

Erfassung und Bewertung wassergetragener Sediment- und Stofftransferprozesse in Weinbaugebieten Sachsen-Anhalts

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Naturwissenschaftlichen Fakultät III
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Geowissenschaften



von

Reiko Liermann

Gutachter:

1. Prof. Dr. Manfred Frühauf
(Institut für Geowissenschaften, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg)
2. Prof. Dr. Dieter König
(Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz-Landau)

Tag der Verteidigung: 8. April 2010

*Kommt, geschnitten ist der Wein,
und es schäumt die Kelter;
lasst uns heute lustig sein,
morgen sind wir älter.*

Theodor Kramer (1897-1958)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des EFRE Projektes „Vergleichende Untersuchungen zur Erfassung und Bewertung wassergetragener Sediment- und Stofftransferprozesse in Weinbaugebieten Sachsen-Anhalts hinsichtlich der Belastungswirkung auf Böden und Gewässer“ und wurde finanziell gefördert vom Kultusministerium des Landes Sachsen-Anhalt, Förder-Kennziffer 3290A/0080L (EFRE-FKZ: 2.21.8.0100054).

Ich danke Herrn Prof. Dr. Manfred Frühauf für die Anregung zu dieser Arbeit, die wissenschaftliche Begleitung, die stete Diskussionsbereitschaft und das mir gewährte Vertrauen bei der Bearbeitung des gestellten Themas.

Ein herzlicher Dank gilt den Winzern Carmen Lenke und René Schwalbe vom Weingut „Rollsdorfer Mühle“. Da die Installation von Messtechnik und Erhebung von Messdaten im Gelände grundsätzlich von der Bereitstellung geeigneter Flächen abhängt, sind Kooperationen entscheidend für das Gelingen. Mit den Diplom-Landwirten Carmen Lenke und René Schwalbe konnten entsprechende Partner gewonnen werden, die nicht nur ihr Weingut zur Verfügung stellten, sondern durch einen persönlichen Mehraufwand an Arbeit das Projekt entscheidend unterstützten.

Für die gute Zusammenarbeit im Gelände und im Labor danke ich den studentischen Hilfskräften K. Lipfert, F. Zinecker und E. Grüneberg.

Danken möchte ich auch Herrn Dr. Michael Zierdt und seinen Mitarbeiterinnen Frau Kurze und Frau Schulz im Physisch-Geographischen/Geoökologischen Labor des Institutes.

René Schwalbe, Dr. Tobias Meinel und Dr. Daniel Wurbs sei gedankt für die Hilfestellung bei der Einrichtung des Messplatzes am Stedtener Pastorenstieg.

Für die Durchsicht des Manuskriptes und die hilfreichen Diskussionen danke ich S. Lachmann und J. Landreh.

Nicht zuletzt gebührt Finn, meinen Eltern und der Familie Manuela und Thomas Hantschel ein ganz besonderer Dank.

Ich möchte mich auch bei all jenen bedanken, die hier nicht namentlich genannt wurden, die mich jedoch in den letzten Jahren bei vielen Gelegenheiten unterstützt haben und auf deren Verständnis und ehrlichen Rat ich mich verlassen konnte.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Inhaltsverzeichnis	II
Verzeichnis der Abbildungen	IV
Verzeichnis der Tabellen	VII
Verzeichnis der Abkürzungen	XI
Anhangverzeichnis	XIV
1 Einleitung und Zielstellung	1
2 Stand der Forschung	3
2.1 Oberflächenabfluss und Erosion	3
2.2 Die Bedeutung des Oberflächenabflusses auf Weinbauflächen	6
2.3 Böden in Weinbaugebieten	8
2.3.1 Eigenschaften der Rigosole	8
2.3.2 Einfluss von Bodenpflegesystemen im Weinbau auf Oberflächenabfluss und Erosion	10
3 Die Untersuchungsgebiete	12
3.1 Geologischer Untergrund, morphologische Verhältnisse und Böden	20
3.2 Klimatische Verhältnisse und Witterung	22
3.3 Bewirtschaftung der Versuchsflächen	24
4 Material und Methoden	25
4.1 Auswahl und Struktur des Messprogramms	25
4.2 Untersuchungsmethodik	25
4.2.1 Messanordnung Oberflächenabfluss	25
4.2.2 SCS-CN Methode für den Oberflächenabfluss	28
4.2.3 Erosionsmodell PC-ABAG 2.0	31
4.2.4 Messanordnung Bodensickerwasser	32
4.2.5 Laboruntersuchungen	35
4.2.6 Felduntersuchungen	35
4.2.7 Klimadatenerfassung	35
4.3 Statistik	38
4.3.1 Datenaufbereitung und Datenhaltung	38

4.3.2	Statistische Methoden	39
5	Ergebnisse	40
5.1	Klimatische Verhältnisse und Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum	40
5.1.1	Temperatur	41
5.1.2	Niederschlag	43
5.1.3	Wasserhaushalt	48
5.2	Die Böden der Untersuchungsgebiete	52
5.2.1	Charakterisierung der Böden in den Untersuchungsgebieten	52
5.2.2	Bodenchemische Kennwerte	53
5.2.3	Bodenphysikalische Kennwerte	55
5.3	Sickerwasser und Stofftransport	56
5.3.1	Sickerwasserperiode am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3]	56
5.3.2	Sickerwasserperiode am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]	61
5.3.3	Sickerwasserchemismus und Auswaschung	62
5.4	Oberflächenabfluss (Runoff) und Stofftransport	78
5.4.1	Charakterisierung der Oberflächenabflussereignisse	79
5.4.2	Stoffaustrag und Stoffkonzentrationen	81
5.5	Ergebnisse der Oberflächenabflussmessungen mit dem PAS	94
5.5.1	Zeitliche Variabilität des Niederschlags	95
5.5.2	Dynamik des Oberflächenabflusses (Runoff-Hydrograph)	99
5.5.3	Oberflächenabflussdaten ausgewählter Ereignisse	99
5.5.4	Ereignisabflusses und Bodenabtrages nach dem SCS-CN Verfahren und ABAG	113
6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	116
7	Literaturverzeichnis	124
8	Anhang (Daten CD ROM)	
8.1	Anhang – Material und Methoden	A-1
8.2	Anhang – Stoffkonzentrationen im Sickerwasser	A-3
8.3	Anhang – Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss	A-34

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2-1	Schematisierte Übersicht der verschiedenen Mechanismen zur Abflussbildung am Heineckeberg – Weingut Rollsdorfer Mühle (MERZ 1996, verändert).	7
Abbildung 2.3-1	Bodenbearbeitungsvarianten im Untersuchungsgebiet. a) OFFEN Plot_5, b) GRAS Plot_3 und c) MULCH Plot_2.	11
Abbildung 2.3-2	Weißburgunder auf MULCH am Standort Heineckeberg Weingut Rollsdorfer Mühle [Plot_2].	14
Abbildung 2.3-3	Erosionsminderung durch Mulchauflage (SCHWERTMANN et al. 1987).	14
Abbildung 2.3-4	Vergleich der Bodenwassergehalte (Vol.%) im Oberboden zwischen den Rebentwicklungsstadien Austrieb und Blüte (SCHWAB 1996).	15
Abbildung 2.3-5	Der Einfluss des Rindenmulchs auf den Humusgehalt des Oberbodens im Vergleich unterschiedlicher Bodenbearbeitungsvarianten (SCHWAB 1996).	15
Abbildung 3-1	Untersuchungsstandorte im Weinbaugebiet Saale-Unstrut.	16
Abbildung 3-2	Übersicht zum Untersuchungsstandort Heineckeberg (Weingut Rollsdorfer Mühle) [Plot_1 bis Plot_3].	17
Abbildung 3-3	Übersicht zum Untersuchungsstandort Stedtener Pastorenstieg (Weingut Rollsdorfer Mühle) [Plot_4].	18
Abbildung 3-4	Übersicht zum Untersuchungsstandort Steinkreuzweg (Landesweingut Bad Kösen) [Plot_5 bis Plot_7].	19
Abbildung 3.1-1	Lage der Untersuchungsgebiete bezogen auf die Verbreitung der Trias in Deutschland (DETTMER & LEPPER 1999; STATISTISCHES BUNDESAMT 2004; überarbeitet und ergänzt).	21
Abbildung 3.2-1	Langjähriges Mittel der Niederschläge (unkorrigiert) im Saale-Unstrut-Weinanbaugebiet (MÜLLER & SCHUMANN 2001, verändert).	23
Abbildung 4.2-1	Messanordnung am Messfeld Heineckeberg. (Von links nach rechts: Plot_1 OFFEN, Plot_2 MULCH, Plot_3 GRAS).	26
Abbildung 4.2-2	PAS-Probenahme im Weinbau. (links Messfeld Heineckeberg, rechts Messfeld Stedtener Pastorenstieg – Weingut Rollsdorfer Mühle).	27
Abbildung 4.2-3	Bodenhydrologischer Messplatz am Standort Heineckeberg. [Plot_1 bis Plot_3]. Links: Kunststoffsaugkerze (Fa. Eco Tech). Rechts: Tensiometer mit oben liegendem Druckaufnehmer (Fa. UP GmbH).	33
Abbildung 5.1-1	Vergleich der Witterungswerte zum langjährigen Jahresmittel im Raum Halle/S.. Darstellung der Mittelwerte für den Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] im Untersuchungszeitraum 2000-2003.	41
Abbildung 5.1-2	Vergleich der Witterungswerte zum langjährigen Jahresmittel im Raum Halle/S. Darstellung der Mittelwerte für den Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] im Untersuchungszeitraum 2001-2003.	41
Abbildung 5.1-3	Weinbaurelevante Parameter „Durchschnittstemperatur im kältesten Monat“ und „Frosttermine“ im Bereich Mansfelder Seen.	42

Abbildung 5.1-4	Verteilung der Niederschläge (mm) am Standort Heineckeberg [Plot_1-3].	43
Abbildung 5.1-5	Verteilung der Niederschläge (mm) am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].	43
Abbildung 5.1-6	Summenkurve des korrigierten Niederschlags (mm) 2002 im Bereich Mansfelder Seen.	45
Abbildung 5.1-7	Summenkurve des korrigierten Niederschlags (mm) 2003 im Bereich Mansfelder Seen.	46
Abbildung 5.1-8	Anzahl nasser Tage (Tage/Jahr), Dauer extremer Trockenperioden und deren saisonale Verteilung im Bereich Mansfelder Seen.	46
Abbildung 5.1-9	Verteilung der Niederschlagsereignistage $N > 0,1$ mm und $N > 10$ mm im Bereich Mansfelder Seen.	48
Abbildung 5.1-10	Niederschlag (N), klimatische Wasserbilanz (kWB) und potentielle Verdunstung (ETP) am Referenzstandort Halle/S. (1961-1990).	49
Abbildung 5.1-11	Niederschlag (N), klimatische Wasserbilanz (kWB) und Evapotranspiration (ETP_{GRAS}) am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3].	49
Abbildung 5.1-12	Niederschlag (N), klimatische Wasserbilanz (kWB) und Evapotranspiration (ETP_{GRAS}) am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].	50
Abbildung 5.3-1	Kumulierte Darstellung der entnommenen Bodenlösung (ml) im Bereich Mansfelder Seen.	58
Abbildung 5.3-2	Wasserhaushalt und Bodenlösungsproben (ml) aus 30 und 60cm Tiefe am Standort Heineckeberg.	59
Abbildung 5.3-3	Horizontale Differenzierung der Bodenlösungsproben am Standort Heineckeberg (Summe (l) der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).	60
Abbildung 5.3-4	Wasserhaushalt und Bodenlösungsproben (ml) am Standort Stedtener Pastorenstieg.	61
Abbildung 5.3-5	Ganglinien und Konzentrationsbereiche (mg/l bzw. mS/cm) der im Bodenwasser gelösten Ionen. Dargestellt über den Versuchszeitraum HJ 2000-HJ 2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).	65
Abbildung 5.3-6	Ganglinien und Konzentrationsbereiche (mg/l bzw. mS/cm) der im Bodenwasser gelösten Ionen. Dargestellt über den Versuchszeitraum HJ 2001-HJ 2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).	66
Abbildung 5.3-7	Mittlere stoffliche Zusammensetzung der Bodenlösung (mmol/l [eq]) im Bereich Mansfelder Seen. Vergleich der Bearbeitungsvarianten. Messperiode: HJ 2000-2002 (Median der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).	67
Abbildung 5.3-8	Mittlere stoffliche Zusammensetzung der Bodenlösung (mmol/l [eq]) im Bereich Mansfelder Seen. Vergleich der Bearbeitungsvarianten. Messperiode: HJ 2001-2002 (Median der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).	68

Abbildung 5.3-9	Horizontale und vertikale Differenzierung der Lösungsfracht im Sickerwasser am Bsp. der mittleren elektrischen Leitfähigkeit.	73
Abbildung 5.3-10	Horizontale Differenzierung der mittleren Elementverteilung in der Bodenlösung am Standort Heineckberg. Messperiode: HJ 2000-2002 (Median der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).	75
Abbildung 5.3-11	Vertikale Differenzierung der mittleren Elementverteilung in der Bodenlösung am Standort Heineckberg. Messperiode: HJ 2000-2002 (Median der Entnahmepunkte Ober-, Mittel- und Unterhang).	76
Abbildung 5.4-1	Stoffausträge und mittlere stoffliche Zusammensetzung im Runoff (mmol/l [eq]) im Bereich Mansfelder Seen. Messperiode: HJ 1999-2002.	83
Abbildung 5.4-2	Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss im Bereich Mansfelder Seen. Ganglinien der gelösten Anionen (mg/l bzw. mS/cm) dargestellt über den Versuchszeitraum der HJ 1999–2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).	86
Abbildung 5.4-3	Stoffausträge und mittlere stoffliche Zusammensetzung im Runoff (mmol/l [eq]) im Bereich Schloss Neuenburg. Messperiode: HJ 2000-2002.	91
Abbildung 5.4-4	Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss im Bereich Schloss Neuenburg. Ganglinien der gelösten Anionen (mg/l bzw. mS/cm) dargestellt über den Versuchszeitraum der HJ 2000–2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).	92
Abbildung 5.5-1	Schematisierter Niederschlag-Hyetograph und Runoff-Hydrograph für die PAS-Messungen auf Plot_1 und Plot_4 (LIERMANN 2007, BEVEN 2003, DINGMAN 2002, verändert).	94
Abbildung 5.5-2	Runoff Hydrograph Plot_1 vom 17. Juli 2002.	101
Abbildung 5.5-3	Nährstoffkonzentration [mg/l] im „first flush“ am Standort Heineckberg (Plot_1).	105
Abbildung 5.5-4	Ganglinien der Nährstoffionen (mg/l) im Oberflächenabfluss. Runoff vom 17.07.02 Plot_1 (unterbrochene Linie: t_a bzw. Grenzwert der TrinkwV).	107
Abbildung 5.5-5	Ganglinien der Nährstoffionen (mg/l) im Oberflächenabfluss. Runoff vom 17.07.02 Plot_4 (unterbrochene Linie: rot [t_a] bzw. Grenzwert der TrinkwV).	109
Abbildung 5.5-6	Rillenerosion nach dem Runoff vom 17.07.2002 auf Plot_4.	110
Abbildung 5.5-7	Feinbodenfraktionen der Intervallproben PAS _{IS1-24} auf Plot_4.	110
Abbildung 5.5-8	Vergleich der Texturverhältnisse im Ausgangs- und Erosionsmaterial.	111

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2-1	Untersuchungen zur Oberflächenabflussbildung in der Sonderkultur Weinbau.	3
Tabelle 2.3-1	Durchschnittliche Werte der Nährstoffauswaschung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).	9
Tabelle 2.3-3	Wesentliche Aspekte der Begrünung als Bodenpflegemaßnahme in den Rebassen (FOX 2000, REDL, RUCKENBAUER & TRAXLER 1995, MOHR 1995).	13
Tabelle 3.2-1	Vergleich der Klimadaten deutscher Weinbauorte (Vogt & Götz 1977, Müller & Schumann 2001).	22
Tabelle 4.2-1	Angaben zu den Erosions-Plots im Untersuchungsgebiet.	26
Tabelle 4.2-2	Einteilung der hydrologischen Bodentypen (SOIL CONSERVATION SERVICE 1996, SINGH 1992, DVWK 113).	31
Tabelle 4.2-3	Einteilung der Bodenfeuchteklassen (BFK).	31
Tabelle 4.2-4	Betrachtungsebenen zur Bewertung der Prozessvariablen Bodenwasserchemismus.	32
Tabelle 4.2-5	Unterscheidung von Landregen und starken Dauerregen (Schauern) nach den Definitionen des DWD	36
Tabelle 5.1-1	Korrelationskoeffizienten der klimatischen Parameter an den Messplätzen Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3], Stedtener Pastorenstieg [Plot_4], Etzdorf (Etz) und Flughafen Leipzig-Schkeuditz (LS). Messperiode: 2000-2003. Statistikintervall: Monatsmittelwerte/-summen (n =1461).	40
Tabelle 5.1-2	Sommer-/Winterquotient und Ariditätskoeffizient a als witterungsbeschreibende Parameter des Untersuchungsgebietes. ($a < 1$: arid; $a > 1$: humid). So/Wi-Quotient aus Sommer- und Winterniederschlag, a -Ariditätskoeffizient, dMI-Trockenheitsindex.	44
Tabelle 5.1-3	Ereignistage für den Niederschlag (Plot_1 bis Plot_3 / Plot_4)	47
Tabelle 5.1-4	Wasserhaushaltgrößen (mm) der hydrologischen Jahre (HJ) 1999-2002 am Standort Heineckeberg [Plot_1-Plot_3].	50
Tabelle 5.1-5	Wasserhaushaltgrößen (mm) der hydrologischen Jahre (HJ) 1999-2002 am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].	51
Tabelle 5.2-1	Ausgewählte Bodenkennwerte der Hanglagen im Bereich Mansfelder Seen.	53
Tabelle 5.2-2	Ausgewählte Bodenkennwerte der Hanglagen im Bereich Schloss Neuenburg.	53
Tabelle 5.2-3	Ausgewählte bodenchemische Kennwerte im Oberboden [n=9] im Bereich Mansfelder Seen. Betrachtungszeitraum: nach einjähriger Bearbeitungsdauer, Frühjahr 2001.	54

Tabelle 5.2-4	Standortbedingte Varianz der bodenphysikalischen Kennwerte im Oberboden [n=16]. Betrachtungszeitraum: nach einjähriger Bearbeitungsdauer, Frühjahr 2001.	55
Tabelle 5.3-1	Bodenlösungsproben (I) und Wasserhaushaltsgrößen am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3].	57
Tabelle 5.3-2	Bodenlösungsproben (I) und Wasserhaushaltsgrößen am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].	57
Tabelle 5.3-3	Irrtumswahrscheinlichkeit für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.	63
Tabelle 5.3-4	Irrtumswahrscheinlichkeit für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.	63
Tabelle 5.3-5	Zeitliche Variabilität (ZV) der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ, WHJ} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{SHJ, WHJ} < 1 \in < Med$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	69
Tabelle 5.3-6	Zeitliche Variabilität (ZV) der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{SHJ, WHJ} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{SHJ, WHJ} < 1 \in < Med$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	70
Tabelle 5.3-7	Schneesmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM, SM} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{kSM, SM} < 1 \in < Med$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	71
Tabelle 5.3-8	Schneesmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{kSM, SM} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{kSM, SM} < 1 \in < Med$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	71
Tabelle 5.3-9	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01, HJ_02} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{HJ_01, HJ_02} < 1 \in < Med$.	72
Tabelle 5.3-10	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{HJ_01, HJ_02} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{HJ_01, HJ_02} < 1 \in < Med$.	73
Tabelle 5.3-11	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30, 60} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{30, 60} < 1 \in < Med$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 < 60$.	74
Tabelle 5.3-12	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{30, 60} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{30, 60} < 1 \in < Med$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 < 60$.	74
Tabelle 5.3-13	Varianten-Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OFFEN, MULCH, GRAS} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{OFFEN, MULCH, GRAS} < 1 \in < Med$.	78

Tabelle 5.4-1	Oberflächenabflussmessungen an den Messstellen Plot_1 bis Plot_7. Statistikintervall: Untersuchungszeitraum 2000-2003.	78
Tabelle 5.4-2	Saisonale Verteilung der Oberflächenabflüsse (A_O) an den Messstellen Plot_1 bis Plot_7. Statistikintervall: Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003.	79
Tabelle 5.4-3	Abflussmenge A_O (l) und prozentualer Anteil am Jahresniederschlag (Abflussrate [%]).	80
Tabelle 5.4-4	Standortbedingte und zeitliche Varianz der Oberflächenabflussereignisse Plot_1-7.	81
Tabelle 5.4-5	Gesamtstoffaustrag (kg/ha) der Hanglagen Plot_1 bis Plot_7.	82
Tabelle 5.4-6	Median der Stoffkonzentrationen (mmol/l) im Abfluss der Hanglagen Plot_1 bis Plot_7.	82
Tabelle 5.4-7	Median der Stoffkonzentrationen (mg/l) im Abfluss der Hanglagen Plot_1 bis Plot_7.	82
Tabelle 5.4-8	Abflussmenge A_O (l), Abflussrate (%) und Lösungsfracht (mS/cm) auf Plot_1 bis Plot_3.	84
Tabelle 5.4-9	Überschreitung (So/Wi %) der Grenzwerte nach TrinkwV im Runoff auf Plot_1 bis Plot_7.	85
Tabelle 5.4-10	Mittlere Konzentration an gelöstem Phosphat im Freilandniederschlag im Bereich Mansfelder Seen.	87
Tabelle 5.4-11	Abflussmenge A_O (l), Abflussrate (%) und Lösungsfracht (mS/cm) auf Plot_4.	89
Tabelle 5.4-12	Belastung des Oberflächenabflusses in den HJ 2001 und HJ 2002.	90
Tabelle 5.4-13	Abflussmenge A_O (l), Abflussrate (%) und Lösungsfracht (mS/cm) auf Plot_5 bis Plot_7.	91
Tabelle 5.4-14	Irrtumswahrscheinlichkeiten beim Test der standortbedingten Unterschiede in der Befruchtung des Oberflächenabflusses [Plot_1 bis Plot_7]. Messperiode: HJ 2000-2002.	93
Tabelle 5.5-1	Testergebnisse für die Zentralmaße der Niederschlag-Hyetographen.	95
Tabelle 5.5-2	Separierte Niederschlagsereignisse am Standort Heineckeberg.	96
Tabelle 5.5-3	Erosionsrelevante Niederschlagsereignisse am Standort Heineckeberg.	96
Tabelle 5.5-4	Spearman Korrelationskoeffizienten für separierte Niederschläge am Standort Heineckeberg.	97
Tabelle 5.5-5	Spearman Korrelationskoeffizienten für erosionsrelevante Niederschläge am Standort Heineckeberg.	97
Tabelle 5.5-6	Separierte Niederschlagsereignisse am Standort Stedtener Pastorenstieg.	98
Tabelle 5.5-7	Erosionsrelevante Niederschlagsereignisse am Standort Stedtener Pastorenstieg.	98
Tabelle 5.5-8	Spearman Korrelationskoeffizienten für separierte Niederschläge am Standort Stedtener Pastorenstieg.	98

Tabelle 5.5-9	Spearman Korrelationskoeffizienten für erosionsrelevante Niederschläge am Standort Stedtener Pastorenstieg.	98
Tabelle 5.5-10	Statistik der synchronisierten Oberflächenabflussmessungen durch den PAS.	99
Tabelle 5.5-11	Saisonale Statistik der synchronisierten Oberflächenabflussmessungen durch die PAS.	99
Tabelle 5.5-12	Mittlere Kennwerte der Runoff-Hydrographen an den Standorten Plot_1 und Plot_4.	100
Tabelle 5.5-13	Spearman Korrelationskoeffizienten für das Vorereignis.	103
Tabelle 5.5-14	Spearman Korrelationskoeffizienten für das Zwischenereignis.	103
Tabelle 5.5-15	Irrtumswahrscheinlichkeit für die Nährstoffkonzentrationen im „first flush“ und Interflow.	104
Tabelle 5.5-16	Zentralwerte der gelösten Nährstoffe (mg/l) im Runoff ausgewählter Ereignisse.	106
Tabelle 5.5-17	Ausgewählte Kennwerte für das Starkregenereignis vom 17.07.2002.	106
Tabelle 5.5-18	Schwermetalle (mg/kg) im Oberboden und Bodenabtrag.	112
Tabelle 5.5-19	Vorausschätzung des Ereignisabflusses nach dem SCS-CN Verfahren.	114
Tabelle 5.5-20	Vorausschätzung des Bodenabtrags nach PC-ABAG 2.0 (Zeitraum: 2000-2003).	115
Tabelle 6-1	Vergleich der erosionsrelevanten Vorereignisse. Zeitraum 2001–2003.	117

