gesamtphosphor. Hellgrau und dunkelgrau hinterlegte Spalten stellen Drainagesysteme dar, in denen rein landwirtschaftliche Bedingungen herrschen bzw. Siedlungsabwässer einmünden. HAYGARTH et al. (1998) stellen im oberflächennahen Zwischenabfluss (bis 30 cm Bodentiefe) hohe Anteile von gelöstem P (69 % des TP) und reaktivem P (~ 60 % von TP) fest, die beide bis in eine Tiefe von 85 cm auf 57 bzw. 50 % sinken. Über die Drainagen wird laut den Autoren (ib.) daher leicht mehr partikulärer und nicht-reaktiver Phosphor transportiert.

	E10	L2	L4	L8	L10	L13	D1	D2	D4	D7	D13	D14
Anteil DRP am DP	79.3	77.1	76.5	78.4	58.4	50.0	94.5	84.0	64.3	89.5	90.8	93.5
Anteil PP am TP	13.3	27.6	25.0	22.3	22.8	0.0	33.5	23.1	19.5	14.2	17.1	9.7

Verglichen mit anderen Studien (BROOKS et al. 1997) liegen die DRP-Konzentrationen im Drainagewasser relativ niedrig. Auch HOWSE et al. (1997) stellen auf Tonböden in Großbritannien CDRP im Drainagewasser von 0.03 bis 0.50 mg P l⁻¹ fest. NGYEN & SUKIAS (2002) stellen dagegen in vier neuseeländischen EZG im Großteil der Oberflächendrainagesystemen niedrigere DRP-Konzentrationen fest (0.015-0.030 mg l⁻¹), ähnlich wie in dieser Studie.

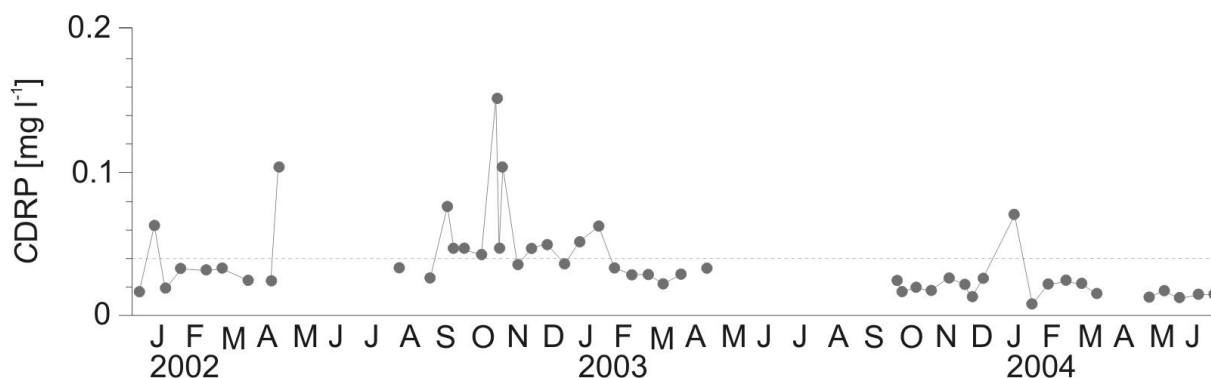


Abb. 5-9: Ganglinie an gelöstem reaktivem Phosphor während der Stichtagsbeprobungen im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004

Der Großteil der Beprobungen findet unter stabilen Abflussverhältnissen statt, d.h. es liegt kein Niederschlag innerhalb der letzten Stunden vor. Darin liegt wahrscheinlich der Grund für die im Vergleich mit den Bodensäulenversuchen etwas niedrigeren CDRP im Drainagewasser. Wird die Beprobung während eines Direktabflussereignisses durchgeführt, liegt die CDRP im Bereich der Bodensäulenversuche (z.B. 04.05.2002: 0.102 mg l⁻¹, 04.11.2002: 0.103 mg l⁻¹ und 09.11.2002: 0.103 mg l⁻¹). Die Schlussfolgerung, dass unter gesättigten Bedingungen Phosphor über die Drainagen transportiert wird, liegt nahe. Trotzdem muss erwähnt werden, dass die genauen Herkunftsquellen und Fließpfade nur vage definiert werden können.

GRANT et al. (1995) führen hohe Konzentrationen an DP auf hohen Düngereintrag durch Beweidung zurück. Die vier untersuchten Einzugsgebiete weisen einen jährlichen Mittelwert an DP von 0.010 bis 0.085 mg l⁻¹ und an PP von 0.010 bis 0.026 auf. Die Proben am Drainagebeprobungspunkt D4 deuten auf einen ähnlichen Wertebereich hin. Am Beprobungstag mit dem höchsten Abfluss (12.01.2004, Q = 0.148 mm h⁻¹) wurde die höchste TP- und PP-Konzentration am D4 gemessen. GRANT et al. (1995) weisen zudem auf den Einfluss der Makroporen nach längeren Trockenperioden im Sommer und steigenden Abfluss hin. GELBRECHT et al. (2004) stellen für Drainagen einen ausgeprägten Jahresgang fest. Die hier vorliegende Untersuchung lässt aus zwei Gründen keinen Schluss hinsichtlich saisonaler Ganglinien zu:

- 2½ Jahre sind ein zu kurzer Zeitraum, um saisonale Dynamiken zu ergründen, insbesondere auch, weil
- zwei stark unterschiedliche Jahre in Bezug auf Witterung vorliegen.

5.4.4 Siedlungsabwässer, Phosphorsenken und Selbstreinigung

Die Abschätzung der Herkunftsorte von Phosphor ist – wie die vorherigen Abschnitte zeigen – in Agrarökosystemen schwierig, da landwirtschaftliche Flächenquellen und Punktquellen vorliegen. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass Punktquellen, z.B. private Klein- und Pflanzenkläranlagen sowie Hofentwässerungen, als eine Hauptquelle an Phosphor angesehen werden können. Vor allem in den Nicht-Ereignis-Perioden bewirken die Einläufe über weite Strecken des Bachlängsprofils eutrophe Zustände und führen dann zu verstärktem Algenwachstum im Oberflächengewässer. In den meisten Studien sind die landwirtschaftlichen diffusen Quellen der Hauptfaktor in der P-Reduktion von Oberflächengewässern (z.B. LAZAROTTO et al. 2005). Dabei handelt es sich durchwegs um intensiv genutzte Gebiete mit einem hohen Anteil an P-übersorgten Flächen. LENNOX et al. (1997) stellen in einem Kleinzugsgebiet ebenfalls eine starke Störung des Fließgewässers infolge landwirtschaftlicher Punktquellen (dort: *minipoint sources*) fest. NEAL et al. (2005) und JARVIE et al. (2006) weisen auf die hohe Phosphorbelastung aus kleineren Siedlungskläranlagen, bei denen keine künstliche P-Fällung vorgenommen wird, in makrochorischen EZG hin. Im Vergleich mit dem EZG Ergolz ist der Effekt höherer DRP-Konzentration in Nicht-Ereignisperioden sichtbar, wenn auch nicht sehr stark ausgeprägt; zudem steigen bei höheren Abflusswerten die Werte wieder leicht an. Generell gilt das Postulat von NEAL et al. (2005), dass nicht per se eine kritische Größe der Siedlung vorliegt, sondern vielmehr der kritische Punkt in der Kapazität des Oberflächengewässers liegt, Einträge aus (landwirtschaftlichen) Punktquellen zu verdünnen.

Eine im Juni 1988 von PRASUHN & GLASSTETTER (1991) durchgeführte Untersuchung der benthischen Makrofauna zeigt einen deutlichen Zusammenhang der Wasserbelastung mit organischem Material und der Intensität der Landwirtschaft in drei Einzugsgebieten der Tafeljura. Im Einzugsgebiet Rietmattbachtal (Gemeinde Anwil) konnte nach einer Drainageeinleitung ein Anstieg des Saprobienindex festgestellt werden. Die untersuchte Einleitung im UG Riedmattbachtal weist analog zu den Ergebnissen dieser Studie ein Gehöft im EZG auf, wobei „eine defekte Siloüberlaufleitung zur Güllegrube gelegentlich zu massiven Verschmutzungen führt“. Der Saprobienindex wird im Länenbach nur am P50 aufgenommen, wo eine Güteklasse II („mäßig belastet“) resultiert. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann eine Übertragung des P50 auf das Längsprofil des Länenbachs nicht vorgenommen werden, vielmehr entsteht am Einzugsgebietsauslass ein völlig anderes Bild als auf weiten Strecken des Oberflächengewässers real vorliegt.

Im Falle des untersuchten und relativ naturnahen Länenbachs liegt ein hohes Selbstreinigungspotenzial während Nicht-Ereignis-Perioden vor (vgl. Abb. 5-10), doch kann der am Schwebstoff adsorbierte oder ausgefällte Phosphor von einem der folgenden Abflussereignisse remobilisiert und ausgetragen werden. Dies entspricht auch Ergebnissen von JARVIE et al. (2006), steht jedoch im klaren Gegensatz zu Ergebnissen von z.B. MCDOWELL & SHARPLEY (2001). Letztere beobachten eine P-Reduktion im Unterlauf des Gewässers durch Sedimentation während Ereignissen und eine Rücklösung während Nicht-Ereignisperioden und damit steigende CDRP zum EZG-Auslass hin. Potenziell dürfte diese Dynamik erst in der makrochorischen Dimension z.B. der Ergolz zu tragen kommen. Aufgrund der dominierenden Verbauung der Ergolz sind jedoch nur wenige Sedimentationsräume existent (vgl. BUD 1998). Schwebstoffe und Phosphor werden wahrscheinlich in die nächstfolgenden Systeme ausgetragen und erhöhen dort die Eutrophierungsgefahr (Stauseen etc.). REKOLAINEN et al. (2006) weisen darauf hin, dass für die Bioverfügbarkeit und damit das Eutrophierungsrisiko neben den Eigenschaften des Quellmaterials auch die Eigenschaften der Vorflut entscheidend sind.

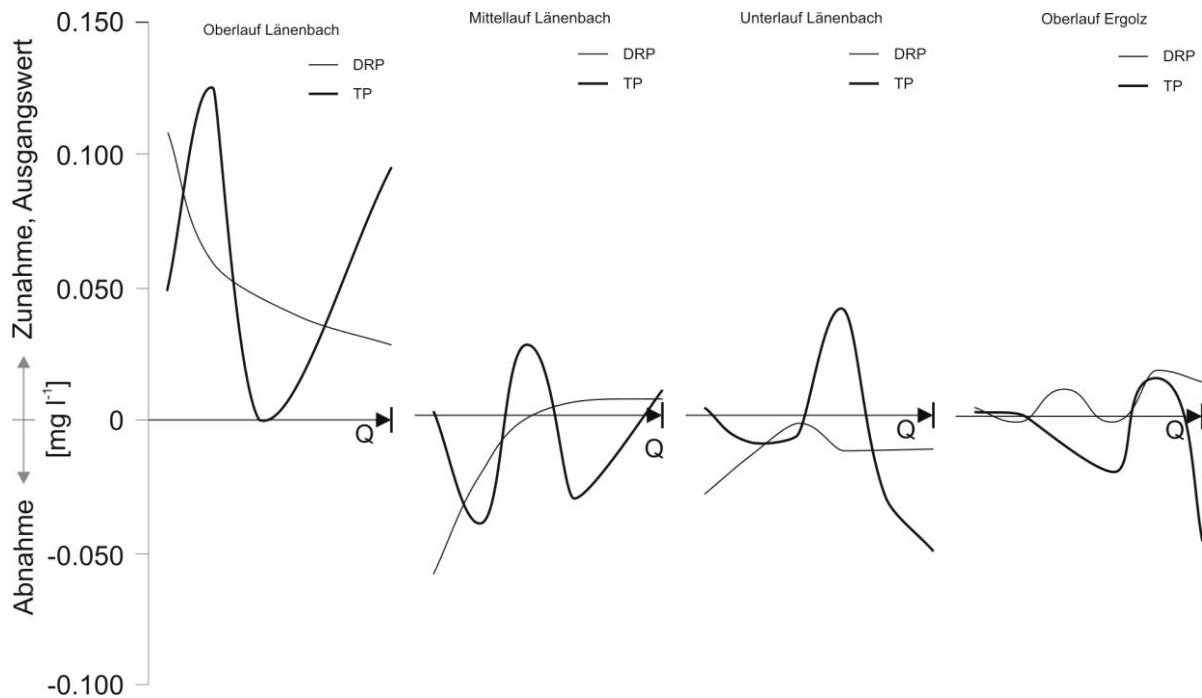


Abb. 5-10: Quellen- und Senkendynamik von Gesamtphosphor (TP) und gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs sowie im Oberlauf der Ergolz nach unterschiedlichen Abflussverhältnissen

Die Abbildung repräsentiert die Quellen- und Senkendynamik unter relativ stabilen Abflussverhältnissen der Schöpfprobennahme. Mittel- und Unterlauf des Länenbaches neigen dabei zu einem P-Rückhalt. Selbstreinigungsprozesse beinhalten physikalische (Filtration), chemische (Fällung und Sorption) und biologische Vorgänge (pflanzliche oder tierische Aufnahme) zur Reduktion von Wasserinhaltsstoffen (vgl. GEISSBÜHLER 2006), wie etwa Schwebstoffe und Phosphor. In der vorliegenden Arbeit wird die Quellen- und Senkendynamik auf Basis der zweiwöchentlichen Stichtagsbeprobungen im Zeitraum vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 bewertet. Es kann dabei nur die Gesamtdynamik beurteilt und auf die maßgeblichen Vorgänge geschlossen, aber nicht anteilmäßig zwischen den einzelnen Prozessen unterschieden werden. Untersuchungen von MCDOWELL et al. (2003) zeigen, dass sich bei der Einmündung von Bächen in den Vorfluter die P-Gehalte des Sediments verringerten; die Gründe dafür sind: physikalische Störungen durch Turbulenzen und ein höherer Anteil der Sandfraktion im Vorfluter.

Neben der zugrunde liegenden räumlichen Heterogenität ist zudem eine zeitliche Variabilität zu verzeichnen. Eine saisonale Variabilität, wie sie viele Studien feststellen (z.B. MÖLLER et al. 2004), kann aufgrund der unterschiedlichen klimatischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum nicht abgeleitet werden, ist jedoch wahrscheinlich. Tageszeitliche Schwankungen sind neben den meteorologisch-hydrologischen Bedingungen hauptsächlich von der Bioaktivität in Zusammenhang mit dem Lichtangebot abhängig (GUHR & MEISSNER 2000). Entgegen der Schwankungen des Lippenrütibaches (LAZAROTTO et al. 2005) treten am Länenbach während einer einwöchigen Messkampagne im April 2004 keine großen P-Schwankungen im Tagesgang auf. Das Bild des Drainagewassers P52 ist umgekehrt, d.h. konstante Temperaturen und extreme Schwankungen in der DRP-Konzentration. Als Erklärung wird eine an das Sammelnetz angeschlossene private Kläranlage, die während bestimmter Tages- bzw. Nachtzeiten aktiv ist, vermutet. JORDAN et al. (2005b) führen die in einer zeitlich hoch aufgelösten Studie aufgenommenen und zeitlich ähnlich gelagerten Tagesschwankungen ebenfalls auf kleinere Punktquellen zurück. Im Unterschied zum nächtlichen P-Anstieg bei P52, verzeichnen die Autoren der nordirischen Studie diesen zwischen 10:00 und 12:00 Uhr vormittags. Ein weiterer fundamentaler Gegensatz liegt im Anteil DRP am TP: Bei P52 wird während des Peaks fast ausschließlich DRP exportiert, wogegen bei JORDAN et al. (2005b) der Großteil des Phosphors partikulär ausgetragen wird. Die Studien zeigen, dass selbst die Kombination von Hochwasser- und Stichtagsbeprobungen unerlässliche Prozesse und Faktoren nicht mit einbezieht, wodurch es – je nach zeitlicher Lage der Beprobung – zu einer Unter- oder Überschätzung von Konzentrationen und Frachten sowie in Folge zu einer Fehleinschätzung der landschaftsökologischen Situation kommt.

5.4.5 Mittelfristiger Phosphoraustrag

Die mittleren jährlichen Konzentrationen sind seit Ende der 1980er Jahre leicht gefallen und stellen am Einzugsgebietsauslass einen guten Wasserqualitätsindikator dar. Die P-Fracht (ohne Einbezug des Hochwassertransports) ist von jeweils über $0.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf unter $0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ gesunken. Einerseits sind dafür geringere Abflüsse vor allem in der Periode 2002 bis 2004 verantwortlich, andererseits lassen schon die Analysen der Jahre 1993 bis 1995 bei höheren Abflüssen eine Verminderung der Phosphorausträge erkennen. Die P-Fracht liegt unter dem angestrebten Wert von $0.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$.

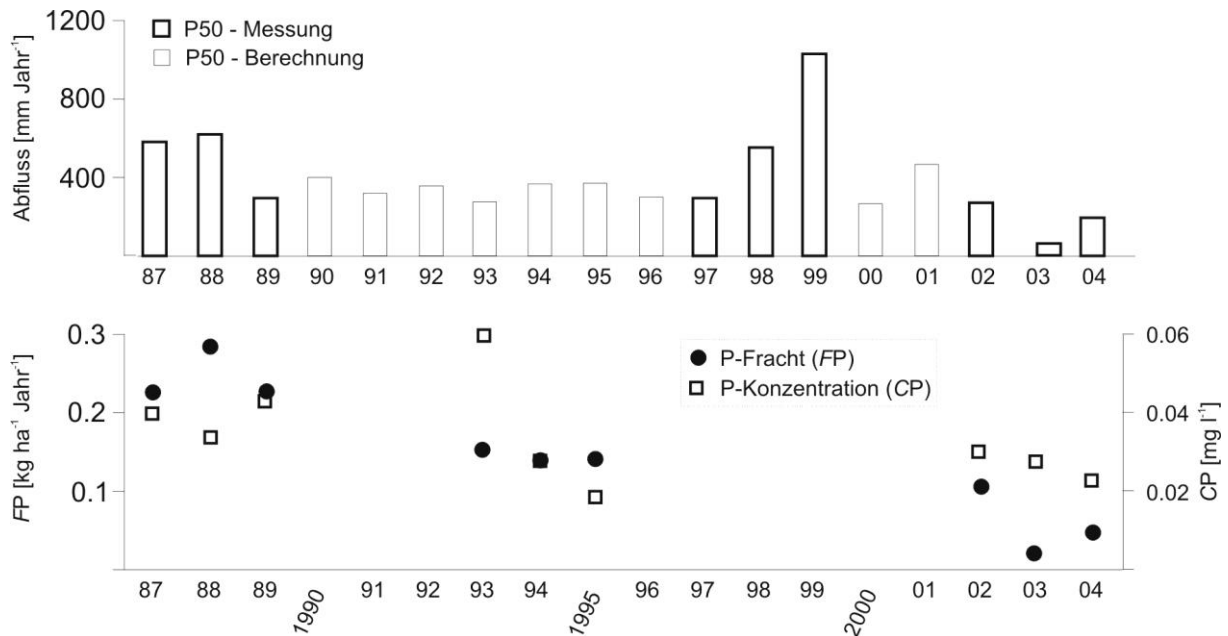


Abb. 4-1: Entwicklung der P-Fracht und P-Konzentration von 1987 bis 2004 am Gebietsauslass P50 (Datenquellen: Abfluss: BAG, DRP 1987-1989: V. PRASUHN, DRP 1993-1995: D. DRÄYER)

Die Konzentration 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995 werden von V. PRASUHN bzw. D. DRÄYER gemessen. Die Frachtberechnung erfolgte mittels der abflussgewichteten Standardmethode der LAWA (2003). Die Schätzung des jährlichen Abflusses wird mit Tagesmittelwerten der Station Ergolz-Ormalingen vorgenommen ($r^2 = 0.95$). VAVRUCH (1988) gibt für die hydrologischen Jahre 1984 und 1985 CDRP und FDRP von 0.05 mg l^{-1} bzw. 0.158 kg ha^{-1} und 0.02 mg l^{-1} bzw. 0.057 kg ha^{-1} an. Der oberirdische Abfluss am P50 beträgt 298.6 bzw. 327.1 mm . Da auf die Originaldaten nicht zurückgegriffen werden kann, ist aus Gründen der homogenen Berechnung diese Periode nicht in der Abbildung integriert. Wie der räumliche Vergleich zeigt, ist der Auslass alleine nicht geeignet die Belastungssituation und die Stoffdynamik im Einzugsgebiet bzw. einzelnen Bachabschnitten zu eruieren. Die in der Periode 2002 bis 2004 im Ober- und Mittellauf gemessenen höheren P-Konzentrationen werden im Unterlauf Länenbach stark reduziert. Langsamer Zwischenabfluss und Grundwasserzufluss aus dem Hangschuttbereich bzw. im Alluvialbereich führen zu einer Verdünnung der CDRP. Die Sedimentationsräume hinter Totholzbarrieren und Kalksinterterrassen führen zu einer biologischen Aufnahme sowie zur chemischen Ausfällung von Orthophosphat und damit zu einer Verringerung zum Vorfluter hin.