Verzeichnis der Abkürzungen

*	signifikant ($p < 0,05$)
**	hoch signifikant ($p < 0,01$)
***	höchst signifikant ($p < 0,001$)
a	Ariditätsindex
ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
Abb.	Abbildung
Anh.	Anhang
A _O	Oberflächenabfluss
A _{Oi}	Intensität des Oberflächenabflusses
A _{Ol}	Oberflächenabflussmenge
A _{Ot}	Oberflächenabflussdauer
BFK	Bodenfeuchteklasse (SCS-CN Verfahren)
BV	Bearbeitungsvariante (Betrachtungsebene)
dMi	Trockenheitsindex
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (heute DWA)
DWD	Deutscher Wetterdienst
EC	elektrische Leitfähigkeit in mS/cm
ETP	potentielle Verdunstung
ETP _{Gras}	Gras-Referenzverdunstung
Etz	Etzdorf, meteorologischer Messplatz
fG	Feinkies
FK	Feldkapazität des Bodens
fS	Feinsand
gG	Grobkies
GPV	Grobporenvolumen des Bodens
GRAS	Bewirtschaftungsform Dauerbegrünung
gS	Grobsand
HD	horizontale Differenzierung (Betrachtungsebene)
HL	Weinberg/Hanglage (Betrachtungsebene)
i	Intensität
IS	Intervallprobe (Intervall Sampling)
k _r	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Bodens
KL	klimatische Faktoren (Betrachtungsebene)
Konz.	Konzentration
korr.	korrigiert
kSM	keine Schneeschmelze / Regen
kWB	klimatische Wasserbilanz
l	Liter
LD	Lagerungsdichte des Bodens
LS	Leipzig-Schkeuditz, meteorologischer Messplatz
Med	Median
mG	Mittelkies
MH	Mittelhang
MJ	meteorologisches Jahr
mS	Mittelsand
MTS	Manual Total Collection Sampler, Probenahme Runoff
MULCH	Bewirtschaftungsform Rindenmulch

N	Niederschlag
n	Stichprobenzahl
N_i	mittlere Niederschlagsmenge
nFK	nutzbare Feldkapazität des Bodens
NMB	Standort Steinkreuzweg
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
N _P	Extreme Nassperiode
ns	nicht signifikant
N _{VE}	Niederschlagsvorereignis
N _{VEi}	Intensität des Niederschlagsvorereignis
N _{ZE}	Niederschlagszwischenereignis
OFFEN	Bewirtschaftungsform Offen, mechanische Bodenbearbeitung
OH	Oberhang
p	Signifikanzniveau
P ₂ O ₅	Phosphat, Phosphor in gelöster Form
PA	Polyamid
PAS	Programmable Automatic Runoff Sampler, Probenahme Runoff
PE	Polyethylen
pF	negativ dekadische Logarithmus der Bodenwasserspannung
Pk _{AOi}	Peak der Oberflächenabflussintensität
Pk _{EC}	Peak der Lösungsfracht im Oberflächenabfluss
PWP	permanenter Welkepunkt des Bodens
r	Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN
R	Runoff / Oberflächenabfluss
R _i	Mittelwert der Runoffintensität in Liter pro Minute
R _{l_Liter}	Menge des Runoff in Liter
rLF	relative Luftfeuchte in Prozent
ROL	Standort Heineckeberg
ROM	Standort Stedtener Pastorenstieg
R _{t_min}	Dauer des Runoff-Ereignisses in Minuten
s	Standardabweichung
S	Sand
SCS-CN	Soil Consevation Service-Curve Number
SHJ	Hydrologisches Sommerhalbjahr
SM	Schneesmelze
So	Sommer
SRM	Starkregenmaß
SSD	Sonnenscheindauer pro Jahr
SW	Sickerwasser
T (°C)	Temperatur in Grad Celsius
T	Ton
t _a	Anlaufzeit als Zeitraum vom Regenbeginn bis A _{Oi_max}
Tab.	Tabelle
T _b	Time base
t _c	Konzentrationszeit als Zeitraum vom Regenbeginn bis EC _{max}
T _C	Time of concentration
t _{iE}	Inter event time, Pausenintervall zwischen zwei Kippregistrierungen
T _{LPC}	Centroid lag to peak
T _P	extreme Trockenperiode

T_r	Time of rise
t_r	höchste erfasste Transportkraft
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
T_V	Durchschnittstemperatur der Vegetationsperiode (April – Oktober) in °C
U	Schluff
UH	Unterhang
$\text{Var}K_{\text{Ni-m}}$	Variationskoeffizient der mittleren Niederschlagsintensität; Intensitätsheterogenität
VD	vertikale Differenzierung (Betrachtungsebene)
VE	Vorereignis
V_P	Vegetationsperiode
WB	Wasserbilanz
WG	gravimetrischer Wassergehalt des Bodens
WHJ	hydrologisches Winterhalbjahr
Wi	Winter
WI	Witterungseinfluss ((Betrachtungsebene)
ZE	Zwischenereignis
ZV	zeitliche Variabilität (Betrachtungsebene)

Anhangverzeichnis

Anhang A 1-1	Labor und Feldmessanalysemethoden zur Bestimmung ausgewählter Parameter.	A 1
Anhang A 1-2	Kenngößen zur Charakterisierung von Klima und Witterungsgeschehen.	A 2
Anhang A 2-1	Datentabelle Sickerwasser Plot_1 UH_30.	A 3
Anhang A 2-2	Datentabelle Sickerwasser Plot_1 UH_60.	A 4
Anhang A 2-3	Datentabelle Sickerwasser Plot_1 MH_30.	A 5
Anhang A 2-4	Datentabelle Sickerwasser Plot_1 MH_60.	A 6
Anhang A 2-5	Datentabelle Sickerwasser Plot_1 OH_30.	A 7
Anhang A 2-6	Datentabelle Sickerwasser Plot_1 OH_60.	A 8
Anhang A 2-7	Datentabelle Sickerwasser Plot_2 UH_30.	A 9
Anhang A 2-8	Datentabelle Sickerwasser Plot_2 UH_60.	A 10
Anhang A 2-9	Datentabelle Sickerwasser Plot_2 MH_30.	A 11
Anhang A 2-10	Datentabelle Sickerwasser Plot_2 MH_60.	A 12
Anhang A 2-11	Datentabelle Sickerwasser Plot_2 OH_30.	A 13
Anhang A 2-12	Datentabelle Sickerwasser Plot_2 OH_60.	A 14
Anhang A 2-13	Datentabelle Sickerwasser Plot_3 UH_30.	A 15
Anhang A 2-14	Datentabelle Sickerwasser Plot_3 UH_60.	A 16
Anhang A 2-15	Datentabelle Sickerwasser Plot_3 MH_30.	A 17
Anhang A 2-16	Datentabelle Sickerwasser Plot_3 MH_60.	A 18
Anhang A 2-17	Datentabelle Sickerwasser Plot_3 OH_30.	A 19
Anhang A 2-18	Datentabelle Sickerwasser Plot_3 OH_60.	A 20
Anhang A 2-19	Datentabelle Sickerwasser Plot_4 UH_30.	A 21
Anhang A 2-20	Datentabelle Sickerwasser Plot_4 UH_60.	A 22
Anhang A 2-21	Datentabelle Sickerwasser Plot_4 MH_30.	A 23
Anhang A 2-22	Datentabelle Sickerwasser Plot_4 MH_60.	A 24
Anhang A 2-23	Datentabelle Sickerwasser Plot_4 OH_30.	A 25
Anhang A 2-24	Datentabelle Sickerwasser Plot_4 OH_60.	A 26
Anhang A 2-25	Signifikanzniveaus für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.	A 27
Anhang A 2-26	Signifikanzniveaus für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.	A 27

Anhang A 2-27	Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	A 27
Anhang A 2-28	Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	A 27
Anhang A 2-29	Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	A 28
Anhang A 2-30	Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	A 28
Anhang A 2-31	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.	A 28
Anhang A 2-32	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.	A 28
Anhang A 2-33	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.	A 29
Anhang A 2-34	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.	A 29
Anhang A 2-35	Schneeschnmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	A 29
Anhang A 2-36	Schneeschnmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	A 29
Anhang A 2-37	Schneeschnmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	A 30
Anhang A 2-38	Schneeschnmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	A 30
Anhang A 2-39	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.	A 30
Anhang A 2-40	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.	A 30

Anhang A 2-41	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30, 60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30, 60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.	A 31
Anhang A 2-42	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30, 60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30, 60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.	A 31
Anhang A 2-43	Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.	A 31
Anhang A 2-44	Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.	A 31
Anhang A 2-45	Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.	A 32
Anhang A 2-46	Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.	A 32
Anhang A 2-47	Varianten-Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OF, RM, DG} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OFFEN, MULCH, GRAS} < 1 \in < \text{Med}$.	A 32
Anhang A 2-48	Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{HJ_01, HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01, HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.	A 32
Anhang A 2-49	Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{SHJ, WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ, WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.	A 33
Anhang A 2-50	Schneeschnmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{kSM, SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM, SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.	A 33
Anhang A 2-51	Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{30, 60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30, 60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.	A 33
Anhang A 2-52	Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.	A 33
Anhang A 3-1	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_1.	A 34
Anhang A 3-2	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_2.	A 36
Anhang A 3-3	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_3.	A 38
Anhang A 3-4	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_4.	A 40
Anhang A 3-5	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_5.	A 41
Anhang A 3-6	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_6.	A 42

Anhang A 3-7	Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_7.	A 43
Anhang A 3-8	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 1.	A 44
Anhang A 3-9	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 2.	A 45
Anhang A 3-10	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 3.	A 46
Anhang A 3-11	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 4.	A 47
Anhang A 3-12	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 5.	A 48
Anhang A 3-13	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 6.	A 49
Anhang A 3-14	Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 7.	A 50

1 Einleitung und Zielsetzung

Der Anbau von Sonderkulturen wie Obst und Wein hat in Sachsen-Anhalt eine lange Tradition. Wie in anderen Weinbauregionen auch führten aus dem Weinbau resultierende Umweltbelastungen zu öffentlichen und fachlichen Diskussionen. Dabei handelt es sich vor allem um den niederschlagsbedingten Wasser- und Sedimenttransport, der in lysischer oder klastischer Form entweder lateral durch Erosion und Hangabfluss oder vertikal durch Tiefensickerung verlagert wird und angrenzende Landschaftsabschnitte mit Pflanzenschutzmitteln sowie Nähr- und Schadstoffen belastet. Nach EMDE (1992) zählen dazu einerseits die hohen Nitratgehalte im Trink- und Grundwasser und andererseits Abschwemmungen aus den Weinbergen, die erhebliche Ausmaße erreichen können. Erste Hinweise zu Bodenerosionsschäden im Weinbau sind in den Studien von RICHTER (1965) und LESER (1965) zu finden. Die im Freiland durchgeführten Erosionsmessungen bestätigten die Einschätzung, dass Starkregen speziell in Sonderkulturen eine hoch erosive Wirkung haben. Die Abtragsraten erreichen im Vergleich zu anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen ein Vielfaches. Darüber hinaus galt es auch die verlagerten Stoffe zu identifizieren und die Transportprozesse zu beschreiben. Bei vielen der nachgewiesenen Kontaminationen konnten jedoch die Ursachen bzw. Transportpfade, die zu einer Belastung mit Pflanzenschutzmitteln geführt haben, nicht geklärt werden (NORDMEYER & ADERHOLD 1995). Die Oberflächenabflussbildung ist ein komplexes System zusammenwirkender Teilprozesse. Die räumliche Variabilität und die z.T. diffusen Transportpfade des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses sind von MENDEL (2000), BRONSTERT (1999, 1994), JELLINEK (1999), HARTGE & HORN 1999, UHLENBROOK 1999, MEHLHORN & LEIBUNDGUT 1999, BRONSTERT & PLATE (1997), NANDAKUMAR & MEIN 1997, UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 1997, MERZ 1996, NORDMEYER & ADERHOLD 1995, FLURY & FLÜHLER 1994, KIRKBY 1988, KRIETER 1986, SCHRÖDER 1985, ZUIDEMA 1985, BEVEN & KIRKBY 1979, HURLE & JOHANNES 1979, DUNNE 1978 und WAUCHOPE 1978 beschrieben worden.

Während aus anderen Weinbaugebieten Deutschlands zahlreiche Befunde (u.a. mehrjährige Messreihen zum Wasser- und Stofftransport sowie den Bodenabtragsleistungen) vorliegen, fehlen vergleichbare Untersuchungen für die Rebflächen Sachsens-Anhalts. Auch grundlegende prozessdynamische Erkenntnisse zur Oberflächenabflussbildung liegen nicht vor. Die Intensität und regionale Verteilung der Niederschläge und die kleinräumige landschaftliche Vielfalt schließen eine Übertragung von Ergebnissen aus anderen Langzeitstudien aus. Für die Abschätzung von Erosionsschäden und von Nähr- und Schadstoffbelastungen durch den Weinbau an Saale und Unstrut sind vorrangig die besonderen naturräumlichen Bedingungen zu berücksichtigen. Das Weinbaugebiet Saale-Unstrut befindet sich aufgrund der Temperaturverhältnisse im Grenzbereich der weinbaulichen Möglichkeiten (MÜLLER & SCHUMANN 2001). Es befindet sich in einer der niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands. Während der Vegetationsperiode ist das Niederschlagsgeschehen vorrangig durch sommerliche Starkregen geprägt (FABIG 2007, DÖHRING 2004, MÜLLER et al. 2002, DÖHRING et al. 1995, SCHRÖDER 1986).

Auch wenn in den letzten Jahrzehnten das Wissen um die Abtragungsvorgänge, ihre Formen und die sie beeinflussenden Parameter stark angewachsen ist, können die Einflussfaktoren bei hohen Niederschlagsvariabilitäten nicht zu einem Wert vereinigt werden. Schon FREDE et al. (1988) weisen darauf hin, dass die Annahme von konstanten spezifischen Eingabegrößen (wie z. B. dem R-Faktor zur Niederschlagscharakterisierung in der allgemeinen Bodenabtragsgleichung) einer Region häufig zu falschen Schlussfolgerungen über die Zusammenhänge von erosionsauslösenden und -fördernden Faktoren führt. BORK (1988) postuliert als Grundlage der vollständigen Prozessbeschreibung die Selektion einzelner Teilprozesse, deren physikalische Gesetzmäßigkeiten einerseits partiell mathematisch zu formulieren sind und andererseits mehr oder weniger umfangreicher Empirie bedürfen.

In Anbetracht der Bedeutung von Starkregen für große Bodenverluste (EMDE & EMMERICH 2001, KÖNIG 2000, BATTANY & GRISMER 2000, HOHNISCH 1996, EMDE 1992, AUGUSTINIUS & NIEUWENHUYSE 1986,

KRIETER 1986, RICHTER 1979) muss der Frage nachgegangen werden, ob es sich hierbei um zufällige Ereignisse handelt oder ob Oberflächenabfluss und Erosion vielmehr in einem regelhaften Zusammenhang zu den meteorologischen Vorereignissen stehen (STEINHORST 2000, MÜLLER 1998, HEBEL & KLIK 1998, MERZ 1996). Hochauflösende Messungen der Niederschlags- und Abflussereignisse und eine Langzeitprobenahme von Wasser und Sediment sind daher notwendig. Daher werden in der vorliegenden Arbeit die den Wasser- und Stofftransport beeinflussenden kurzfristigen bodenspezifischen Änderungen (z.B. durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen) mit den Niederschlagsereignissen korreliert. Betrachtet werden soll dabei das zeitliche Verhalten von Niederschlägen und es sollen typische Abschnitte mit unterschiedlichen Niederschlagsintensitäten identifiziert werden, die zu Oberflächenabflüssen im Einzugsgebiet führen. Mit Kriterien zur Häufigkeitsverteilung, der Pausendauer und der prozessdynamischen Relevanz für den Weinbau ergänzt der methodische Ansatz die Untersuchungen von KOCH (2006), SRUGIES & FRÜHAUF (2006), WURBS (2005), DÖRING (2004), FRÜHAUF & LIERMANN (2003), MÜLLER et al. (2002), SCHMIDT & FRÜHAUF (2002), WURBS (2002), LIERMANN (2001), HAFERKORN (2000), FRÜHAUF & SCHMIDT (1999), SAUERWEIN (1998), HARDENBICKER (1998), SCHMIDT & FRÜHAUF (1997), SCHMIDT (1997) und SCHRÖDER (1985).

Das Hauptziel der vorliegenden Untersuchungen ist die Erfassung und Quantifizierung der räumlichen und zeitlichen Variabilität von wassergebundenen Sediment- und Stofftransferprozessen im Saale-Unstrut-Weinanbaugebiet. Aus dieser allgemeinen Zielsetzung leiten sich folgende spezielle Fragestellungen ab:

-
- Unter welchen Randbedingungen kommt es zum Oberflächenabfluss und zum Bodenabtrag?
 - Wie lassen sich die Abflussphasen, Abflusssummen und Abflusshöhen charakterisieren?
 - Kann das Ausmaß der Oberflächenabflussbildung auf Bodenbearbeitungsvarianten zurückgeführt werden?
 - Wie lässt sich der zeitliche Verlauf eines Oberflächenabflussereignisses quantifizieren (zeitliche Zuordnung von Niederschlags- und Abflussereignissen)?
 - Besteht ein Zusammenhang zwischen gelöstem Stofftransport und Niederschlags- und Abflussdynamik?
 - Wie verläuft der lysische Stoffaustrag am Hang?
-

Hinsichtlich der Belastungswirkung auf Böden und Gewässer werden dabei

-
- die Ereignisdynamik hinsichtlich lokaler klimatischer Parameter,
 - die Bodenerosion sowie der wassergetragene Stofftransfer an der Bodenoberfläche,
 - der oberflächennahe Stofftransport (Sickerwasser, Interflow),
 - die Retentionsleistung verschiedener Bearbeitungsmaßnahmen
-

bestimmt und analysiert. In Bezug auf die Stoffe standen die Nährstoffe (Nährkationen und -anionen) und Schwermetalle im Fokus der Untersuchung. In methodischer Hinsicht wurde ein ökosystemarerer Ansatz (Quelle => Pfad => Senke => Quelle) gewählt. Dafür wurde an drei Standorten im Weinbaugebiet Saale-Unstrut ein Messsystem zur automatischen Registrierung der Oberflächenabflüsse und zur abflussabhängigen Probenahme installiert. Damit ist für jedes erosive Niederschlagsereignis der Sediment- und Stofftransfer unter Berücksichtigung der steuernden natürlichen und nutzungsbedingten Einflussfaktoren quanti- und qualifizierbar. Die zeitlich hochauflösenden Messungen des Niederschlags- und Abflussgeschehens ermöglichen:

-
- die Registrierung der meteorologischen Parameter,
 - die Registrierung des Beginns und der Intensität des Oberflächenabflusses,
 - die Separation der Ereignisse in Minutenauflösung und
 - die automatische Intervallprobenahme von Abfluss und Sediment.
-

2. Stand der Forschung

2.1 Oberflächenabfluss und Erosion

Die Bestimmung der Erosionsanfälligkeit der Böden durch Oberflächenabfluss unter den verschiedenen Anbauverfahren des Sonderkulturbaus ist Gegenstand zahlreicher Darstellungen (IBANEZ et al. 2004, RÜTTIMANN 2001, RÜBEL 1999, OLLESCH 1997, DEUMLICH 1995, FOHRER 1995, SEUFFERT 1993, 1992, EMDE 1992, BERTHOLD 1991, SEUFFERT et al. 1988, DIKAU 1986, HUSSE 1983, MÜLLER 1982, RICHTER 1965, 1979) (Tab. 2-1). Da der Bodenabtrag größer ist als die Bodenneubildung (ca. 8-9 t/ha/a Abtrag auf deutschen Ackerflächen [WERNER et al. 1991] gegenüber max. 0,01–0,1 mm/a Bodenneubildung unter Ackerland [SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002]), beeinträchtigt dieser Trend nicht nur die Bodensubstanz und –fruchtbarkeit, sondern auch die Ertragsfähigkeit und die ökologischen Funktionen des Bodens (MOSIMANN et al. 1991).

Tab. 2-1: Untersuchungen zur Oberflächenabflussbildung in der Sonderkultur Weinbau.

Ort/Region	Bodenart, Gestein	Plot	Hangneigung	N (mm) ¹⁾	I _{max.} ^{**)}	Abtrag	Autor
Rheinhessen	Ls3 – Sl3	61,2 m ²	30°		k. A.	72,7 ³⁾	KÖNIG (2000)
Napa County, (USA)	Tu3	0,64 m ²	17%		60mm/h		BATTANY & GRISMER (2000)
Anoia-Alt Penedes (Spanien)				k. A.		35 ³⁾	MARTÍNEZ & SANCHEZ (2000)
Pariser Becken				k. A.		35 ³⁾	WICHEREK (1991)
Pommier, (Frankreich)	TI	1 m ²	21%	60	1 mm/min	137 ¹⁾	GRIL et al. (1989)
Lucenay, (Frankreich)	TI	1 m ²	29%	60	1 mm/min	182 ¹⁾	GRIL et al. (1989)
Theize, (Frankreich)	Lts	1 m ²	17%	60	1 mm/min	112 ¹⁾	GRIL et al. (1989)
Limas, (Frankreich)	Lu	1 m ²	18%	60	1 mm/min	21 ¹⁾	GRIL et al. (1989)
Sarcey, (Frankreich)	Ls3	1 m ²	16%	60	1 mm/min	54 ¹⁾	GRIL et al. (1989)
Morance, (Frankreich)	TI	1 m ²	20%	60	1 mm/min	388 ¹⁾	GRIL et al. (1989)
Rheinhessen	Rigosol	500 m ²			28 mm/30min	438 ⁴⁾	KRIETER (1986)
Piemont, (Italien)				k. A.		47-70 ³⁾	TROPEANO (1983)
Albugnano, (Italien)	TI	30 m ²	36%	24	0,93 mm/min	1492 ¹⁾	TROPEANO (1983)
Montgardino, (Italien)	L	31 m ²	31%	42,6	1,17 mm/min	>16,7 ⁵⁾	TROPEANO (1983)
Tokay, (Ungarn)	Löß	5x70 m	18°	22,8	20 mm/1h	1480 ¹⁾	PINCZKS (1980)
Bergheim, (Frankreich)	Tu3	3,4x20 m	12°	68	30 mm/h	5,7 ¹⁾	MESSER (1978)
Wintzenheim, (Frankreich)	Sl3	3,4x20 m	12°	35	47 mm/h	6,2 ¹⁾	MESSER (1978)
Mertesdorf, (Mosel)	Regolith	2,6x8 m	26°	19,8	7,4 mm/10min	72,8 ¹⁾	RICHTER & NEGENDANK (1977)
Anoia-Alt Penedes, (Spanien)	Su3				75-80 mm/h	10-37 ²⁾	k. A.
Mosel-Saar-Ruwer	Ut3	60 m ²	30°		k. A.	425,4 ⁶⁾	RICHTER (1977)

¹⁾ Für die Angaben zum Niederschlag werden von den Autoren keine eindeutigen Zeitintervalle genannt.

^{**)} Maximale Niederschlagsintensität (I_{max.}).

¹⁾ g/m²; ²⁾ mg/l; ³⁾ t/ha/a; ⁴⁾ t/ha; ⁵⁾ t/m²; ⁶⁾ kg/ha.

Während im Rahmen der Grundlagenforschung in den 1950er und 1960er Jahren Abfluss- und Abtragsmessungen unter Freilandbedingungen ein Instrument zur Prozessklärung darstellten (RICHTER 1965, KURON, JUNG & SCHREIBER 1956, MORTENSEN 1955), sind aus den 1970er und 1980er Jahren deutlich weniger Ergebnisse über Abflussmessungen vorzufinden (AUERSWALD & KAINZ 1998, EMDE 1992, AUERSWALD & SCHWERTMANN 1990, DIKAU 1986, LESER 1986, DIEKMANN et al. 1985, BREIDER & DIETER 1971). Erosionsmessungen im Freiland wichen der Entwicklung und Validierung von empirischen Verfahren zur quantitativen Erfassung des Bodenabtrags, in denen aufgrund der gesammelten Basisdaten von über 10000 Parzellenversuchen die primären Einflussfaktoren zu einem Wert generalisiert und durchschnittliche Abtragsleistungen ermittelt wurden (AUERSWALD et al 1992, AUERSWALD 1991, SCHWERTMANN et al. 1990, AUERSWALD 1986, ROGLER & SCHWERTMANN 1981, WISCHMEIER & SMITH 1978).

Diese quantitative Abschätzung des Bodenabtrages lässt sich aber nur bedingt auf den Weinbau übertragen. Im Weinbau handelt es sich um rigolte Böden, deren Inhomogenität nicht zuletzt durch die Flurbereinigungsverfahren verstärkt wurde. Der Einsatz o. g. Abschätzverfahren ist daher problematisch. Dies zeigt sich am Beispiel des K-Faktors der Universal Soil Loss Equation (USLE) für die Klassenbildung der Durchlässigkeitsbeträge bzw. Sickergeschwindigkeiten: Ein äquivalenter Wert sowohl für den Gassen- als auch den Zeilenbereich bzw. innerhalb der Gasse für den Fahrspurenbereich existiert nicht. Extreme Bodenverdichtungen in den Fahrspuren bedingen hydraulische Leitfähigkeiten der Klasse 1 ($< 1 \text{ cm/d}$), während im Zwischenradbereich k-Werte $> 100 \text{ cm/d}$ (Klasse 5) zu erwarten sind. Die Abflussraten bei kleinen Niederschlagsereignissen werden deshalb teilweise überschätzt und entsprechend wird das Erosionsausmaß bei größeren Niederschlagsintensitäten unterschätzt.

Wie bereits FIENER & AUERSWALD (2006), WEISSROTH (2000), AUERSWALD (1998), FELDWISCH (1998), FABIS (1995), AUERSWALD (1993), DIKAU (1986), BARSCH (1982), RICHTER (1965) und MORTENSEN (1955) zusammenfassten, wird die rezente Bodenerosion nicht nur als einer der intensivsten Formungsprozesse beschrieben, sondern ist vor allem im Kontext zur anthropogen ausgelösten verstärkten Hangdynamik der Kulturlandschaft als ein komplexer Bestandteil des Prozessgeschehens im Landschaftshaushalt zu betrachten. Unter anderem wiesen AUERSWALD & WEIGAND (1999), GBUREK & SHARPLEY (1998), AUERSWALD, WEIGAND & WEISSROTH (1997), RICHTER (1991), DIKAU (1986), LESER (1983) und SCHWERTMANN (1982) darauf hin, dass die veränderten Landbaumethoden (Flurbereinigungsmaßnahmen) zu erhöhten Oberflächenabflüssen und Bodenverlusten geführt haben und dass die Notwendigkeit besteht, Entstehungsbedingungen des Oberflächenabflusses im Freiland zu analysieren.

Der Anbau von Reben beschränkt sich zudem auf Lagen, die klimatisch wie morphologisch (hohe Einstrahlung, steile, gestreckte Hänge) einen sehr starken Oberflächenabfluss hervorrufen. Dabei ist der Oberflächenabfluss neben dem lateralen und Grundwasserabfluss aber nur eine Komponente des Gesamtabflusses. Gerade weil der Oberflächenabfluss im Vergleich der hydrologischen Verzögerungsraten der drei Abflusstypen nur geringfügig abgebremst das entsprechende Umweltkompartiment überwindet, wird ihm in der Weinbauforschung große Bedeutung beigemessen. Als wichtige Eintragspfade in Oberflächengewässer werden im Weinbau zum Abfluss hinzugezählt:

-
- Sickerwasser (Interflow),
 - Drainagen,
 - Grundwasser,
 - indirekte Abtrift (nasse und trockene Deposition),
 - direkte Abtrift,
 - Einträge über Gassen- und Wegeabläufe.
-

Bisher fehlt jedoch das notwendige Prozessverständnis, um eine Synthese aus den Erkenntnissen der ablaufenden Reaktionen zwischen Bodenmatrix, -lösung und Oberflächenabfluss und vor allem dem Einfluss von Witterung und Bewirtschaftung zu ermöglichen (WEISSROTH 2000, DANIEL et al. 1998).

Erste Hinweise zu Bodenerosionsschäden durch Abschwemmungen oder Abtragungen im Weinbau sind in den Studien von RICHTER (1979, 1965) zu finden. Wesentliche Beiträge zur Prozessdynamik und zur Bodenerosions-Grundlagenforschung allgemein wie auch im Sonderkulturbau lieferten neben GIERTZ (2004), FIENER & AUERSWALD (2003), RÜTTIMANN (2001), KÖNIG (2000), BRONSTERT & PLATE (1997), AUERSWALD (1996), EMDE (1992), SCHWERTMANN et al. (1987), AUGUSTINIUS & NIEUWENHUYSE (1986), AUERSWALD (1986), KRIETER (1986), DIKAU (1986), GEIGER (1983), LESER (1983), ROGLER & SCHWERTMANN (1981) und WISCHMEIER & SMITH (1978).

Die exponentiellen Beziehungen zwischen Hangneigung und Abfluss- bzw. Abtragsrate sind in DULEY & HAYS (1939) beschrieben ebenso wie die Vergrößerung des Abflussquerschnittes in Abhängigkeit der Hanglänge bei konstanter Hangneigung. Während BORK (1988) als Steuergrößen für die Ablösungs-, Transport- und Ablagerungsphase die Geschwindigkeit und Menge des abfließenden Wassers betrachtet, betont FELDWISCH (1998) den eher untergeordneten Einfluss der Hangneigung auf den Oberflächenabfluss. Nach WEBER (1980) wird die Nordgrenze des Hanglagenweinbaus im Freien bei 51° nördlicher Breite festgelegt. Die daraus resultierende lokalklimatische Selektion findet Ausdruck in den Ansprüchen an die:

-
- Geländeform,
 - Hangneigung,
 - Exposition,
 - Wind- und Feuchteverhältnisse und
 - die Erwärmungsfähigkeit des Bodens.
-

In Anbetracht der Tatsache, dass in den nördlichen Anbaugebieten die Sonderkultur nicht nur nicht den Ansprüchen an den Witterungsablauf gerecht werden kann, sondern sich daraus vor allem eine geringe ökologische Streubreite für die Rebe ergibt, sind die Ergebnisse von FELDWISCH (1996) nicht uneingeschränkt übertragbar. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen des Hanglagenweinbaus verändern in den Grenzlagen des Anbaus die Morphologie. Sie werden primär in Form von Oberflächenabflüssen entwässert, so dass der Einfluss der Hangneigung aufgewertet werden sollte.

Über die Wirksamkeit wie Bedeutung der auf den Boden wirkenden Niederschlagsenergie bzw. des Regentropfenaufralls können u.a. die Arbeiten von RÜTTIMANN (2001), RUDOLPH (1997), AUERSWALD (1996), FOHRER (1995), PRASUHN & BRAUN (1994), POTRATZ (1993), WOHLRAB et al. (1992), PRASUHN (1991), BORK (1988), DIKAU (1986), SCHWERTMANN et al. (1987), und BREBURDA (1983) Auskunft geben. Je nach Morphologie des Mikroreliefs beobachteten die Autoren, dass Bodenabtrag physikalisch betrachtet erst dann einsetzt, wenn die kinetische Energie des Wassers das ko- bzw. adhäsive Kräftefeld der Bodenpartikel überwindet. Zu den unterschiedlichen Randbedingungen, welche sowohl eine Reduzierung als auch eine Erhöhung der Bodenausträge bewirken, zählen:

-
- grobe Mikroreliefauswirkungen,
 - Aggregatgröße,
 - Höhe des Wasserfilms,
 - Infiltrationsraten,
 - Abflussgeschwindigkeiten,
 - Austrocknungsphasen bzw. Vorereignisvariabilität,
 - Aufprallwinkel,
 - Muldenspeicherkapazität.
-

Im Gegensatz zu den quantifizierenden Betrachtungen der Eintragspfade sind die klimatischen Standortfaktoren, vor allem Aussagen zu den registrierten Niederschlagshöhen, den Ereignisdefinitionen, zu den Dauerstufen, den separierten Niederschlagsintervallen (allgemein wie erosionsrelevant), zu extremen Kurzzeitmiederschlägen, deren jahreszeitlicher Verteilung und der Runoff-Dynamik innerhalb separierter Oberflächenabflüsse bisher in der Forschung stark vernachlässigt worden. So weisen IBANEZ et al. (2004), OLLESCH (1997), DEUMLICH (1995), SEUFFERT (1993, 1992) und SEUFFERT et al. (1988) auf die Bedeutung des Niederschlags in seiner räumlichen und zeitlichen Variabilität, vor allem aber auf die enorme Diskrepanz zwischen der Zeitdimension des pedogenen Geschehens und der Dynamik des Niederschlags wie auch des Erosionsprozesses allgemein hin.

Ebenso werden der Abflussbeginn und die Zwischenereignisintervalle im Weinbau mit den entsprechenden Konzentrationsverläufen im Oberflächenabfluss kaum empirisch erhoben. Bei der Quantifizierung der Eintragspfade wird der Abflussbeginn oft deutlich vorverlegt und dementsprechend werden höhere Gesamtabträge prognostiziert.

Aussagen zu den Bodenabtragsleistungen stehen oft in Relation zur Gesamtniederschlagssumme (RÜTTIMANN 2001, BATTANY & GRISMER 2000, OLLESCH & SEUFFERT 1998, RUDOLPH 1997, FISCHER 1996, PRASUHN 1991). Den kumulierten Werten ist nicht zu entnehmen, ob die relevanten Niederschlagsereignisse von kurzer Dauer und hoher Intensität waren bzw. als mehrere Stunden und Tage anhaltende Niederschläge mit Regenspauzen und großen Niederschlagshöhen zu betrachten sind. Obwohl BAKER & JOHNSON (1983) auf die Rolle nicht erosionsauslösender Ereignisse hinweisen, gibt es noch ungeklärte Fragen zur Dynamik unter natürlichen Bedingungen. So bleiben zum Beispiel die innere Struktur und der Rhythmus unbeachtet.

2.2 Die Bedeutung des Oberflächenabflusses auf Weinbauflächen

Der Oberflächenabfluss (Runoff) im Hanglagenweinbau findet seine Erklärungsansätze im Konzept des gesättigten Oberflächenabflusses nach DUNNE & BLACK (1970) (*saturation excess overland flow*) bzw. dem Konzept des bis auf wenige Millimeter an der Oberfläche ungesättigten Oberflächenabflusses nach HORTON (1945) (*excess overland flow*) (Abb. 2-1). Oberflächenabfluss wird von HILLEL (1980) als die Menge Wasser definiert, die auf die Bodenoberfläche auftritt und weder infiltriert noch sich an der Oberfläche anreichert, sondern hangabwärts abfließt. „Oberflächenabfluss ist ein Prozess, der instationär und räumlich variabel betrachtet werden muss, da der Niederschlag als Quelle und die Infiltration als Senke wirken und beide Prozesse räumlich und zeitlich sehr variabel sind.“ (MERZ 1996, S. 80)

Gemäß DIN 40491 handelt es sich beim Oberflächenabfluss um denjenigen Anteil des Niederschlagswassers, der unmittelbar in die Vorfluter fließt ohne zuvor in den Boden einzudringen. Quantitativ ist es das Wasservolumen, das einen bestimmten Querschnitt pro Zeiteinheit durchfließt und einem Einzugsgebiet zugeordnet werden kann. Unter Oberflächenabfluss wird aber nicht nur das oberflächlich abfließende Wasser, sondern auch das mit diesem transportierte Feststoffmaterial verstanden (HURLE et al. 1994, LEONHARD 1990). Dabei ist der Konzentrationsverlauf jedes Abflussereignisses, dessen Sedimentgehalte teilweise um mehr als drei Größenordnungen variieren, aufgrund differierender Randbedingungen einzigartig (WAUCHOPE 1978). Für die dynamischen Austauschvorgänge zwischen Oberflächenabfluss und Boden sind vor allem die Tiefen von 3 mm (AHUJA et al. 1981 a) bzw. 10 mm (LEONHARD 1990) verantwortlich. Der Oberflächenabfluss zählt neben dem lateralen Abfluss und dem Grundwasserabfluss mit zu den hydrologischen Komponenten des Vorflutabflusses (DIKAU 1986). Als eine Funktion aus Niederschlag, hydraulischer Leitfähigkeit (Infiltration, Grad der Verschlammung) und Zeit zeichnet sich der Runoff durch eine vergleichsweise sehr geringe Verzögerung zur Vorflut aus (DYCK 1980). Die Hangabwärtsbewegung kann schichtenförmig, flächenhaft („sheet flow“) oder rinnen- bzw. rillenförmig („concentrated flow“) erfolgen,

wobei Hangneigung und Rauigkeit einerseits die Abflussmenge und andererseits die Abflussgeschwindigkeit steuern.

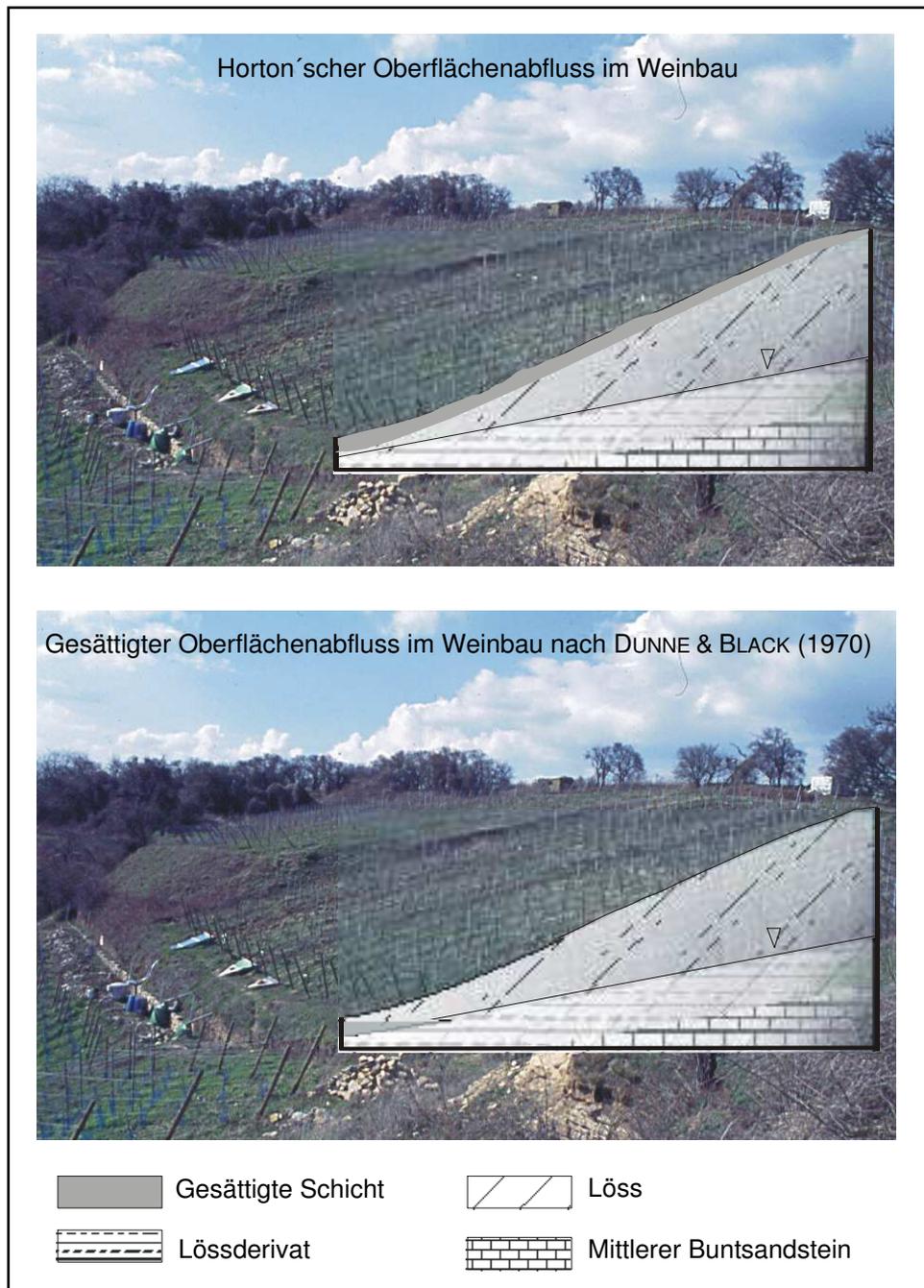


Abb. 2-1: Schematisierte Übersicht der verschiedenen Mechanismen zur Abflussbildung am Heineckeberg – Weingut Rollsdorfer Mühle (Quelle: MERZ 1996, verändert).

Das Zusammenwirken von Abflusstiefe, –geschwindigkeit und Hanglänge verdeutlicht deshalb nicht nur in ariden und semiariden Gebieten die Relevanz dieses Prozesses für die Ausbildung von Hochwasserwellen sowie Sediment- und Stoffausträgen (RÜTTIMANN 2001, MORGAN 1999, ANDERSON & BURT 1990, MATTHESS & UBELL 1983, ALBERTS et al 1980). Der Runoff kann bei geringem Ablösevermögen fast ausschließlich als Transportmedium für gelöste Stoffe oder Suspensionsfracht verstanden werden (POESEN 1992, YOUNG & WIERSMA 1973). Die Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss sinkt mit steigendem Tongehalt und nimmt mit höheren Gehalten an organischer Substanz zu (ZHOU et al. 1997, OWUSU-BENNOAH & ACQUAYE 1989, FOX & KAMPRATH 1970).

Die hydraulischen Bedingungen für den Sedimenttransport durch Rillenerosion sind erst gegeben, wenn eine mittlere kritische Abflussgeschwindigkeit die Partikelbewegung initiiert. Fortan steigt mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit, Abflussschichthöhe und der Turbulenz die ablösende Wirkung (PROFFITT, ROSE & HAIRSONE 1991, MOSS 1988, KINNELL 1973).

Nach KIRKBY (2001), ANDERSON & BURT (1990), KIRKBY & MORGAN (1980), DUNNE & BLACK (1970) und KIRKBY & CHORLEY (1967) ist dem excess overland flow des HORTON'schen Modells für die mitteleuropäische Weinbauregionen nur geringe Bedeutung beizumessen (Abb. 2-1).

In den humiden bis semiariden Klimaten der deutschen Weinbaugebiete stellt sich Oberflächenabfluss bei ungesättigtem Boden hauptsächlich dann ein, wenn die Infiltrationskapazität pedogenetisch bedingt oder durch anthropogene Einflüsse eingeschränkt ist. Insbesondere betroffen sind hiervon die Rebareale, die entweder Bodenarten mit hohen Ton- bzw. Schluffgehalten aufweisen und somit extrem stark austrocknen bzw. zur Verschlammung neigen oder Merkmale bearbeitungsbedingter Schadverdichtungen tragen (RÜTTIMANN 2001, RUDOLPH et al. 1994, ROTH 1992, BRECHTEL et al. 1975, GROSSE & RENGER 1974).

Wie Abb. 2-1 verdeutlicht, staut sich das Wasser schneller am Unterhang und kann bei lang andauernder Wasserzufuhr zu einer Hangaufwärtsbewegung des gesättigten Bereichs führen (ZUIDEMA 1985). Im Allgemeinen sind daher die Wassergehalte am Hangfuß größer als in den oberen Hanglagen. Die Infiltrationsrate nimmt mit zunehmender Auffüllung des Speicherraumes des Bodens nicht nur primär durch die Verringerung des hydraulischen Gradienten und aufgrund differenzierter Lagerungsdichten tieferer Bodenschichten (Lage der Rigolhorizonte) ab, sondern erfährt durch die geneigte Fläche zusätzlich eine laterale Bewegungskomponente.

2.3 Böden in Weinbaugebieten

2.3.1 Eigenschaften der Rigosole

Weinbergsböden gehören zu den terrestrischen anthropogenen Böden. Sie zählen zu den terrestrischen Kultosolen. Dabei handelt es sich um Böden, die durch die menschliche Tätigkeit eine so starke Umgestaltung im Profilaufbau erfahren haben, dass man die ursprüngliche Horizontabfolge nicht mehr erkennen kann (RUPP 1987, WALTER 1963).

Weinbaustandorte sind gering durchwurzelt und bieten sehr günstige Bedingungen für eine hohe biologische Aktivität (MÜLLER 1984). Der hohen Nährstoffanlieferungsrate (v. a. Stickstoff) steht oft ein relativ niedriger Nährstoffentzug durch den genutzten Pflanzenteil der Rebe gegenüber (SCHWEIGER 1987). Vor allem durch die Traubenernte werden dem Boden nur geringfügig Nährstoffe entzogen, so dass mit dem Holz, den Blättern und Trieben ein großer Teil des entzogenen Stickstoffs im System verbleibt und somit potenziell der Auswaschung zur Verfügung steht. Allgemein gilt, dass die Nährstoffdynamik im weinbaulich genutzten Boden durch gute Erwärmbarkeit und hohe Durchlüftung gefördert bzw. dahingehend mittels Pflegemaßnahmen verbessert wird (RESCH & WALTER 1984).

Entscheidend für die Entstehung und Eigenschaften von Rebböden ist ein profildifferenzierender Umgestaltungsprozess, das sogenannte Rigolen, eine tiefgreifende Bodenbearbeitungsmaßnahme. Durch Bodenverschieben und Auftragen von Bodenmaterial werden sehr inhomogene Verhältnisse geschaffen. Infolge dieser Maßnahmen ist unter anderem mit stark wechselnden Feinbodenanteilen auf den Hanglagen zu rechnen. Vor allem auf flachgründigen Standorten soll der Tiefenumbruch die Wasserversorgung der Rebstöcke zu verbessern und Nährstoffvorräte erschließen. Kennzeichnend für den Rigosol ist das Auftreten eines R-Ap (R-Ah)–C oder R–C Profils (RUPP 1987, ZAKOSEK et al. 1967, SCHÖNHALS 1950), wobei sehr häufig noch die Eigenschaften der ursprünglichen Bodentypen zu erkennen sind. Da der Weinbau in Mitteleuropa bevorzugt in den Hanglagen und nicht als

Flächenanbau erfolgt, führen damit verbundene Abtragungsprozesse, das Rigolen und die Weinbergsnutzung oftmals über Ranker/Rendzina-Stadien zurück bis zum Rohboden. In diesem Zusammenhang prägte WITTMANN (1963) den Begriff der rückschreitenden Entwicklung.

Zu den weinbaurelevanten Hauptnährstoffen zählen Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Kalzium und Schwefel. Sie sind essentielle Bausteine für die Synthese von Proteinen (N), Nukleinsäuren (P) sowie Chlorophyll (Mg, Fe) und nehmen Einfluss auf die Assimilatwanderung sowie den Wasserhaushalt (K bzw. K/Ca Verhältnis). Die Nährstoffe, von denen geringere Mengen benötigt werden, bezeichnet man als Spurennährstoffe (Bor, Mangan, Zink, Kupfer, Eisen, Chlor und Natrium). Als optimale Nährstoffversorgung im Hinblick auf die Entwicklung der Rebpflanze und den Ertrag werden in 100 g Boden Konzentrationen von 4,6 – 11 mg P, 11,1 – 21 mg K und 5,6 – 10,5 mg Mg angegeben (SCHALLER & LÖHNERTZ 1988). Bezüglich der benötigten Mengen besteht bei den einzelnen Elementen ein großer Unterschied. Das N-P-K-Verhältnis beträgt 1:0,4:1,5. Alle Böden mit Gehalten unter diesen angegebenen Werten werden als extreme Mangelstandorte bezeichnet, auf denen die Kulturpflanzen nicht mehr in der Lage sind, auch nur eine Grundversorgung aufrechtzuerhalten.

Kalium ist mengenmäßig das wichtigste Nährelement der Rebe, weshalb eine ausreichende Versorgung gegeben sein muss, um sowohl die Qualität als auch die Quantität des Ertrages sicherzustellen. Die Hauptmenge an Kalium wird erst spät, ab Juli, unter erschwerten Bedingungen der sommerlichen Trockenzeiten aufgenommen. Kalium hat in der Rebernährung eine Schlüsselrolle, steuert die Funktionen des Pflanzenwasserhaushalts, die Aktivierung von Enzymen und Coenzymen sowie den Zuckertransport. Viele Enzymreaktionen im Eiweiß- und Kohlehydratstoffwechsel laufen bei Unterversorgung nur gehemmt ab. Die Kalium-Dynamik wird besonders durch Tongehalt und Mineralzusammensetzung bzw. Adsorption/Desorption bestimmt. Dabei erfolgt die Fixierung und Anreicherung innerhalb des Bodenprofils vor allem in Oberflächennähe. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) besitzt Kalium nur eine geringe vertikale Verlagerungstendenz. HARDENBICKER (2002) weist vor allem für Lössstandorte auf eine charakteristische Form der Kalifixierung hin. Die Freisetzung von Kalium im Boden steigt mit zunehmender Konzentration an Na, Ca, Mg und H (Bodenversauerung). NIEDERBUDE (1996) sieht hinsichtlich des saisonalen Anstiegs in der Bodenlösung einen Zusammenhang mit der K-Zufuhr nach dem Abbau organischer Substanz und mit einer allgemeinen Freisetzung nach längerer Trockenheit. Kalium zählt neben Stickstoff, Magnesium und Phosphor zu jenen weinbaurelevanten Nährelementen mit einer nachweisbaren Auswaschungsgefahr (PETERNEL & SCHWAB 2004, MÜLLER 1982). Neben Phosphor gilt es bei der Nährstoffauswaschungsbeurteilung als typischer Indikator von Schichtabfluss (BREBURDA 1983). Häufige Werte auf Äckern im Ap-Horizont sind Tabelle 2.3-1 zu entnehmen.

Tab. 2.3-1: Durchschnittliche Werte der Nährstoffauswaschung (n. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
Versorgungsgrad (C) ¹⁾ tonhaltig (mg pro 100g Boden)		21-60	11-30				21-40	
Auswaschung (kg/ha/a)			10-40	260				
Bodenlösung (mg/l)	2-20	3-30	5-25	40-160	6-100	20-200	1-10	10-120
Nährstoffentzug durch Rebe (kg/ha)		55-75	12-20	25-40		35-50	15-25	

¹⁾ Versorgungsgrad C entspricht mittleren Analysewerten. 70-80% der Weinbergsböden sind über C.