JOHNSTON et al. (1997) und REKOLAINEN et al. (2006) betonen das komplexe Zusammenwirken von unterschiedlichen Fliesspfaden und Faktoren hinsichtlich P-Verlagerung. Die daraus resultierende hohe Variabilität lässt Schlussfolgerungen – z.B. durch den Vergleich isolierter Ereignisse – bezüglich Auswirkung von Landnutzungsänderungen kaum zu. Wie etliche Literaturhinweise und diese Arbeit zeigen, sind gerade die P-Quellen Böden und Gerinne nur über langfristige Forschungsansätze zu bewerten. FEGER (2004) weist bei der Evaluierung von agrarumweltpolitischen Maßnahmen auf die detaillierte Betrachtung der Böden in einem Einzugsgebiet hin. Gerade bei Düngung und ihren Auswirkungen auf die Oberflächengewässer braucht es eine zeitlich hoch aufgelöste Ereignisdokumentation und ein langfristiges (> 10 Jahre) Monitoring. Dieses Monitoring schließt Erhebungen zu Düngung, Bodenmanagement und Landnutzung, Böden und Gewässer ein. Auch unter den sich ändernden klimatischen Bedingungen geben die Studien, wie etwa des EZG Lippenrüttibach

(vgl. LAZAROTTO et al. 2005) Werkzeuge in die Hand. Das sollte in Kooperation von Grundlagenwissenschaft und der sog. Praxis durchgeführt werden. Dazu müssen v.a. die Universitäten von der Planung zeitlich kurzer Projekte abkommen.

5.5 Skalen- und Systemhierarchie: Modellvorstellungen

In der Landschaftsökologie wird – wie in anderen Disziplinen (z.B. Hydrologie) – in Zeit- und Raumskalen unterschieden. Für die Prozesse der Landschaftsdynamik sind die drei in Tab. 5-3 angeführten zeitlichen Dimensionen relevant. Außerdem werden in der Landschaftsforschung historische (langfristig bzw. makroskalig), klimatische (andauernd bzw. megaskalig) und geologische Perioden (lang andauernd bzw. gigaskalig) unterteilt. Diese zeitlichen Dimensionen sind insbesondere für Prozesse der Landschaftsentstehung von Bedeutung. Räumlich sind in der experimentellen Landschaftsökologie der Standort (subtopisch), Feldskala (topisch), Hang (nanochorisch) und Einzugsgebietsskala (mikro- bis makrochorisch, mitunter regionisch) von besonderer Bedeutung. Die übergeordneten Skalen Region (regionisch) und Geosphäre (zonal, global) werden mittels des deduktiven Prinzips abgeleitet und untergliedert (STEINHARDT et al. 2005).

Tab. 5-3: Zeitskalen von Prozessen der Landschaftsdynamik (vgl. LÖFFLER 2000)

Zeitdimension bzw. Maßstab	Erklärung	Zeitdauer
elementar bzw. nanoskalig	Elementarereignis	Sekunden bis Tage
kurzfristig bzw. mikroskalig	Jahreszeiten bzw. phänologische Stadien	Wochen bis Monate
mittelfristig bzw. mesoskalig	Biologische Perioden	1 bis 100 Jahre

Die Unterscheidung von Zeit- und Raumdimensionen im allgemeinen Landschaftsmodell ist zeitlich bzw. räumlich numerisch abgegrenzt (z.B. Zeitdauer oder Arealfläche). Je nach zu untersuchendem Subsystem kann eine Anpassung des Konzepts nötig sein. Bemerkenswert ist zudem, dass sich Quellen, Mobilisierung und Transport auf unterschiedlichen Skalenniveaus befinden (können) und diese verbinden. Bezüglich der Mobilisierung und des Transports von Boden wurden im vorliegenden Untersuchungsgebiet Studien durchgeführt, die neben der Prozessdynamik die Anbindung der topischen an die chorische Dimension ausführlich diskutieren (z.B. VAVRUCH 1988; PRASUHN 1991). Die Skalendynamik des Nährstofftransports und die Interaktion mit Boden / Sediment sind weniger beleuchtet; dies gilt jedoch nicht nur für das Untersuchungsgebiet Länenbachtal, vielmehr generell. HAYGARTH (2005) sieht folgende Defizite in der Forschungsgemeinschaft: die ungleiche Betrachtung der Fragestellung je nach disziplinärem Zugang und wissenschaftlichem Grundprinzip (reduktionistische, hypothesenbasierte versus holistisch-integrative, Muster beobachtende Ansätze in kleinen bzw. größeren Skalen [vgl. HAYGARTH et al. 2005a, LESER ⁴1997]) und den ungenügenden Einbezug der – und Verbindungen zwischen – den Zeit- und Raumskalen über die Disziplinen hinweg. Dabei dürfen Skalen im Kontext des P-Transfers nicht nur als eine Funktion der Größe oder Zeitdauer gesehen werden, vielmehr müssen auch Quelle, Mobilisierung und Transport – die auch zwischen den Skalen variieren – einbezogen werden (vgl. DOUGERTHY et al. 2004). Das heißt im Umkehrschluss, ein Wechsel der Skala bedingt eine Änderung der dominierenden Faktoren und der Untersuchungsmethoden (NEEF 1963; LESER ⁴1997). Eine zusätzliche Herausforderung hinsichtlich Skalen liegt in der Abweichung hydrologischer Skalen (hauptsächlich für die Untersuchung landschaftsökologisch orientierter P-Bilanzen auf Feld- und Einzugsgebietsebene) und betriebswirtschaftlicher Skalen (hauptsächlich für die Erstellung landwirtschaftlich ausgerichtete P-Bilanzen auf Feld- und Betriebsebene) (vgl. PIONKE et al. 1997). Gerade im vorliegenden Einzugsgebiet wird ein wesentlicher Teil der Landwirtschaftsfläche von Landwirten bewirtschaftet, deren Gehöfte nicht im EZG liegen. Und umgekehrt bewirtschaftet ein Teil der im EZG ansässigen Landwirte Flächen außerhalb des Länenbachtals. Diese Voraussetzungen erschweren den Vergleich von Einzugsgebiets- und Betriebsbilanzen.

5.5.1 Skalen- und landnutzungsabhängige P-Dynamik

Die Entwicklung von konzeptionellen Modellen des DRP-Austrags ist insbesondere für die Unterscheidung maßgeblicher P-Transportprozesse in verschiedenen Skalen nötig. Für dieses Modell benötigt es Angaben zu P-Quellen, den Prozessen der Mobilisierung sowie den möglichen Transportpfaden und Transportmedien (GBUREK & SHARPLEY 1998); zudem müssen die direkt oder indirekt beeinflussenden Faktoren (Regler) einbezogen werden (vgl. HAYGARTH & JARVIS 1999). DOUGERTHY et al. (2004) beziehen „Landschaft“ und „Klima“ vor allem für größere Skalen mit ein. HAYGARTH et al. (2005) betrachten hoch auflösende Daten in der Einzugsgebietsskala als Mittel zur Verbindung von prozessbasierten Hypothesen in der Plot- und Feldskala zu großen Einzugsgebieten. Bei größeren Auflösungen, so die Autoren weiter, können Muster übersehen, analytische Störungen und Artefakte überbewertet und als Folge der Prozess zwischen den Skalen nicht verbunden werden. Ein Zusammenhang von Phosphorkonzentration und Abfluss unter starker Berücksichtigung der Hochwasserereignisse konnte für keine der drei Einzugsgebiete eruiert werden. Entgegen den Ergebnissen von PRASUHN (1991) können für die zufallsverteilten Stichtagsbeprobungen zumindest generalisierte Modellvorstellungen formuliert werden, die in Abb. 5-11 und Abb. 5-12 für die Bach- bzw. Drainageeinzugsgebiete zusammengestellt sind. Sehr deutlich zeigen sich hier Effekte der Landnutzung und der Skalendynamik.

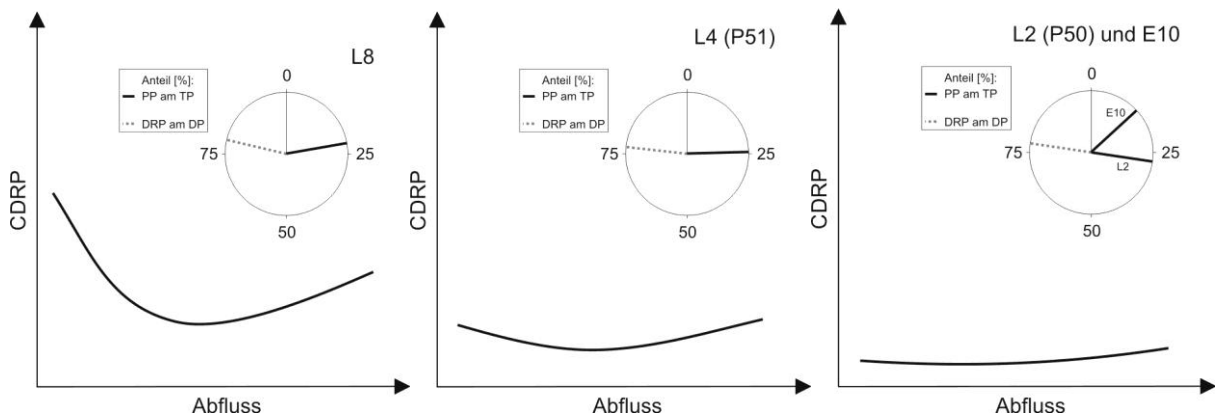


Abb. 5-11: Generalisierte Beziehung von Abfluss und DRP-Konzentration während Nicht-Ereignisperioden (Stichtagsbeprobungen) im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Länenbachs

L8: *Nanochorisches Einzugsgebiet: starker Einfluss von Kleinkläranlagen (D14) und Niedrigwasserabfluss; bei steigendem Abfluss zuerst Verdünnung, ab Schwellenwert Anstieg der CDRP infolge von Drainageabfluss.*

L4 (P51): *Mikrochorisches Einzugsgebiet mit Einflüssen von Kleinkläranlagen; ab Abflussschwellenwert ansteigende CDRP aus landwirtschaftlichen Drainagesystemen (D4).*

L2 (P50) und E10: *Meso- und makrochorische Einzugsgebiete mit sich ausgleichenden Stoffdynamiken und teilweise hohem Selbstreinigungspotenzial im Unterlauf bei Niedrigwasserabfluss. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen eine relativ ausgeglichene DRP-Ganglinie im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2002 bis 30.06.2004 am Beprobungspunkt Ergolz-Sägi. Dort scheinen mit steigendem Abfluss die Einflüsse der landwirtschaftlichen Quellen einen leichten Konzentrationsanstieg zu verursachen. Zwei Stichtagsbeprobungen im gesamten Einzugsgebiet der Ergolz zeigen einen mäßigen Anstieg der CDRP im Ergolz-Längsprofil bis zur Einmündung in den Rhein. Diese Beobachtungen korrelieren mit Aussagen von BUD (1998), die in einer einjährigen Studie und 16 Stichtagsbeprobungen – ausschließlich während Niedrigwasserbedingungen – ebenfalls eine DRP-Zunahme feststellen. Der Grund für die Zunahme liegt vor allem in den Siedlungsabwässern.*

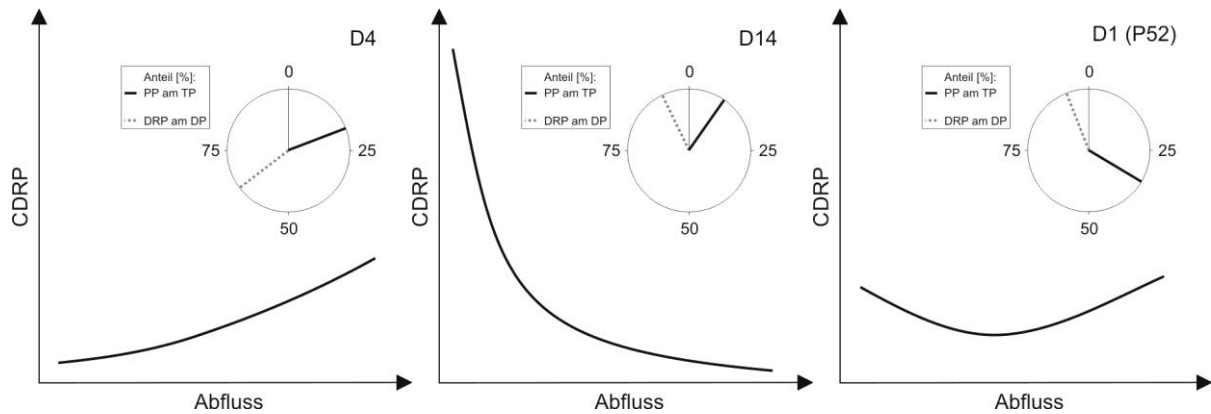


Abb. 5-12: Generalisierte Beziehung von Abfluss und DRP-Konzentration während der Stichtagsbeprobungen an unterschiedlich nutzungsbeeinflussten Drainagequerschnitten

D4: Nanochorisches Einzugsgebiet; Drainagesammelleiter mit ausschließlich landwirtschaftlicher Nutzung vorwiegend P-unterversorgter Böden. Niedrige CDRP während geringen Abflusswerten; bei höherem Abfluss steigt die CDRP mässig bis stark an. Auffällig ist der – verglichen mit D14 – relativ hohe PP-Anteil am TP sowie der – verglichen mit allen EZG – sehr hohe DUP-Anteil am DP.

D14: Nanochorisches Einzugsgebiet; sehr starker Einfluss von Kleinkläranlagen während geringen Abflussverhältnissen; bei steigendem Abfluss Verdünnung. LENNOX et al. (1997) stellen eine analoge Beziehung zwischen Abfluss und CDRP bei punktuellenbeeinflussten Fliessgewässern vor.

D1 (P52): Mikrochorisches EZG mit mäßigen bis starken Einflüssen von Kleinkläranlagen, Straßenabläufen und Drainagesystemen; höhere CDRP resultiert hauptsächlich aus den landwirtschaftlichen Drainagesystemen.

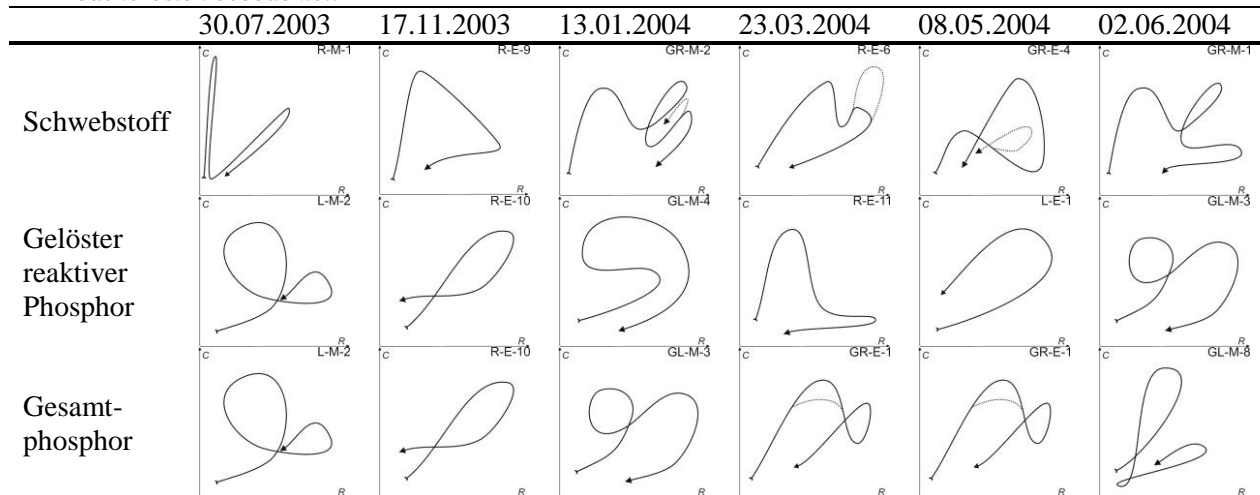
Dabei wird auch deutlich, dass eine Untergliederung der chorischen Dimension in Nano-, Mikro-, Meso- und Makrochore sinnvoll, ja notwendig ist. Die Unterscheidung von topischer und chorischer Dimension greift zu kurz. Wie in WEISSHAIDINGER et al. (2005) beschrieben, spiegeln Mesochoren – dabei handelt es sich typischerweise um Kopfeinzugsgebiete oder solche der 1. hydrologischen Ordnung – nicht unbedingt die Dynamik ihrer Teileinzugsgebiete wider. Das ist, wie die vorliegenden Ergebnisse zeigen, für Schwebstoff und speziell für Phosphor offensichtlich.

5.5.2 Möglichkeiten des Hystereseansatzes

Eine allgemein gültige Konzentrations-Abfluss-Beziehung für die Hochwasserereignisse konnte ebenso wenig festgestellt werden wie schon von PRASUHN (1991) im Untersuchungsgebiet und internationalen Studien (z.B. LENNOX et al. 1997) postuliert; dies gilt insbesondere für P-Fractionen. Um die Beziehung zwischen Abfluss und Stoff besser modellieren zu können, braucht es vor allem im hydrologisch an- und absteigenden Ast eine differenzierte Typologie. Hierfür wird in der vorliegenden Arbeit das Hysteresemodell verwendet; ein Ansatz, der in der Landschaftsökologie nur wenig eingesetzt wird. Meist dienen Ereignisbeispiele zur Erklärung der dominanten oder fehlenden Prozesse, systematische Auswertungen hinsichtlich Typologie, Ein- und Auswirkungen bestehen kaum. NISTOR & CHURCH (2005) analysieren aus einer geomorphologischen Perspektive – in der Geomorphologie spielt das Hysteresemodell generell eine größere Rolle – die Schwebstoffdynamik in zwei kanadischen Mikro Einzugsgebieten mittels des Hysterese Modells. Die hier vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass der Ansatz auch im Stoffhaushalt von Landschaftsökosystemen eine sehr gute – zeitskalenunabhängige – Ergänzung zu anderen Interpretationen bietet. Die Darstellung in Tab. 5-4 zeigt die vielfältigen Konzentrationsentwicklungen einzelner Hochwasserereignisse. Im Gegensatz zu den Schwebstoffhysteresen – bei denen sich P51 und P52 meist ähnlich verhalten – unterscheiden sich bei DRP auch die beiden mikrochorischen Einzugsgebiete.

Tab. 5-4: Hystereseabfolge SS, DRP und TP der Hochwasserereignisse vom 30.07.2003 bis 02.06.2004 im Einzugsgebiet P50

Die in SCHAUB (1998) angeführte Stoffschleife ist nur eine von vielen möglichen (hier Typ R-E-6; 23.03.2004 am P50). SCHAUB führt für den zweiten Schwebstoff-Peak auf das verzögerte Eintreffen des Bodenabtragsmaterials aus dem Gebiet im Oberflächengewässer zurück: Bodenerosion entsteht im Tafeljura nicht zu Beginn eines Niederschlages und der Oberflächenabfluss benötigt eine bestimmte Zeit vom Hang in den Vorfluter. Gerade die Ergebnisse am P50 zeigen, dass diese Erscheinung nicht mit Bodenerosion im Gebiet korrespondieren muss; in keinem der analysierten R-E-6-Ereignisse wird Bodenerosion beobachtet.



Die Schwebstoffauswertung mittels des Hystereseansatzes zeigt, dass eine im Uhrzeigersinn drehende Dynamik postuliert werden kann. Die einzelnen Ereignisse unterscheiden sich einerseits landnutzungs- und andererseits skalenbedingt teilweise stark. Die Schwebstoffschleifen (Hysteresen) zeigen eine ähnliche Dynamik der beiden Mikrochoren P51 und P52, obwohl sie sich hinsichtlich Struktur völlig unterscheiden. Dagegen weist das Gesamteinzugsgebiet P50 eine andere Ereignisdynamik auf als die beiden beitragenden Teileinzugsgebiete. Eine starke Diversität der Stoffschleifen wird in ausgeprägten Feucht- und Trockenperioden festgestellt, da durch die Extremsituationen Quellen- oder Senkenprozesse stark modifiziert werden. Hohe Schwebstoffausträge sind vorwiegend bei wassergesättigten Bodenverhältnissen (*Low Energy-High Impact*-Typ) zu erwarten. Die dazugehörigen Schwebstoffschleifen sind fast ausschließlich rechtsdrehend. Sommerliche Konvektionsgewitter führen zu Hochwasser mit hohen Schwebstoffkonzentrationen, tragen schlussendlich aber wenig zur Gesamtbilanz bei.

Eine Verbindung des in den Ergebnissen vorgestellten Niederschlags-Abfluss-Modells und des Hysterese Modells erscheint möglich. Dazu benötigt es eine Auswertung einer größeren Stichprobenzahl an Hochwasser – insbesondere auch am P50.

5.5.3 Simulation der Hochwasserereignisse mit EROSION 3D

Heutzutage gibt es – gefördert durch ständig steigende Rechnerleistung und benutzerfreundlichere Betriebssysteme und EDV-Programme (wie z.B. Software für Geographische Informationssysteme) – sehr viele rechnerische Modellansätze, die eine mehr oder minder Erfolg versprechende Teilmodellierung des Landschaftsökosystems zulassen (vgl. WENKEL 1999). Neben der inhaltlichen Einschränkung (z.B. Wasserhaushalt, Bodenerosion oder Nährstoffe) sind die Modelle sehr stark skalenbezogen, entweder für die Standort-, Hang-, Klein-, Mittel- oder Großeinzugsgebietskala gültig. Dennoch bieten Modelle etliche Vorteile, wie HEBEL (2003) und WEIBEL (2005) für das Modell EROSION 3D zeigen:

- Abschätzung von Landnutzungsänderungen;
- Regionalisierung;
- Identifizierung von sog. *hot spots*.

Für die Modellierung außerordentlich wichtig ist, dass Felddaten vorliegen, um die Modellrechnung vergleichen zu können und die räumliche Verteilung von Quellen und Senken besser zu verstehen (JETTEN & FAVIS-MORTLOCK 2006).