Als wichtigster Baustein des Chlorophylls steuert Magnesium gemeinsam mit Kalium den Wasserhaushalt der Rebe. Die Magnesiumbilanz von Weinbergsböden ist oft defizitär. Wie o. g. sollte das Verhältnis zwischen den Nährstoffen K:Mg zwischen 1,7:1 und 5:1 liegen (Optimalwert: 2:1). Während

wie beschrieben sehr hohe Kaliumgehalte Magnesiummangel induzieren, kann umgekehrt ein zu hoher Magnesiumgehalt auch die Kaliumaufnahme mit Folgen für die Traubenzone beeinträchtigen.

Kalzium zählt zu den Funktionselementen für Pflanzenwasserhaushalt, Längenwachstum, Zellvermehrung, Zellstreckung, Wurzelwachstum und Wachstum der Pollenschläuche. Das Nährelement Schwefel dient dem Aufbau essentieller Aminosäuren, von Eiweißen und Vitaminen.

2.3.2 Einfluss der Bodenpflegesysteme im Weinbau auf Oberflächenabfluss und Erosion

Bodenpflegesysteme zählen zu den landwirtschaftlichen Bearbeitungsmaßnahmen, die in ihrer Wirkung den effektivsten Einflussfaktor auf den Abfluss- und Abtragsprozess darstellen. So konnten zum Beispiel AUERSWALD & WEIGAND (1999) durch veränderte Bewirtschaftungsformen den Nachweis erbringen, dass sich Bodenabträge um bis zu zwei Größenordnungen verringern ließen. Auch wenn der Reduktion des Abflussvolumens durch die Bewirtschaftung Grenzen gesetzt sind, kann vor allem die Auswahl der (Vegetations-) Bedeckung zur Folge haben, dass

-
- ausreichende Wasserversorgung auf natürlichem Wege gewährleistet ist,
 - sich der Oberbodens mit organischer Substanz anreichert,
 - sich über die daraus resultierende biologische Vielfalt eine temporäre Nährstofffestlegung ergibt,
 - vermehrte Durchwurzelung und biologische Aktivität rückgekoppelt auch die hydraulischen wie auch pneumatischen Eigenschaften verbessert,
 - die Aggregatzerstörung und somit Bodenverschlammung reduziert wird (FOHRER 1995, PRASUHN & BRAUN 1994, AUERSWALD et al. 1994, POTRATZ 1993, WOHLRAB et al. 1992, BORK 1988, SCHWERTMANN et al. 1987, DIKAU 1986),
 - sich neben der Abflussrate auch die Oberflächenabflussgeschwindigkeit vermindert (KUHN & BRYAN 2004).
-

Neben der Reduzierung und Verlangsamung des Oberflächenabflusses und der Begrenzung des Bodenabtrages vermag die Auswahl eines bodenschonenden Bodenpflegesystems auch zu einer Verminderung der lysischen Nährstofftransporte beizutragen (vgl. PETERNEL & SCHWAB 2004, KÖNIG 2000, TWERTEK 1995, HAMPL-MATHY 1991, WERNER et al. 1991, SCHIRRA et al. 1991).

Die Wahl der Bodenpflegemaßnahmen im Weinbau hängt von verschiedenen Faktoren ab. Primär gilt es, Bodenverdichtungen zu vermeiden bzw. zu beseitigen. Da jedoch zwangsläufig 12-15 mal pro Jahr in der gleichen Spur gefahren werden muss, ist dies nicht einfach zu bewerkstelligen. Nach Schätzungen von RICHTER (1977) sind allein die Abtragsmengen durch Bodenbearbeitung und Begang jährlich auf 50-200 kg/ha zu beziffern. Zahlreiche Autoren (EMDE 1992, RUPP 1987, HUSSE 1983) weisen beim Erosionsschutz auch auf den volkswirtschaftlichen Aspekt hin. Ein effektiver Erosionsschutz wie zum Beispiel in der Kombination von Dauerbegrünung und Abdeckung ist auf längere Sicht kostengünstiger als die Akzeptanz eines schleichenden Bodenverlustes. Ungeachtet dessen zeichnet sich der herkömmliche Weinbau dadurch aus, dass die Bewirtschaftung vorwiegend aus klimatischen Erfordernissen in der Falllinie erfolgt.

Ökologisch gesehen gilt Dauerbegrünung (GRAS) als optimale Nutzungsform, während ökonomisch die Variante ohne Bodenbegrünung (OFFEN) zu bevorzugen ist. Gründüngung und Strohabdeckung stellen einen akzeptablen Kompromiss dar (EMDE & EMMERICH 2001, RÜTTIMANN 2001, BATTANY & GRISMER 2000, KÖNIG 2000, SCHALLER et al. 1994, AUGUSTINIUS & NIEUWENHUYSE 1986, KRIETER 1986, SCHALLER 1985, STEINBERG 1985, RICHTER 1979, RICHTER 1965, MANNERING & MEYER 1963).

Mechanische Bodenbearbeitung OFFEN [Plot_1, Plot_4; Plot_5]

Bei der mechanischen Bodenbearbeitung, der so genannten Offenhaltung, werden je nach Jahreszeit verschiedene Ziele verfolgt (Abb. 2.3-1 a). So stehen im Frühjahr primär die Aspekte der Kapillarbrechung für den Erhalt der Winterfeuchtigkeit, die Unkrautbekämpfung und der

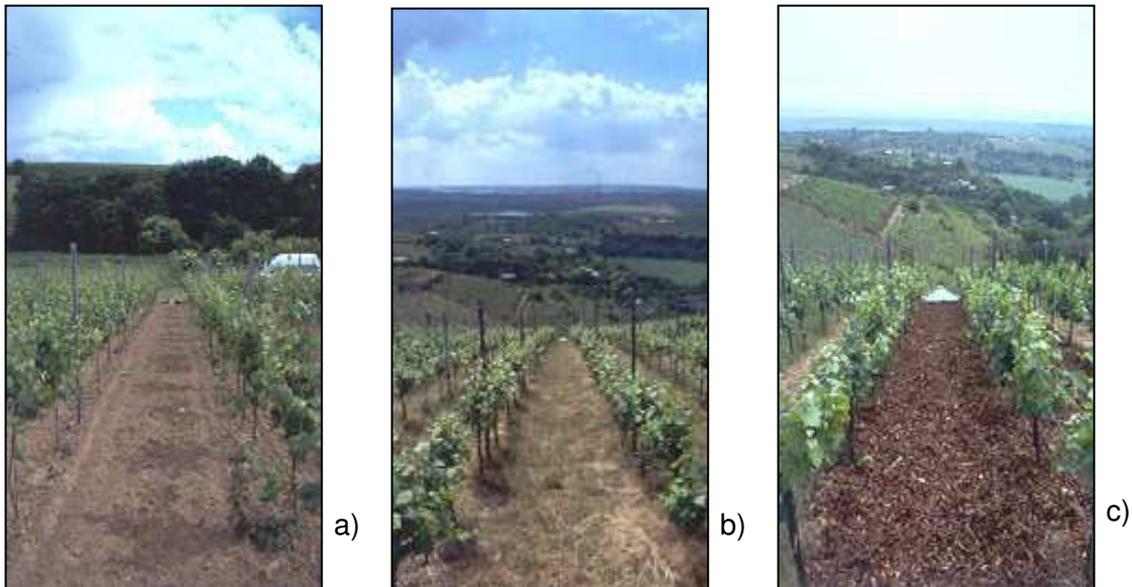


Abb. 2.3-1: Bodenbearbeitungsvarianten im Untersuchungsgebiet. a) OFFEN Plot_5, b) GRAS Plot_3 und c) MULCH Plot_2.

Begrünungsumbruch zur Einarbeitung von organischem Material sowie zur Pflanzvorbereitung im Mittelpunkt der Bodenpflege. Im Sommer sollen das Unkraut bekämpft, der Wasserhaushalt geschont sowie der Oberboden gelockert werden.

Seltener wird der Boden im Herbst und Winter bearbeitet. Hauptaugenmerk dabei ist die Beseitigung von Verdichtungssohlen und die Förderung der Gare durch Frost und Sauerstoffzufuhr. Der Boden wird gewendet, grobschollig abgelegt und zum Schutz der Veredlungsstellen gegen Winterfrost im Bereich des Rebstockes angehäufelt. Kontrovers diskutiert wird, ob die Verlagerung des Erdreiches von der Rebgasse auf die Stockreihe notwendig ist, da durch das Wenden erhebliche Verdunstungsverluste (Winterfeuchtigkeit) resultieren. Die entstandene Mittelfurche kann zudem während des ganzen Winters zum Abfluss des Regenwassers (concentrated flow) dienen und damit die Erosion fördern. Allerdings ist nach FOHRER (1995) und PROFFITT et al. (1991) davon auszugehen, dass die Ausformung der bearbeiteten, grobaggregierten Oberfläche die Speicherkapazität bzw. hydraulische Rauigkeit in den Anfangsstadien der Abflussbildung derart beeinflusst, dass Tiefe und Geschwindigkeit des Abflusses inklusive Sedimentkonzentration abnehmen. Ungeachtet dessen liegt ein weiterer Nachteil auch darin, dass die oft noch warmen und feuchten Böden biologisch aktiv bleiben und durch Mineralisierung der organischen Substanz je nach Witterung $\text{NO}_3\text{-N}$ im RAH-Horizont anreichern. EMDE (1992) sieht darin einen Konflikt zwischen der Optimierung des Bodenwasserhaushalts und potenzieller Nitratreiträge in das Grundwasser. Eine ständige Bodenbearbeitung mit wendenden und lockernden Geräten unter Einsatz von Stockräumern oder Herbizidbehandlung im Unterstockbereich kann als weitere Negativfolge neben dem beschleunigten Abbau der organischen Substanz auch die Befahrbarkeit bei durchnässtem Boden erschweren und Verschlammungsgefahr bei Niederschlagsereignissen hervorrufen.

Dauerbegrünung GRAS [Plot_3; Plot_7]

Die Dauerbegrünung ist ein fester Bestandteil der ökologischen Bodenpflege im Weinbau und kommt in Kombination aus mechanischer und biologischer Bearbeitungsvariante als Kurzzeit- bzw. Teilbegrünung zur Anwendung (Abb. 2.3-1b). Nach BOLLER & REMUND (1986) ist Begrünung eine der wichtigsten Maßnahmen des Ökologisierungprozesses im Weinbau. Beregnungsversuche auf Testplots (FRIELINGHAUS et al. 2000, KLIK & WUNDERER 1992, GILLEY et al. 1987) zeigen ein ähnliches Bild: Eine Begrünung während des Zeitraumes mit erosiven Niederschlägen kann schon bei einem Deckungsgrad von 50 % (70 %) den Abtrag auf 3 % (< 1 %) gegenüber unbedecktem Boden reduzieren. Der Unterschied zwischen Mulch, Strohbedeckung und Begrünung ist dabei weniger wichtig; vielmehr sind die zeitliche Bestandsentwicklung und der erreichte Grad der Bodendeckung entscheidend. Nach GILLEY et al. (1987) verliert die Hanglänge als erosionsbestimmende Größe mit dem Vorhandensein einer Bodendeckung an Bedeutung.

Ganzflächige Dauerbegrünung mildert den Monokultureffekt und bleibt der beste Erosionsschutz bei relativ geringen Kosten. Neben der Verhinderung von Boden- und Nährstoffverlusten und der Verbesserung der Bodenstruktur zählt vor allem der Aufbau von Nützlingspopulationen zu den größten Vorteilen (KÖPFER 1989). EMDE (1992) geht von einer geringeren Nitratauswaschung aus und sieht einen wirkungsvollen Beitrag sowohl zu einer biologischen Nährstoffkonservierung als auch zu der Bereitstellung von nicht pflanzenverfügbaren Phosphatvorräten im Boden (siehe auch REDL, RUCKENBAUER & TRAXLER 1996).

In den Trockengebieten des Weinbaus ist Dauerbegrünung jedoch umstritten, da durch die Wasserkonkurrenz zu den Reben Ertrag, Qualität und Langlebigkeit der Rebstöcke erheblich negativ beeinflusst werden (HOPPMANN & HÜSTER 1988). Deshalb sind Bodenabdeckungen mit Grünguthäcksel oder Rindenmulch eine gute Alternative zur wasserzehrenden Dauerbegrünung. KADISCH (1970) stellte bei zahlreichen Untersuchungen fest, dass ein begrünter Boden mehr Wasser abgibt als ein offener Boden, aber auch mehr Wasser am Abfließen hindert und speichert. So fasst auch STEINBERG (1970) zusammen, dass selbst in feuchten Jahren der Wassergehalt unter Begrünung sowohl in den Frühjahrs – und Herbstmonaten als auch erheblich in den Sommermonaten unter dem der Variante OFFEN lag. Entsprechend der Leitlinien des „Umweltschonenden Weinbaus“ ist eine möglichst durchgehende Begrünung anzustreben, wobei die Begrünung sowohl eingesät als auch aus natürlichem Aufwuchs bestehen kann. Zugunsten einer sich ergänzenden Pflanzengemeinschaft werden Bearbeitungsmaßnahmen eingespart und demzufolge einseitige, unnatürliche Bodenbelastungen abgewendet. Verdichtungszonen durch periodisches Befahren der Gassen können weitgehend oder ganz vermieden werden. Der sehr dichte und gleichmäßig verteilte Wurzelbereich ermöglicht nicht nur eine bessere Nährstoffausnutzung und –aufnahme, sondern relativiert die Schwankungen des Bodenwassergehaltes im Vergleich zu offen gehaltenen Böden.

Begrünungspflanzen durchwurzeln den Oberboden weit intensiver als Reben. Die Wurzellängendichte (cm Wurzellänge je Liter Boden) kann bei einer gräserbetonten Begrünung bis zu 160 mal größer sein (HAMPL & HOFMANN 1995). Je nach Wurzeltiefe und Pflanzenmischungen, wie Gras- und Kleegrasgemische, erhöht sich in den oberen Bodenschichten die mikrobiologische Aktivität, ohne die Mineralisierung und Nitrifikation zu fördern. Dabei besteht eine enge Beziehung zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und den Leistungen der Bodenorganismen derart, dass sich neben dem Wasser- und Lufthaushalt vor allem die Gefügestabilität verbessert.

EMDE (1992), GRIL et al. (1989), ZANCHI (1989) und DIKAU (1988) bestätigen in ihren Arbeiten, dass sich unter Dauerbegrünung die hydraulischen Leitfähigkeiten und das Speichervermögen der obersten Bodenschichten verstärken. Während SCHRADER (1974) in Bedeckungsversuchen herausfand, dass unter Gras 34 % wasserstabile Krümel nicht verschlammten (gegenüber 3 % bzw. 17 % bei den Varianten Offen bzw. Strohmulch), belegen HOMRIGHAUSEN, BUDIG & FLECK (1979) im Vergleich der

Porenverteilung, dass unter Dauerbegrünung sowohl ein höheres Gesamtvolumen vorlag als auch ein Trend zu schnell dränenden Poren, was die pneumatische und die hydraulische Leitfähigkeit erhöht. Verglichen mit einem bearbeiteten und verschlammten Lössboden kann die Einsickerung in eine grasbedeckte Oberfläche vierzigmal so groß sein (HORNEY 1969). Aufgrund der erhöhten Rauigkeitswerte konnten OSBORN & RENARD (1969) den Nachweis erbringen, dass unter Dauerbegrünung kaum mehr als 10 % des fallenden Niederschlages gegenüber 75 % bei offener Bodenhaltung oberflächlich abfließen.

Auch wenn die Dauerbegrünung in Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe mit den Reben steht, bietet sie als kostengünstigste Alternative zur konventionellen Bodenbewirtschaftung vom Rebschnitt bis zur Traubenernte günstige Voraussetzungen für die Mechanisierung der Arbeiten in den Hanglagen. Der Konkurrenzaspekt kann durch Kurzhalten der Begrünung während der trockenen Sommermonate reduziert werden, da so bei Erhaltung eines Mindestbedeckungsgrades für den Erosionsschutz die Verdunstung stark reduziert wird. Durch Liegenlassen der Pflanzenreste als Grünmulch wird die Erosionswirkung optimiert. REDL (1998) schlägt alternativ rechtzeitigen Umbruch der Begrünung vor (April), auch um die Mineralisierung der Nährstoffe anzuregen und im Sommer (August) wieder ein spontane Begrünung aufkommen zu lassen. Dabei wäre eine Mulch- oder Strohaufgabe im Sommer hilfreich, um trotz fehlender Begrünung eine möglichst gute Erosionsminderung zu erreichen. In der Tabelle 2.3-3 sind nach FOX (2000) und REDL, RUCKENBAUER & TRAXLER (1996) Argumente für und gegen Begrünung zusammenfassend aufgezählt:

Tab. 2.3-3: Wesentliche Aspekte der Begrünung als Bodenpflegemaßnahme in den Rebgassen (n. Fox 2000, REDL, RUCKENBAUER & TRAXLER 1996).

Pro Begrünung	Kontra Begrünung
Bessere Befahrbarkeit	Wasserstress /-mangel in Trockenzeiten
Effektivere Bodenbearbeitung einzig durch Mulchen	erhöhte Winterfrostschäden
Erosionsschutz	Nährstoffkonkurrenz zur Hauptbedarfsphase der Rebe
Reduzierte Nährstoffauswaschung	stark reduzierte Stickstoffmineralisation bei Trockenheit
Gleichmäßigere Nährstofflieferung an die Rebwurzeln, dadurch z. B. weniger Stielähme	und geringen Humusgehalten
Förderung von Nützlingen bzw. Nichtzielorganismen, vor allem durch blühende Begrünungspflanzen, erhöhte biogene Aktivität (<i>Lumbricus</i> t.)	Saatgutkosten
Zügelung des vegetativen Rebwachstums verringert Pilzbefall, Verrieselungsschäden, Stielähme und <i>Botrytis cinerea</i>	Verschlechterung des Mikroklimas
Förderung der Mykorrhiza (Symbiose aus Pilzen und Wurzeln), dadurch weniger Stress für die Reben	stärkerer Krankheits- oder Schädlingsbefall, da Grünungspflanzen aus Zwischenwirt für Schädlinge fungieren
Chloroseminderung durch Vermeidung von Staunässe	nachlassende Wuchsleistung
Temperatenausgleich im Boden	frühzeitige Blattgilbung
	mangelnde Einlagerung von N-Verbindungen in die Beere, Gärstörungen, wenig Reserve im Holz

Mulchabdeckung MULCH [Plot_2; Plot_6]

Das bodenschonende Pflegesystem der ganzflächigen Abdeckung mit MULCH findet in der Weinbaupraxis nur vereinzelt Anwendung (Abb. 2.3-1c, 2.3-2). Rindenmulch besteht hauptsächlich aus Lignin, einem polyaromatischen Gewebe, und Cellulose, einem Polysaccharid. Bei der sukzessiv verlaufenden mikrobiellen Zersetzung werden zunächst niedermolekulare aromatische Systeme und Oligosaccharide gebildet, die weiter zu kleinsten organischen Molekülen abgebaut werden. Deshalb stellt eine konservierende Bodenbearbeitung mit MULCH eine mögliche Humusquelle im Weinbau dar. Empfehlenswert für eine Rindenmulchabdeckung sind allerdings nur grobe Nadelholzrinden aus

weniger versauerten Waldgebieten (z.B. Steigerwald, Rhön). Gut geeignet ist auch eine Abdeckung mit Stroh. Hierbei können sich jedoch Faulgeruch, Unkrautvermehrung, Brandgefahr und eine erschwerte Bearbeitung in Steilhängen durch Rutschgefahr negativ auswirken. Eine Kombination aus Dauerbegrünung bzw. Herbst- / Winterbegrünung und Rindenmulchabdeckung mit NadelholZRinden erscheint derzeit die empfehlenswerteste Erosionsvorsorge zu sein.



Abb. 2.3-2: Weißburgunder auf MULCH am Standort Heineckeberg – Weingut Rollsdorfer Mühle [Plot_2].

Pflugverzicht und fehlende Krumenbasisverdichtung setzen das Erosionspotenzial massiv herab. Der Boden weist ein lockeres Gefüge mit biogen erweiterten Makroporen auf und erfährt ähnlich wie bei der Variante Dauerbegrünung eine erhöhte (mikro-) biologische Aktivität (eine 40fach höhere Biomasse als unter offener Bearbeitung). LATTANZI et al. (1974) beschreiben neben Mulchstrukturen mit schützender Wirkung gegen Regentropfen auch Abflussbarrieren, die zur Reduzierung der Abflussgeschwindigkeit beitragen können. Vor allem in den vegetationslosen Herbst- und Wintermonaten übernimmt die Mulchschicht somit eine Schutzfunktion für den Boden (Abb. 2.3-3).

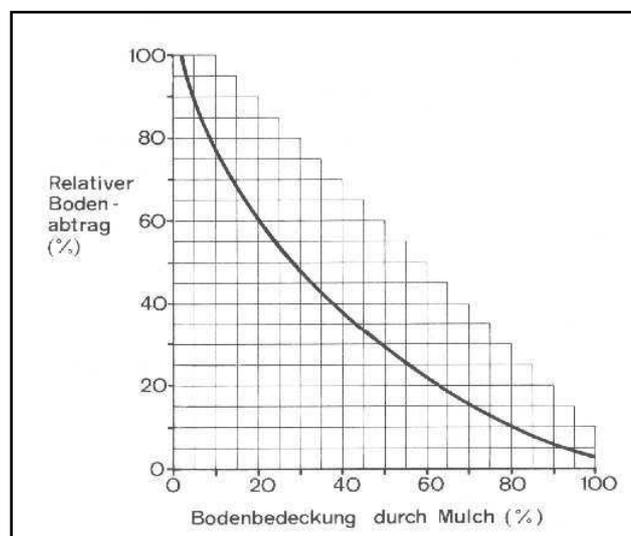


Abb. 2.3-3: Erosionsminderung durch Mulchauflage (SCHWERTMANN et al. 1987).

Ein weiterer positiver Aspekt ist darin zu finden, dass durch das Herabsetzen der unproduktiven Verdunstung über die Bodenoberfläche der Rebe mehr Wasser zur Verfügung steht als bei den anderen o.g. Pflegemaßnahmen (vgl. Abb. 2.3-4).

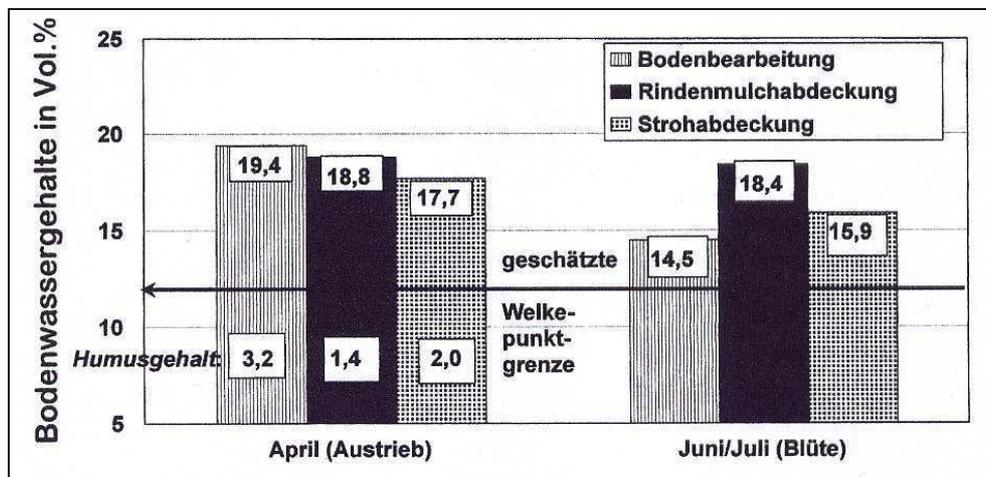


Abb. 2.3-4: Vergleich der Bodenwassergehalte (Vol.%) im Oberboden zwischen den Rebentwicklungsstadien Austrieb und Blüte (Quelle: SCHWAB 1996).

Die Untersuchungen von BREIDER & DIETER (1971) ergaben, dass durch die Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes unter Mulch (Strohmulch) der höchste Prozentsatz nutzbarer Feldkapazität aller Schichten zu erzielen war. Neben diesem sogenannten Schwammeffekt zeigt sich eine beständige Minderung der Schlagwirkung von Regentropfen („Regenschirmwirkung“) auf den Oberboden. Zudem gelangen mit dem Rindenmulch erhebliche Mengen an organischer Substanz und essentiellen Nährstoffe (N, P₂O₅, K₂O, MgO) in den Weinbergsboden (SCHWAB 1996, vgl. Abb. 2.3-5).