In der Diplomarbeit von WEIBEL (2005) werden die hier vorgestellten Niederschlags-Abfluss-Ereignisse mit dem Bodenerosionsmodell EROSION 3D simuliert. Neben dem Ziel, das Modell ähnlich wie bei HEBEL (2003) für diese Untersuchungsperiode zu verifizieren, untersucht der Autor die Auswirkungen zweier Höhenmodelle mit einer räumlichen Auflösung von 6,25 und 3 Meter. Die Berechnungen mit unkalibrierten Eingabeparametern zeigen eine massive Überschätzung der Abfluss- und Abtragswerte. Zwar resultierten durch die Anhebung und Senkung der Eingabeparameter „Anfangsfeuchte“ bzw. „Erosionswiderstand“ genauere Berechnungen, die dafür notwendigen Parameterwerte sind jedoch unrealistisch hoch und können daher nicht als plausibel erachtet werden (WEIBEL 2005). Insgesamt zeigt das mikrochorische Einzugsgebiet P51 eine wesentlich bzw. leicht bessere Korrelation als P50 (Mesochore) und das künstliche EZG P52 (ebenfalls Mikrochore). Laut WEIBEL (2005) kann keine Verbesserung der Ergebnisse durch eine höhere räumliche Auflösung des Höhenmodells erzielt werden, die Abtragswerte verschlechterten sich teilweise sogar (vgl. Abb. 5-13).

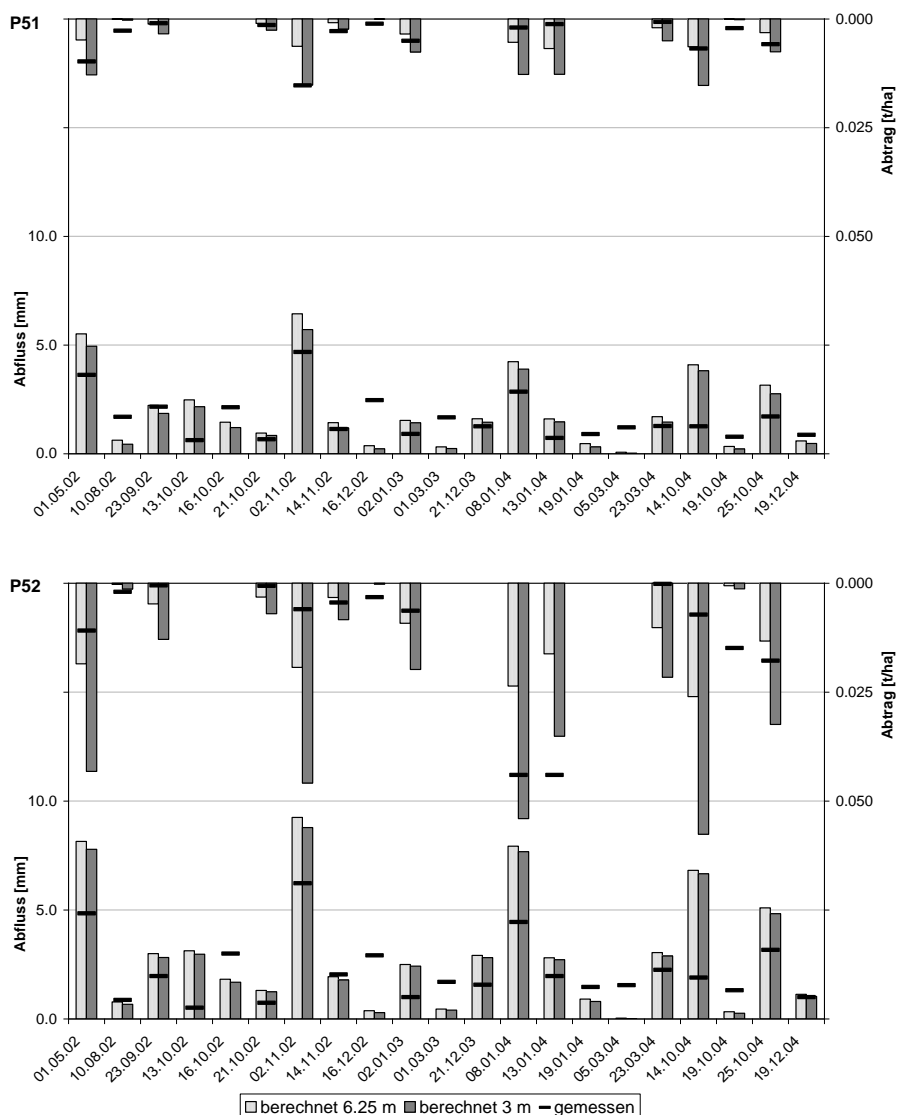


Abb. 5-13: Gemessener und berechneter Abfluss und Sedimentfracht bei den Pegeln P51 und P52 mit kalibrierten Eingabeparametern in hoher und niedriger Auflösung (6,25 bzw. 3 m) im Vergleich mit gemessenen Werten (Quelle: WEIBEL 2005)

P52 wird in der Simulation wie ein offenes Gerinne behandelt. Die bessere Korrelation beruht wahrscheinlich auf den dort nicht relevanten Gerinneprozessen.

WEIBEL (2005) wie auch HEBEL (2003) kommen zu dem Schluss, dass das Modell nicht für den Einsatz zur Erosionsrichtwertkontrolle geeignet ist. Als Bestandteil eines mehrstufigen Verfahrens könnten mittels EROSION 3D z.B. Areale mit hohem Erosionsrisiko in Skalen der Nano- bis Mesochore auszuschneiden (vgl. dazu OGERMANN et al. 2006). Auch BHARATI (2004) kommt zu dem Schluss, dass EROSION 3D aufgrund der guten Lokalisierung räumlicher Erosions- und Depositionsmuster dahingehend brauchbare Ergebnisse erzielt. Die genaueren Ergebnisse der Modellsimulation mit EROSION 3D dürften dabei in der Nano- und Mikrochore liegen, da hier die Prozesse noch relativ homogen ablaufen. Entgegen dieser Annahme kam HEBEL (2003) in der Mesoskala zu wesentlich besseren Ergebnissen als in der Nanoskala; die Gründe dafür sind wahrscheinlich weniger skalenbezogen, als vielmehr in unterschiedlichen Naturraumtypen begründet.

5.6 Rückschlüsse hinsichtlich Global Change-Aspekten

Schlagwörter zu Klimaänderungen, bzw. die Klimaänderung an sich, füllen momentan Forschungsprogramme, Bücher, Artikel sowie Zeitungsseiten und sind in aller Munde. Ist die globale Klimaänderung an und für sich heftig diskutiert, so sind Auswirkungen einer solchen auf das Klima in der regionalen und lokalen Skala schwer abzuschätzen. Die Effekte eines sich wandelnden Mikro-, Meso- und Makroklimas auf die Landschaftskompartimente Gewässer (Wasser), Boden und Biodiversität – und in der Folge auf die Landwirtschaft – ist ungleich schwieriger zu bewerten. Schwierig auch aus dem Grund, da gleichzeitig politisch oder ökonomisch induzierte Landnutzungsänderungen mitunter zu größeren Modifikationen führen als der momentane Klimawandel, der sich mittel- bis langfristig wiederum auf die Landnutzung auswirken kann. Hinsichtlich wasser- und stoffhaushaltlicher Aspekte unter geänderten klimatischen Vorzeichen finden sich aus diesen Gründen nur wenige Arbeiten. Die vorliegende Arbeit kann und will diese Lücke nicht schließen, dennoch sollen einige grundlegende Gedanken auf Basis der erhobenen Daten geäußert werden.

Das 20. Jahrhundert ist durch einen Temperatur- und Niederschlagsanstieg von 0.6 °C bzw. 120 mm in der Schweiz gekennzeichnet (OCCC & PROCLIM 2007), dabei gibt es regionale und saisonale Unterschiede. Zu letzteren zählt die Häufung intensiver Niederschläge bis zu 5 Tagen Dauer im Herbst und Winter (SCHMIDLI & FREI 2005). Die Jahresabflüsse bleiben – infolge der steigenden Verdunstung – zwar in etwa gleich, jedoch sind saisonale Verschiebungen zu beobachten. Gemäß BIRSAN et al. (2005) zeigen Analysen von langjährigen Messdaten (1931-2000) generelle Trends für die Schweiz auf – die Autoren halten dabei fest, dass „Änderungen im Niederschlag nicht ausreichen, die beobachteten Trends im Abfluss zu erklären“:

- Erhöhung des jährlichen Abflusses infolge höherer Abflüsse im Herbst, Winter und Frühjahr; dabei eine generelle Erhöhung v.a. des winterlichen Abflusses; mindestens 63 % der Einzugsgebiete zeigen eine statistisch signifikante Erhöhung des winterlichen Maximalabflusses.
- Abflusserhöhungen im Herbst und Frühjahr vorwiegend im mittleren und niedrigen Abflussbereich,
- unterschiedliche sommerliche Entwicklungen, jedoch hauptsächlich eine Abnahme des Abflusses,
- für den Raum Jura-Mittelland sind BIRSAN et al. (2005) zufolge die Trends nicht so deutlich wie für die alpinen Areale, jedoch ist auch hier mit einer Häufung sommerlicher Trocken- und winterlicher Abflussperioden zu rechnen.

Gerade der Sommer 2003 war nicht nur durch relativ hohe Temperaturen geprägt, sondern auch von einer ausnehmend langen Trockenperiode von Februar bis November begleitet. Gemäß Auswertungen von LUTERBACHER et al. (2004) handelt es sich höchstwahrscheinlich um den gesamteuropäisch wärmsten Sommer der letzten 500 Jahre.

Obwohl der Sommer 2003 derzeit als Ausreißer zu bezeichnen ist (vgl. SCHÄR et al. 2004), weisen diverse Klimaszenarien auf eine künftige Häufung bis 2050 und eine zweijährliche Auftretswahrscheinlichkeit derartiger Sommer am Ende des 21. Jahrhunderts hin (SCHERRER et al. 2005). Für das 21. Jahrhundert prognostizieren SCHERRER et al. (2005) eine durchschnittliche Temperaturerhöhung in allen Jahreszeiten, hauptsächlich des Sommers; extreme Trockenperioden werden im Sommer länger und häufiger auftreten (OCCC & PROCLIM 2007).

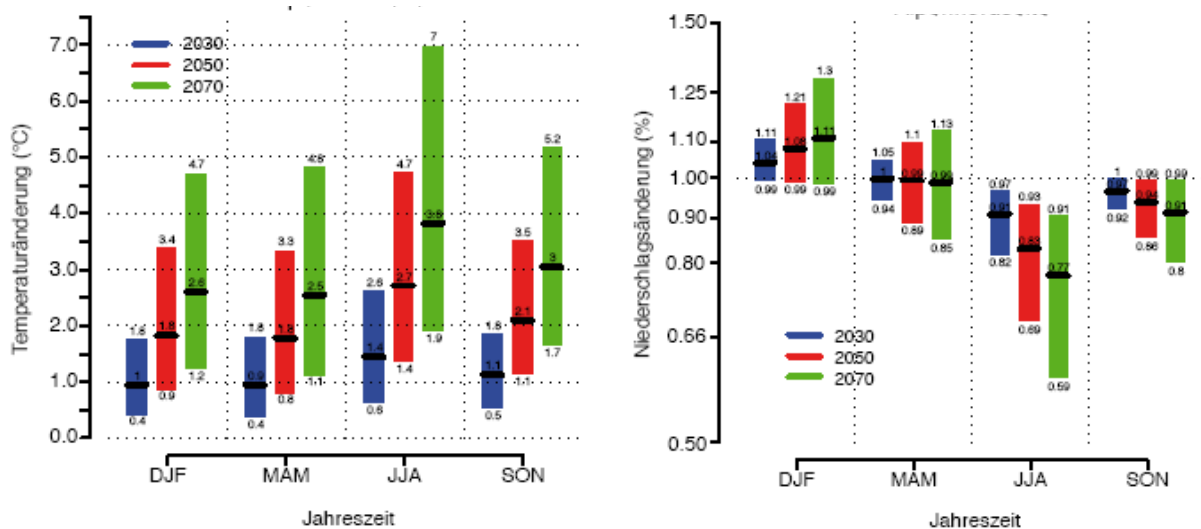


Abb. 5-14: Änderung der mittleren Temperatur (links) und des mittleren Niederschlags (rechts) auf der Alpennordseite im Jahr 2030, 2050 und 2070 gegenüber 1990 unterteilt nach Jahreszeiten (Quelle: OCCC & PROCLIM 2007)

DJF = Dezember bis Februar; MAM = März bis Mai; JJA = Juni bis August; SON = September bis November. Die horizontalen Linien zeigen die jeweils mittlere Schätzung (Median). Mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % wird die Veränderung der Temperatur bzw. des Niederschlags innerhalb der Balken verlaufen (OCCC & PROCLIM 2007).

Im Landschaftsraum Tafeljura wird als eine Folge weniger Niederschlag in Form von Schnee fallen und zudem eine kürzere Schneespeicherung vorliegen. OCCC & PROCLIM (2007) gehen bei einer mittleren Erwärmung davon aus, dass sich die Schneegrenze um rund 360 m nach oben verschieben wird. Die Autoren weisen auf eine Zunahme der Regen- und eine Abnahme der Schneefälle hin, zudem steigt das Risiko von winterlichen Starkniederschlägen. Die Verdunstung steigt zwar mit der Erwärmung an, jedoch kann sie bei Vorliegen ausgetrockneter Böden – vergleichbar mit 2003 – eingeschränkt sein. Gerade in diesen physioökologisch ohnehin extremen Stressperioden bewirken die Einleitungen von Pflanzenkläranlagen oder Hofabläufen bedenklich hohe Stoffkonzentrationen im Gewässer. Hinzugefügt werden muss, dass insbesondere im Unterlauf der Fließgewässer 1. Ordnung bei geringen Wasserständen ein hohes Selbstreinigungspotenzial beobachtet wird. Zudem führt die Beweidung bei starker Trockenrissbildung zu weiteren direkten Quellen durch mechanische Zerstörung der Bodenoberfläche, gravitativer Verlagerung von Boden und tierischen Ausscheidungen in den Trockenrissen.

Die Zunahme der Niederschlagsintensität und -extreme erhöht generell das Erosions- und Hochwasserpotenzial. KIRKBY (2006) nimmt an, dass Erosionsauswirkungen durch eine Steigerung der Intensität höher sind als durch eine Erhöhung der Niederschlagsfrequenz. Durch diese generelle Änderung im Witterungs- und Abflussregime kommt es insbesondere in der lokalen Hydro- und Stoffdynamik zu wichtigen Folgeerscheinungen, die sich maßgeblich auf den Landschaftshaushalt und die ökologischen Bedingungen, z.B. im Oberflächengewässer auswirken (vgl. LESER & WEISSHAIDINGER 2005). KELLER & FUHRER (2004) weisen 2003 für die Nordwestschweiz erhebliche Ernteeinbußen aus (bei Äpfeln bis zu 80 %). Dennoch kommt die Studie von OCCC & PROCLIM (2007) zum Schluss, dass bei einer mittleren Temperaturerhöhung der potenzielle Ertrag im Acker- und Futterbau – bei ausreichender Nährstoffversorgung und Wasserverfügbarkeit – steigen würde. Eine Zunahme der Bewässerungslandwirtschaft könnte in einigen Regionen die Folge sein. Am

Beispiel Kanton Basel Landschaft und Sommer 2003 (und hier insbesondere dem Oberlauf der Ergolz) kommt es mit der aktuellen Versorgungssituation wahrscheinlich zu Interessenskonflikten zwischen Bevölkerung und Landwirtschaft, v.a. dann, wenn zwei oder mehrere trockene Jahre direkt aufeinander folgen.

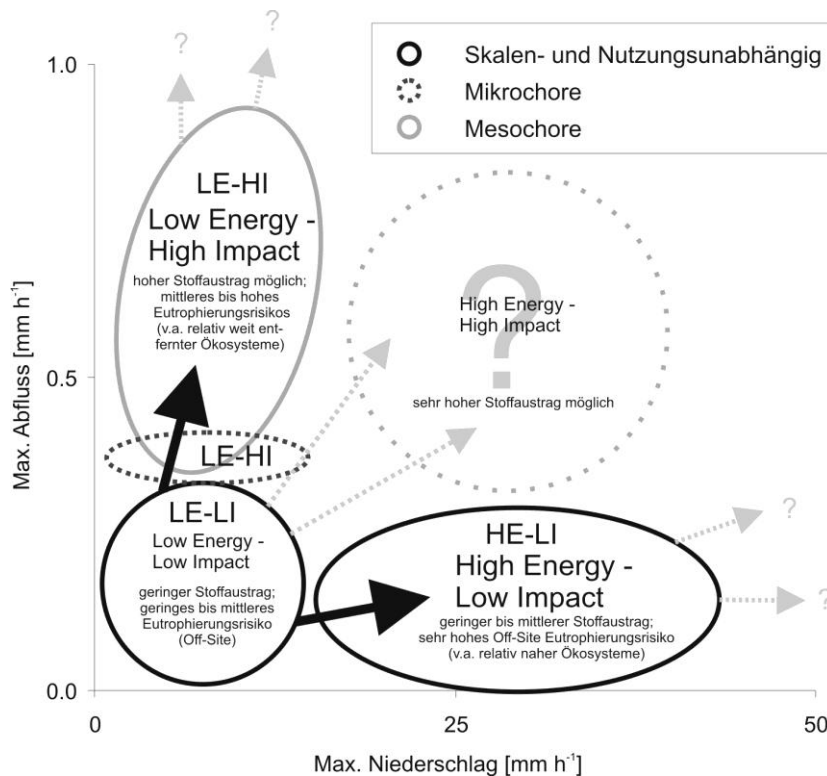


Abb. 5-15: Modell der möglichen Entwicklung der Niederschlags-Abflussdynamik in der Mikro- und Mesochore des Tafeljura unter Annahme eines Klimawandels

Die Analysen von FREI et al. (2006) zeigen für Mitteleuropa eine Zunahme von Intensivniederschlagsereignissen die über 1 bis 5 Tage dauern. Bei einer Kombination von lange andauernden (mind. 3-5 Tage) und intensiven Niederschlägen ist für die zukünftige Entwicklung auch eine einhergehende Häufung der HE-HI-Ereignisse (gepunkteter Kreis) vorstellbar. In der Untersuchungsperiode 01.03.2002 bis 30.06.2004 kommt es zu keinen derartigen Ereignissen. Laut OCCO & PROCLIM (2007) „treten die größten Hochwasser meist im Sommer nach kurzen aber intensiven Gewitterniederschlägen auf“. Dies trifft im Untersuchungsraum nicht zu, es kommt aufgrund des hohen Wasserretentionspotenzials der Böden meist nur zu kleineren Hochwasserereignissen. Ob kurz aufeinander folgende oder wesentlich stärkere Niederschläge zu höherem Impact führen als das Modell ausweist, ist sehr unsicher.

Kommt es zu höheren Intensitäten in trockeneren Sommern und mehr Niederschlägen in feuchten Wintern (vgl. BIRSAN et al. 2005), so werden vermehrt HE-LI- und LE-HI-Ereignisse auftreten. Die Folgen sind einerseits ein erhöhtes Bodenerosionsrisiko (bei beiden Entstehungsarten) und verstärkte Gerinneerosion (v.a. bei LE-HI-Ereignissen). Ein erosiver Oberflächenabfluss wird in sommerlichen Trockenphasen (und vorwiegend bei HE-LI-Ereignissen) kaum entstehen, da Niederschlagswasser durch die dann vorliegende intensive Trockenrissbildung sehr stark zur Versickerung angeregt wird. Bodenmaterial wird dadurch weniger lateral als vertikal im Bodenprofil in den Trockenrissen transportiert. Das erhöht das Austragspotenzial von partikulären Stoffen über das Drainagesystem. In Feuchtperioden könnte das relativ stark an Phosphor angereicherte Bodenmaterial durch die reduktiven Bedingungen verstärkt freigesetzt werden. UUSITALO & TURTOLA (2003) experimentieren mit Tonböden und weisen unter reduktiven Bedingungen eine zwei- bis dreifach höhere P-Freisetzung nach als unter oxidierenden.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Kapitel Schlussfolgerungen vereinigt die mittels verschiedener Methoden in unterschiedlichen Skalen gewonnen Erkenntnisse zu einer integralen, modellhaften Synthese des untersuchten Landschaftsökosystems. Das geschieht anhand der Beantwortung der im Einleitungskapitel gestellten Fragestellungen. Die Ergebnisse der Wasserqualitätsbeobachtungen sind – verglichen mit jenen anderer Untersuchungsgebiete – nicht übermäßig Besorgnis erregend, dennoch führen Ereignis- und Nicht-Ereignisdynamik zu akuten und chronischen Gefahrenpotenzialen. Daher werden in einem eigenen Abschnitt Maßnahmen zur Reduktion von Quellprozessen sowie zur Nutzung und Erhöhung der Senkenpotenziale diskutiert, bevor abschliessend die verwendeten Methoden evaluiert und kurz Forschungsfragen erörtert werden.

6.1 Prozessmuster und Prozessdynamik

Oberziel: *Quantitative und qualitative Untersuchung räumlicher und zeitlicher Prozessmuster im Feststoff- und Phosphortransport und deren Beziehungen zu Abfluss (Dynamik von Ereignissen und Nicht-Ereignissen), Boden, Witterung, Landnutzung und einzelnen Landschaftselementen.*

- Hydrologisch liegen im Untersuchungsgebiet wesentliche Prozessänderungen zwischen Nano- bzw. Mikrochore und Mesochore vor. Die in den kleineren Skalen dominierenden Abflusskomponenten Oberflächen- und schneller Zwischenabfluss nehmen in den größeren Skalen – infolge der dort ausschlaggebenden Hangschuttbereiche – zugunsten von langsamem Zwischenabfluss sowie Basisabfluss ab. Dieser Effekt tritt umso stärker hervor, je länger Niederschläge wirken. Insgesamt steigt die Niederschlags-Abflusswirksamkeit von der Mikro- zur Mesochore. Das vorwiegend künstliche Einzugsgebiet P52 zeigt eine höhere Durchflussvariabilität als das Vergleichsgebiet P51 und verfügt zudem über ein geringeres Wasserrückhaltepotenzial. Das in den Ergebnissen vorgestellte Energie-Impakt-Modell stellt den maximalen Niederschlag und den maximalen Durchfluss eines Hochwasserereignisses (HW) gegenüber. Dabei sind zwei Ereignistypen hinsichtlich Abfluss und Stoffgeschehen von Bedeutung:
 - *Low Energy - High Impact* - HW (LE-HI): Niedrige Niederschlagsintensitäten aber relativ lang andauernde Niederschläge führen zu höheren Abflussscheitelwerten, v.a. in der Mesochore.
 - *High Energy - Low Impact* - HW (HE-LI): Hohe NS-Intensitäten (z.B. Konvektionsniederschläge) führen in Kombination mit wasserrückhaltenden Böden zu vergleichsweise geringen Hochwasserabflüssen.
- Die Beobachtungen, dass im Landschaftstyp des Tafeljura nur ein kleiner Teil des erodierten Materials direkt in die Vorfluter eingetragen wird, bestätigen Ergebnisse vorangegangener Untersuchungen (z.B. PRASUHN 1991; OGERMANN et al. 2003). Während Niederschlagsereignissen erfolgt der schnelle Wassertransport und damit verbunden die Mobilisierung von Feststoffen in präferentiellen Fliesspfaden – z.B. Gerinnen, Tallinien, Mergelwegen, Fahrspuren, Trockenrissen und Drainagen. Die Quellen des Erosionsmaterials sind neben Ackerschlägen überwiegend die angesprochenen Fliesspfade selbst. Als problematisch zeigen sich zudem Entwässerungsmaßnahmen entlang von Straßen und Mergelwegen sowie in Tiefenlinien; damit werden direkte Übertritte in das Oberflächengewässer wesentlich erleichtert und gewässerferne Standorte hydrologisch direkt an die Vorflut angebunden. Im Mittel- und Unterlauf des Länenbaches kommt es während Hochwasserereignissen zu Gerinneerosion, die den Schwebstoffaustrag in der Mesochore P50 bestimmt.
- Wasser ist als Transportmedium hauptverantwortlich für die Mobilisierung und Verlagerung von Phosphor (P). Die P-Konzentration im Oberflächengewässer hängt jedoch viel stärker von kurz- bis langfristigen Faktoren der Landnutzung ab als von den rein hydrologischen Prozessen; so liegt die Hintergrundlast des Länenbaches bei L13 (Quelle) – also dort, wo keine

landwirtschaftliche Nutzung vorliegt – knapp an der unteren Bestimmungsgrenze von Phosphor. Die bestimmenden Transferprozesse von Phosphor unterscheiden sich somit von den hydrologischen Eigenschaften der Einzugsgebiete. Die ausgetragenen DRP- und TP-Frachten sind auf folgende drei Quelltypen zu unterscheiden: diffus aus den landwirtschaftlichen Flächen (z.B. Drainagesysteme), punktuell aus Einleitungen (z.B. Kleinkläranlagen) oder linear aus präferenziellen Fließpfaden (z.B. Mergelwege und Gerinne). Letztere werden z.T. stark von den Flächen- und Punktquellen beeinflusst. Die dem vorgestellten Landschaftsökosystem immanenten Regler, Speicher und Prozesse des DRP- und TP-Transfers zeigen einen deutlichen Gegensatz von Ereignissen und Nicht-Ereignisphasen oder -perioden. Diese führen zu unterschiedlichen und variablen räumlichen und zeitlichen Vernetzungen von Quellen und Messpunkten und resultieren in einer als akut bzw. chronisch zu bezeichnenden Belastung des Fließgewässers in verschiedenen Skalen. Die von WALL et al. (1996) postulierte These einer stärkeren P-Anreicherung des Sediments kleinerer Hochwässer (meist *Low Impact*-Ereignisse) konnte insbesondere für das künstliche EZG P52 bestätigt werden. Die ausgeprägte P-Anreicherung des Sediments lässt einen starken Einfluss des Makroporentransports vermuten.

6.2 Drainagen und landwirtschaftliche Punktquellen

Ziel: *Analyse des Beitrags von Drainagen und Siedlungsabwässern auf die stoffliche Belastung der Oberflächengewässer sowie deren Änderung des Landschaftswasserhaushalts.*

- Eine Entwässerung der landwirtschaftlichen Böden bewirkt meist eine Verminderung des Erosionsrisikos, erhöht jedoch das Stoffaustragsrisiko über Matrix- und Makroporenfluss. Die Entwässerung führt über dies hinaus zu geringeren Wasserrückhaltekapazitäten und höheren Abflussspitzen in der Ereignisskala sowie zur generellen Verringerung der kurz- bis mittelfristigen Wasserspeicherung. Dadurch kommt es zur schnelleren Austrocknung der Böden – und infolge dessen auch der Fließgewässer – in Trockenphasen oder -perioden.
- Landwirtschaftliche Punktquellen (Hofabwasser, Kleinkläranlagen, undichte Lagertanks oder -stätten für Gülle bzw. Mist) belasten insbesondere während Niedrigwasserabfluss das nano- und mikrohorische Gewässerökosystem stark und bedingen eutrophe Verhältnisse im Fließgewässer.
- Die Studie zeigt deutlich höhere Konzentrationen an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) aus Drainagesystemen verglichen mit Einzugsgebieten ohne Entwässerungsmaßnahmen. Die chronische P-Belastung während Niedrigwasser ist auf Hof- und Siedlungsabwässer zurückzuführen, die in das Drainagesystem eingespeist werden. Die Einflüsse der eigentlichen landwirtschaftlichen Drainagen sind in solchen Phasen und Perioden relativ gering. Die akute P-Belastung während Niederschlags-Abfluss-Ereignissen steigert den Beitrag der landwirtschaftlichen Drainagen deutlich (wahrscheinlich eine Kombination aus Makroporen- und Matrixfluss); zudem werden die Phosphorkonzentrationen durch die Oberflächenentwässerungsmaßnahmen entlang Straßen, Mergelwegen und Tiefenlinien stark erhöht. Das durch die Entwässerungssysteme eingeleitete Zuschusswasser resultiert in höheren Abflussspitzen im Fließgewässer unterhalb der Einleitungen. Die dadurch erhöhten Erosions- und Transportkapazitäten führen zu Ufer- und Sohlenerosion und als Folge zu einer Steigerung hauptsächlich der partikulären P-Fracht – vor allem in der Mesochore.

6.3 Andere Quellen und Senken

Ziel: *Beurteilung der Quellen- und Senkenprozesse von Oberboden, Hangbereichen und einzelner Fließgewässerabschnitte.*

- Die Annahme, dass Matrixfluss keinen signifikanten P-Transport ins Grundwasser bewirkt, muss im vorliegenden Gebiet relativiert werden. Die Bodensäulenversuche zeigen ein hohes P-Sorptionspotenzial des Oberbodens z.B. bei der Düngapplikation, allerdings wird dieser gespeicherte Phosphor in längeren Abflussperioden kontinuierlich remobilisiert und abgeführt. Einschränkend muss ergänzt werden, dass sich das untersuchte Teilsystem ausschließlich auf

den Oberboden bezieht. Die Drainagebeprobungen zeigen zwar eine ähnliche Dynamik wie die Säulenversuche, die Quellen- und Senken-Dynamik der Unterböden kann jedoch – auch aufgrund der zeitlich unterschiedlichen Auflösung der Experimente nicht abschließend beurteilt werden. Entgegen des P-Sorptionspotenzials bei Gülleddüngung wird organischer Kohlenstoff ungenügend retentiert.

- Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen an einer Catena in der Flur Zil verdeutlichen die beträchtliche mittelfristige Wirkung von Bodenerosionsprozessen. Das relativ mächtige Kolluvium hinter einer künstlichen Barriere legt den Schluss nahe, dass es sich hinsichtlich der Mobilisierung des Bodens um eine Kombination der Prozesse Wasser- und Bearbeitungserosion handelt. Die Hypothese, dass in einem Sedimentationsraum Phosphor angereichert wird, bestätigte sich nicht. Dahingehend stellt sich organischer Kohlenstoff als geeigneter natürlicher Tracer heraus.
- Durch die Prozesse chemische Fällung (Calcium), Adsorption an Sedimenten, biologische Aufnahme und Verdünnung werden die punktuellen Belastungsquellen während Niedrigwasserabfluss im mikro- und mesochorischen Gewässersystem stark reduziert. Durch die Ereignisdynamik erfolgen vermutlich eine Remobilisierung und der Transport in gelöster und partikulärer Form.
- Die Bodenaustrocknung während Trockenperioden führt zu der vertikalen Stoffverlagerung in Trockenrissen durch Gravitation (ausgelöst auch durch die Bodenbearbeitung mit landwirtschaftlichen Geräten). Es kommt hypothetisch zu einer schnelleren Bodenumprägung (vgl. BLUME et al. ¹⁵2002) und zu einer möglicherweise höheren P-Rücklösung unter reduktiven Bedingungen im temporär gesättigten Unterboden und daher zu einem höherem Austragspotenzial.

6.4 Auswirkung der Düngung

Ziel: *Prüfung von kurz- und mittelfristigen Auswirkungen der Düngung auf das Oberflächengewässer bzw. die Nährstoffversorgung (Boden).*

- Die Düngeerhebungen zeigen überwiegend negative Schlagbilanzen über die untersuchten drei Jahre hinweg. Diese Dynamik führt mittelfristig zu phosphorunterversorgten Böden, wie sie zum Großteil im Länenbachtal vorliegen. Weder vom allgemeinen Düngeverhalten noch vom Boden-P-Status allein geht ein hohes Mobilisierungsrisiko aus. Dagegen führt die Kombination aus P-überversorgten und wassergesättigten Böden (LE-HI-Ereignisse) zu vermehrtem P-Export v.a. in Drainagesysteme (vgl. OGERMANN & WEISSHAIDINGER 2007). Bei der Gegenüberstellung der einzelnen Düngemaßnahmen und der Niedrigwasser- bzw. Hochwasserbeprobung konnte kein Zusammenhang festgestellt werden. Viehtränken in Nähe des Baches oder der direkte Zugang der Tiere zum Bach bewirken eine Erhöhung des Austragspotenzials.

6.5 Ökomaßnahmen

Ziel: *Qualitative Abschätzung des mittelfristigen Effekts der 1993 eingeführten Ökomaßnahmen.*

- Aus dem mittel- bis langfristigen Vergleich der aus einem Kleineinzugsgebiet ausgetragenen Schwebstofffracht geht kein klarer Trend hervor. Die Landnutzungs- und Erosionsschadenskartierungen zeigen, dass die vormals erosionsgefährdeten Ackerflächen heute häufiger als Dauergrünland genutzt werden (vgl. OGERMANN et al. 2003). Im untersuchten Zeitraum wird wahrscheinlich als Resultat dieser Umnutzungen weniger Bodenerosion beobachtet. Außerdem unterliegen die heutigen Ackerflächen meist einer geplanten Fruchtfolge mit einem relativ hohen Anteil an Kunstwiesen und Buntbrachen.

- Als Umweltqualitätsziel (= Wirkungsziel) der Agrarpolitik wurde u.a. die Reduktion der landwirtschaftlichen P-Belastung der Oberflächengewässer um 50 % formuliert. Die Reduzierung der Mobilisierung und des Transports an Boden und Phosphor durch politisch motivierte Maßnahmen ist eine mittel- bis langfristige Perspektive, da die Implementierung derartiger Programme einige Jahre benötigt und die Auswirkungen der Maßnahmen – v.a. bei Phosphor – sehr langsam vonstatten geht (SHARPLEY & REKOLAINEN 1997; PRASUHN & GRÜNIG 2001). Die mittelfristigen Vergleiche des Austrags von gelöstem reaktivem Phosphor zeigen eine deutliche Abnahme seit Beginn der Messungen (1987). Wie weit die Ökomaßnahmen dafür verantwortlich sind, ist schwierig zu bewerten; ein Einfluss ist jedoch wahrscheinlicher als beim Bodenabtrag und Schwebstoffexport.

6.6 Skala und Methodologie

Ziel: *Grundsätzliche Überlegungen zu Fragen der landschaftsökologischen Skalen und Methodologie.*

- Im hydrologisch-geomorphologischen Kontext kommt es im untersuchten Landschaftsökosystem von der Nano- zur Mesochore hin zu einer Verstärkung der Prozesse Abfluss und Gerinneerosion (v.a. bei *High Impact*-Ereignissen). Obwohl (Boden-)Erosion in der Feldskala und im Einzugsgebiet einen wesentlichen Mobilisierungs- und Transportprozess von Schwebstoff und Phosphor darstellt, sind beide Skalen und Prozessgruppen räumlich und zeitlich meist nicht direkt verbunden. Die landschaftsökologische Dimension „Chore“ benötigt die in der Theorie untergliederte Einteilung in Nano-, Mikro-, Meso und Makrochore verstärkt auch in den praktischen Arbeiten. Die Prozessdynamik von Stoffen zwischen Nano- und Makrochore unterscheiden sich vehement, insbesondere durch die Überprägung der hydrologischen Skalen durch die kurz- bis langfristigen Effekte der Landnutzung. Für Spezialfragestellungen sind zudem Untersuchungen in der subtopischen Dimension anzustreben, wie das Beispiel Matrix- und Makroporenfluss im Zusammenhang mit Drainagesystemen sehr gut aufzeigt.
- Die Untersuchung und Betrachtung der landschaftsökologischen Zeitskalen im Kontext des Transfers von Feststoffen und Phosphor soll in der Forschung stärker berücksichtigt werden. Das gilt auf der generellen Ebene von Prozessen und Reglern, aber auch hinsichtlich Auswirkungen, Intensitäten und Reichweiten. Die gleichzeitige Analyse von momentanen bzw. kurzfristigen und mittel- bzw. langfristigen sowie den direkten und indirekten Effekten auf die raum-zeitliche Intensität, Variabilität und Dynamik ist gerade bei der Untersuchung des Phosphortransfers einzufordern. Die holistische Betrachtungsweise von Boden, Wasser und Landnutzung führt zu einer Unterscheidung von akuten und chronischen Gefahrenpotenzialen.
- Die Kombination aus diffusen Flächen- und Punktquellen der Landwirtschaft dominiert die Stoffdynamik in der nano- und mikrochorischen Skala. Die Reduzierung des Stofftransfers in kleineren landschaftsökologischen Skalen ist sehr stark von betriebsökonomischen Skalen beeinflusst, wie etwa Schlag- und Betriebsbilanzen. Diese Skalen müssen räumlich nicht notwendigerweise mit den landschaftsökologischen Skalen übereinstimmen; für Reduktionsmaßnahmen gilt es die einen wie die anderen zu betrachten.
- Für das lokal-regionale Prozessverständnis und als Grundlage für die Modellierung des Stofftransports sind Feld- und Laboruntersuchungen unersetzlich. Numerische Modellsimulationen, wie etwa mit dem Programm EROSION 3D, zeigen teilweise sehr starke Abweichungen von Messungen. In der Einzugsgebietsdimension mangelt es insbesondere am Einbezug der Gerinneprozesse. Dennoch bieten diese Modelle die Möglichkeit, Punktdaten in die Fläche zu übertragen und Quellen und Senken von Stoffen räumlich und zeitlich darzustellen (vgl. WEIBEL 2005; HEBEL et al. s.a.). Für die Untersuchung von relevanten Prozessen bewährt sich das Hysteresemodell in unterschiedlichen Dimensionen; dafür müssen jedoch genügend lange Datenreihen und statistische Analysen der beeinflussenden Faktoren vorliegen.

- Für die Bildung von geeigneten Konzeptmodellen auf Basis des „*Phosphorus transfer continuum*“ (HAYGARTH et al. 2005a) werden skalen- und disziplinübergreifende Prozess- und Impaktstudien benötigt, die zeitlich und räumlich vergleichbar sind. Dies fordert die Verbindung von reduktionistisch-prozessorientierten (hauptsächlich in kleinen Skalen) und den holistisch-komplexitätsorientierten Ansätzen (vorwiegend in größeren Skalen) ein. Durch fortlaufende Änderungen von Faktoren / Reglern sind zudem dynamische Modellvorstellungen erforderlich, die auch die mittel- bis langfristigen Auswirkungen einer Änderung der Landnutzung und des Klimas berücksichtigen.

6.7 Reduktionsmaßnahmen

Ziel: *Gedanken zu möglichen Reduktionsmaßnahmen von diffusen und landwirtschaftlichen Punktquellen.*

Maßnahmen zur Förderung der Wasser- und Stoffretention können in unterschiedlichen Skalen durchgeführt werden; sie wirken sich infolgedessen auch in unterschiedlichen raumzeitlichen Skalen aus. Einzelmaßnahmen können dabei die Reduzierung eines problematischen Prozesses bewirken und gleichzeitig einen anderen Prozess verstärken. Insbesondere beim Transfer von Boden / Schwebstoff und Phosphor benötigt es eine Kombination aus Maßnahmen, welche die Quellen (z.B. ausgeglichenes und angepasstes Düngeverhalten, Bodenbearbeitungsmaßnahmen) und die Senken (Rückhaltebecken, Pufferstreifen, Renaturierung oder Revitalisierung von Gerinneabschnitten etc.) berücksichtigen. Außerdem werden Ereignis- und Nicht-Ereignis-Maßnahmen unterschieden, um die angesprochenen akuten bzw. elementaren und chronischen bzw. mittelfristigen Quelldynamiken zu reduzieren.

- Die Möglichkeiten der Landwirtschaft, die Phosphorausträge zu reduzieren, umfassen: (i) einen standortgerechten Futterbau und standortgerechte Düngung (BRAUN et al. 1997; PRASUHN et al. 1997), (ii) eine schonende Bewirtschaftung des Bodens (VÖKT 2001; PRASUHN & GRÜNIG 2001), (iii) eine bedarfsgerechte Düngung und eine ausgeglichene Phosphorbilanz (SPIESS 1999; BRAUN et al. 2001), (iv) eine zeitgerechte Düngung (BRAUN et al. 1996) sowie (v) ökologische Ausgleichsflächen (BLW 1999). Außerdem ist ein adäquates Weidemanagement wichtig, um direkte Einträge zu vermeiden. Neben der Reduktion der P-Versorgung von P-übersorgten Böden durch reduzierte oder eingestellte Düngung können weitere landwirtschaftliche Maßnahmen zu einer Reduktion des Boden-P-Status führen. EICHLER et al. (2000) zeigen anhand von Anbauversuchen eine Phosphorreduktion in der oberen und mittleren Bodenschicht durch Zwischenfruchtanbau.
- Obwohl die Phosphorbelastung laut den Ergebnissen im Einzugsgebiet des Länenbaches vergleichsweise niedrig ist, sollte der Eintrag an Phosphor weiter reduziert werden. Dabei gilt es zu beachten, dass in Nicht-Ereignisperioden die Reduktion der – eigentlich zulässigen – Einleitung von Kleinkläranlagen für den schlechten ökologischen Zustand der Oberläufe von Fließgewässern 1. Ordnung verantwortlich ist. Eine wirksame Maßnahme ist daher, die Abwässer von privaten Kläranlagen an Punkten in das Gewässer einzuleiten, wo eine ausreichende Verdünnung durch das Bachwasser gewährleistet ist. Dazu geben JARVIE et al. (2006) aus einem anderen Blickwinkel zu bedenken, dass die Verbesserung aller Gewässerabschnitte bis unterhalb von Zielwerten mitunter ökonomisch und praktisch nicht durchführbar sind. Ein Rückbau der Drainagen ist aus Sicht der wahrscheinlich häufiger auftretenden sommerlichen Trockenphasen und Trockenperioden zu diskutieren. Gegen einen Rückbau von Drainagen spricht die sehr wahrscheinlich steigende Erosions- und Abschwemmungsgefahr dieser Areale und infolge auch das höhere P-Austragsrisiko – hier v.a. allem auf Böden der P-Versorgungsklassen C bis E (vgl. dazu HAYGARTH et al. 1998). Zudem können die vermehrt auftretenden reduktiven Bedingungen im Bodenprofil zu einer zusätzlichen Freisetzung von P führen (vgl. SHARPLEY & REKOLAINEN 1997). Für die Auswirkungsabschätzung derartiger Rückbauten besteht dringender Forschungsbedarf.
-

- Die behandelten Transport- und Retentionsprozesse beschränken sich nicht auf die viel zitierten Uferzonen. Bereits im Einzugsgebiet können Strukturen zu einer Reduktion der Stoffmobilisierung und des Stofftransports führen, indem die hydrologische Vernetzung unterbrochen wird. Dazu zählen zum Beispiel Filterstreifen (vgl. DORIOZ et al. 2006) vor Einlaufschächten, entlang und unterhalb von Ackerschlägen und Leitlinien (Mergelwegen und Strassen), vor Einlaufschächten, Talweglinien (v.a. dort, wo sie in die Uferzone oder Einlaufschächten münden) sowie lokale Versickerungsflächen für Oberflächenwasser an Stellen häufigen Auftretens. Andere Retentionsstrukturen sind Retentionsflächen oder -weiher für Oberflächenabfluss (vgl. FIENER et al. 2005) oder Auenabschnitte (vgl. PETRY et al., 2002; JORDAN et al. 2003; REEDY et al. 1999). Gerade in Einzugsgebieten wie das der Ergolz werden die Selbstreinigungspotenziale durch die Flussverbauung wesentlich reduziert (vgl. BUD 1998). Die urbanen und suburbanen Revitalisierungsprojekte an Wiese und Birs zeigen hier ökologische, sozioökonomische und kulturelle Perspektiven auf (vgl. GEISSBÜHLER 2006), die es verstärkt auch in ländlichen – vermeintlich naturnahen – Gebieten zu nutzen gilt.