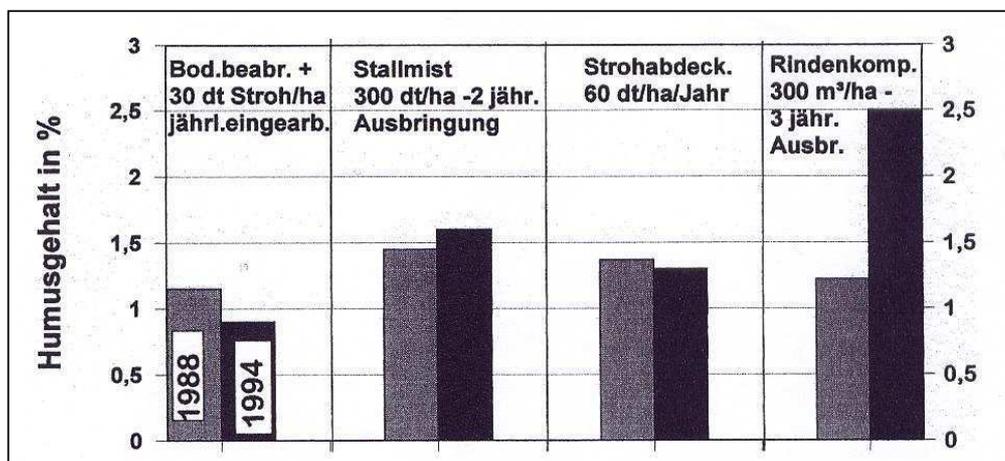


Abb. 2.3-5: Der Einfluss des Rindenmulchs auf den Humusgehalt des Oberbodens im Vergleich unterschiedlicher Bodenbearbeitungsvarianten (Quelle: SCHWAB 1996).

Zu den negativen Aspekten müssen Knospenschäden infolge eines stärkeren Befalls durch Erdräupen oder Dickmaulrüssler angeführt werden (SCHWAB 1996). Die erhöhten Kosten für eine Rindenmulchabdeckung werden durch den mehrjährigen Schutz, die wasserspeichernde Wirkung und die bessere Durchführung des Rebschutzes nach Niederschlägen zum Teil wieder ausgeglichen.

3 Die Untersuchungsgebiete

Sachsen-Anhalt ist mit ca. 627 ha (2007 [Weißwein: 74,6%; Rotwein:25,4%]) bestockter Rebfläche ein traditioneller Standort für den Anbau von Sonderkulturen (STATISTISCHES BUNDESAMT 2008). Das Weinbaugebiet Saale-Unstrut gliedert sich in drei Bereiche, vier Großlagen und 36 Einzellagen. Entlang eines von Südost nach Nordwest abnehmenden Niederschlagsgradienten wurden im südlichen Sachsen-Anhalt mit dem Heineckeberg (Plot_1 bis Plot_3) und Steinkreuzweg (Plot_5 bis Plot_7) zwei traditionelle und dem Stedtener Pastorenstieg (Plot_4), einem rekultivierten Kippenstandort, insgesamt drei Standorte für eine regelmäßige Beprobung gewählt (Abb. 3-1). Während Exposition und Hangneigungen einander entsprechen, variieren die Hanglagen in ihrer Größe und den Bodeneigenschaften. Einen Überblick über die allgemeine Kennwerte der Einzugsgebiete und wichtigsten Bodeneigenschaften verschaffen die Abbildungen 3-2 bis 3-4. Die Benennung der Untersuchungsstandorte erfolgt nach Lokalbezeichnungen sowie Ortslagen und bedient sich der fortlaufenden Abkürzungen Plot_1 bis Plot_7.

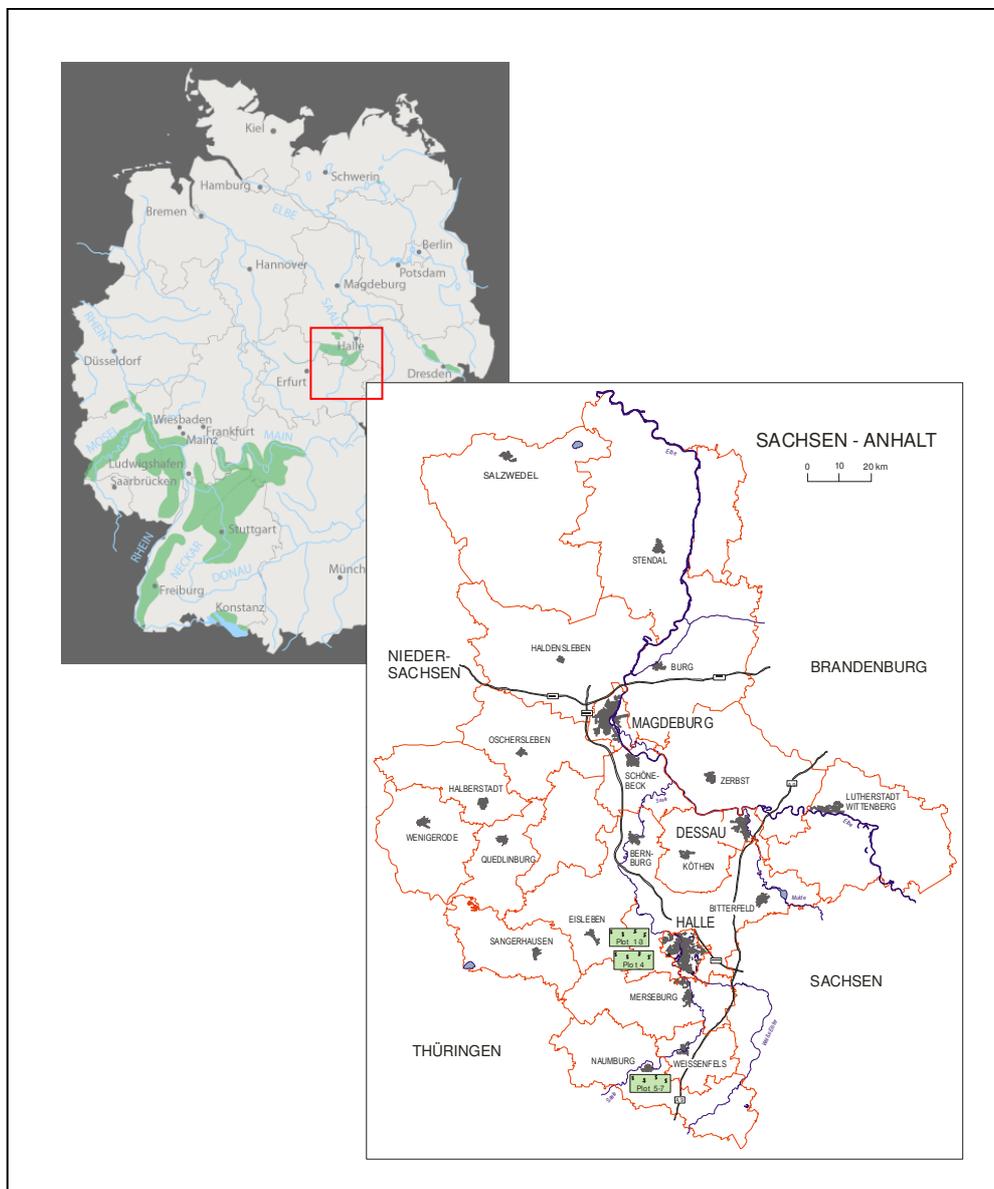


Abb. 3-1: Untersuchungsstandorte im Weinbaugebiet Saale-Unstrut (LIERMANN 2002, verändert).

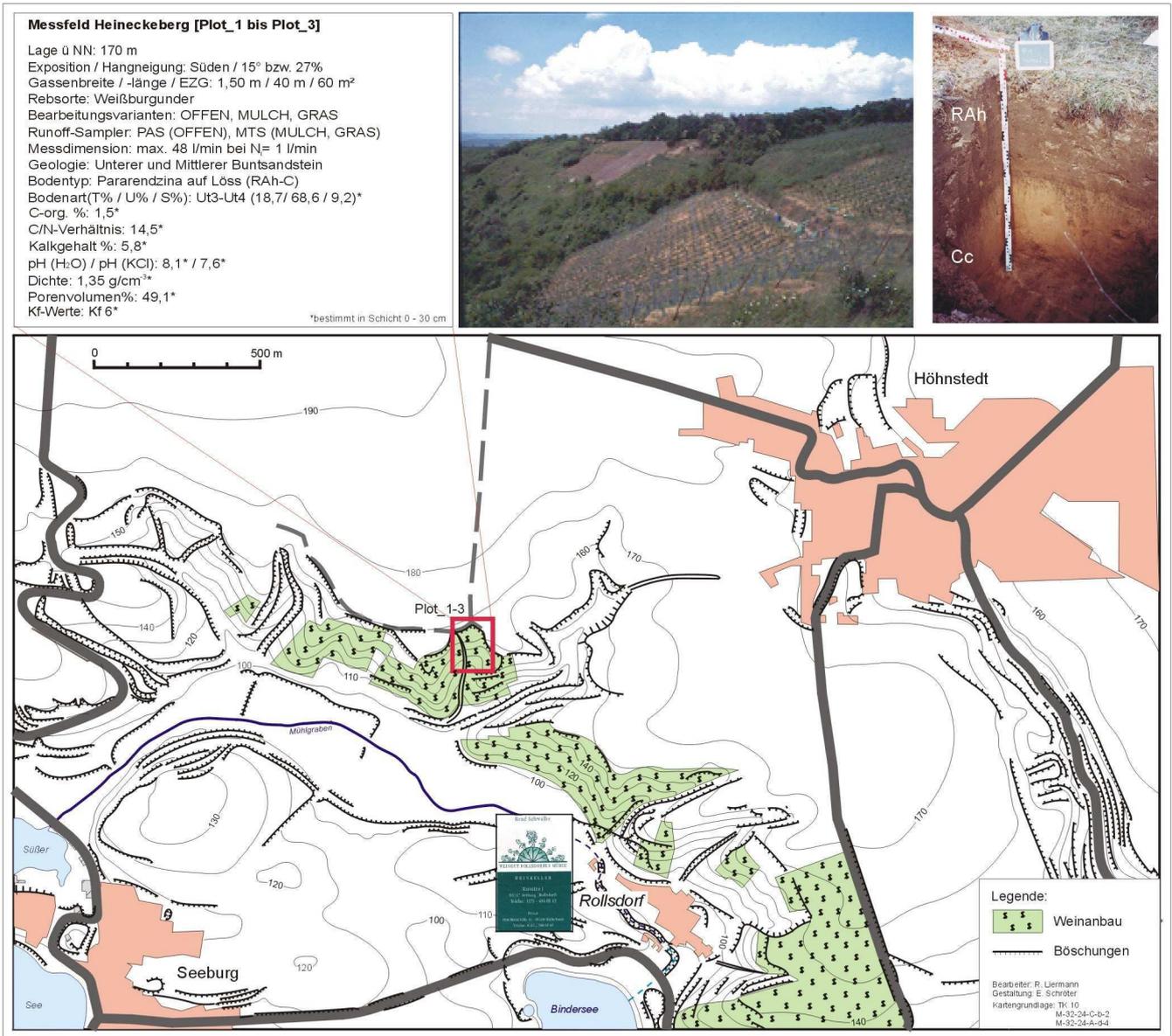


Abb. 3-2: Übersicht zum Untersuchungsstandort Heineckeberg (Weingut Rollsdorfer Mühle) [Plot_1 bis Plot_3].

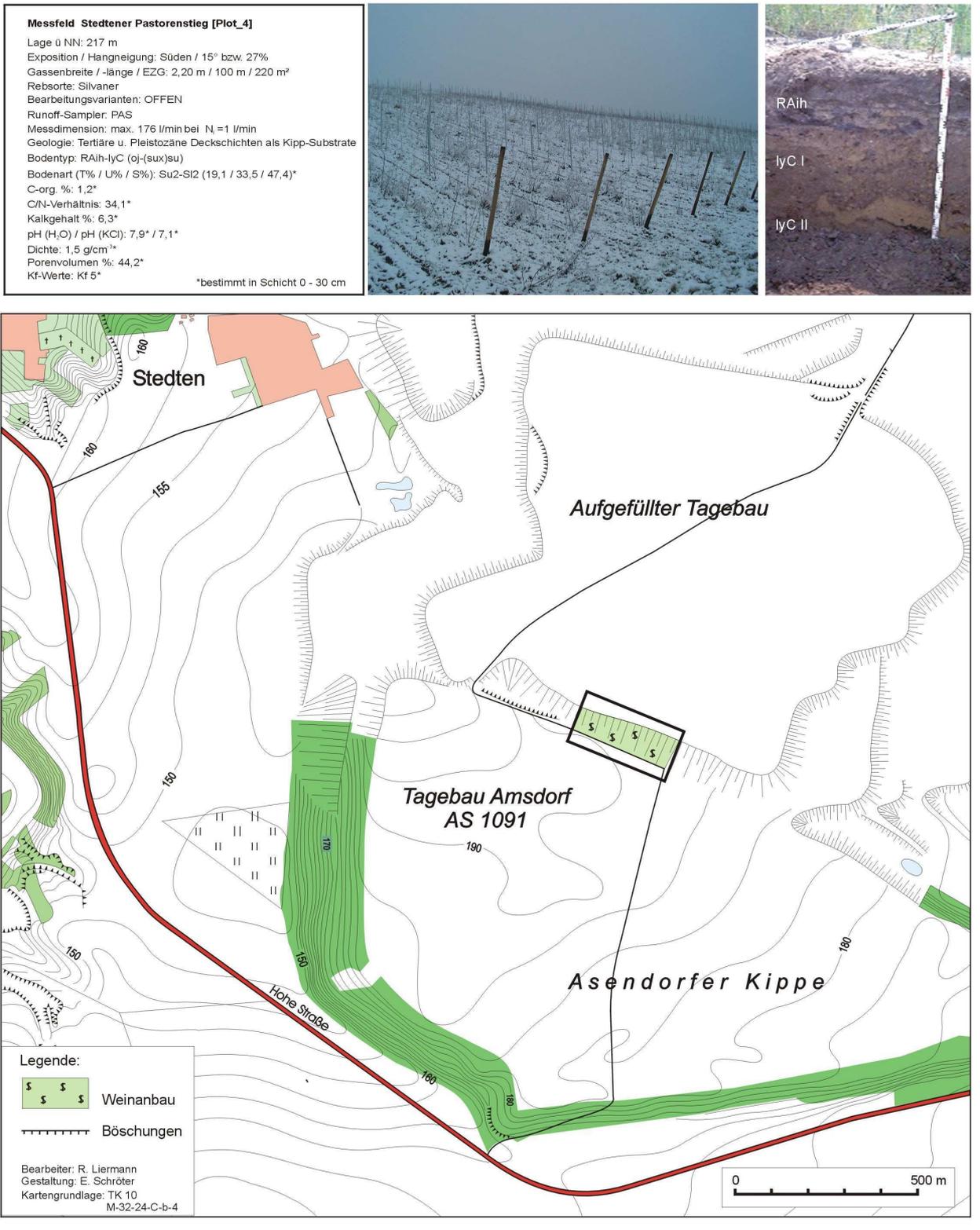


Abb. 3-3: Übersicht zum Untersuchungsstandort Stedtener Pastorenstieg (Weingut Rollsdorfer Mühle) [Plot_4].

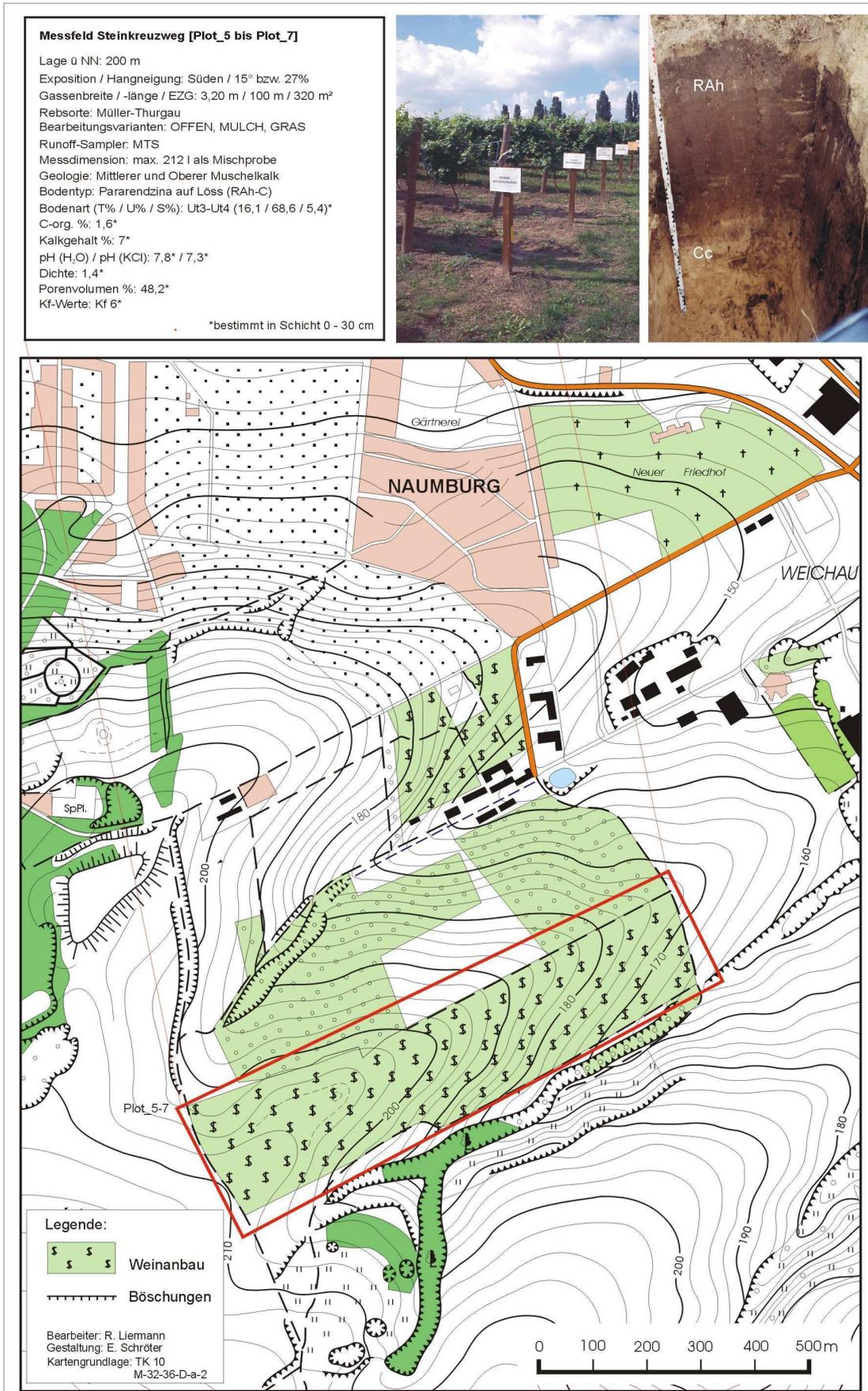


Abb. 3-4: Übersicht zum Untersuchungsstandort Steinkreuzweg (Landesweingut Bad Kösen) [Plot_5 bis Plot_7].

Die Testflächen am Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] und Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] im Weingut Rollsdorfer Mühle sowie am Steinkreuzweg [Plot_5 bis Plot_7] im Landesweingut Bad Kösen, zählen zum Anbaugebiet Saale - Unstrut. Es umfasst eine Rebfläche im Ertrag von ca. 587 ha (2007) und gehört zu den nördlichsten Qualitätsanbaugebieten Europas. Die Hanglagen des Weingutes Rollsdorfer Mühle repräsentieren den Bereich Mansfelder Seen (eine Großlage und sechs Einzellagen auf ca. 76 ha) mit seinen steilen und terrassierten Südhängen oberhalb des Salztales und nördlich des Süßen Sees sowie des Binder- und Kernersees. Sie befinden sich ca. 20 km westlich von Halle/Saale (Abbildung). Der Steinkreuzweg bei Naumburg zählt als Hanglage zum Bereich Schloss Neuenburg (drei Großlagen und 22 Einzellagen auf ca. 501 ha) entlang der mittleren Saale und des Unterlaufes der Unstrut.

Die Rebfläche des Stedtener Pastorenstiags ist ein Teil der Südwestböschung der Außenkippe 1091 und gehört zum Komplex des Tagebaus Amsdorf der ROMONTA GmbH im Oberröblinger Braunkohlerevier am westlichen Rand des Mitteldeutschen Braunkohlefördergebietes. Während mit der Aufschüttung der Halde bereits in den 1970er bzw. 1980er Jahren begonnen wurde, gewinnt die Rekultivierung des ehemaligen Tagebaus mit der Verpachtung von 2 ha an das Weingut Rollsdorfer Mühle im Jahr 2000 auch unter landschaftsökologischen Gesichtspunkten an Bedeutung. In Sachsen-Anhalt wurde somit erstmalig der Versuch unternommen, ganz im Sinne des Begriffs Rekultivierung, einen durch die Montanindustrie devastierten Standort als kommerziellen Weinberg zu nutzen. Südlich des Salzigen Sees wurden ab 2000 in 93 Reihen ca. 9300 Rebstöcke gepflanzt.

3.1. Geologischer Untergrund, Morphologie und Böden

Das Saale-Unstrut-Weinanbaugebiet liegt am Südrand des zentralen Mitteleuropäischen Triasbeckens im südwestlichen Bereich der herzynisch streichenden Querfurter Muschelkalkmulde, die bei Freyburg in die erzgebirgisch streichende Naumberger Mulde umlenkt (DETTMER & LEPPER 1999) (Abb. 3.1-1).

In der Abbildung 3.1-1 sind die Triaslandschaften Deutschlands mit den 13 Weinanbaugebieten dargestellt, von denen der Untergrund des Saale–Unstrut–Gebietes neben dem von Württemberg und Franken vollständig triasischen Ursprungs ist. Baden und Mosel–Saar–Ruwer partizipieren daran nur teilweise. Das Trias-Weinland umfasst somit eine Fläche von ca. 28.000 ha, was einem Viertel der deutschen Anbaufläche entspricht. Stratigraphisch dominiert, zum Teil auch als bodenbildendes Ausgangssubstrat, der Buntsandstein vor dem Muschelkalk und Keuper. Zumeist steht das Mesozoikum jedoch nicht unmittelbar an der Oberfläche an, sondern wird durch verschiedenartige quartäre Lockergesteinsdeckschichten (Hanglehne, Schwemmlöss, Löss, Kolluvien, Fließerden, Hangschutt) verhüllt. Nach DETTMER & LEPPER (1999) sind die Buntsandsteinfolgen verglichen mit den südlicheren Weinbaugebieten weniger sandsteinbetont, ausgenommen die Volpriehausen-, Hardeggen- und Solling-Folge. Kennzeichnend für den höheren Unteren und den Mittleren Buntsandstein im Bereich Mansfelder Seen sind Wechsellagerungen von Feinsandstein und Tonstein. Zwischen dem Unstruttal nahe Freyburg und dem Saaletal von Bad Kösen bis Naumburg streichen unter den Rebplantagen nicht nur Hardeggen- und Solling-Folgen aus, sondern neben Schluff- und Mergelschichten der Rötverebung auch hangschuttbedeckte Rötsockel und Unterer Muschelkalk (ebenda). Landschaftlich markant wie auch weinbaulich interessant sind die Schichtstufenlandschaft des Bereiches Schloss Neuenburg mit den spornartigen Vorsprüngen und Einschnitten entlang der Wellenkalksteilstufe des Muschelkalks und im nordwestlich vorgelagerten Bereich Mansfelder Seen die staffelförmig ausgebildete Abrisskante zwischen der Hochfläche (Mansfelder Scholle) der Mansfelder Mulde und der südöstlichen Eisleberner Niederung (Teutschenthaler Tiefscholle) (RADZINSKI 1999, KAMM HOLZ 1977). Nach KUNERT & WANSA (1997) ist die Hanglage [Plot_1-3] mit den Bernburg- und Volpriehausen Folgen südlich der Nordbegrenzung der Hohnstedter-Volkstedter Zerrspaltenzone zu lokalisieren.