6.8 Feld- und Labormethodik sowie Auswertung

Die Wahl der Methodik aus zeitlich und räumlich integralen Punkt-, Linien- und Flächenuntersuchungen zeigt sich als effektiv, um ein Landschafts- und Agrarökosystem abzubilden. Wie in landschaftsökologischen Arbeiten üblich, stellen sich bei der Bewertung komplexer Prozesse und Teilsysteme Schwierigkeiten in der Interpretation ein: nicht alles kann berücksichtigt werden und Grauzonen existieren. Die Herausforderung landschaftsökologischer Arbeiten bleibt die Verbindung unterschiedlicher Kompartimente und Skalen. Durch die Kombination aus hydrologischen und meteorologischen Messungen, Wasserqualitätsmonitoring (Ereignis und Nicht-Ereignis) in unterschiedlichen Dimensionen, wöchentliche Kartierungen (Landnutzung, Erosionsschäden, Düngung), Betriebsbefragungen (Düngung, Bodenbearbeitung) und Bodenanalysen wird eine umfassende Bewertungsbasis ermöglicht, die die elementaren bis mittelfristigen Prozesse in der topischen und chorischen Dimension abbildet (vgl. OGERMANN et al. 2006; PRASUHN & WEISSKOPF 2003). Die methodischen Herausforderungen sollen anhand von fünf Beispielen dargestellt werden:

- In der Austragsdynamik von Schwebstoff und Gesamtphosphor stellen Niederschlags-Abfluss-Ereignisse einen Hauptprozess dar. Eine Ereignisbeprobung ist für die Untersuchung partikulärer Stoffe daher unerlässlich. Für ein reales Bild von Kleineinzugsgebieten sind integrale Messungen am Gebietsauslass unzureichend, da sich die Stoffdynamik im korrespondierenden Einzugsgebiet sehr variabel und heterogen zeigt, d.h. das Gesamtsystem „nur“ ein *black box*-Bild der sensibel reagierenden Teilsysteme spiegelt. Die erforderliche räumliche Information kann durch Stichtagsbeprobungen und Kartierungen (z.B. Erosionsschäden, Landnutzung) sehr gut ermittelt werden. Für mittelfristige Aussagen zum Erosionsverhalten von Einzugsgebieten ist neben der gängigen Erosionsschadenskartierung im Einzugsgebiet (ROHR et al. 1990, DVWK 1996) eine Erweiterung von Aufnahmemethoden des Gerinnebereichs anzustreben.
- Die angesprochenen Stichtagsbeprobungen (zweiwöchentlich in der vorliegenden Arbeit) stellen bei stabilen Abflussbedingungen eine kostengünstige und einfache Methode dar. Schwierigkeiten in der Beprobung treten bei Hochwasserwellen, vor allem während des ansteigenden hydrologischen Asts, sowie Niedrigwasserabfluss auf. Bei ersterem sind die Abflussverhältnisse räumlich heterogen, da die Pedohydrotope raum-zeitlich unterschiedlich reagieren und skalenbedingte Modifikationen bestehen. Bei Niedrigwasserabfluss stellt sich das Problem, dass die Probe sehr nahe an der Gerinne- oder Sedimentoberfläche genommen wird und dort meist ein Konzentrationsgradient vorliegt (vgl. ULÉN et al. 2004). Die Stichtagsbeprobungen sind eine sehr gute Methode die Konzentrationen räumlich hoch aufgelöst zu ermitteln; Frachtberechnungen unterliegen aber sehr großen Fehlerpotenzialen. G. SCHMIDT (2004) legt in einer Versuchsreihe dar, dass Frachtmengen auf Basis von Stichprobenahmen – selbst mit wöchentlichem Intervall – nicht geeignet sind, das Stofftransportverhalten im (mesoskaligen) Untersuchungsgebiet hinreichend wiederzugeben. In Kombination mit den zeitlich hoch auflösenden Stationsmessungen sind die

Stichtagsbeprobungen ein ausgezeichnetes Mittel zur Bewertung von Quellen und Senken im Länenbach-Einzugsgebiet.

- Die Unterscheidung von chemischer und physikalischer Mobilisierung ist schwierig und der Einsatz einer operationellen Definition (z.B. $< 0.45 \mu\text{m}$ = gelöst und $> 0.45 \mu\text{m}$ = partikulär) üblich (LEINWEBER et al. 2002). Zudem werden Phosphationen und die mittels der Molybdänblau-Methode nach MURPHY & RILEY (1962) analysierten P-Fractionen gleichgesetzt. Insbesondere die Eigenschaften von Kolloiden (Partikel von 1 nm bis 2 μm im Durchmesser) werden bei dieser Klassifikation aber völlig vernachlässigt (vgl. HAYGARTH & JARVIS 1999), obwohl Kolloide aufgrund des großen Oberflächen-Masse-Verhältnisses und der hohen Reaktionsfähigkeit wesentlich zum P-Austrag beisteuern (vgl. SCHROETTER et al. 2000).
- Durch das Austrocknen von Bachabschnitten sind nicht für alle Beprobungspunkte Konzentrationswerte vorhanden. Streng genommen stellen die fehlenden Werte "Datenlücken" dar; ein statistischer Vergleich wird dadurch erschwert. Gerade diese Situation entspricht aber der ökologischen Realität von Kleineinzugsgebieten. Zuweilen werden Proben subjektiv-visuell bewertet – vor allem dann, wenn es sich um partikulär transportierte Stoffe handelt; wie die vorliegende Studie und andere Untersuchungen (z.B. WALL et al. 1996) zeigen, ist gerade bei kleinen Hochwasserereignissen mit einer potenziell hohen Stoffanreicherung an Schwebstoffpartikeln zu rechnen.
- Durch die im Zentrum der Erhebungen stehenden Ereignisfälle kommt es unweigerlich zu zwei aus Sicht der Zeit- und Gerätesourcen nicht gewollten Szenarien:
 - einerseits massive Kapazitätsprobleme in der Feldbetreuung und in der Laboranalytik bei aufeinander folgenden Ereignissen oder
 - keine Ereignisse – und damit keine oder nur wenige Daten.Hier muss von institutioneller Seite ein langjähriges Beobachtungskonzept entworfen und auch getragen werden. Neben Wissenschaftlern und Technikern sollen dazu vermehrt Freiwillige (vor Ort) und Praktikanten eingeschlossen werden.

6.9 Ausblick

Mit der vorliegenden Arbeit können einzelne Quellen- und Senkenprozesse besser bewertet werden. Bodenerosion, Abschwemmung und Auswaschung über Drainagen tragen maßgeblich zu den Einträgen aus Landwirtschaftsarealen in aquatische Systeme bei. Diese als diffus bezeichneten Quellen werden durch landwirtschaftliche Punktquellen ergänzt, die das Gewässerökosystem räumlich und zeitlich verändern. Gleichzeitig verfügen diese Ökosysteme über Selbstreinigungspotenziale und Speicher, um derartige Belastungen zu reduzieren. Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Stofftransfers von Boden bzw. Sediment bzw. Schwebstoff und Phosphor verdeutlichen die Bedeutung der Einzugsgebiete und der Gerinne als raum-zeitlich variierende Quellen und Speicher. Üblicherweise werden in Untersuchungen Teilsysteme oder einzelne Kompartimente detailliert beleuchtet. Welche Prozesse jedoch Auswirkungen auf den gesamten Landschaftsstoffhaushalt – auch jenen von übergeordneten Skalen – besitzen, d.h. die Wechselwirkungen zwischen Prozessen und Skalenniveaus, wird oft unzureichend beachtet (vgl. HAYGARTH et al. 2005a).

Im Sinne eines modernen Boden- und Gewässerschutzes ist diese integrale Betrachtung aber notwendig, um Prozesse und Verbindungen von Einzugsgebiet und Oberflächengewässer besser zu verstehen (vgl. HEATHWAITE 1997). Dafür sind einerseits kurzfristige Studien zu wissenschaftlichen Spezialfragen und andererseits mittelfristige Dauerbeobachtungen (> 10 Jahre) zur Beantwortung längerfristiger Prozesse und Änderung von Landnutzung und Klima nötig (vgl. PRASUHN & GRÜNIG 2001; PRASUHN & LAZZAROTTO 2005). Dieser die landschaftsökologisch wichtigen Skalen (subtopisch bis makrochorisch / regionisch; elementar bis mittelfristig) abdeckende Ansatz bietet zudem die Möglichkeit, bestehende Modelle zu verbessern oder – wo notwendig – neue Modelle zu entwickeln, um eine räumliche Übertragbarkeit zu vereinfachen. Dies wird auch schon deshalb wichtig, da die meisten Gewässerschutzprogramme und Richtlinien (z.B. EU Wasserrahmen-Richtlinie) auf der Einzugsgebietsskala ansetzen, obwohl die Anbindung der zeitlich variierenden Stoffquellen in der Feldskala auf die Oberflächengewässer meist nicht genau bewertet wird oder werden kann. Die zeitlich und räumlich sehr stark variierenden Austausch-, Transformations- und Transportprozesse in den Skalen Hangeinzugsgebiet bis hin zum Einzugsgebiet benötigen eine Kombination von diversen Methoden in den jeweiligen Skalenbereichen.

Hinsichtlich Makroporentransportdynamik zeigen die Ergebnisse sehr unterschiedliche Interpretationsmöglichkeiten auf. Die auch landschaftsökologisch gesehen enorm wichtigen Prozessfragen sollen – nach den subtopischen Initiatarbeiten von KOCH et al. (2005) in unterschiedlich genutzten Uferstreifen des Länenbachtals – unbedingt in höheren Skalen (z.B. Nano- und Mikrochore) untersucht werden. Dabei sollen Auswirkungen des Makroporentransports auf den Stofffluss in einem künstlich drainierten und trockenrissgeprägten Gebiet und die Auswirkungen höherer Skalenniveaus im Vordergrund stehen. Neben der Makroporendynamik kommt wahrscheinlich dem kolloidalen Stofftransport eine Schlüsselrolle innerhalb der Quellen- und Senkendynamik zu; er ist bisher noch sehr wenig untersucht.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit hat eine integrierte Einzugsgebietsanalyse im Untersuchungsgebiet Länenbachtal zum Oberziel. Dabei interessieren besonders die Auswirkungen der Kompartimente Relief, Boden, Klima, Wasser und Landwirtschaft auf den Feststoff und Phosphortransport auf Kleinst- und Kleineinzugsgebietskala. Den aktuellen Stand der Forschung im Kontext von Boden- und Nährstoffmobilisierung sowie -transport fasst das Kapitel „**Einführung**“ zusammen und beschreibt daraus abgeleitet die Ziele dieser Untersuchung. Die Kapitel „**Untersuchungsgebiet**“ und „**Methodik**“ stellen das untersuchte Länenbachtal und die verwendeten Feld- und Labormethoden vor.

Die Kapitel „**Ergebnisse**“, „**Diskussion**“ und „**Schlussfolgerungen**“ verdeutlichen die dem Stofftransport zugrunde liegende räumliche und zeitliche Komplexität in der chorischen Dimension. Die Studie zeigt, dass die Prozesse des P-Transports und Einzugsgebietsmuster nicht auf das skalen- und einzugsgebietsbezogene Abflussregime eingeschränkt werden können. Wasser ist als Transportmedium hauptverantwortlich für die Mobilisierung und Verlagerung von Phosphor (P). Die P-Konzentration im Oberflächengewässer hängt jedoch viel stärker von kurz- bis langfristigen Faktoren der Landnutzung ab als von den rein hydrologischen Prozessen.

Vertikaler Stofftransport im Bodenprofil (Matrixfluss):

- Die untersuchten Böden tragen während einer rund 40-tägigen Regensimulation konstant relativ hohe P-Mengen aus.
- Die Böden weisen trotzdem eine ausgeprägte Senkenfunktion (P-Sorption) bei einer Gülleapplikation auf.
- Der Austrag von DOC (= gelöster organischer Kohlenstoff) steigt nach der Gülleapplikation sehr stark an und fällt nach rund 3 bis 5 Tagen wieder auf das ursprüngliche Niveau zurück.

Lateraler Stofftransport in der Hangdimension:

- Die Anlage einer Catena hinter einer künstlichen Barriere zeigt einen mächtigen Sedimentationskörper in der Tiefenlinie, deren Ursache in Boden- und Bearbeitungserosionsprozessen in umliegenden Hängen begründet ist.
- Insbesondere organischer Kohlenstoff stellt sich als brauchbarer Indikator auch mittel- und langfristiger Prozesse heraus; dagegen kann auf Basis unterschiedlicher Boden-P-Formen nicht auf Verlagerungsprozesse geschlossen werden.

Abflussdynamik (chorische Dimension):

- Der Gebietsabfluss reagiert sehr rasch auf Niederschlagsereignisse. In ausgeprägten Trockenperioden, wie etwa 2003, trocknet das Bachsystem über weite Strecken aus.
- Während kleinerer Hochwasserereignisse entwässern Kleinst- und Kleineinzugsgebiete (Mikro- bzw. Mesochore) ähnlich. Dagegen kommt es bei mittleren und größeren (> 55 mm Niederschlag) Hochwasserereignissen hydrogeologisch bedingt zu einem massiven Anstieg des Abflusses von der mikro- zur mesochorischen Dimension.
- Es besteht grundsätzlich kein Zusammenhang zwischen Energieinput (max. Niederschlagsintensität) und Impakt im Oberflächengewässer (Abflussscheitel). Die Gegenüberstellung zeigt dennoch zwei wesentliche, modellhafte Entwicklungen am P50:
 - Niederschläge mit niedrigen Intensitäten und vergleichsweise langer Dauer führen zu größeren Hochwasserabflüssen: Typ *low engery – hight impact* (LE-HI).
 - Niederschlagsereignisse mit hohen Intensitäten aber meist kurzer Dauer führen zu vergleichsweise geringen Abflüssen: Typ *high engery – low impact* (HE-LI).

- Bei HE-LI ist kein gravierender Unterschied zwischen den Skalen festzustellen; im Gegensatz dazu ist der sog. Impakt bei LE-HI in den größeren Skalen stärker.
- Diese zugrunde liegende Modellvorstellung von Niederschlag und Abfluss zeigt wesentliche Auswirkungen auf den Stofftransport im Einzugsgebiet und Vorfluter.

Schwebstofftransport und -dynamik:

- Im untersuchten Zeitraum vom 01.01.2002 bis zum 30.06.2004 werden nur wenige kleine sowie ein mittleres Erosionsereignis auf Fruchtfolgeflächen kartiert, bei denen meist keine direkte Anbindung an das Oberflächengewässer besteht.
- Mergel- und Feldwegen stellen sich einerseits als Stoffquelle und andererseits als wichtiger Transportpfad heraus, der meist direkt oder indirekt über Einlaufschächte und Drainagesammelleiter an das Bachsystem angebunden ist.
- Der Austrag an Schwebstoffaustrag beträgt im UZ rund 780 kg ha⁻¹ (P50), 220 kg ha⁻¹ (P51) und 155 kg ha⁻¹ (P52). Der Eintrag aus dem Drainage- und Kanalsystem P52 ist somit annähernd so hoch wie jener des Bacheinzugsgebiets P51.
- Die Zunahme der Schwebstofffracht am P50 ist die unmittelbare Folge des höheren Abflusses in dieser Skala und der verstärkten Gerinne- und Ufererosion. Das Austragsverhalten der einzelnen Ereignisse korreliert im Gesamteinzugsgebiet P50 stark mit der Wasserstandshöhe bzw. dem Scheitelabfluss. Eine Berechnung der Schwebstofffracht einzelner Hochwasser ist mit diesem Abflussparameter plausibel.
- Die Berechnung der Schwebstofffracht am P51 und P52 für einzelne Ereignisse ist von sich überlagernden Prozessen geprägt und eine Berechnung schwieriger durchzuführen. Die stärksten Zusammenhänge bestehen bei Gesamtabflussvolumen und Gesamtfracht eines Hochwasserereignisses.
- Insbesondere die LE-HI-Ereignisse weisen einen höheren Sedimenttransport auf; sommerliche Konvektionsgewitter tragen dagegen unwesentlich zur Gesamtbilanz auf Einzugsgebietsebene bei.

Phosphortransport und -dynamik:

- Im Gegensatz zum Schwebstoff besteht bei Phosphor nicht nur bei Ereignissen, sondern auch Nicht-Ereignisphasen ein Gefahrenpotenzial, das als akut bzw. chronisch bezeichnet werden kann. In allen untersuchten EZG steigt die Phosphorfracht mit dem Durchfluss an. Eine Berechnung ist zwar generell möglich, jedoch mit größeren Fehlerquellen behaftet. Hier erweist sich das Hysteresemodell als eine Möglichkeit, eine genauere Modellvorstellung zu erhalten; Dafür sind aber noch weitere Erhebungen notwendig.
- Beim gelösten reaktiven Phosphor (DRP) überlagern sich landwirtschaftliche Punktquellen und diffuse Quellen raum-zeitlich sehr stark. Der Einfluss der Hofabwässer, inklusive Kleinkläranlagen, wirkt sich in Trockenphasen in extremen Konzentrationsanstiegen im Bachökosystem der Kleinstzugsgebietsskala aus. Das System verfügt auch in solchen Stresszeiten über ein ausgeprägtes Selbstreinigungsvermögen, sehr wahrscheinlich kommt es aber zu einer Remobilisierung während der folgenden Hochwasserereignisse. Während Hochwasser tragen insbesondere die landwirtschaftlichen Drainagen (z.B. P52) zu einer Steigerung des DRP bei; die Messungen in Drainagen während LI-HI-Ereignissen entsprechen den Ergebnissen der Bodensäulenversuche. Die exportierte Hochwasserfracht DRP (= gelöster reaktiver Phosphor) beträgt rund 80 kg ha⁻¹ (P50), 55 kg ha⁻¹ (P51) und 125 kg ha⁻¹ (P52), die Frachtberechnung auf Basis der Schöpfproben beträgt rund 144 kg ha⁻¹ (P50), 200 kg ha⁻¹ (P51) und 262 kg ha⁻¹ (P52). Obwohl die wahrscheinliche Fehlerquelle bei letzter Methode höher ist, zeigt es, dass im vorliegenden Landschaftsökosystem DRP potenziell auch in den Nicht-Ereignis-Perioden ausgetragen wird.
- Auch hinsichtlich Austrag an Gesamt- und partikulärem Phosphor (TP bzw. PP) unterscheiden sich die EZG deutlich; aus P52 (Drainage und Strassenkanal) wird mehr als doppelt so viel TP exportiert als bei P51. Infolge der oben besprochenen Gerinne- und Ufererosion steigt die TP

und partikuläre Phosphor-Fracht zum P50 hin an. Die exportierte Hochwasserfracht DRP beträgt rund 325 kg (P50), 105 kg (P51) und 240 kg (P52).

- Der Schwebstoff kleinerer Hochwasser ist wesentlich stärker mit Phosphor angereichert als jener größerer Ereignisse. Grundsätzlich ist SS am P52 stark, am P50 und P51 geringer angereichert. HI-LE-Ereignisse weisen zwar hohe Stoffkonzentrationen auf, die ausgetragene Fracht ist jedoch gering. Somit kommt es v.a. zu einer Eutrophierungsgefahr der unmittelbar folgenden Ökosysteme. Umgekehrt sind bei LE-HI-Ereignissen die Konzentrationen niedrig bis mäßig hoch, die ausgetragenen Stofffrachten überdurchschnittlich hoch. Bei derartigen Ereignissen kann davon ausgegangen werden, dass nahe und ferne Ökosysteme vom Stofftransfer betroffen sind.

Düngung und Boden-Phosphor:

- Für den Großteil der Schläge fällt die P-Düngebilanz negativ aus (d.h. der Landwirt könnte dem Boden größere Düngegaben verabreichen). Die Düngung stellt mittelfristig den wichtigsten Einflussfaktor für den Phosphorvorrat des Oberbodens dar und als Folge ist nur ein geringer Teil der Böden phosphorübersorgt.
- Zwischen der ausgebrachten P-Düngermenge und der im Oberflächengewässer transportierten Phosphorfracht konnte weder bei Ereignissen noch bei Nicht-Ereignis-Perioden ein direkter, kurzfristiger Zusammenhang hergestellt werden.
- Die Auswaschung an gelöstem reaktivem Phosphor zeigt sich dort am höchsten, wo sich hohe verfügbare Phosphorvorräte im Boden (hohe Nutzungsintensität) mit einem hohen Transportpotenzial (Makroporen, Drainage, Stauwasserböden und häufigem Oberflächenabfluss) überlagern.

8 Literatur

- AG Boden (⁴1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Arbeitsgruppe der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland, 4. Auflage, Hannover.
- AG Boden (⁵2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Arbeitsgruppe der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland, 5. Auflage Hannover.
- Ammon-Hagjiu K. (2001): Die Phosphat- und Nitratdynamik in Vorfluter und Drainage eines Einzugsgebietes im Schweizer Tafeljura (Länenbachtal, Kanton Baselland). Lizentiatsarbeit am Geographischen Institut der Univ. Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Auerswald K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 33-42.
- Auerswald K. & S. Weigand (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. *VDLUFASchriftenreihe* **50**, 37-54.
- Aurada K. D. (1999): Logik und Logistik des Systemkonzepts der naturwissenschaftlichen Geographie. In R. Schneider-Sliwa, D. Schaub & G. Gerold (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie - Grundlagen und Methoden. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 65-86.
- Aust M.-O., S. Thiele-Bruhn & P. Leinweber (2005): Sorptions- und Transportverhalten mit Gülle applizierter Sulfonamid-Antibiotika in Böden. *DBG-Mitteilungen* **107**, Bd. 2, 633-634.
- Barsch D., G. Schukraft & A. Schulte (1998): Der Eintrag von Bodenerosionsprodukten in die Gewässer und seine Reduzierung. Das Geländeexperiment „Langenzell“. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Wiss. Buchgesellschaft, Darmstadt, 194-203.
- Barsch, H. (1975): Zur Kennzeichnung der Erdhülle und ihrer räumlichen Gliederung in der landschaftskundlichen Terminologie. *Petermanns Geographische Mitteilungen* **119**, 81-88.
- Becker A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: Regionalisierung in der Hydrologie. Deutsche Forschungsgemeinschaft. Mitt. XI der Senatskommission für Wasserforschung, Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft, 16-32.
- Bergen Jensen M., T. B. Olsen, H. C. Bruun Hansen & J. Magid (2000): Dissolved and particulate phosphorus in leachate from structured soil amended with fresh cattle faeces. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **56**: 253-261.
- Beven K., L. Heathwaite, P. Haygarth, D. Walling, R. Brazier & P. Withers (2005): On the concept of delivery of sediment and nutrients to stream channels. *Hydrological Processes* **19**, 551-556.
- Bharati L. (2004): The impact of runoff generation processes on sediment and phosphorus transport, - field studies and model application in the Schäfertal catchment (Harz mountains, Germany). Dissertation am Institut für Agrartechnik und Landeskultur der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. [als Manuskript veröffentlicht]
- Birsan M.V., P. Molnar, P. Burlando and M. Pfandner (2005): Streamflow trends in Switzerland. *Journal of Hydrology* **314**, 312-329.
- Blume H.-P, G. W. Brümmer, U. Schwertmann, R. Horn, I. Kögel-Knabner, K. Stahr, K. Auerswald, L. Beyer, A. Hartmann, N. Litz, A. Scheinost, H. Stanjek, G. Welp, B.-M. Wilke (¹⁵2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Sepktrum Akad. Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Boardman J. & J. Poesen (Hrsg., 2006): Soil erosion in Europe. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Boardman J. & J. Poesen (2006): Soil erosion in Europe: Major processes, causes and consequences. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 479-487.
- Braun M., P. Hurni & E. Spiess (1994): Phosphorus and nitrogen surpluses in agriculture and parastream for lakes. *Schriftenreihe der FAC* **18**, Liebfeld.

- Braun M., D. Kopse-Rolli & V. Prasuhn (1997): Verminderung des Nährstoffeintrags in die Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft. *Schriftenreihe Umwelt* **293**, BUWAL, Bern.
- Braun M., N. Aschwanden & C. Wüthrich-Steiner (2001): Evaluation Ökomassnahmen: Abschwemmung von Phosphor. *Agrarforschung* **8**(01), 36-41.
- Bronstert A. (1994): Modellierung der Abflubbildung und Bodenwasserdynamik in Hängen. *Mitteilungen des IHW* (Universität Karlsruhe) **46**, 1-192.
- Brookes P. C., G. Heckrath, J. De Smet, G. Hofman & J. Vanderdeelen (1997): Losses of phosphorus in drainage water. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston (Hrsg.): Phosphorus Loss from Soil to Water, CAB International, Wallingford, 253-271.
- BUD [Bau- und Umweltschutzdirektion] (1998): Ergolz bei Niederwasser – Eine Zustandsbeschreibung. Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft. 1-73. [als Manuskript erhältlich]
- BUWAL [Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft] (2004): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. Modul Chemie: Chemisch-physikalische Erhebungen. Bern. Entwurf URL: <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/gefisch/oberflaech/modul-chemie.pdf> (23.06.2004).
- BUWAL [Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft], BWG [Bundesamt für Wasser und Geologie] & MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. *Schriftenreihe Umwelt* **369**, BUWAL, Bern.
- Buxtorf A. (1901): Beiträge zur Kenntnis der Sedimente im Basler Tafeljura. Dissertation an der Univ. Basel. 1-65.
- Carlevaro A. (2005): Phosphor- und organischer Kohlenstoffhaushalt im Gewässersystem eines landwirtschaftlich genutzten Gebietes des Tafeljura (Länenbach, BL) - Ein Vergleich zwischen einem „natürlichen“ und einem intensiv drainierten Teileinzugsgebiet. Diplomarbeit an der Univ. Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Cornish P.S., R. Hallissey & E. Hollinger (2002): Is a rainfall simulator useful for estimating phosphorus runoff from pastures – a question of scale dependency? *Australian Journal of Soil Resources* **42**, 953-959.
- Dils R.M. & A. L. Heathwaite (1996): Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. In: M. Anderson & C. Brooks (Hrsg.): *Advances in Hillslope Processes*. John Wiley and Sons, Chichester, 229-252.
- Dils R.M. & A.L. Heathwaite (1999): Phosphorus transport from diffuse agricultural sources: shallow subsurface pathways in grassland soil. In: L. Heathwaite (Hrsg.): *Impact of land-use change on nutrient loads from diffuse sources*. *IAHS Red books* **257**, 57-64.
- Dollinger F. (1998): Die Naturräume im Bundesland Salzburg. Erfassung chorischer Naturraumeinheiten nach morphodynamischen und morphogenetischen Kriterien zur Anwendung als Bezugsbasis in der Salzburger Raumplanung. *Forschungen zur deutschen Landeskunde* **245**.
- Dorioz J. M., D. Wang, J. Poulénard & D. Trévisan (2006): The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – a critical review and synthesis as basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **117**, 4-21.
- Dougherty W. J., N. K. Fleming, J. W. Cox & D. J. Chittleborough (2004): Phosphorus transfer in surface runoff from intensive pasture systems at various scales: a review. *Journal of Environmental Quality* **33**, 1973-1988.
- Dräyer, D. (1996): GIS-gestützte Bodenerosionsmodellierung im Nordwest-Schweizerischen Tafeljura – Erosions-, Schadenskartierung und Modellergebnisse. *Physiogeographica: Basler Beiträge zur Physiogeographie* **22**.
- Driescher E. & J. Gelbrecht (1988): Phosphat im unterirdischen Wasser. 1. Mitteilung: Zum Vorkommen von Phosphat im Grundwasser - eine Literaturübersicht. *Acta Hydrophysica* **32**, 213-235.

- DVWK (Hrsg., 1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. *DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft* **239**, Bonn.
- Dyck S. & G. Peschke (³1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, 3. Aufl., Berlin.
- Eckhardt K. (2004): How to construct recursive filters for baseflow separation. - In: *Hydrological Processes* **19**(3): 507-515.
- Eichler B., B. Zachow, W. Bartel & S. Leidel (2000): P-Aufnahme von Zwischenfrüchten und ihr Einfluß auf verschiedenen Parametern eines hoch mit Phosphor versorgten Bodens. *DBG-Mitteilungen* **92**: 155-158.
- Einwohnergemeinde Rothenfluh (Hrsg.; 2001): Heimatkunde Rothenfluh.
- Feger K.-H. (2004): Pedologische und geomorphologische Bedingungen und Prozessdynamik in Wassereinzugsgebieten: Bedeutung für den Gewässerschutz im Lichte der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Lorz C. & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten - Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer, Berlin-Heidelberg, 3-6.
- Fiener P., K. Auerswald & S. Weigand (2005): Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **110**, 132-142.
- Fischer H. (1969): Geologischer Überblick über den südlichen Oberrheingraben und seine weitere Umgebung. *Regio Basisliensis* **10**, 57-84.
- Fischer M. (2002): Beeinflussung des Stoffhaushaltes durch Landnutzungsänderungen im Länenbachtal (Gemeinde Rothenfluh, Baselbieter Tafeljura). Diplomarbeit an der Univ. Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Foy R. H. & P. J. A. Withers (1995): The contribution of agricultural phosphorus to eutrophication. *Fertilizer Society Proceedings* **365**, 1-32.
- Frede G. & S. Dabbert (Hrsg., 1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, 2. Aufl., Landsberg.
- Frei C., R. Schöll, J. Schmidli, S. Fukutomo & P. L. Vidale (2006): Future change of precipitation extremes in Europe: An intercomparison of scenarios from regional climate models. *Journal for Geophysical Research* **111** [doi:10.1029/2005JD005956].
- Froelich W. (1995): Sediment dynamics in the Polish Flysch Carpathians. In: I. D. L. Foster, A.M. Gurnell & B.W. Webb (Hrsg.) *Sediment and Water Quality in River Catchments*. John Wiley & Sons, Chichester, 454-461.
- Frossard E., P. Julien, J.-A. Neyroud, S. Sinaj (2003): Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. In: *Schriftenreihe Umwelt* **368**. Bern.
- Gächter R. & P. Stadelmann (1993): Gewässerschutz und Seenforschung. In: E. Rouss & C. Marti (Hrsg.) *Sempachersee. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern* **33**, 343-377.
- Gächter R., A. Mares, C. Stamm, U. Kunze & J. Blum (1996): Dünger düngt Sempachersee. In: *Agrarforschung* **3**(7), 329-332.
- Gburek, W. J. & A. N. Sharpley (1998): Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality* **27**, 267-277.
- Geissbühler U. (2006): Selbstreinigung urbaner Flusslandschaften bei Basel. Inwertsetzung revitalisierter und naturnaher Auen- und Feuchtgebiete in den Flussebenen von Wiese, Birs und Rhein. Dissertation an der Univ. Basel. [unveröffentlicht]
- Gelbrecht J., H. Lengsfeld, R. Pöthig, D. Opitz (2004): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology* **304** (1-4), 151-165.
- Geyer O. F., T. Schober & M. Geyer (2003): Die Hochrhein-Regionen zwischen Bodensee und Basel. *Sammlung Geologischer Führer* **94**. Gebr. Borntraeger, Berlin und Stuttgart.
- Gisi U., R. Schenker, R. Schulin, F. X. Stadelmann & H. Sticher (1997): Bodenökologie. Thieme, 2. Aufl., Stuttgart und New York.

- Grant R., A. Laubel, B. Kronvang, H.E. Andersen, L.M. Svendsen & A. Fuglsang (1996): Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research* **30**(11), 2633-2642.
- Gregorich E. G., K. J. Greer, D. W. Anderson & B. C. Liang (1998): Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil & Tillage Research* **47**, 291-302.
- Gruszowski K. E., I. D. L. Foster, J. A. Lees & S. M. Charlesworth (2003): Sediment sources and transport pathways in a rural catchment, Herefordshire, UK. *Hydrological Processes* **17**, 2665-2681.
- Guhr, H. & R. Meissner (2000): Phosphorumsatz und -retention in Fließgewässern. *DBG-Mitteilungen* **92**, 163-166.
- Gürler B., L. Haubner & M. Schwander (1987): Die Geologie der Umgebung von Basel. Beitr. geol. Karte Schweiz, N.F. 160.
- Hansjürgens B. (2004): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie in ihrer Bedeutung für die Forschung zu mesoskaligen Einzugsgebieten. In: Lorz C. & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten - Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer: Berlin-Heidelberg, 129-133.
- Hantke R. (1978): Eiszeitalter. Bd. 1, Thun.
- Hardy I. A. J., A. D. Carter, P. B. Leeds-Harrison, I. D. L. Foster & R. M. Sanders (2000): The origin of sediment in field drainage water. In: I. D. L. Foster (Hrsg.): Tracers in Geomorphology. Wiley, Chichester, 241-25
- Harrod T.R. & F.D. Theurer (2002): Sediment. In: P.M. Haygarth & S.C. Jarvis (Hrsg.): Agriculture, Hydrology and Water Quality. CAB International, Wallingford. 155-170.
- Hartge K. H. & R. Horn (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. Enke, 2. Aufl, Stuttgart
- Hasenpusch K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. Dissertation Univ. Göttingen.
- Haygarth (2005): Linking landscape sources of phosphorus and sediment to ecological impacts in surface waters. *Science of the Total Environment* **344**, 1-3.
- Haygarth P.M. & S.C. Jarvis (1999): Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advances in Agronomy* **66**, 195-249.
- Haygarth P. M., L. Hepworth and S. C. Jarvis (1998): Forms of phosphorous transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science* **49**, 65-72.
- Haygarth P. M., L. M. Condron, A. L. Heathwaite, B. L. Turner & G. P. Harris (2005a): The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment* **344**, 5-14.
- Haygarth P. M., F. L. Wood, A. L. Heathwaite, P. J. Butler (2005b): Phosphorus dynamics observed through increasing scales in a nested headwater-to-river channel study. *Science of the Total Environment* **344**, 83-106.
- Heathwaite A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston (Hrsg.) Phosphorus loss from soil to water. CAB International, Wallingford, 205-223.
- Heathwaite A. L. & P. J. Jones (1996): The contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* **10**: 971-983.
- Hebel B. (2003): Validierung numerischer Erosionsmodelle in Einzelhang- und Einzugsgebietsdimension. *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **32**, Basel.
- Hergert G. W., D. R. Bouldin, S. D. Klausner & P. J. Zwerman (1981): Phosphorus concentration-water flow interaction in tile effluent from manured land. *Journal of Environmental Quality* **10**: 338-344.
- Höll K. (2002): Wasser – Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. de Gruyter, 8. Aufl., Berlin-New York.

- Hort R., S. Gupta & H. Häni (2001): Methodenhandbuch für Boden-, Pflanzen und Lysimeterwasser-Untersuchungen. *Schriftenreihe FAL* **27**, Zürich-Reckenholz.
- Howse K. R., J. A. Catt, D. Brockie, R. A. C. Nicol, R. Farina, G. L. Harris and T. J. Pepper (1997): Phosphorus Leaching in Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water* (ed. by H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston), 370-372. CAB International, Wallingford, UK.
- Hügi E. (2004): Die Maximalvereisung auf dem Möhliner Feld: zur glazialgeomorphologischen Problematik der sogenannten Riss Vereisung. Diplomarbeit an der Univ. Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Jarvie, H. P., M. D. Jürgens, R. J. Williams, C. Neal, J. L. J Davies, C. Barrett & J. White (2005): Role of river bed sediments as sources and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins: the Hampshire Avon and Herefordshire Wye. *Journal of Hydrology* **304**, 51-74.
- Jarvie, H. P., C. Neal & P. J. A. Withers (2006): Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river Eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment* **360**, 246-253.
- Jetten V. & D. Favis-Mortlock (2006): Modelling soil erosion in Europe. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 695-716.
- Johnston A. E., H. Tunney & R. H. Foy (1997): Phosphorus loss from agriculture to water – Synthesis and summary. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston (Hrsg.) *Phosphorus loss from soil to water*. CAB International, Wallingford, 455-461.
- Jordan T. E., D. F. Whigham, K. H. Hofmockel & M. A. Pittek (2003): Nutrient removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality* **32**, 1534-1547.
- Jordan P., J. Arnscheidt, H. McGrogan and S. McCormick (2005a): High-resolution phosphorus transfers at the catchment scale: the hidden importance of non-storm transfers. *Hydrology & Earth System Sciences* **9**(6), 685-691.
- Jordan P., W. Menary, K. Daly, G. Kiely, G. Morgan, P. Byrne & R. Moles (2005b): Patterns and processes of phosphorus transfer from Irish grassland soils to rivers – integration of laboratory and catchment studies. *Journal of Hydrology* **304**, 20-34.
- Kanton Basel-Landschaft (1997): Bodenkartierung Kanton Basel-Landschaft (Massstab 1:5000) – Erläuterungsbericht Rothenfluh: Bodenkarte, Landwirtschaftliche Eignungskarte, Risikokarte für Sicker- und Abschwemmverluste. Volks- und Sanitätsdirektion sowie Landwirtschaftliches Zentrum Ebenrain des Kantons Basel-Landschaft.
- Katterfeld C. (s.a.): Die Bedeutung von Gerinnesedimenten im Phosphorhaushalt kleiner Fließgewässer im Schweizer Tafeljura und im Hotzenwald/Südschwarzwald [Arbeitstitel]. Dissertation an der Univ. Basel.
- Keller F. & F. Fuhrer (2004): Die Landwirtschaft und der Hitzesommer 2003. *Agrarforschung* **11**(9): 403-410.
- Keusch A. (2001): Modellierung ressourcenökonomischer Fragestellungen am Beispiel der Erosion im Gebiet des Baldeggersees. Dissertation ETH Zürich.
- Kirkby M. (2006): Impacts of environmental changes on soil erosion across Europe. In: J. Boardman & J. Poesen: *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 729-742.
- Kleber A. (2004): Lateraler Wasserfluß in Hangsedimenten unter Wald. In: Lorz C. & D. Haase (Hrsg.): *Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten – Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele*. Springer, Berlin-Heidelberg, 7-22.
- Koch R. (2007): Uferzonen von Fließgewässern in Kleineinzugsgebieten der Region Basel – Geoökologische Prozesse, Nährstoff- und Wasserhaushalt, Bodendynamik, Kartierung, Funktionen und Zielbreitenermittlung. Dissertation an der Univ. Basel. [unveröffentlicht]
- Koch R., M. Ritter, B. Spichtig, R. Meier, M. Degen & S. H. Cham (2005): About the influence of heterogeneity and land use differences of soil water infiltration on the Swiss Jura Plateau - Cognitions from the dye tracer and infiltration experiments. *Die Erde* **136**(4), 449-468.

- Kurtenbach A. & A. Krein (2004): Hochwasserereignisse in unterschiedlichen Raumskalen – Eine Untersuchung des gelösten und partikulären Stofftransports in heterogenen Einzugsgebieten. In: C. Lorz & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten – Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 105-125.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.; 2003): Ermittlung der Stoff-Frachten in Fließgewässern: Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren. Hannover.
- Lazarotto P. (2004): Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Dissertation ETH Zürich.
- Lazarotto P., V. Prasuhn, E. Butscher, C. Crespi, H. Flühler & C. Stamm (2005): Phosphor export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* **304**, 139-150.
- Leinweber O., B. L. Turner & R. Meissner (2002): Phosphorus. In: P. M. Haygarth & S. C. Jarvis (Hrsg.): Agriculture, hydrology and water quality. CABI Publications, Wallingford, 29-50.
- Lennox S. D., R. H. Foy, R. V. Smith & C. Jordan (1997): Estimating the contribution from agriculture to the phosphorus load in surface water. In: H. Tunney, O. Carton, P. C. Brooks and A. E. Johnston (Hrsg.): Phosphorus loss from soil to water. CAB International, Wallingford, 55-75.
- Leser H. (1977): Feld- und Labormethoden der Geomorphologie. De Gruyter, Berlin-New York.
- Leser H. (1982): Die Landschaft der Basler Region und ihre naturräumliche Gliederungsprobleme. *Regio Basiliensis* **23**: 2-24.
- Leser, H. (⁴1997): Landschaftsökologie – Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Ulmer, 4. Auf., Stuttgart.
- Leser (1997): Geoökologische Aspekte der Boden-Pflanze-Beziehung. In: *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **25**, Basel, I-XI.
- Leser H., S. Meier-Zielinski, V. Prasuhn & C. Seiberth (2002): Soil erosion in catchment areas of Northwest-Switzerland: Methodological conclusions from a 25-year research program. *Zeitschrift für Geomorphologie NF* **46**, 35-60.
- Leser H. & D. Schaub (1995): Geoecosystems and landscape climate – The approach to Biodiversity on landscape scale. *Gaia* **4**, 212-220.
- Lieberoth I. (1969): Bodenkunde, Bodenfruchtbarkeit. Berlin.
- Litvin L.F. & Z.P. Kiryukhina (2004): Soil erosion, nutrient migration and surface water pollution in Russia. In: V. Golosov, V. Belyaev & D.E. Walling (Hrsg.): Sediment transfer through the fluvial system. *IAHS Publication* **288**: 451-458.
- Löffler, J. (2002): Landscape complexes. In: Bastian, O., U. Steinhardt (Hrsg.): Developements and Perspectives of Landscape Ecology. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht. 58-68.
- Lordick A., S. Kretschmer, S. Höke & W. Burghardt (2005): Erosionsableitungen durch Kupferaustrag auf einem Weinfeld in Südfrankreich. *DBG-Mitteilungen* **107**, Bd. 2, 581-582.
- Luterbacher J., D. Dietrich, E. Xoplaki, M. Grosjean & H. Wanner (2004): European seasonal and annual temperature variability, trends, and extremes since 1500. *Science* **303**: 1499-1503.
- McDowell, R.W. & A.N. Sharpley (2001): Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal for Environmental Quality*: 508-520.
- McDowell, R.W., A.N. Sharpley & G. Folmar (2003): Modification of phosphorus export from an eastern USA catchment by fluvial sediment and phosphorus inputs. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **99**: 187-199.
- Modesti J. (2004): Phosphor-, Stickstoff und DOC-Dynamik in Böden des Basler Landes. Diplomarbeit an der Martin-Luther-Univ. Halle/Wittenberg. [als Manuskript veröffentlicht]
- Möller S., W. Symader & A. Krein (2004): Raumzeitliche Untersuchung von Trockenwetter-Abflusskomponenten in einem heterogenen Einzugsgebiet. In: C. Lorz, & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten. Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 63-81.
- Morgen M. A. (1997): The behavior of soil and fertilizer phosphorus. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brooks and A. E. Johnston (Hrsg.): Phosphorus loss from soil to water. CAB International, Wallingford, 137-149.