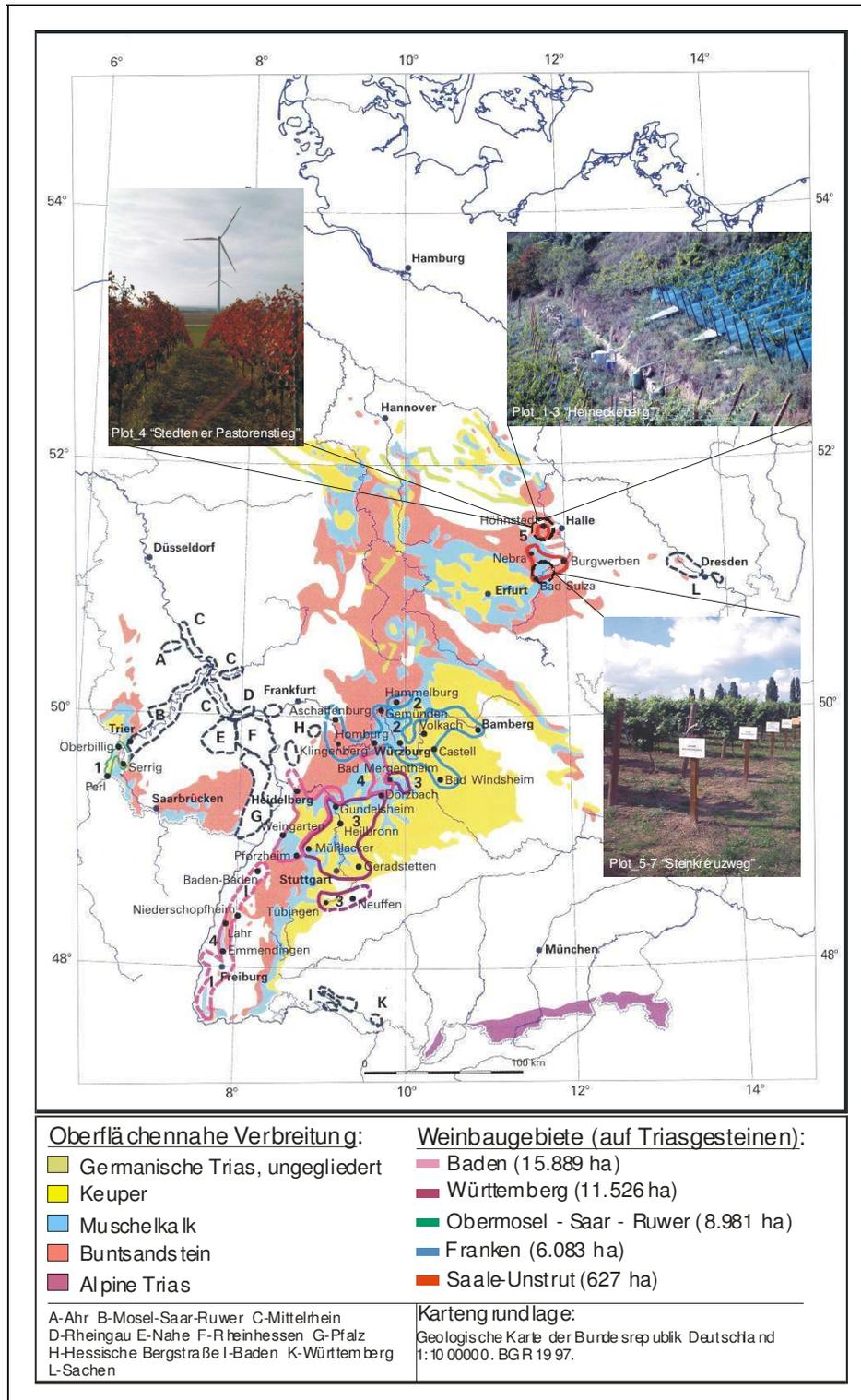


Abb. 3.1-1: Lage der Untersuchungsgebiete bezogen auf die Verbreitung der Trias in Deutschland (DETTMER & LEPPER 1999; STATISTISCHES BUNDESAMT 2008; überarbeitet und ergänzt).

Das Untersuchungsgebiet zählt zum Bodenbildungsbereich der Löss- und Sandlössgebiete sowie der Lösshügelländer. Das bodenbildende Ausgangssubstrat wird entsprechend von Löss, Lössderivaten sowie Sand- und Schluffsteinen geprägt. Die Mächtigkeiten sind sehr unterschiedlich. Sie reichen von über 10 m im nordwestlichen Teil in zentraler Lage der Schwittersdorfer Mulde bis ca. 1-3 m im südöstlichen Bereich um Naumburg (Saale). Im Liegenden in Tiefen von ca. 3-4 m stehen verwitterte z. T. rote, lehmige bis feinsandige Tone des Unteren Buntsandsteins bzw. Muschelkalks an. In den Berei-

chen von Hangkuppen und Talungen der süd- bis westexponierten Hänge treten im Bereich Schloss Neuenburg Muschelkalk und im Bereich Mansfelder Seen Buntsandstein zutage.

Das Relief und die Böden der Weinberge sind durch die Rebflächenbereinigung und das Rigolen zum Teil anthropogen verändert, so dass die Messparzellen vom Ober- zum Unterhang ein einheitliches Gefälle von 15° ohne Quergefälle aufweisen. Die Falllinie verläuft von Nord nach Süd und wird am Gassenausgang, wie am Beispiel des Heineckebergs charakteristisch für das Saale-Unstrut Anbauggebiet, von einer Buntsandsteintrockenmauer begrenzt. In das Untersuchungsprogramm wurde mit einem Pararendzina-Rigosol an zwei Standorten mit unterschiedlichen Jahresniederschlägen ein Bodentyp aufgenommen, der den Spitzenbedarf an Wasser der Rebpflanzen häufig nicht deckt. Zudem wurde als Beispiel innovativer Sonderkulturnutzung im Bergbausanierungsgebiet des Mitteldeutschen Braunkohlereviere (Kippe Asendorf) ein Jungrebenstandort auf technogenem Ausgangssubstrat ausgewählt. Der Haldenkörper ist hydrogeologisch als Stauer zu charakterisieren. Als bodenbildendes Ausgangssubstrat wurde abschließend ebenso per Absetzer Geschiebemergel in Mächtigkeiten bis zu 2 m aufgetragen. Die dabei entstandenen Schüttrippen wurden einplaniert. Vergleichbar mit dem Prozess des Rigolens, wurden durch Verschiebung und Auftragen von Bodenmaterial sehr inhomogene Verhältnisse geschaffen. Es ist unter anderem mit stark wechselnden Feinbodenanteilen auf den Hanglagen zu rechnen.

3.2 Klimatische Verhältnisse und Witterung

Das Saale–Unstrut–Weinanbauggebiet zählt gemeinsam mit den anderen 12 deutschen Weinbaugebieten zu den nördlichsten Weinbauregionen der Welt (Tab. 3.2-1).

Tab. 3.2-1: Vergleich der Klimadaten deutscher Weinbauorte (VOGT & GÖTZ 1977, MÜLLER & SCHUMANN 2001).

	Longitude	N mm/a	T °C	T °C	T °C	SSD	Frost
	(°n. Br.)		Jahr	Januar	Juli	(h)	letzter/erster
Halle/Saale ¹⁾	51,29	460	9,1	0,0	18,0	1549	19.04./24.10.
Geisenheim ²⁾	50,01	536	9,9	0,7	18,8	1643	14.04./29.10.
Würzburg ²⁾	49,48	646	9,1	-0,6	18,4	1730	28.04./14.10.
Trier ²⁾	49,46	719	9,3	0,6	17,8	1574	25.04./24.10.
Neustadt ²⁾	49,22	614	10,1	1,0	19,2	1712	20.04./31.10.
Freiburg ²⁾	48,01	903	10,3	1,1	19,4	1770	13.04./26.10.
Meersburg ²⁾	47,43	855	8,6	-1,0	17,8	1756	18.04./02.11.

¹⁾ Langjährige meteorologische Reihe seit 1851 (MÜLLER & SCHUMANN 2001).

²⁾ Langjährige meteorologische Reihe von 1931-1960 (VOGT & GÖTZ 1977).

Wegen der Besonderheiten der natürlichen Bedingungen, unter denen vor allem Qualitätsweinanbau an Saale und Unstrut realisiert wird, stellen Klima und Witterung Anforderungen an die Reben, die nicht nur in einer geringeren Sonnenscheindauer während der Vegetationszeit, einer kürzeren frostfreien Periode und niedrigeren mittleren Monatstemperaturen allgemein, sondern auch in der jährlichen Niederschlagsverteilung mit entsprechend abnehmenden Regenfällen zur Zeit der Traubenreife zum Ausdruck kommen (Tab. 3.2-1, Abb. 3.2-1). Folglich spielen neben den Boden-, Substrat- und Reliefverhältnissen vor allem die Witterungsbedingungen für die Effizienz des Sonderkulturbaus eine überaus bedeutsame Rolle. Als ein Gunstfaktor für das Witterungsgeschehen an der nördlichen Anbaugrenze gilt der Seenreichtum im Bereich Mansfelder Seen. Dieser lokalen Besonderheit wird ein thermischer Oaseneffekt nachgesagt, der den exponierten Hanglagen erhöhten Strahlungs- und Wärmegenuss zukommen lässt. Inwieweit damit die Verbreitung der phänologischen Frühgebiete

entlang der Saale-Unstrut Talungen zu erklären ist bzw. das Auftreten lokaler Spezifika in den Extremwerten und Tagesamplituden, bleibt umstritten (WEBER 1980, GOLLMICK 1976) (Tab. 3.1-1).

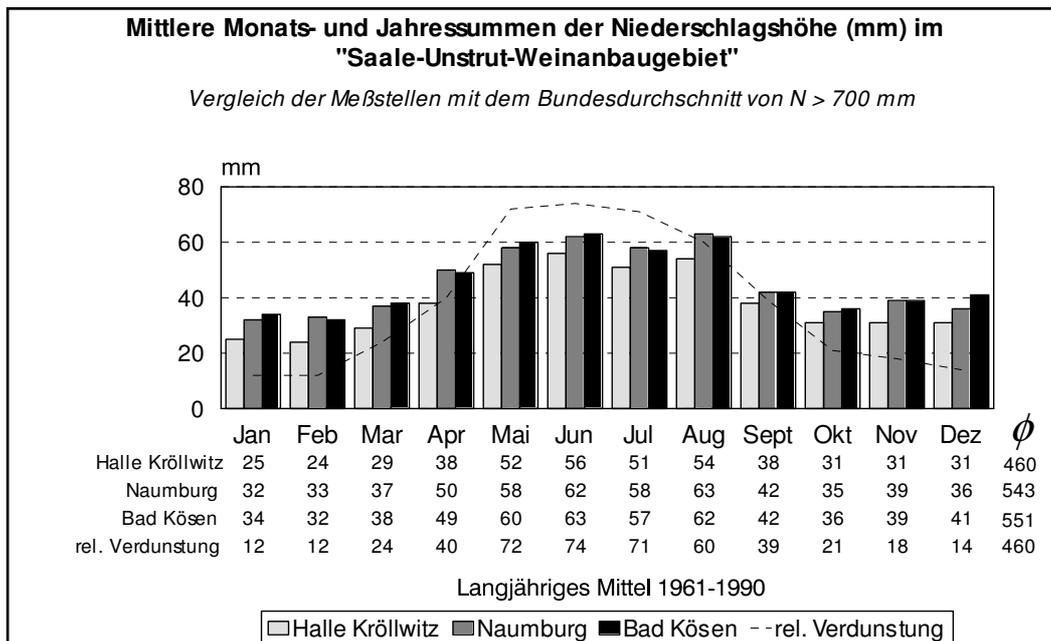


Abb. 3.2-1: Langjähriges Mittel der Niederschläge (unkorrigiert) im Saale–Unstrut–Weinanbaugebiet (MÜLLER & SCHUMANN 2001, verändert).

Es fehlt der Nachweis, dass die nächtliche Wärmeabgabe des Süßen Sees frostschadensmindernd auf die angrenzenden Hanglagen bzw. einen schmalen Uferstreifen wirkt und ob von den Wasserflächen signifikante Änderungen auf Temperatur-, Luftfeuchtigkeits-, Niederschlags- und Windverhältnisse im Bereich Mansfelder Seen zu erwarten sind. Dennoch zählen unter topoklimatischen Gesichtspunkten diese „Wärmeinseln“ zu den bevorzugten Rebstandorten. Je weiter der Rebanbau nach Norden vordringt, desto wirksamer wird das lokale Wärmeklima als limitierender Faktor (WEBER 1980). Thermische Oasen bzw. „Wärmeinseln“ sind ein Charakteristikum der nördlichsten Weinbauorte Deutschlands.

Das Saale-Unstrut Weinanbaugebiet ist durch sehr warme Sommer und milde Winter mit einer Jahresmitteltemperatur von 7 bis 11 °C gekennzeichnet. Die Normalwerte der Jahresmitteltemperatur schwanken zwischen 9,1 °C (Halle) und 8,5 °C (Artern, Eisleben) (DÖRING et al. 1995; MÜLLER & SCHUMANN 2001).

Im Regenschatten des Harzes und Thüringer Waldes gelegen, gehören die Untersuchungsgebiete zum Mitteldeutschen Trockengebiet, einer der niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands. Den mittleren jährlichen Niederschlägen (1961-1990) von 460 mm (Station Halle-Kröllwitz) und 547 mm (Station Naumburg) steht eine Verdunstung von mehr als 570 mm gegenüber (DÖRING et al. 1995). Die mittlere jährliche Zahl der Tage mit Niederschlag ($N > 0,1$ mm) wird für die Station Halle (Saale) mit 156 angegeben. Die Niederschläge verteilen sich zu 42 % auf das hydrologische Winterhalbjahr und 58 % auf das Sommerhalbjahr (1961-1990). Zu den räumlich relevanten Regentypen zählen die konvektiven Niederschläge, die so genannten „Schauerstraßen“ von kurzer Andauerzeit und Flächenausdehnung, die orographischen Niederschläge (Stauniederschläge) und die zyklonalen bzw. advektiven Niederschläge (Kalt- und Warmfrontenniederschläge). Die Regenhäufigkeit ist in den Spätherbst- und Wintermonaten am größten. Die für das Gebiet charakteristischen und lokal sehr unterschiedlich auftretenden konvektiven Sommergewitterstarkregen haben ihre Maxima in den Spätfrühjahrs- und Sommermonaten, der Hauptvegetationszeit. Für den niederschlagsreichsten Monat Juni sind Regensmengen von 55 bis > 70 mm typisch, die jedoch an einer vergleichsweise geringen Zahl von Tagen als

Starkregen fallen. Die jährlichen Niederschlagssummen weisen im Untersuchungsgebiet eine Variabilität von rd. 21 % auf (DÖRING et al. 1995). Verglichen mit den südlichen, mediterranen Weinbauländern, in denen die Niederschläge zur Zeit der Traubenreife hin zunehmen, begünstigen die o. g. Niederschlagsmerkmale während der Vegetationszeit besonders den langsam verlaufenden Prozess der Beerenreife an Saale und Unstrut.

3.3 Bewirtschaftung der Versuchsfelder

Die Versuchsfelder Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] und Steinkreuzweg [Plot_5 bis Plot_7] wurden zu Beginn der Vegetationsperiode 2000 und der Rebstandort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] im Sommer 2001 eingerichtet. Die Felder sind mit den Weißweinrebsorten Weißburgunder [Plot_1 bis Plot_3], Silvaner [Plot_4] und Müller-Thurgau [Plot_5 bis Plot_7] bei einer Pflanzdichte von ca. 4000 Stock/ha bepflanzt. Pflanzung und Pflege der Reben erfolgt praxisüblich, d.h. als kommerzieller bzw. Vollerwerbsweinbau und in Anlehnung an den ökologisch orientierten integrierten Weinbau. Bei einer Standfläche pro Pflanze von ca. 1,8 m² wurden in den Rebanlagen Gassenbreiten von 1,5-3,2 m gewählt. Für die begrünten Parzellen [Plot_3, Plot_7] in den untersuchten Rebanlagen wurde ein Gemisch aus verschiedenen Gräsern, wie zum Beispiel dem Schafschwingel (*Festuca ovina* L.), der Quecke (*Agropyron repens* (L.) P. B.), dem Deutschen Weidelgras (*Lolium perenne* L.), und Kräutern, wie der Roten Taubnessel (*Lamium purpureum*), der Echten Schafgarbe (*Achillea millefolium*) und der Weißen Lichtnelke (*Silena alba*) gewählt. Das Mulchen der Begrünung wurde je nach Wasserangebot und Bedarf der Rebe vorgenommen. Dementsprechend wurde während der Wuchsjahre 2000-2003 die Begrünung zu vier verschiedenen Terminen mit Mulchern und Wiesenmähern kurz gehalten.

Die Gassen des Bodenpflegesystems MULCH [Plot_2, Plot_6] wurden mit einer 6 bis 10 cm dicken Schicht Rindenmulch aus Nadelholzrinde versehen. Die in die Versuchsanordnung übernommene Rindenmulchabdeckung ist hinsichtlich ihrer Beständigkeit und Mineralisierungsrate zwischen Stroh und Torf anzusiedeln, wobei die langsame Nährstofffreisetzung (Stickstoff, Phosphorsäure, Kali und Magnesium) aus dem Rindenmulch und die herbizide Wirkung deutlich höher einzustufen sind als bei Stroh (REDL, RUCKENBAUER & TRAXLER 1996). Pflegemaßnahmen zur Bodenlockerung und Unkrautbekämpfung waren im Untersuchungszeitraum nicht erforderlich.

In der Versuchsanordnung OFFEN [Plot_1, Plot_4, Plot_5] wurde auf eine Winterbearbeitung verzichtet. Es kamen Grubber, Weinbergshacke, Seilwindengrubber, Stockräumgeräte, Kreiselegge, Scheibenegge und Motorfräse zum Einsatz. Je einmal im Frühjahr erfolgte eine tiefe (30 cm) Bodenlockerung mit einem dreischarigen Seilwindengrubber. Der grobschollig aufgeworfene Boden kann somit die Winterfeuchte bestens aufnehmen ohne die Bildung einer erosionsfördernden Mittelfurche oder Pflugsohle. Je nach Witterungsverlauf und Unkrautwuchs kamen im Sommerhalbjahr Bearbeitungen mit der Motorhacke und Fräse hinzu.

4 Material und Methoden

4.1. Auswahl und Struktur des Messprogramms

Mit den Rebflächen Heineckeberg, Stedtener Pastorenstieg und Steinkreuzweg konnten Standorte gefunden werden, die entlang eines zunehmenden Niederschlagsgradienten vor allem den Schwankungsbereich der durchschnittlichen jährlichen Niederschlagshöhen (1901-1990) von nahezu 100 mm im Kernbereich des Mitteldeutschen Trockengebietes zwischen Aseleben (Bereich Mansfelder Seen) [Plot_1 bis Plot_4] und Naumburg (Bereich Schloss Neuenburg) [Plot_5 bis Plot_7] repräsentieren. Hangneigung und Exposition sollten möglichst gleich sein, damit diese Parameter vernachlässigt werden können.

In den Untersuchungsgebieten wurden zur Erfassung des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages Erosionsmessparzellen für ganzjährige Beobachtungszeiträume eingerichtet. In methodischer Hinsicht wurde der Quelle–Pfad–Senke–Quelle–Ansatz gewählt und mit den Bodenbearbeitungsvarianten:

-
- Offen [OFFEN_Plott_1, 4, 5], d.h. regelmäßige Bearbeitung mit offener Bodenhaltung,
 - Rindenmulch [MULCH_Plot_2, 6], d.h. mehrjährige Rindenmulchbedeckung ohne Bearbeitung,
 - Dauerbegrünt [GRAS_Plot_3, 7], d.h. kontrollierte Verkräutung ohne Bearbeitung.
-

wurden entsprechende Vergleichsgrundlagen geschaffen.

Ergänzend dazu wurden an den Standorten im Bereich Mansfelder Seen [Plot_1-4] bodenhydrologische Messplätze an den Hangpositionen Ober-, Mittel- und Unterhang in den Tiefen 30 und 60 cm installiert. Die Messparzellen wurden nicht künstlich, sondern anhand der Geländemorphologie abgegrenzt. Plot_1 bis Plot_3 und Plot_5 bis Plot_7 sind Teileinzugsgebiete der Hanglagen Heineckeberg bzw. Steinkreuzweg.

4.2 Untersuchungsmethodik

4.2.1 Messanordnung Oberflächenabfluss

Zur Erfassung der Runoff-Ereignisse wurden sieben Erosionsmessparzellen [Plot_1 bis Plot_7] für ganzjährige Beobachtungszeiträume der Jahre 2000-2003 und integriert in die ökologisch orientierten Bewirtschaftungsmaßnahmen eingerichtet (Abb. 4.2-1). Bei den ausgesuchten Rebflächen handelt es sich um drei südexponierte Hanglagen mit Neigungen von 15°. Um Oberflächenabfluss, Bodenabtrag und Stofffrachten zwischen den Anbauformen vergleichen zu können, wurden an den Standorten Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] und Steinkreuzweg [Plot_5 bis Plot_7] jeweils drei Messeinrichtungen am Hangfuß installiert (Tab. 4.2-1). Die Versuchsanordnung am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] konnte nicht dem festgelegten Grundkonzept entsprechen. Als Jungrebenanlage mit den heterogenen Bodeneigenschaften einer rekultivierten Bergbauhalde kamen im Untersuchungszeitraum keine vergleichenden Anbauformen zur Anwendung. Auf eine künstliche Seitenbegrenzung der Plots wurde verzichtet. Ein Übertritt der erwarteten Flächenspülung und Rillenerosion auf benachbarte Gassen war aufgrund des fehlenden Quergefälles bzw. der Pflegearbeiten im Zeilenbereich (Unterstockpflege) auszuschließen. Am Ende der Fließstrecke war jeder Bearbeitungsvariante ein PA-Auffangtrichter in den Gassenquerschnitt eingepasst. Die Kunststoffauffangtrichter (und Probenteiler (PAS)) sind mit einem Dach gegen Regen geschützt, so

dass Beeinträchtigungen der Messergebnisse ausblieben. Über ein PE-Rohr erfolgte die Anbindung an die Probenahmesysteme MTS und PAS (Tab. 4.2-1).



Abb. 4.2-1: Messanordnung am Messfeld Heineckeberg. (Von links nach rechts: Plot_1 OFFEN, Plot_2 MULCH, Plot_3 GRAS).

Tab. 4.2-1: Angaben zu den Erosions-Plots im Untersuchungsgebiet.

Plot	Hanglage	EZG m ²	Topologie		Anbauform	Anlage	Probennahme
			Neigung	Länge			
Plot_1	Heineckeberg	60	15°	40m	OFFEN	Ertragsanlage	PAS ¹⁾
Plot_2	Heineckeberg	60	15°	40m	MULCH	Ertragsanlage	MTS ²⁾
Plot_3	Heineckeberg	60	15°	40m	GRAS	Ertragsanlage	MTS
Plot_4	Stedtener Pastorenstieg	220	15°	100m	OFFEN	Neuanlage ³⁾	PAS
Plot_5	Steinkreuzweg	320	15°	100m	OFFEN	Ertragsanlage	MTS
Plot_6	Steinkreuzweg	320	15°	100m	MULCH	Ertragsanlage	MTS
Plot_7	Steinkreuzweg	320	15°	100m	GRAS	Ertragsanlage	MTS

¹⁾ PAS – „Programmable Automatic Runoff Sampler“

²⁾ MTS – „Manual Total Collection Sampler“

³⁾ Jungrebenanlage aus dem Jahr 2000

1) Der „Manual Total Collection Sampler“, nachfolgend MTS genannt, ist eine Messvorrichtung für den Einsatz unter regulären Feldbedingungen, wie sie u. a. von KÖNIG (2000) im Anbaugebiet Rheinhessen betrieben wurde. Der MTS erfasst nur die Gesamtmenge der Ereignisse ohne eine Möglichkeit der Separation. Das heißt, bei mehreren aufeinander folgenden Runoff-Ereignissen zwischen zwei Geländebegehungen war folglich eine Abgrenzung der Einzelereignisse sowie eine Zuordnung der ermittelten Abflüsse zu einzelnen Niederschlagsereignissen auf Plot_2 und 3 bzw. Plot_5 bis Plot_7 nicht mehr möglich. Die Behälter sind nach dem Kaskadenprinzip angeordnet und verfügen über ein Fassungsvermögen von 12 + 200 Liter. Zur Bestimmung der gelöst transportierten Stoffe wurden homogenisierte Aliquote von maximal zwei Liter entnommen und in gespülte PE-Flaschen (2000 ml) umgefüllt.

2) Der „Programmable Automatic Runoff Sampler“, nachfolgend PAS genannt, wurde erstmalig im Weinbau eingesetzt und ist ein ereignisbezogenes, programmierbares, automatisches Runoff – Messsystem, das sowohl Abflussdynamik als auch Abflussmenge registriert (Abb. 4.2-2). Der PAS Messplatz besteht aus einem in die Gasse eingepassten Kunststoff-Auffangtrichter, einem Edelstahl-Probenteiler, einer Kippschalenanordnung (1 Liter), einem Magazin für 24 Weithalsbraunglasflaschen und einem meteorologischen Messplatz.

Die zeitlich hochauflösenden Messungen des Niederschlag- und Abflussgeschehens ermöglichen:

-
- die Registrierung der meteorologischen Parameter,
 - die Registrierung von Beginn und Intensität der Oberflächenabflüsse,
 - die Ereignis-separation in Minutenaufösung und
 - die automatische Intervallprobenahme von Abfluss und Sediment in abgestufter Probenahmefrequenz.
-

Die Auffangkapazität ist so dimensioniert, dass für eine Abflussparzelle von 50 m² bei einer Niederschlagsintensität von 1 mm/min maximal 40 l/min aufgefangen und Konzentrationsverläufe innerhalb eines Ereignisses registriert werden können. Somit betrug die maximal messbare Abflussintensität für Plot_1 48 l/min und für Plot_4 176 l/min. Aus der Anzahl der Kippungen und dem Kippvolumen berechnete sich die Abflussmenge (l), von der auf den Gesamtabfluss des Einzugsgebietes geschlossen wurde.