- Mosimann T. (1980): Boden, Wasser und Mikroklima in den Geosystemen der Löß-Sand-Mergel-Hochfläche des Bruderholzgebietes (Raum Basel). *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **3**, Basel, 1-267.
- Mosimann T., A. Crole-Rees, A. Maillard, J. A. Neyroud, M. Thöni, A. Musy, W. Rohr (Hrsg., 1990): Bodenerosion im Schweizerischen Mittelland. Ausmass und Gegenmassnahmen. Bericht des Nationalen Forschungsprogrammes "Nutzung des Bodens in der Schweiz" **51**, Liebefeld-Bern.
- Mosimann T., A. Maillard, A. Musy, J. A. Neyroud, M. Rüttimann, P. Weisskopf (Hrsg., 1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes (NFP) 22 „Nutzung des Bodens in der Schweiz“, Liebefeld-Bern.
- Müller E. (2000): Abfluss- und Feststoffretention in Uferstreifen mit Naturwiese und Unterwuchs (Länenbachtal, BL-Tafeljura). Diplomarbeit an der Universität Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Müller F. (1999): Ökosystemare Modellvorstellungen und Ökosystemmodelle in der Angewandten Landschaftsökologie. In: R. Schneider-Sliwa, D. Schaub & G. Gerold (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie – Grundlagen und Methoden. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 25-46.
- Murphy J. & J. P. Riley (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chim. Acta* **27**, 31-36.
- Nash D., M. Hannah, D. Halliwell & C. Murdoch (2000): Factors affecting phosphorus export from pasture based grazing system. *Journal of Environmental Quality* **29**, 1160-1166.
- Nash D., D. Halliwell & J. Cox (2002): Hydrological mobilisation of pollutants at the field / slope scale. In: P. M. Haygarth & S. C. Jarvis (Hrsg.): Agriculture, hydrology and water quality. CAB International, Wallingford, 225-242.
- Neef E. (1963): Dimensionen geographischer Betrachtungen. *Forschungen und Fortschritte* **37**, 361-363.
- Neef E. (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. Haack, Gotha.
- Neal C., H. P. Jarvie, M. Neal, A. J. Love, L. Hill & H. Wickham (2005): Water quality of treated sewage effluent in a rural area of the upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations. *Journal of Hydrology* **304**, 103-117.
- Newman E. I. (1995): Phosphorus inputs to terrestrial systems. *Journal of Ecology* **83**, 713-726.
- Nguyen L. & J. Sukias (2002): Phosphorus fractions and retention in drainage ditch sediments receiving surface runoff and subsurface drainage from agricultural catchments in the North Island, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **92**, 49-69.
- Nistor C. J. & M. Church (2005): Suspended sediment transport regime in a debris-flow gully on Vancouver Island, British Columbia. *Hydrological Processes* **19**, 861-885.
- Nordmeyer H. (1998): Bedeutung des präferentiellen Flusses von Wasser in Böden für die Verlagerung von Pflanzenschutzmittel. *Mitteilungen DBG* **88**, 371-374.
- OcCC (Organe consultative sur les changements climatiques) & Pro Clim (Hrsg., 2007): Klimaänderung und die Schweiz 2050 – Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft. Bern.
- Ogermann P., S. Meier & H. Leser (2003): Ergebnisse langjähriger Bodenerosionskartierungen im Schweizer Tafeljura. *Landnutzung und Landentwicklung* **44**, 151-160.
- Ogermann P., B. Hebel, V. Prasuhn & R. Weissshaidinger (2006): Erfassung von Bodenerosion in der Schweiz: Vergleichende Anwendung verschiedener Methoden und Beurteilung ihrer Eignung für den Vollzug der Bodenschutzgesetzgebung. *Geographica Helvetica* **3/2006**, 209-217.
- Ogermann P. & R. Weissshaidinger (2007): Orthophosphat im Boden und Gewässer eines Kleinzugsgebiets des Schweizer Tafeljuras. *Wasserwirtschaft* **3/2007**: 21-27.
- Pacini N. & R. Gächter (1999): Speciation of riverine particulate phosphorus during rain events. *Biogeochemistry* **47**: 87-109.

- Petry J., Soulsby, C., Malcolm, I. A. & Youngson, A. F. (2002): Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Science of the Total Environment* **294**, 95-110.
- Pionke H. B., W. J. Gburek, A. N. Sharpley & J. A. Zollweg (1997): Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston (Hrsg.): *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, 225-242.
- Pommel B. & J. M. Dorioz (1997): Movement of Phosphorus from agricultural soil to water. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston (Hrsg.): *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, 243-251.
- Pote D. H., T. C. Daniel, D. J. Nichols, A. N. Sharpley, P. A. Moore, D. M. Miller & D. R. Edwards (1999): Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *Journal of Environmental Quality* **28**, 170-175.
- Prasuhn V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwil, BL) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **16**, Basel.
- Prasuhn V. & M. Glasstetter (1991): Markoinvertebraten als Gewässergüte-Indikatoren: Eine Studie zur biologischen Gewässergütebeurteilung im nordwestschweizerischen Jura. *Regio Basiliensis* **32/2**, 95-108.
- Prasuhn V., M. Braun & D. Kopse-Rolli (1997): Massnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Bern.
- Prasuhn V. & K. Grünig (2001): Evaluation der Ökomassnahmen. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Schriftenreihe FAL* **37**, Zürich-Reckenholz.
- Prasuhn V. & P. Weisskopf (2003): Current approaches and methods to measure, monitor and model agricultural soil erosion in Switzerland. Paper of the OECD-Expert meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators, Rom. [unveröffentlicht]
- Prasuhn V. & P. Lazzarotto (2005): Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Schriftenreihe der FAL* **57**, 95 – 107.
- Prasuhn V., P. Lazzarotto, C. Stamm & H. Flüeler (2005): Modellierung von Phosphorverlusten durch Abschwemmung auf Einzugsgebietsebene. *DBG-Mitteilungen* **107**, Bd. 2, 513-514.
- Quinton J. N., J. A. Catt & T. M. Hess (2001): The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? *Journal for Environmental Quality* **30**, 538-545.
- Reedy K. R., R. H. Kadlec, E. Flaig & P. M. Gale (1999): Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Crit. Rev. Environmental Science and Technology* **29**(1), 83-146.
- Rekolainen S., P. Maximilian, J. Kämäri & P. Ekholm (1991): Evaluation of the accuracy and precision of annual phosphorus load estimates from two agricultural basins in Finland. *Journal of Hydrology* **128**, 237-255.
- Rekolainen, S., P. Ekholm, L. Heathwaite, J. Lehtoranta & R. Uusitalo (2006): Off-site impacts of Erosion: Eutrophication as an example. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 775-789.
- Rohr W., T. Mosimann & R. Bono (1990): Kartieranleitung zur Aufnahme von Bodenerosionsformen und -schäden auf Ackerflächen. *Materialien zur Physiogeographie* **14**, Basel.
- Rohrbach A. (2005): Deponien im Jura: Bisherige Praxis, Auswirkungen auf die Umwelt, Perspektiven. In: *Regio Basiliensis* **46**(3), 187-194.
- Römer, W. (2000): Bedeuten hohe P-Gehalte im Oberboden eine Gefahr für das Grundwasser? Die Rolle der Dränzone verschiedener Böden. *Mitteilungen der deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Band 92: 51-53.
- Ryser J.-P., U. Walther, R. Flysch (Hrsg., 2001): Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. In: *Agrarforschung* **8**(2001), 1-80.

- Salvia M., J. F. Iffly, P. Vander Borgh, M. Sary & L. Hoffmann (1999): Application of the 'snapshot' methodology to a basin-wide analysis of phosphorus and nitrogen at stable low flow. *Hydrobiologia* **410**, 97-102.
- Schaffner G. (1967): Heimatkunde von Anwil. Liestal.
- Schär C., P. L. Vidale, D. Lüthi, C. Frei, C. Häberli, M. A. Liniger & C. Appenzeller (2004): The role of increasing temperature variability for European summer heat waves. *Nature* **427**, 332-336.
- Schärer M., T. Page & K. Beven (2006): A fuzzy decision tree to predict phosphorus export at the catchment scale. *Journal of Hydrology* **331**, 484-494.
- Schaub D. (1998): Gebietsbilanzen von Bodenerosion und der damit verbundenen Stoffumlagerungen. Habilitationsschrift an der Univ. Basel. 1-210. [unveröffentlicht]
- Scherrer, S., F. Naef, A. O. Faeh, and I. Cordery (2005): Formation of runoff at the hillslope scale during intense precipitation. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**: 907-922.
- Scherrer S. C., C. Appenzeller, M.A. Liniger & C. Schär (2005): European temperature distribution changes in observations and climate change scenarios. *Geophysical Research Letters* **32**. [doi:10.1029/2005GL024108]
- Schlichting E., H. P. Blume & K. Stahr 1995: Bodenkundliches Praktikum. *Pareys Studentexte* **81**. Parey, Berlin.
- Schmid H., A. Keusch, R. Goetz, D. Schaub, B. Lehmann (1998): Management der Verschmutzung aus diffusen Quellen. Eine empirische Analyse von Phosphorabträgen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in einen Binnensee. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues* **34**, 513-521.
- Schmidli J. & C. Frei (2005): Trends of heavy precipitation and wet and dry spells in Switzerland during the 20th century. *International Journal of Climatology* **25**, 753-771.
- Schmidt G. (2004): Abflusssdynamik und Stofftransport – Methodische Aspekte der Datenerhebung zur Stofffrachtberechnung in Gewässereinzugsgebieten am Beispiel der Weida, Sachsen-Anhalt. In: C. Lorz & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten - Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 81-104.
- Schmidt J. (1999): Stoffhaushalt des Bodens in Laborexperimenten. In: R. Schneider-Sliwa, D. Schaub & G. Gerold (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie – Grundlagen und Methoden. Springer-Verlag, Heidelberg-Berlin-New York, 245-260.
- Schneider P. (2006): Hydrologische Vernetzung und ihre Bedeutung für diffuse Nährstoffeinträge im Hotzenwald / Südschwarzwald. Dissertation an der Univ. Basel. [unveröffentlicht]
- Schroetter S., J. Rogasik, S. Haneklaus, K. Panten & E. Schnug (2000): The contribution of light particle erosion to environmental phosphorus pollution on grassland: A project study. *DBG-Mitteilungen* **92**, 101-103.
- Schuler J., H. Kächele, K. Müller, K. Helming & P. Zander (2006): Economic frame for soil conservation Policies. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): Soil erosion in Europe. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 791-803.
- Schweizerischer Bundesrat (1998a): Gewässerschutzverordnung. Bern.
- Schweizerisches Bundesrat (1998b): Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo). Bern.
- Schwer P. (1994): Untersuchungen zur Modellierung der Bodenneubildungsrate auf Opalinuston des Basler Tafeljura. *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **18**, Basel, 1-190.
- Schwertmann U., W. Vogl & M. Kainz (1987): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Ulmer, Stuttgart.
- Seeger J., I. Kistner, G. Ollesch, R. Meissner & M. Rode (2005): Prozessbasierte Modellierung der Dynamik der mobilen P-Fraktion im Oberboden eines Kleineinzugsgebietes. *DBG-Mitteilungen* **107**, Bd. 2, 599-600.
- Seiberth C. (1997): Messungen der DOC- und POC-Austräge über den Vorfluter des Einzugsgebietes Länenbachtal. Diplomarbeit an der Universität Basel. [als Manuskript veröffentlicht]

- Seiberth C. (2001): Relation between Soil Erosion and Sediment Yield in Catchment Scale. In: D. E. Stott, R. H. Mohtar & G. C. Steinhardt (Hrsg.): Sustaining the Global Farm. West Lafayette, 725-731.
- Seiler W. (1980): Der Einfluss von landwirtschaftlicher Nutzung, Wirtschaftsweise und verschiedenen Niederschlagsarten auf das Erosionsereignis bzw. das Formungsverhalten im Oberlauf der Ergolz BL. *Regio Basiliensis* **21**, 186-197.
- Seiler W. (1983): Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt unter Einfluss der rezenten Bodenerosion am Beispiel zweier Einzugsgebiete im Basler Tafeljura bei Rothenfluh und Anwil. *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **5**, Basel.
- Sharpley A. N. (1980): The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. *Journal of Environmental Quality* **9**, 521-526.
- Sharpley A. N. & S. Rekolainen (1997): Phosphorus in Agriculture and its environmental implications. In: H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston (Hrsg.): Phosphorus loss from soil to water. CAB International, Wallingford, 1-53.
- Sigg L. & W. Stumm (1996): Aquatische Chemie – Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und die Chemie natürlicher Gewässer. vdf-Hochschulverlag, Stuttgart, 1-396.
- Sims J. T., R. R. Simard & B. C. Joern (1998): Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* **27**, 277-293.
- Spieß E. (1999): Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. *Schriftenreihe FAL* **28**, Zürich-Reckenholz.
- Spreafico & Weingartner (2005): Hydrologie der Schweiz – Ausgewählte Aspekte und Resultate. Berichte des BWG 7, Bern.
- Spycher B. (1997): Skalenabhängigkeit von Boden-Pflanze-Beziehungen und Stickstoffhaushalt auf einem Kalktrockenrasen im Laufener Jura (Region Basel). In: *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **25**, 1-121.
- Stamm C., Flüher, H., Gächter, R., Leuenberger, J. & Wunderli, H. (1998): Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *J. Environ. Qual.* **27**, 515-522.
- Stamm C., R. Sermet, J. Leuenberger, H. Wunderli, H. Wydler, H. Flüher & M. Gehre (2002): Multiple tracing of fast transport in a drained grassland soil. *Geoderma* **109**, 245-268.
- Stauss T. (1983): Bodenerosion, Wasser- und Nährstoffhaushalt in den Bodenerosionstestlandschaften Jura I im Hydrologischen Jahr 1982. Diplomarbeit Universität Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Steegeen A., G. Govers, I. Takken, J. Nachtergaele, J. Poesen & R. Merckx (2001): Factors controlling sediment and phosphorus export from two belgian agricultural catchments. *Journal of Environmental Quality* **30**, 1249-1258.
- Steinhardt U. (1999): Die Theorie der geographischen Dimensionen in der Angewandten Landschaftsökologie. In: R. Schneider-Sliwa, D. Schaub & G. Gerold (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie – Grundlagen und Methoden. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 47-64.
- Steinhardt U., O. Blumenstein & H. Barsch (2005): Lehrbuch der Landschaftsökologie. Mit Beiträgen von B. Ketz, W. Krüger & M. Wilmking. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.
- Strahler A. N. (1964): Quantitative geomorphology of drainage and channel networks. In: Van Te Chow (Hrsg.): Handbook of Applied Hydrology. McGraw Hill Book Company, New York, 39-76.
- Symader W. (1998): Bodenerosion und Gewässerbeschaffenheit. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Wissenschaftl. Buchgesellschaft, Darmstadt, 51-60.
- Thurmann E. M. (1985): Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff & Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Turner B. L. & P. M. Haygarth (2001): Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature* **411**, 258.

- Udawatta R. P., P. P. Motavalli & H. E. Garrett (2004): Phosphorus Loss and Runoff Characteristics in three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. *Journal of Environmental Quality* **33**, 1709-1719.
- Uhlmann D. & W. Horn (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Ulén B., C. Carlsson & B. Lidberg (2004): Recent trends and patterns of nutrient concentrations in small agricultural streams in Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment* **98**, 307-322.
- Uusitalo R., & E. Turtola (2003): Determination of redox-sensitive phosphorus in field runoff without sediment preconcentration. *Journal of Environmental Quality* **32**, 70-77.
- Van Oost K. & G. Govers (2006): Tillage Erosion. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): Soil erosion in Europe. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 599-608.
- Vavruch S. (1988): Bodenerosion und ihre Wechselbeziehungen zu Wasser, Relief, Boden und Landwirtschaft in zwei Einzugsgebieten des Basler Tafeljura (Hemmiken, Rothenfluh). *Physiogeographica – Basler Beiträge zur Physiogeographie* **10**, Basel.
- Verstraeten G., P. Bazzoffi, A. Lajczak, M. Rădoane, F. Rey, J. Poesen & J. de Vente (2006): Reservoir and pond sedimentation in Europe. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): Soil erosion in Europe. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 759-774.
- Vökt U. (2001). Direktsaat im Praxisversuch: Das Bodenschutzkonzept des Kantons Bern. *Agrarforschung* **8**(1), 4-5.
- Volk M. & U. Steinhardt (2004): Mesoskalige Landschaftsanalyse auf Basis von Untersuchungen des Landschaftshaushaltes: Probleme und hierarchische Lösungsansätze am Beispiel von Flusseinzugsgebieten. In: C. Lorz & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten - Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer-Verlag: Berlin-Heidelberg, 171-205.
- Vollenweider R. Q. (1975): Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **37**: 53-84.
- Wall G. J., A. W. Bos & A. H. Marshall (1996): The relationship between phosphorus and suspended sediment loads in Ontario watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* **51**(6), 504-507.
- Walling D. E. & Y. Zhang (2004): Predicting slope-channel connectivity – a national-scale approach. In: V. Golosov, V. Belyaev & D.E. Walling (Hrsg.): Sediment transfer through the fluvial system. *IAHS Publication* **288**, 107-114.
- Weibel M. (2005): Verifikation von Erosion 3D durch Berechnung von Oberflächenabfluss und Sedimentaustrag und Korrelation mit Messdaten im Länenbachtal. Diplomarbeit an der Univ. Basel. [als Manuskript veröffentlicht]
- Weiland M. (2004): Untersuchungen zur Abflussdynamik in Einzugsgebieten. In: Lorz C. & D. Haase (Hrsg.): Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten - Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 57-62.
- Weiler M. H. (2002): Mechanisms controlling macropore flow during infiltration – dye tracer experiments and simulations. Dissertation ETH Zürich. URL: <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=14237> [14.12.2006]
- Weisshaidinger R., B. Hebel, P. Ogermann, C. Katterfeld & R. Koch (2005): Phosphorus concentration of brook runoff in a Swiss agricultural catchment – longitudinal variability and subsurface drainage impact. *IAHS Publications (Red books)* **299**, 81-88.
- Weisshaidinger R. & H. Leser (2006): Switzerland. In: J. Boardman & J. Poesen (Hrsg.): Soil erosion in Europe. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 231-244.
- Wenkel K.-O. (1999): Dynamische Landschaftsmodelle für die Angewandte Landschaftsökologie. In: R. Schneider-Sliwa, D. Schaub & G. Gerold (Hrsg.) Angewandte Landschaftsökologie – Grundlagen und Methoden. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 107-133.
- Whiters P. J. A. (1994): The significance of agriculture as a source of phosphorus pollution to inland and coastal waters in the UK. ADAS Bridgets, Winchester.

- Wilhelm F. (1997): Hydrogeographie. Grundlagen der allgemeinen Hydrogeographie. Das Geographische Seminar, Westermann, Braunschweig.
- Wilke B. & D. Schaub (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. *Mitteilungen DBG* **79**, 435-438.
- Wischmeier W. H. & D. D. Smith 1978: Predicting Rainfall Erosion Loss – A Guide to Conservation Planning. *U.S. Dep. of Agriculture Handbook* **537**, Washington D.C..
- Wohlrab B., H. Ernstberger, A. Meuser und V. Sokollek (1992): Landschaftswasserhaushalt. Parey, Berlin.
- Wüthrich C. & H. Leser 2003: Geoökologischer Laborkurs – Das Handbuch zum Kurs. Basel. [als Manuskript vervielfältigt].

Anhang

Abb. A-1: Niederschlag, Temperatur und Abflusspende ausgewählter Einzugsgebiete im Ergolztal für das Jahr 2002	(Anhangseite) 1
Abb. A-2: Niederschlag, Temperatur und Abflusspende ausgewählter Einzugsgebiete im Ergolztal für das Jahr 2003	Anhang 2
Abb. A-3: Niederschlag, Temperatur und Abflusspende ausgewählter Einzugsgebiete im Ergolztal für das Jahr 2004	3
Tab. A-1: Übersicht aller aufgenommenen Abfluss-Stoff-Hysteresen der Pegel P50, P51 und P52	4
Tab. A-2: Räumlicher Zusammenhang der DRP-Konzentrationen anhand der Pearson-Korrelation und der Spearman-Rho-Rangkorrelation im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004	5
Tab. A-3: Mittlere und maximale Stoffkonzentrationen (SS, DRP und TP) der Hochwasserereignisse für die EZG P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 unterteilt in Zweimonatsperioden	6
Tab. A-4: Durchflussgewichtete Stoffbilanzen (SS, DRP, TP und PP) der Hochwasserereignisse für die EZG P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 unterteilt in Zweimonatsperioden	6

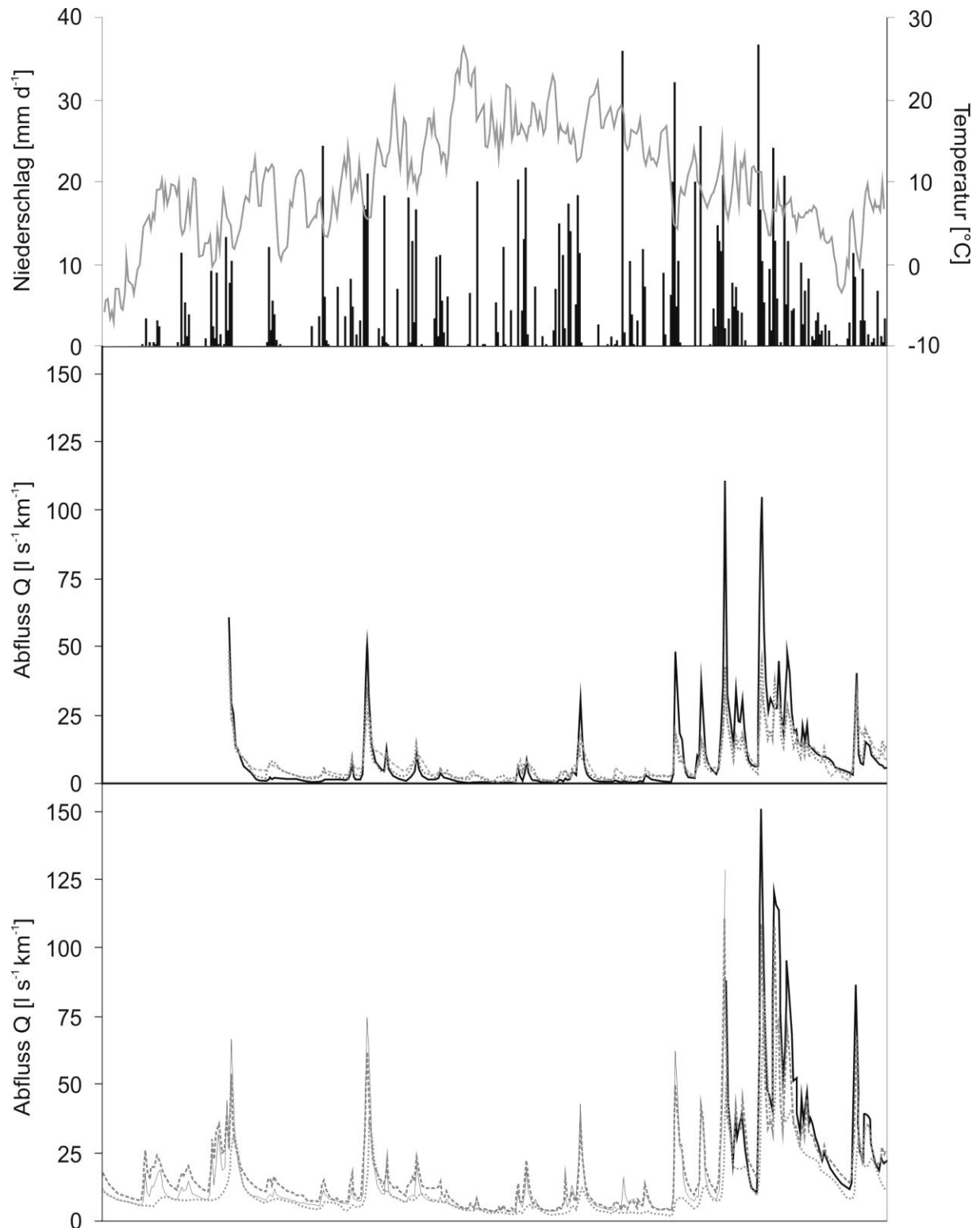


Abb. A-1: Niederschlag, Temperatur und Abflusssspende ausgewählter Einzugsgebiete im Ergolzthal für das Jahr 2002

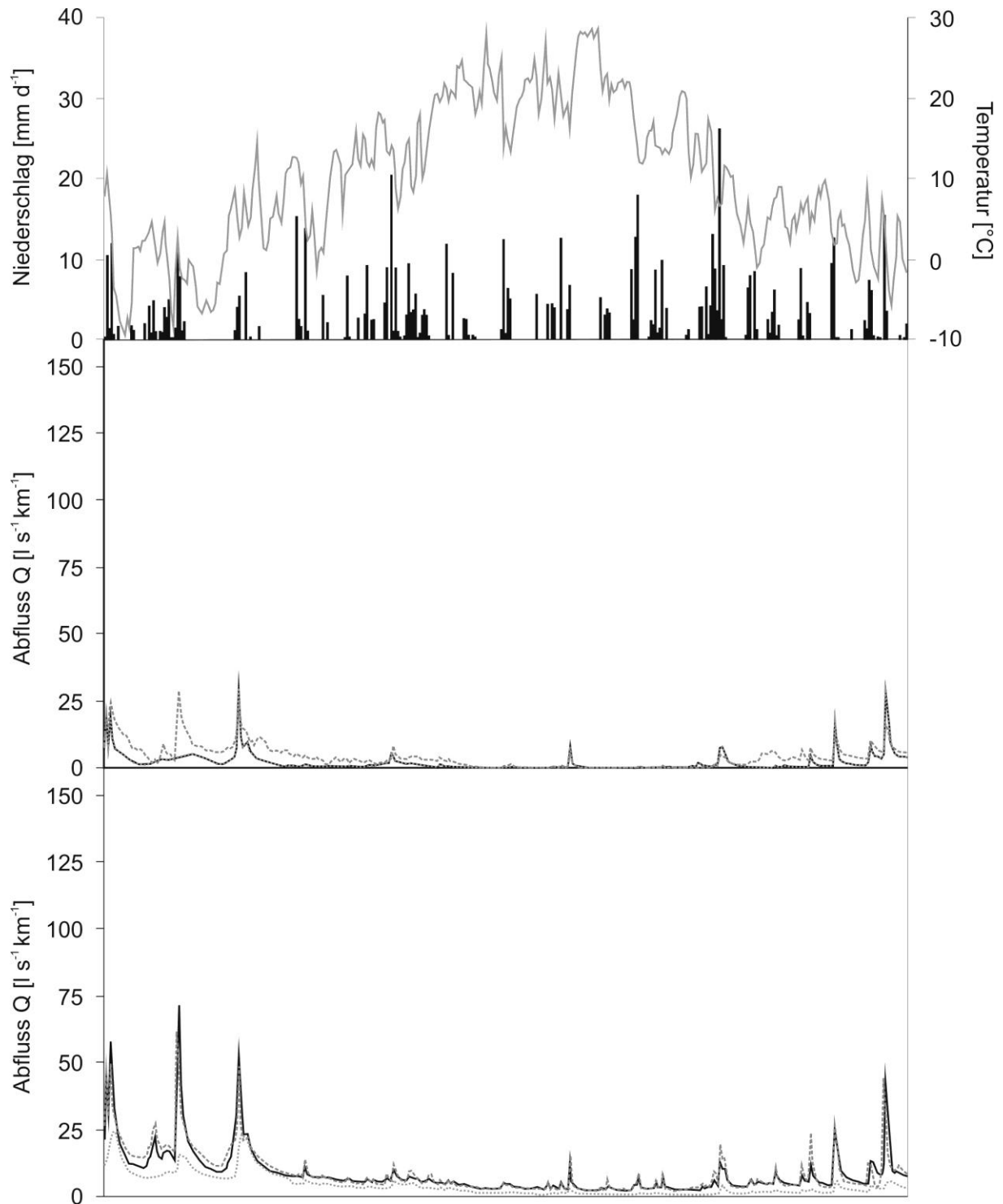


Abb. A-2: Niederschlag, Temperatur und Abflusssspende ausgewählter Einzugsgebiete im Ergolzthal für das Jahr 2003

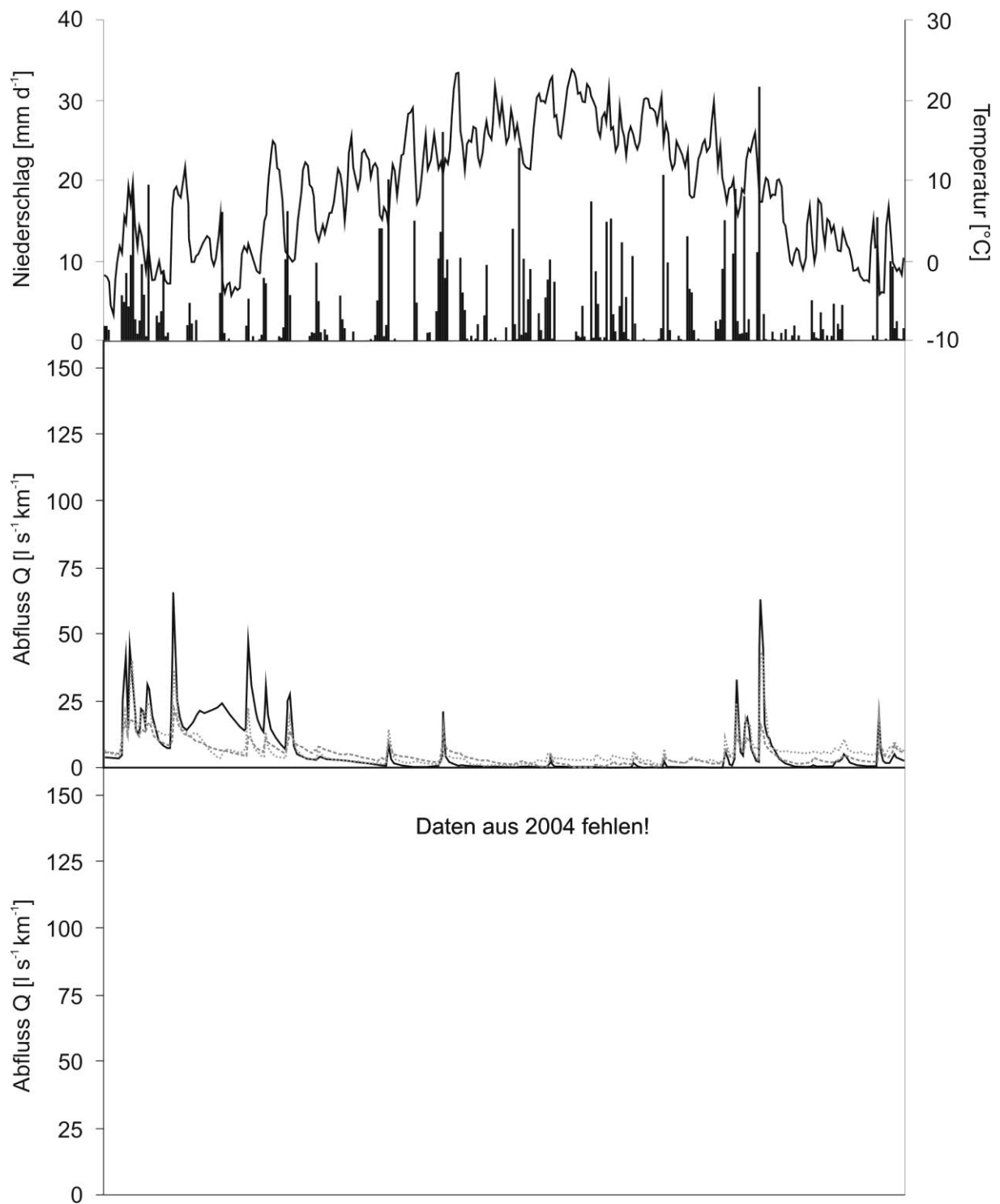


Abb. A-3: Niederschlag, Temperatur und Abflusssspende ausgewählter Einzugsgebiete im Ergolzthal für das Jahr 2004

Tab. A-1: Übersicht aller aufgenommenen Abfluss-Stoff-Hysteresen der Pegel P50, P51 und P52

Hysteresetyp R zu C...	P50			P51			P52		
	SS	DRP	TP	SS	DRP	TP	SS	DRP	TP
26.04.2002				3	3	4	3	3	5
02.05.2002				2	2	2	2	4	2
10.08.2002				2	2	2	2	2	2
23.09.2002				4	1	1	5	4	1
04.10.2002				8	2	8	8	2	7
15.10.2002				3	3	3	2	2	2
21.10.2002				9	2	2	9	2	8
24.10.2002					6	6		6	6
02.11.2002				1	2	3	3	3	2
07.11.2002				5	2	6	5	2	6
09.11.2002		5		2	3	2	2	5	3
10.11.2002		1		8	8	8	8	8	8
11.11.2002		3		5	2	3	3	3	3
14.11.2002				3	2	3	3	3	3
17.11.2002				2	2	2	2	10	5
22.11.2002				2	3	2	9	4	4
16.12.2002				7	11	11	2	2	2
21.12.2002				2	2	2	11	2	9
02.01.2003				2	3	2	2	1	4
11.05.2003				5	1	6	2	7	3
30.07.2003	1	3	3	3	1	8	3	3	3
17.11.2003	9	10	10						
13.01.2004	2	4	3	3	5	5	3	1	1
23.03.2004	6	11	1	11	11	11	7	11	7
08.05.2004	4	1	1						
02.06.2004	1	3	8	3	1	1	3	3	4

Legende	R	L	GR	GL
eingipfelig	R-E-	L-E-	GR-E-	GL-E-
mehrgipfelig	R-M-	L-M-	GR-M-	GL-M-

Tab. A-2: Räumlicher Zusammenhang der DRP-Konzentrationen anhand der Pearson-Korrelation und der Spearman-Rho-Rangkorrelation im Zeitraum 01.01.2002 bis 30.06.2004

Korrelationen CDRP [mg l⁻¹]

		SPEARMAN RANGKORRELATION														
		E10	L2	L3	L4	L8	L10	L13	D1	D2	D4	D7	D13	D14		
Pearson Korrelation	E10	0.689 0.000 70	0.371 0.002 70	0.353 0.003 67	0.115 0.347 69	0.132 0.549 23	0.360 0.014 46	0.233 0.057 67	0.256 0.132 36	0.325 0.023 49	-0.007 0.967 37	0.252 0.038 68	0.406 0.029 29		E10	
	L2	0.653 0.000 70	L2 0.000 70	0.645 0.000 67	0.588 0.000 69	0.370 0.051 23	0.412 0.055 46	0.284 0.000 67	0.472 0.003 36	0.476 0.362 49	0.133 0.052 37	0.323 0.012 68	0.302 0.003 29		L2	
	L3	0.426 0.000 70	0.521 0.000 70	L3 0.000 67	0.687 0.000 69	0.563 0.244 23	0.253 0.006 46	0.397 0.000 67	0.652 0.011 36	0.421 0.980 49	-0.004 0.000 37	0.566 0.000 68	0.509 0.000 29	0.526 0.003 29		L3
	L4	0.017 0.890 67	0.227 0.065 67	0.627 0.000 67	L4 0.000 66	0.630 0.012 23	0.517 0.008 46	0.389 0.002 66	0.382 0.339 36	0.164 0.010 49	0.364 0.355 37	0.157 0.000 66	0.482 0.000 27	0.664 0.000 27		L4
	L8	-0.040 0.744 69	0.188 0.121 69	0.433 0.000 69	0.731 0.000 66	L8 0.005 23	0.568 0.039 46	0.305 0.000 66	0.476 0.334 36	0.166 0.031 36	0.308 0.092 49	0.281 0.001 37	0.395 0.001 67	0.577 0.001 29		L8
	L10	0.100 0.651 23	0.353 0.098 23	0.137 0.532 23	0.414 0.050 23	0.477 0.021 23	L10 0.033 13	0.593 0.020 23	0.480 0.030 19	0.498 0.108 19	0.381 0.018 20	0.524 0.016 23	0.497 0.013 22	0.522 0.013 22		L10
	L13	0.365 0.013 46	0.277 0.063 46	0.354 0.016 46	0.219 0.144 46	0.381 0.009 46	0.736 0.004 13	L13 0.058 46	0.219 0.701 23	0.260 0.315 35	0.095 0.131 24	0.345 0.657 46	0.669 0.019 13	0.669 0.012 13		L13
	D1	0.409 0.001 67	0.552 0.000 67	0.698 0.000 67	0.360 0.003 66	0.256 0.038 66	0.326 0.129 23	0.333 0.024 46	D1 0.000 36	0.599 0.629 49	0.071 0.000 37	0.757 0.000 67	0.415 0.000 67	0.305 0.114 28		D1
	D2	0.222 0.193 36	0.450 0.006 36	0.748 0.000 36	0.487 0.003 36	0.327 0.051 36	0.201 0.408 19	0.454 0.030 23	0.869 0.000 36	D2 0.159 34	0.247 0.002 36	0.503 0.106 36	0.274 0.074 22	0.388 0.074 22		D2
	D4	0.468 0.001 49	0.494 0.000 49	0.131 0.371 49	0.259 0.072 49	0.288 0.044 49	0.157 0.522 19	0.313 0.067 35	0.369 0.009 49	0.321 0.064 34	D4 -0.389 34	0.126 0.387 49	0.189 0.412 21	0.189 0.412 21		D4
	D7	0.061 0.718 37	0.292 0.080 37	0.718 0.000 37	0.456 0.005 37	0.338 0.041 37	0.402 0.079 20	0.237 0.265 24	0.866 0.000 37	0.875 0.000 36	-0.140 0.430 34	D7 0.027 37	0.364 0.315 23	0.219 0.315 23		D7
	D13	0.192 0.117 68	0.129 0.294 68	0.612 0.000 68	0.517 0.000 66	0.187 0.129 67	0.185 0.397 23	0.133 0.378 46	0.441 0.000 67	0.425 0.010 36	0.010 0.948 49	0.481 0.003 37	D13 0.014 29	0.451 0.014 29		D13
	D14	0.019 0.924 29	0.348 0.064 29	0.417 0.025 29	0.723 0.000 27	0.949 0.000 29	0.570 0.006 22	0.674 0.012 13	0.193 0.326 28	0.481 0.023 22	-0.046 0.845 21	0.407 0.054 23	0.153 0.430 29	D14 0.153 29		D14
			E10	L2	L3	L4	L8	L10	L13	D1	D2	D4	D7	D13	D14	
		Pearson Korrelation														

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Schwarz schattierten Zellen und weisse Schrift: r^2 bzw. $xy > 0.75$; grau unterlagerte Zellen: 0.5-0.75. In der zweiten Zeile ist die Signifikanz (zweiseitig), darunter der Stichprobenumfang dargestellt.

Tab. A-3: Mittlere und maximale Stoffkonzentrationen (SS, DRP und TP) der Hochwasserereignisse für die EZG P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 unterteilt in Zweimonatsperioden

Jahr	Zeitraum	C _{SS_{MW}}		C _{SS_{MAX}}		C _{DRP_{MW}}		C _{DRP_{MAX}}		C _{TP_{MW}}		C _{TP_{MAX}}		R _{MW}		R _{MAX}	
		P51	P52	P51	P52	P51	P52	P51	P52	P51	P52	P51	P52	P51	P52	P51	P52
		[g l ⁻¹]				[mg l ⁻¹]				[mg l ⁻¹]				[mm h ⁻¹]			
2002	März/Apr	0.24	0.13	1.90	0.70	0.04	0.15	0.09	0.33	0.14	0.33	0.35	0.70	0.06	0.07	0.12	0.32
	Mai-Juni	0.16	0.09	1.22	1.30	0.04	0.12	0.07	0.21	0.11	0.21	0.27	0.47	0.04	0.05	0.07	0.25
	Juli-August	0.10	0.10	0.46	0.31	0.08	0.11	0.15	0.20	0.10	0.13	0.20	0.25	0.03	0.03	0.04	0.14
	September-Oktober	0.13	0.09	2.06	2.73	0.04	0.09	0.10	0.29	0.07	0.14	0.19	0.42	0.06	0.06	0.10	0.38
2002	November-Dezember	0.11	0.07	1.80	1.29	0.03	0.06	0.17	0.27	0.07	0.12	0.36	0.52	0.09	0.10	0.12	0.38
2003	Januar-Februar	0.17	0.17	3.17	3.47	0.06	0.10	0.14	0.23	0.11	0.22	0.38	0.72	0.10	0.11	0.16	0.31
	März-April	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.06	0.06	0.10	0.19
	Mai-Juni	0.18	0.19	4.18	4.96	0.06	0.09	0.11	0.14	0.13	0.12	0.41	0.17	0.02	0.01	0.09	0.08
	Juli-August	0.04	0.04	2.95	2.85	0.06	0.23	0.22	0.37	0.08	0.26	0.55	1.85	0.01	0.01	0.07	0.24
	September-Oktober	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.02	0.01	0.04	0.10
2003	November-Dezember	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.04	0.04	0.06	0.17
2004	Januar-Februar	0.28	0.23	0.91	1.44	0.03	0.04	0.04	0.06	0.08	0.12	0.09	0.18	0.06	0.10	0.08	0.20
	März-April	0.03	0.01	0.32	0.18	0.01	0.03	0.03	0.07	0.04	0.11	0.20	0.25	0.04	0.05	0.05	0.10
2004	Mai-Juni	0.33	1.03	5.07	4.44	0.08	0.12	0.15	0.28	0.10	0.18	0.16	0.47	0.04	0.04	0.06	0.10
Gesamt		0.16	0.20	2.19	2.15	0.05	0.10	0.12	0.22	0.09	0.18	0.29	0.55	0.05	0.05	0.08	0.21

* keine Beprobung der vorliegenden, kleinen Hochwasserereignisse.

Tab. A-4: Durchflussgewichtete Stoffbilanzen (SS, DRP, TP und PP) der Hochwasserereignisse für die EZG P50, P51 und P52 im Zeitraum 01.03.2002 bis 30.06.2004 unterteilt in Zweimonatsperioden

Jahr	Zeitraum	DRP pro mm R			TP pro mm R			SS pro mm R		
		P50	P51	P52	P50	P51	P52	P50	P51	P52
		[g ha ⁻¹]			[g ha ⁻¹]			[kg ha ⁻¹]		
2002	März/Apr	0.4	0.4	1.0	1.6	1.0	2.0	4.1	2.1	1.3
	Mai-Juni	0.4	0.5	1.1	1.6	1.0	1.9	3.6	1.5	1.4
	Juli-August	0.7	0.8	1.2	1.8	1.0	1.7	1.2	1.0	1.8
	September-Oktober	0.4	0.4	0.9	1.6	0.8	1.6	4.7	1.8	1.6
2002	November-Dezember	0.3	0.4	0.9	1.6	0.9	1.8	5.8	1.7	1.2
2003	Januar-Februar	0.4	0.4	0.9	1.6	0.9	1.9	5.6	1.9	2.0
	März-April	0.5	0.4	0.8	1.7	0.8	1.6	4.6	1.8	0.7
	Mai-Juni	1.6	1.1	1.4	2.2	1.5	1.8	2.2	2.3	2.6
	Juli-August	2.0	1.7	4.2	5.1	1.8	5.3	4.6	0.9	7.4
	September-Oktober	0.8	1.4	2.6	0.9	1.4	2.9	0.6	0.9	6.0
2003	November-Dezember	0.4	0.3	0.7	1.6	0.8	1.6	1.9	1.9	0.6
2004	Januar-Februar	0.3	0.3	0.9	1.5	0.8	1.8	1.9	2.4	0.3
	März-April	0.3	0.3	0.6	1.4	0.6	1.4	0.6	1.2	0.3
2004	Mai-Juni	0.9	0.7	0.9	2.6	0.9	1.7	3.1	2.8	1.5
Gesamt		0.4	0.4	0.9	1.6	0.9	1.8	3.8	1.8	1.2

Erklärung

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Doktorarbeit ohne Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt habe. Die benutzten Quellen wurden wörtlich oder inhaltlich als solche kenntlich gemacht.

Diese Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungskommission vorgelegen.

Rainer Weißhaidinger

Basel, im Mai 2007