Abb. 4.2-2: PAS-Probenahme im Weinbau (links Messfeld Heineckeberg, rechts Messfeld Stedtener Pastorenstieg – Weingut Rollsdorfer Mühle).

Um die Gefahr einer Überflutung bzw. Probenvermischung bei Abflusswerten > 40 l/min zu vermeiden, strömt der Abfluss über zwei unterschiedliche Gefälle aus dem Probenteiler in die Kippschalen. Die verwendeten Kippzähler wurden so ausgewählt, dass den Braunglasflaschen jeweils 1000 ml Probenmaterial pro Kippung zugeführt wurden. Bei Extremereignissen > 40 l/min konnte mittels zwei Liter Kippschale nur registriert werden. Die anschließende Verteilung der Probenmengen erfolgte gemäß der zu erwartenden Abflussdynamik variabel. Während beim ersten abgefüllten Liter nicht auszuschließen war, dass es sich um ein kumulativ unterschiedlicher Ereignisse handelte, konnten für alle nachfolgenden Kippungen quanti- wie qualitative Bezüge hergestellt werden.

Auf der Grundlage der loggerregistrierten Daten mittels PAS auf Plot_1, konnte eine zeitliche Synchronisierung der erfassten Ereignisse am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] erfolgen. In Anbetracht der nicht eindeutig zu charakterisierenden Runoff-Ereignisse mit Mengen kleiner 2 Liter, reduzierte sich für diese Statistik die Probenanzahl auf den Messbereich ≥ 2 Liter.

Nach erfolgter Testphase wurde die ereignisbezogene Beprobung der Intensivmessfelder Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg so gewählt, dass vom ersten bis zum 20. Liter jede Kippung beprobt und in den Flaschen 21 bis 24 der 50., 75., 100. und 125. Liter erfasst wurde. Jeder weitere Liter wurde in Überlaufbehälter von 50 Litern geleitet. Somit war die Anzahl an Kippungen, nach der eine Probenahme erfolgte, benutzerdefiniert und dem Einzugsgebiet angepasst. Auch beim Überlaufen der Sammelbehälter sicherte das automatische Probenahmesystem die Erfassung der Mindestabflusswerte ab. Für jedes Abflussereignis wurden sowohl entsprechende Abflussvolumina und der Bodenabtrag bestimmt als auch die gelösten Inhaltsstoffe als Misch- bzw. 1-Literprobe gemessen. In Anlehnung an DIKAU (1986) erfolgte bei Absolutmengen über 100 g eine Korngrößenanalyse. Eine Trennung des eventuell auftretenden exfiltrierenden Zwischenabflusses (return flow) war messmethodisch nicht möglich. Der gemessene Oberflächenabfluss umfasste im Zeitraum von 2000-2003 während der Niederschlagsereignisse flächen-(sheeted flow) oder rinnenhaft (concentrated flow) abfließendes Niederschlagswasser sowie Schneeschmelzwasser. Die Ereignisseparation erfolgte in Anlehnung an die Definition unabhängiger Niederschläge nach SCHWERTMANN et al. (1990). Ein Ereignis war vom vorhergehenden durch einen Zeitraum getrennt, in dem innerhalb von sechs Stunden kein Abfluss floss.

Die Testflächen wurden zum Teil während und nach jedem Niederschlagsereignis kontrolliert. Die Proben wurden möglichst noch am selben Tag entnommen und zur Aufbereitung in das geoökologische Labor gebracht, wo sie bis zur Analyse bei 2 °C lagerten.

4.2.2 SCS-CN Methode für den Oberflächenabfluss

Ergänzend zum PAS-Runoff-Messverfahren auf Plot_1 und Plot_4 kamen zur vergleichenden Abschätzung des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages sowohl das SCS-CN Verfahren als auch das Erosionsmodell PC-ABAG 2.0 als in der Praxis etablierte konzeptionelle Methoden zum Einsatz (KIRKBY 2001, SCHMIDT 2000, BERNSDORF 2000, COLOMBO & SARFATTI 1997, LÖWA 1997, MANIAK 1997, BORK & SCHRÖDER 1996, AUERSWALD & HAIDER 1996, SCHRÖDER et al. 1993, MAIDMENT 1993, ZAISS 1998, SCHWERTMANN et al. 1990, AUERSWALD 1986, U.S. SCS 1986, DVWK 1984, WISCHMEIER & SMITH 1978, U. S. SCS 1974).

Die SCS-CN Methode wurde vom Natural Resources Conservation Service (NRCS) (ehemals US-SCS Soil Conservation Service) entwickelt und liefert Daten über den Gesamtabfluss für das Niederschlag-Abfluss-Ereignis kleiner Einzugsgebiete. Grundgedanke des SCS-Verfahrens ist, den abflusswirksamen Teil des Niederschlags in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe sowie von gebietsspezifischen Parametern (Bodenbeschaffenheit, Vegetation, Landnutzung) zu bestimmen. Dabei wird die Infiltrationskapazität des Bodens durch seine mineralogisch-petrologischen Eigenschaften und durch den Grad seiner Befeuchtung bestimmt. Der Einfluss der Vegetationsdecke geht über Klassen der Land- bzw. Flächennutzung in die Betrachtungen ein. Die beschriebenen Einflussgrößen werden durch eine einzige Abflusskurvennummer (Curve Number), den CN-Wert, summarisch repräsentiert. Der CN-Wert ist ein Maß für das maximale Speichervermögen und damit den Abflussverlust eines Gebietes. Der hydrologische Ansatz zur Bestimmung der abflusswirksamen Niederschlagsanteile (Abflussbildungsprozess) ist weltweit am weitesten verbreitet und wird auch von der DVWK zur Anwendung empfohlen.

Für das SCS-Verfahren gilt folgende empirische Gleichung der Abflussbildung:

$$N_{eff} = \frac{(N - Ia)^2}{(N - Ia + S)}$$

N_{eff} : Effektivniederschlag [mm]

N: Niederschlag [mm]

Ia: Summe aller anfänglichen Verluste [mm]

(Interzeption+Evapotranspiration+Infiltration+Depressionsspeicherung)

S: Maximales Speichervermögen des Bodens [mm]

Für Ia gilt (empirisch gefunden):

$$Ia = C_{0,2} \times S$$

Die verwendete Konstante von $C_{0,2}$ in der Gleichung ist ein festgesetzter Wert für die Retention (Anfangsverlust von 20% der Speicherkapazität), der sich hauptsächlich auf landwirtschaftlich genutzte Flächen bezieht. Er wurde von der US Soil Conservation Service (US-SCS, 1972) vorgeschlagen und vom Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK, 1984) übernommen. MANIAK (1997) weist darauf hin, dass dieser Wert für mitteleuropäische Verhältnisse oft zu hoch ist und schlägt die Verwendung der Konstante $C_{0,1}$ bzw. $C_{0,05}$ vor. Deshalb wurden zur Berechnung der abflusswirksamen Anteile der Niederschläge verschiedene Anfangsverlustszenarien gerechnet.

So erhält man:

$$N_{eff} = \frac{(N - 0,2 \times S)^2}{(N + 0,8 \times S)}$$

Das maximale Speichervermögen des Bodens (S) hängt ab von den Boden- und Vegetationsbedingungen und ist mit der so genannten *CN-(Curve -number) Zahl* verknüpft.

$$S = 25,4 \times \left(\frac{1000}{CN - 10} \right)$$

CN: Curve Number, abhängig vom hydrologischen Bodentyp (Indikator: Bodenart), Bedeckungsart und antecedenten Bodenfeuchte resultierend aus dem Niederschlag der letzten fünf Tage (Tab. 4.2-2, 4.2-3)

Die Gebietsgröße *CN* ergibt sich als Funktion der Bodenart und -nutzung des Einzugsgebietes und einer Bodenfeuchteklasse, die über den Vorregen der letzten 5 Tage und über die Jahreszeit festgelegt wird. Aus den in der Literatur (COLOMBO & SARFATTI, 1997, MANIAK 1997, SCHRÖDER et al. 1993, MAIDMENT 1993, ZAISS 1998, DVWK 1984, SMITH 1976, U. S. SCS 1975) aufgeführten CN-Werten für Bodennutzungen und Bodenarten der Bodenfeuchteklasse II lassen sich mit folgenden Gleichungen die CN-Werte für die Bodenfeuchteindizes I und III berechnen:

$$CN_I = \frac{CN_{II}}{\left[2,334 - \left(\frac{0,01334}{CN_{II}} \right) \right]}$$

$$CN_{III} = \frac{CN_{II}}{\left[0,4036 - \left(\frac{0,0059}{CN_{II}}\right)\right]}$$

Jedem CN-Wert ist eine charakteristische Kurve zugeordnet, die den Zusammenhang zwischen gefallenem Niederschlag und daraus resultierendem effektiven Niederschlag bzw. Direktabfluss beschreibt. Je kleiner die CN, desto größer muss der Niederschlag sein, um einen Abfluss zu produzieren. Bei großen CN-Werten reichen schon geringe Niederschlagsmengen aus, um einen Abfluss zu induzieren. Die Beziehung ist nichtlinear aufgrund des indirekt proportionalen Zusammenhangs zwischen dem Gesamtspeichervermögen und dem CN-Wert. Der CN-Wert liegt zwischen 0 und 100, wobei ein Wert von 0 für einen vollständigen Abflussverlust und ein Wert von 100 für den vollständigen Abfluss des Niederschlags steht.

Man erhält für den effektiven Niederschlag (N_{eff}) bei $N > 50$ mm:

$$N_{\text{eff}_{N > 50}} = \frac{\left[N - 25,4 \times \left(\frac{200}{CN - 2} \right) \right]^2}{\left[N + 25,4 \times \left(\frac{800}{CN - 8} \right) \right]}$$

bzw. für den effektiven Niederschlag (N_{eff}) bei $N < 50$ mm:

$$N_{\text{eff}_{N < 50}} = \frac{\left[N - \left(\frac{1270}{CN} \right) + 12,7 \right]^2}{\left[N + \left(\frac{24130}{CN} \right) - 241,3 \right]}$$

Um eine Unterschätzung der Abflussbeiwerte zu vermeiden, kommt diese Modifikation zur Anwendung, die auf einer Reduktion des Speichervermögens beruht und sowohl bei kleinen als bei großen Niederschlägen größere Abflussbeiwerte liefert (DVWK 1992, MANIAK 1997).

Für den so genannten Abflussbeiwert ψ bei $N > 50$ mm gilt:

$$\psi_{N > 50} = \frac{N_{\text{eff}}}{N} = \frac{1}{N} \times \frac{\left[N - 25,4 \times \left(\frac{200}{CN - 2} \right) \right]^2}{\left[N + 25,4 \times \left(\frac{800}{CN - 8} \right) \right]}$$

bzw. bei $N < 50$ mm:

$$\psi_{N < 50} = \frac{N_{\text{eff}}}{N} = \frac{1}{N} \times \frac{\left[N - \left(\frac{1270}{CN} \right) + 12,7 \right]^2}{\left[N + \left(\frac{24130}{CN} \right) - 241,3 \right]}$$

Der Abflussbeiwert bezeichnet den Quotienten aus dem Teil des Niederschlags, der zum Abfluss (N_{eff}) kommt, und dem Gesamtniederschlag. Er zeigt Abhängigkeiten des Abflusses von Niederschlagshöhe

und Eigenschaft der Bodenoberfläche (Landnutzung), dafür weniger von Zeit und Regenintensität (MANIAK 1988).

Der Effektivniederschlag N_{eff} wird auch als abflusswirksamer Niederschlag bezeichnet, der nicht über längere Zeit im Einzugsgebiet zurückgehalten wird und daher unmittelbar zum Abfluss gelangt. Diese Menge an direktem Oberflächenwasser fließt ungenutzt ab. Der abfließende Anteil des Niederschlags nimmt mit zunehmendem Speichervermögen des Bodens ab. Wird der Bodenspeicher durch versickerndes Wasser gefüllt, entspricht der Abflussanteil der Differenz von Niederschlag und Anfangsverlusten.

Die Bodentypen werden in folgende hydrologische und antecedente Bodenfeuchteklassen (BFK) eingeteilt (Tab.: 4.2-2, 4.2-3):

Tab. 4.2-2: Einteilung der hydrologischen Bodentypen (SOIL CONSERVATION SERVICE 1986, SINGH 1992, DVWK Regeln Niederschlags-Modelle 113).

Bodentyp	Beschreibung
A	großes Versickerungsvermögen, auch nach starker Vorbefeuchtung, Sande / Kiesböden
B	mittleres Versickerungsvermögen, tiefe bis mäßig tiefe Böden, fein bis grobe Textur, Löss
C	geringes Versickerungsvermögen, feine bis mäßig feine Textur, sandiger Lehm
D	sehr geringes Versickerungsvermögen, Tonböden

Die Definition der SCS-Bodengruppe erfolgt über den spezifischen Wasserdurchlässigkeitsbeiwert (k_f -Werte) einer Teilfläche.

Tab. 4.2-3: Einteilung der Bodenfeuchteklassen (BFK).

Klasse	Niederschlag (mm) der vorangegangenen 5 Tage	
	Vegetationsperiode ¹⁾	übrige Zeit
I	< 30	< 15
II	30 – 50	15 – 30
III	> 50	> 30

¹⁾ Als Vegetationsperiode wird der Zeitraum zwischen April und Oktober verstanden.

In der Bodenfeuchtekategorie spiegelt sich letztlich der Einfluss des Vorregens und der Jahreszeit (Vegetationsperiode) wider. Die Bodenregeneration während Regenspauzen blieb in dieser Anwendung unberücksichtigt. Wie die Tab. 4.2-3 zeigt, werden drei Bodenfeuchtekategorien unterschieden, wobei bei der Ermittlung von Oberflächenabflüssen üblicherweise von der Bodenfeuchtekategorie II ausgegangen wird. Die Bodenfeuchtekategorie II entspricht einer Niederschlagssumme innerhalb von fünf Tagen von 30 bis 50 mm während und von 15 bis 30 mm außerhalb der Vegetationsperiode.

4.2.3 Erosionsmodell PC-ABAG 2.0

Für die Bestimmung des Bodenabtrags aufgrund von klimatologischen, bodenkundlichen und pflanzenbaulichen Kenngrößen wird die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) von WISCHMEIER & SMITH (1978) verwendet. Die Widerstandsfähigkeit des Bodens gegenüber dem Abtrag durch abfließendes Wasser, wird in dieser empirischen Schätzmethode durch die Gleichung beschrieben:

$$A = R \times K \times L \times S \times P \times C$$

A: Bodenverlust / Bodenabtrag [t/ha-a]

R: Erosivität des Niederschlags / Regen- und Oberflächenabflussfaktor [kJ/m²]

K: Bodenerodierbarkeitsfaktor

L: Topologie / Hanglänge [m]

S: Topologie / Hangneigung [%]

C: Bodenbedeckung und -bearbeitung

P: Bearbeitungsrichtung

Die Simulationsberechnung beschränkt sich auf den Abtrag durch Flächen- und Rillenerosion bei Starkregen. Formen der Bodenverlagerung durch Schneeschmelze, Rinnen- und Bearbeitungserosion bleiben unberücksichtigt (SCHWERTMANN et al. 1990). Angaben zur ursprünglichen Herleitung und zu den wesentlichen Grundlagen für die Anwendung des Simulationsmodells sind bei AUERSWALD (1986), SCHWERTMANN et al. (1990) und WISCHMEIER & SMITH (1978) nachzulesen. KÖNIGER, SCHWAB & MICHEL (2002) und EMDE (1990) geben Auskunft zu den modifizierten Anwendungen im Weinbau. Es gilt die Annahme, dass selbst unter Bedingungen, bei denen alle Einflussgrößen des Bodenerosionsprozesses genau bekannt sind, Erosionsprognosen durch Modelle nur mit begrenzter Genauigkeit getätigt werden können. Für das verwendete Erosionsmodell liegt die Prognosegenauigkeit laut RISSE et al. (1993) bei 1,5 t/ha-a (bei exakter Kenntnis aller notwendigen Eingangsdaten). Nach EMDE (1990) sind es vor allem der K-Faktor und der S-Faktor, die zu den Fehleinschätzungen führen.

4.2.4 Messanordnung Bodensickerwasser

Um die lysischen Stoffausträge quasi-ungestört und quasi-kontinuierlich zu erfassen, wurden auf den Intensivmessfeldern Heineckeberg [Plot_1-3] und Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] je Bearbeitungsvariante am Ober-, Mittel- und Unterhang Kunststoffsaugkerzen (Fa. EcoTech) in den Tiefen der Hauptwurzelzone in 30 cm und 60 cm installiert (Abb. 4.2-3). Die Bewertung der Einflussnahme unterschiedlicher Bearbeitungsvarianten im Weinbau erfolgte dabei auf der Grundlage der in der Tabelle 4.2-4 genannten Betrachtungsebenen.

Tab. 4.2-4: Betrachtungsebenen zur Bewertung der Prozessvariablen Bodenwasserchemismus.

Betrachtungsebene	Kurzform	Spezifik
Weinberg/Hanglage	HL	Median der analysierten Ionen
Bearbeitungsvariante	BV	OF, RM, DG
Horizontale Differenzierung	HD	Hanglagen (OH, MH, UH)
Vertikale Differenzierung	VD	Entnahmetiefe der Bodenlösung (30, 60 cm)
Witterungseinfluss	Wi	Schneeschmelze (SM), Niederschlag
Zeitliche Variabilität	ZV	Ganglinieverlauf im WHJ und SHJ („Rauschen“, „Schwankung“)
Klimatische Faktoren	KI	Feuchtejahr (HJ 2001), Trockenjahr (HJ 2002)

Mit Hilfe der Häufigkeitsverteilung, der Grundtendenzen der Ionenkonzentration, dem saisonalen Verlauf (Ganglinie) und der mittleren Elementverteilung in der Bodenlösung sollen die folgenden Annahmen (H_1 bis H_4) zum Bodenwasserchemismus bestätigt bzw. widerlegt werden. Die elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter für die gelösten Feststoffe in der Bodenlösung dient dabei als geeigneter Indikator, um in Anlehnung an BENKE (1992), VOIGT (1990) und MOSIMANN (1984) die Einflussnahme der Bearbeitungsvarianten auf H_1 bis H_4 zu überprüfen.

H_1: Die Beschaffenheit des Sickerwassers korreliert eng mit der jährlichen Sickerwasserdynamik (Wi, ZV, KI). Die jahreszeitlichen Schwankungen in der Beschaffenheit des Sickerwassers unterliegen

einem sich nicht wiederholenden „Rauschen“ bzw. einem Rhythmus jährlich wiederkehrender „Schwankungen“ (Wi, ZV, KI) (vgl. POTSCHIN 1999, ZEPP 1987; MOSIMANN 1984).

H_2: Sickerwasser ist Transportmittel und/oder Lösungsmittel. Der Kurvenverlauf gibt Aufschluss über die Dynamik und die Lösungseigenschaften des Sickerwassers („Verdünnungseffekt“ vs. „Lösungsmittelleffekt“) (Wi, ZV, KI).

H_3: Morphologie und Hydrologie haben als Faktorengruppe (Hangzugwasserstrom) vor allem Einfluss auf den Mengentransport (Verdünnungseffekt) und erst indirekt auf den Sickerwasserchemismus (Lösungsmittelleffekt) (HL, HD, VD) (VOIGT 1990).

H_4: In der vertikalen Differenzierung (VD) nimmt die Variabilität des Bodenwasserchemismus mit zunehmender Tiefe und korrelierend zum Einfluss der schnell drainierenden Grobporen und der Flora/Fauna ab.



Abb. 4.2-3: Bodenhydrologischer Messplatz am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3].

Da die Aussagen zur Einflussnahme der Bodenbearbeitungsvarianten auf den Summenparameter EC zu starken Schwankungen durch die unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse im Untersuchungszeitraum ausgesetzt sind, wurden in einem vorangestellten Auswerteverfahren die Verhältnisse der einzelnen Ionen zum inerten Chlorid errechnet (WAGNER 2007). Unter Berücksichtigung eines abnehmenden Trends bei den Chlorid-Depositionsraten während der letzten Dekaden gilt die Annahme, dass die Chlorid-Konzentration in der Bodenlösung primär von der atmosphärischen Deposition und der Hydrologie abhängt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Der lysische Stoffaustrag

entspricht damit quasi dem Eintrag und lässt sich auf die Konzentration im Niederschlag beziehen (WAGNER 2007, WOHLRAB et al. 1992). Zur Eignung dieser Methode wurden mit Hilfe des MEDIAN-Tests für mehrere unabhängige Stichproben die standortbedingten und zeitlichen Unterschiede in den Chloridkonzentrationen betrachtet.

Der Einbau der Saugkerzen erfolgte in der Gassenmitte in senkrechter Form, wobei der Abstand der Kerzen zueinander (mind. 1,50 m) durch die Zeilen- und Gassengliederung vorgegeben wurde (Abb. 4.2-3). Vor dem Erstgebrauch wurden alle Kerzen mit 0,1 N HCl gereinigt, mit bi-distilliertem Wasser gespült und anschließend am Messplatz konditioniert. Die Probenmenge je Saugkerze betrug bei angelegten Saugspannungen von rd. 700 hPa max. 1000 ml je Entnahmeintervall. Dementsprechend wird Sickerwasser aus schnell dränenden Grobporen und spannungsfreies Sickerwasser aus Makroporen in die Saugkerzen aufgenommen. Die Datenbestände wurden neben ihrer Quantität an den entsprechenden Hangpositionen auf die Verläufe der Anionen- und Kationenkonzentrationen und den Schwermetallanteil an Kupfer, Blei und Zink untersucht. Als Wirkungsbereich wird die Fläche von einem m² angenommen.

Die Variable „Bodenwasserchemismus“ konnte sowohl in horizontaler als auch vertikaler Differenzierung jeweils nur als Einfachmessung erfasst werden und nicht an mehreren repräsentativen Raumeinheiten gleichzeitig. Dieser Sachverhalt gestattete es nicht, die Nährstofffrachten im Einzugsgebiet zu bilanzieren. Mindestens drei Saugkerzen in gleicher Anordnung hätten beprobt werden müssen, um dem statistischen Anspruch zu genügen. Mit der angewandten Methode bleibt ungeklärt, welchen Anteil an der gesamten Nährstoffsituation die im frei verfügbaren und in kleinem Umfang auch kolloidal gebundenen Wasser ermittelten Nährstoffe einnehmen. Für die Interpretation der Ganglinien gilt, dass weder aus fallenden Konzentrationen direkt auf einen Mangel an Nährionen geschlossen werden kann, noch entsprechend große Mengen einen „Überschuss“ anzeigen. Es können keine Aussagen über das saisonale Befinden der Pflanzen abgeleitet werden. Der Nährstoffbedarf der Rebpflanze in den Entwicklungsstadien wird in den Bodenlösungskonzentrationen nur beschränkt sichtbar (vgl. EMDE 1996, SCHLINKERT 1992, MOSIMANN 1984). Zur Interpretation der mittels Saugkerzen gewonnenen Lösungen sind die Herkunft des Bodenwassers und der Einflussbereich der Saugkerze wichtig. Für die räumliche Wirkung einer Saugkerze gilt ein Zusammenhang zwischen Wasserleitfähigkeit, aktuellem Matrixpotential in direkter Nachbarschaft und dem Habitus des Saugkerzeneinflusses. WEIHERMÜLLER, KASTEEL & VEREECKEN (2003) beschreiben, dass höhere Wasserleitfähigkeiten bei aktuell angelegten Unterdrücken zu höheren peripheren Matrixpotentialendifferenzen führen, während gleichzeitig der maximale Einflussbereich mit geringen Unterdrücken erreicht werden kann. Demzufolge spielt der angelegte Unterdruck in der Saugkerze nur eine untergeordnete Rolle.

Auch wenn die Saugkerzentechnik einerseits die schnellen präferentiellen Flüsse nicht erfasst (BRANDI-DOHRN et al. 1996, BEVEN 1984, BEVEN & GERMANN 1982) und sich andererseits die Konzentrationen der gelösten Stoffe in Abhängigkeit vom Kerzenmaterial durch Ad- und Desorptionsprozesse stark verändern können (WEIHERMÜLLER, KASTEEL & VEREECKEN 2003, WESSEL-BOTHE 2002), infolgedessen Sicker- und Saugwasser in ihrer Zusammensetzung nicht identisch sind, bekommt man einen beliebig oft wiederholbaren qualitativen Einblick in die räumliche Variabilität der Auswaschung. Zu den methodischen Aspekten der Saugwassergewinnung und den maßgeblichen methodischen Fehlerquellen, wie zum Beispiel:

-
- den veränderten Fließwegen und der Sogwirkung aufgrund des Unterdrucks,
 - den Gefügeänderungen und damit künstliche erzeugten Makroporen,
 - dem nicht bestimmaren Einzugsbereich der Saugkerze (ca. 0,5 m),
 - der großen räumlichen Variabilität wie auch zumeist starken Wertestreuung,
-

geben die Schlussfolgerungen von WEIHERMÜLLER, KASTEEL & VEREECKEN (2003), SCHERZER (2001), BURGER (1993), BECKMANN et al. (1991), GERMANN (1991), GROßMANN & UDLUFT (1991), GROßMANN (1988), BÖTTCHER ET AL. (1991), ROTH ET AL. (1991) und WARRICK & AMOOZEGAR-FARD (1977) Auskunft.

4.2.5 Laboruntersuchungen

Zu den begleitenden Laboruntersuchungen zählen im Rahmen eines wöchentlichen bzw. monatlichen Messprogramms die Wertebestimmung der bodenchemischen und –physikalischen Parameter, die Sickerwasseranalyse und die explizite ereignisbezogene Analyse des Oberflächenabflusses mit entsprechendem erodierten Material (siehe Anhang_Material und Methoden).

Zur Charakterisierung der gelösten Proben wurden unfiltrierte Aliquote von 100 ml für die Kat- und Anionenanalytik verwendet. Der Kationen- und Anionennachweis im Sicker-, Niederschlagswasser und in dem Oberflächenabfluss erfolgte nach DIN 38405 Teil 19 mittels Ionenchromatograph. Für die Ermittlung der Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens kamen nach der Humus- und Kalkzerstörung sowohl das Köhn-Pipett-Verfahren als auch der Malvern Laser-Partikelanalysator zur Anwendung. Der pH-Wert, der Anteil organischer Substanz, der Kalkanteil mittels SCHEIBLER-Apparatur und die Schwermetalle (n. Königswasseraufschluss) wurden in Anlehnung an die DIN-Normen: DIN 19684 Teil1 bzw. DIN 19684 Teil 5, DIN 38414 Teil 3, DIN 19864 Teil 5 und DIN 38414 Teil 7 bestimmt (siehe Anhang_Material und Methoden).

4.2.6 Felduntersuchungen

Zur weiteren bodenphysikalischen Kennzeichnung der Intensivmessfelder Heineckeberg und Stedterner Pastorenstieg wurden begleitende Felduntersuchungen durchgeführt. Da die Eigenschaften der Bodenoberfläche die Infiltration und den Oberflächenabfluss steuern und letztgenannter neben der Kohäsion der Bodenoberflächen, durch die Aggregateigenschaften und vor allem durch die hydraulischen Fließcharakteristika beeinflusst wird, standen die pF-Charakteristik, die gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten, die Lagerungsdichten und das Gesamtporenvolumen im Fokus der Untersuchungen. Es wurden 100 cm³ Stechzylinderproben aus den Tiefen 0, 30 und 60 cm an den Hangpositionen Ober-, Mittel- und Unterhang in 4 bis 10-fach Wiederholung entnommen. Die Wasserspannungskurve wurde für die pF-Werte 1,8, 2,5, 3,0 und 4,2 ermittelt. In Anlehnung an SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002) werden dabei die weiten Grobporen dem pF-Bereich < 1,8, die engen Grobporen pF 1,8-2,5, die Mittelporen pF 2,5-4,2 und die Feinporen dem pF-Bereich < 4,2 zugeordnet. Die Messapparatur und Messtechnik sind bei EIJKELKAMP (1983) beschrieben. Zur Ermittlung der Wasserspannungskurven (pF-Kurven) kam die nach HARTGE & HORN (1999) beschriebene Labormethode zur Anwendung, welche vorgibt, dass Stechzylinder kurz vor Beginn des Vegetationswachstums im Frühjahr (makroskopische Ruhe im Bodenwasser) zu entnehmen und nach kapillarer Aufsättigung stufenweise bei vorgegebener Saugspannung zu entwässern sind.

4.2.7 Klimadatenerfassung

Das Niederschlagsereignis ist ein Geschehen, dessen Dauer, Verlauf und räumliche Verteilung an der Erdoberfläche natürlich gegeben oder je nach Fragestellung hieraus festzulegen ist (DIN 4049). Bezug nehmend darauf orientierte sich die Ereignisdefinition an der Dynamik der Oberflächenabflüsse und separierte die Niederschläge auf Plot_1 bis Plot_3 in einzelne Ereignisse bei einer gemessenen Niederschlagsintensität von weniger als 0,1 mm pro 6 Stunden bzw. auf Plot_4 bei einer gemessenen Niederschlagsintensität von weniger als 0,202 mm. Wie schon von SCHWERTMANN et al. (1990) und ROHRER (1985) beschrieben wurde, ist in diesem zeitlichen Intervall von einer überwiegenden Ab-

trocknung der Bodenoberfläche auszugehen. Von einer quasi trockenen Bodenoberfläche ist ein direkter Einfluss auf den Runoff eines nachfolgenden Ereignisses demnach auszuschließen (ebenda).

Der Niederschlagstag wird definiert als $N > 0,1 \text{ mm/d}$. Die Niederschlagsintensität wird entsprechend der Nomenklatur des DWD in drei Klassen unterteilt:

Ziffer	Bezeichnung	Intensität (mm/h)
0	leichter Niederschlag	<0,5
1	mittlerer Niederschlag	0,5 – 4,0
2	starker Niederschlag	≥ 4.1

Als stark variierende meteorologische Größe kann die Niederschlagsintensität bei sommerlichen Starkregenereignissen mehrere Zehnerpotenzen innerhalb von Minutenbruchteilen durchlaufen. Auf Grund dieser großen zeitlichen Schwankungen und räumlichen Variabilitäten prägen SEUFERT et al. (1999), SKOWRONEK & BORSCHKE (1997), AUERSWALD (1996) und DIECKMANN et al. (1981) den Begriff der Hydrostruktur: ein äußerst kleinräumiges und kurzzeitiges Verteilungsmuster des Niederschlags. Die Variabilität des Ereignisses und seine meteorologisch-physikalische Entstehungsdynamik spiegelt sich auch darin wider, dass der Deutsche Wetterdienst 27 verschiedene Formen von Regen und 18 verschiedene Formen von Schnee definiert (DIN 4049, DVWK 1997, DVWK 1985).

Niederschläge sind nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt. Unterschieden werden Nassperioden, die sich aus einer Folge von mindestens acht nassen Tagen (ein trockener Tag unterbricht diesen Abschnitt nicht) zusammensetzen, und extreme Trockenperioden als eine Folge von mindestens 11 Tagen, an denen die Niederschlagssumme kleiner oder gleich 1,0 mm sein muss (DIETZER 2000). Die Länge der Trocken- und Nassperioden wird stations- oder gebietsweise für die Zeitspanne Sommer (Mai–September) und Winter (Oktober–April) bestimmt (vgl. ATV-DVWK 1985). Ab welcher Regenmenge ein Niederschlag als Starkregen zu definieren ist, wird einerseits nach den Richtlinien des Deutschen Wetterdienstes anhand der Kategorien Landregen und Schauer (starke Dauerregen) (Tab. 4.2-5) entschieden und andererseits mit Hilfe der Wussow-Formel (WUSSOW 1922) konkretisiert. Für Regen von einer Dauer bis zu zwei Stunden ist die untere Grenze für Starkregen erreicht, wenn:

$$W = \sqrt{5t - \frac{1}{576} \cdot t^2}$$

W - Niederschlagshöhe in mm
 t - Niederschlagsdauer (min)

gilt beziehungsweise einer Dauer von 2 bis 24 Stunden

$$W = \sqrt{5t}$$

Tab. 4.2-5: Unterscheidung von Landregen und starken Dauerregen (Schauern) nach den Definitionen des DWD.

Landregen		Schauer	
0,5 mm/h	leichter Regen	0,4 mm / 10 min	geringer Starkniederschlag
0,5–4 mm/h	mäßiger Regen	0,4–2 mm / 10 min	mäßiger Starkregen
> 4 mm/h	starker Regen	> 2 mm / 10 min	starker Starkregen

Nach SEUFERT et al. (1999) reicht jedoch eine alleinige Beschreibung von Niederschlägen mit Hilfe der Starkregenanteile, Gesamtniederschlagshöhe und Dauer mittlerer wie auch maximaler Intensitäten

nicht aus. Vor allem bei Oberflächenabflüssen bestimmen neben den räumlichen Mengen- und Intensitätsdifferenzierungen die zeitlich dynamischen und rhythmischen Impulse die Prozessdynamik. Um relevante Parameter wie interne Inhomogenitäten von Niederschlagsereignissen unterscheiden zu können, wird die raum-zeitliche Niederschlagsstruktur ergänzend charakterisiert durch:

-
- die Kennzeichnung der Intensitätshomogenität bzw. –heterogenität („absolutes Heterogenitätsmaß“ bzw. „relatives Heterogenitätsmaß“),
 - die Beschreibung von Starkregenanteilen innerhalb eines Ereignisverlaufes und
 - die Erfassung von Niederschlagspausen und Intensitätsabfällen (OLLESCH & SEUFFERT 1998).
-

Die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungszeitraum werden bezugnehmend auf die meteorologische Jahreszeit (MJ) und das hydrologische Jahr (HJ) beschrieben. Weitere Kenngrößen zur Charakterisierung des Klimas und Witterungsgeschehens sind dem Anhang_Material und Methoden zu entnehmen.

Die messtechnische Erfassung meteorologischer Kenngrößen ist mit einer Anzahl von räumlich und zeitlich veränderlichen systematischen Fehlern mit Zufallskomponenten behaftet (DVWK 1996, RICHTER 1995, DYCK & PESCHKE 1995, SEVRUK 1981). Deshalb wurden die Niederschlagsdaten der Intensivmessfelder Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg sowie der amtlichen Stationen Halle, Flughafen Leipzig-Schkeuditz und Etzdorf vor der Einbeziehung in die klimatologisch-statistischen Analysen und Berechnungen zum Wasserhaushalt einer für diesen Zweck unerlässlichen Fehlerkorrektur der Tagessummen unterzogen. Im Falle flüssigen Niederschlags erfolgte eine Korrektur von +10 %, bei festem Niederschlag (Schnee) von +30 %. Da unbeheizte Messgeräte zum Einsatz kamen, erfolgte die entsprechende Zuordnung nach dem Temperaturverlauf (fest < 2°C <= flüssig). Dieser Zuschlag dient dem Ausgleich von durch Wind, Benetzungs- und Verdunstungsverlusten verursachten Fehlmengen. Die Korrekturen bewirkten im Bereich Mansfelder Seen eine durchschnittliche jährliche Erhöhung der Niederschläge um rd. 12 % bzw. der Verdunstung um rd. 55 mm/a.

Um das lokale Klima im Bereich Mansfelder Seen auch hinsichtlich des vorherrschenden Wasserhaushaltes genauer zu charakterisieren, wurde die klimatische Wasserbilanz (kWB) berechnet (in Anlehnung an DIN 4049-3).

$$\text{kWB} = \text{N} - \text{ETP}$$

kWB: klimatische Wasserbilanz (mm)

N: Niederschlag (mm)

ETP: Potentielle Verdunstung (mm)

Somit werden die wesentlichsten meteorologischen Einflussgrößen auf den Bodenwasserhaushalt beschrieben. Mit Hilfe der kWB kann der Nachweis erbracht werden, ob zu Beginn der Ausschöpfungsphase Bodenwasserdefizite als Überhang aus dem Vorjahr Einfluss ausüben. Das klimatische Referenzjahr für den Verlauf der mittleren kWB wird durch die Messreihe der amtlichen Station des DWD Halle/Saale (1961-1990) vorgegeben.

Zur Berechnung der potentiellen Verdunstung (in Anlehnung an DIN 4049-3) wurden die Berechnungsansätze von TURC/IVANOV und die Gras-Referenzverdunstung n. PENMAN-MONTEITH der „Food and Agriculture Organization“ (FAO) der Vereinten Nationen vergleichend angewendet. Beide Berechnungsmethoden geben die Verdunstung einer optimal versorgten Grasdecke wieder. Daher sind nach diesen Berechnungsmethoden höhere Verdunstungswerte zu erwarten. Ungeachtet dessen gilt die Annahme, dass ein Pflanzenbestand nicht mehr als 6-7 mm/Tag verdunsten kann. Die Gegen-

überstellung der Verfahren verdeutlicht, dass die Wahl der Berechnungsansätze einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse der klimatischen Wasserbilanz hat.

$$ETP_{TUR/IVANOV} = 0,0031 \cdot C \cdot (R_G + 209) \cdot \frac{T}{T + 15}$$

$ETP_{TUR/IVANOV}$: Potentielle Evapotranspiration nach TURC/IVANOV (mm)

R_G : Globalstrahlung (W/m^2)

T: Tagesmittel der Lufttemperatur ($^{\circ}C$)

U: Tagesmittel der relativen Luftfeuchte (%)

$$\text{Es gilt: } C = 1 + \frac{50 - U}{70} \text{ für } U < 50\% \text{ und } C = 1 \text{ für } U > 50\%$$

$$ETP_{Gras} = \frac{(R_G + 93 \cdot k) \cdot (T + 22)}{165 \cdot (T + 123) \cdot (1 + 0,00019 \cdot h)}$$

ETP_{Gras} : Grasreferenzverdunstung (mm)

R_G : Globalstrahlung (W/m^2)

T: Monatsmittel der Lufttemperatur ($^{\circ}C$)

k: Küstenfaktor (0,5 an der Küste, 1 im Binnenland)

h: Seehöhe (m)

Die Transpirationsraten von Kulturreben unterliegen erheblichen Variationen, welche sich aus Abhängigkeiten zu einer Vielzahl von Faktoren wie z.B. Wasserversorgung der Rebe, Luftfeuchte, Globalstrahlung, Wind bzw. Kulturmaßnahmen ergeben. Nach CURLE et al. (1983) können die Werte zwischen 0 und 3,6 g Wasser pro dm^2 Blattoberfläche und Stunde schwanken. Um den unterschiedlichen Bedingungen gerecht zu werden, die durch die Bodenpflegemaßnahmen MULCH und GRAS im Vergleich zu OFFEN hervorgerufen werden, wurde die Formel zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration wie folgt modifiziert (vgl. GRIEBEL 1995, MÜLLER et al. 1992, HOPPMANN & HÜSTER 1988):

$$\text{OFFEN} \quad ETP_{GRAS} = ETP_{GRAS}$$

$$\text{MULCH} \quad ETP_{GRAS} = 0,9 \cdot ETP_{GRAS}$$

$$\text{GRAS} \quad ETP_{GRAS} = 1,2 \cdot ETP_{GRAS}$$

4.3 Statistik

4.3.1 Datenaufbereitung und Datenhaltung

Die Qualitätsprüfung der Messdaten erfolgte nacheinander mittels geostatistischer Verfahren. Für jeden Messpunkt der horizontalen Differenzierung (OH-Oberhang, MH-Mittelhang, UH-Unterhang) und jede Messtiefe der vertikalen Differenzierung (30, 60 cm) wurde der Konzentrationsverlauf der Ionen im Sickerwasser bzw. Oberflächenabfluss einzeln graphisch dargestellt. Ausreißer wurden vorerst selektiert. Mit Hilfe der Feldbücher und Laborprotokolle erfolgte gegebenenfalls die Zuordnung von Installationseinflüssen (natürliche Konditionierung), Probenahmefehlern (z.B. verursacht durch Tierka-

daver), Probebehandlungsfehlern (z.B. durch Transport- und Konservierungseinflüsse) oder auch Analysefehlern. Bei eindeutigen Hinweisen wurden die Daten eliminiert und extern verwaltet. Ein Vergleich kritischer Messwerte war auf den Messfeldern nicht möglich.

Im Anschluss an die Vorselektion wurden in Anlehnung an ISAACS & SRIVASTAVA (1989) die extremen Einzelwerte mit signifikantem Einfluss entfernt. Hinweisgebend dafür war eine Variabilität von größer als eins. Bei den Boxplots der deskriptiven Statistiken wurden als Ausreißer jene Werte bezeichnet, die mehr als das 1,5-fache des Interquartilenbereichs von der 75% Perzentile entfernt sind, und als Extremwerte solche, bei denen dieser Abstand das 3-fache des Interquartilenbereichs übersteigt.

Da im Freiland zeitlich aufeinander folgende Messungen an einem Standort und einer Faktorenkombination nicht wie in Modellversuchen als so genannte „Repeated Measurements“ zur Erhöhung der statistischen Aussagekraft betrachtet werden können, bleibt jeder Messwert mit einem nicht eliminierbaren systematischen Fehler ausgestattet. Für die spätere statistische Auswertung bedeutet dies, dass Hypothesentests der Freilandstudien grundsätzlich mit einer geringeren Aussagesicherheit versehen sind als beim Vorhandensein echter Wiederholungen.

4.3.2 Statistische Methoden

Zur deskriptiven Beschreibung der Messwerte wurden Maximum (max) und Minimum (min), arithmetischer Mittelwert (m) und Median (Med) und die Variationsmaße (relative) Standardabweichung (σ) und Variabilität (v) verwendet (SACHS 1999, BAHRENBERG, GIESE & NIPPER 1990).

Es ist davon auszugehen, dass die vorliegenden Messreihen nicht normalverteilt sind, was mittels der Normalverteilungsdiagramme und des Signifikanztestverfahrens nach KOLMOGOROV-SMIRNOV geprüft wurde. Für sämtliche Berechnungen der Elementverteilungen in der Bodenlösung und dem Runoff wurden folgende Signifikanzniveaus zugrunde gelegt:

signifikant	$p < 0,05^*$
hoch signifikant	$p < 0,01^{**}$
höchst signifikant	$p < 0,001^{***}$

Nachfolgend werden die Signifikanzniveaus entweder als Zahlenwert oder mittels äquivalenter Symbolik angegeben. „Nicht signifikant“ wird immer mit ns abgekürzt.

Aus den nicht-parametrischen Testverfahren wurde der Exakte Test nach Fisher ausgewählt. Dieser liefert auch bei kleinen Stichprobenumfängen und großen Streuungen verlässliche Ergebnisse.

Nach Auswertung des MEDIAN-Tests für mehrere unabhängige Stichproben wurden in einem Reduktionsverfahren aus den Relationen zum Median Quotienten (Q_{XY_Z}) berechnet, die für die verschiedenen Betrachtungsebenen ein geeignetes Maß zur Beschreibung darstellen. Bei einem Quotienten $Q=1$ ist in diesem Zusammenhang von einer fehlenden Relevanz für die Merkmal-ausprägung in der gewählten Betrachtungsebene auszugehen. Das dafür zugrunde gelegte Signifikanzniveau wird jeweils durch den CHI-QUADRAT TEST ermittelt.

Für die geostatistische Auswertung der Daten fanden die Softwarepakete MS EXCEL 2000, SPSS 15.0 und KyPlot 2.0 Verwendung.

5 Ergebnisse

5.1 Klimatische Verhältnisse und Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Zur Auswertung des Witterungsgeschehens im Untersuchungsgebiet wurden die Daten der eigenen meteorologischen Messplätze (Wetterstationen Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3], Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] im Bereich Mansfelder Seen und Daten der benachbarten amtlichen Stationen des Deutschen Wetterdienstes Halle-Kröllwitz (HAL) (96 m ü. NN), Flughafen Leipzig-Schkeuditz (LS) (131 m ü. NN) bzw. der amtlichen Station des Instituts für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung der MLU Halle-Wittenberg Etdorf (Etz) (132 m ü. NN) verwendet. Vor allem die Messdaten der Station Halle-Kröllwitz repräsentieren das Klima des Saale-Unstrut Weinanbaugebietes (MÜLLER & SCHUMANN 2001). Ferner wurden Einzeldaten aus den Messreihen der nichtamtlichen meteorologischen Messplätze Langenbogen, Wansleben (Pumpstation) und Tagebau Amsdorf für Vergleichszwecke ausgewertet (Tab. 5.1-1). Die Stationen können niederschlags- und verdunstungsklimatisch als repräsentativ angesehen werden.

Die systematischen und konstruktionsbedingten Fehler bei den vorgenommenen Niederschlagsmessungen bzw. den verfügbaren Messreihen wurden durch Korrekturen ausgeglichen (DVWK 1996, RICHTER 1995). Die klimatologisch-statistischen Analysen und Vergleiche beruhen entsprechend darauf.

Zur Interpretation des Witterungsverlaufs wurden die Daten der meteorologischen Jahre 2000 bis 2003 in Betracht gezogen. Vergleichender Auswertez Zeitraum ist, wenn nicht anders genannt, die langjährige Reihe 1961-1990 der amtlichen Station des Deutschen Wetterdienstes Halle-Kröllwitz.

Auf die Verwendung nicht korrigierter Niederschlagssummen wird im Text hingewiesen.

Tab. 5.1-1: Korrelationskoeffizienten der klimatischen Parameter an den Messplätzen Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3¹], Stedtener Pastorenstieg [Plot_4²], Etdorf (Etz³) und Flughafen Leipzig-Schkeuditz (LS⁴). Messperiode: 2000-2003. Statistikintervall: Monatsmittelwerte/-summen (n = 1461).

2000-2003		T _{LS}	T _{Plot_1-3}	T _{Plot_4}	rLF _{LS}	rLF _{Plot_1-3}	rLF _{Plot_4}	N _{LS}	N _{Plot_1-3}	N _{Plot_4}
		°C	°C	°C	%	%	%	mm	mm	mm
T _{Plot_1-3}	°C	0,98								
T _{Plot_4}	°C	0,99	0,98							
T _{Etz}	°C	1	0,98	1						
rLF _{Plot_1-3}	%				0,69					
rLF _{Plot_4}	%				0,89	0,72				
rLF _{Etz}	%				0,94	0,73	0,93			
N _{Plot_1-3}	mm							0,59		
N _{Plot_4}	mm							0,79	0,71	
N _{Etz}	mm							0,82	0,67	0,94

¹) Meteorologischer Messplatz Heineckeberg (Plot_1 bis Plot_3): 170 m ü NN

²) Meteorologischer Messplatz Stedtener Pastorenstieg (Plot_4): 191 m ü NN

³) Meteorologischer Messplatz Etdorf: 132 m ü NN

⁴) Meteorologischer Messplatz Flughafen Leipzig-Schkeuditz: 131 m ü NN

5.1.1 Temperatur

In Abbildung 5.1-1 und 5.1-2 sind der langjährige Jahresmittelwert (1961-1990) für den Niederschlag im Raum Halle/Saale und der durchschnittliche Niederschlag der Messperioden sowie Verdunstung und Temperatur an den Standorten Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] bzw. Stedener Pastorenstieg [Plot_4] dargestellt.

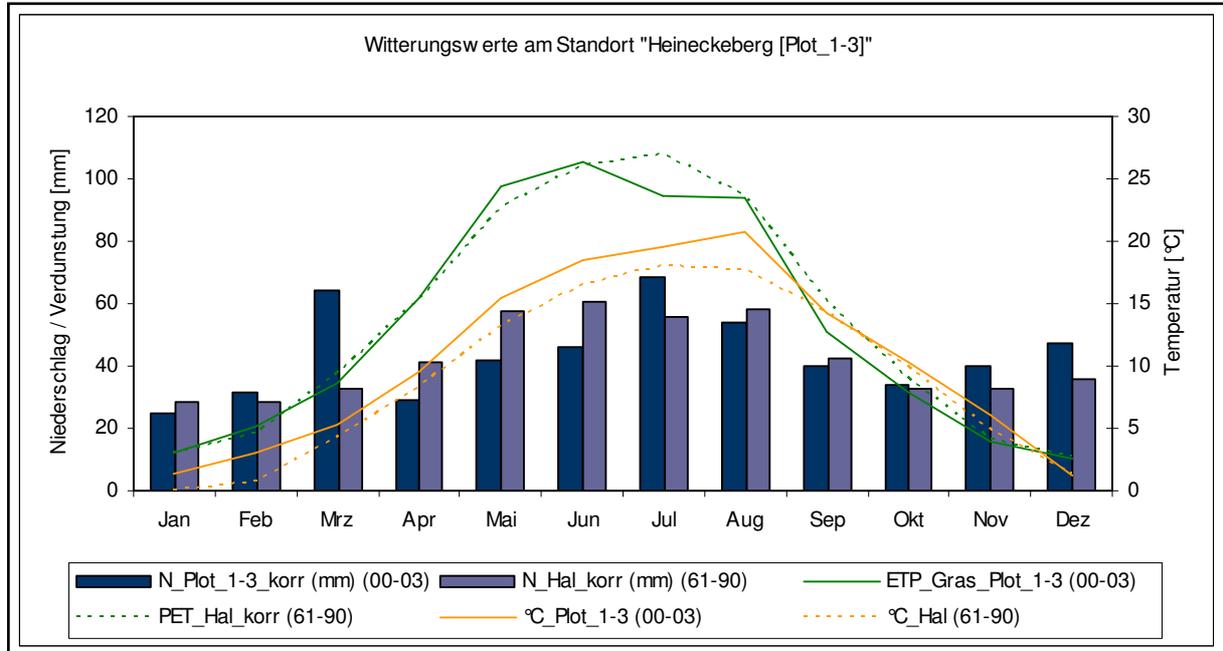


Abb. 5.1-1: Vergleich der Witterungswerte zum langjährigen Jahresmittel im Raum Halle/Saale. Darstellung der Mittelwerte für den Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] im Untersuchungszeitraum 2000-2003.

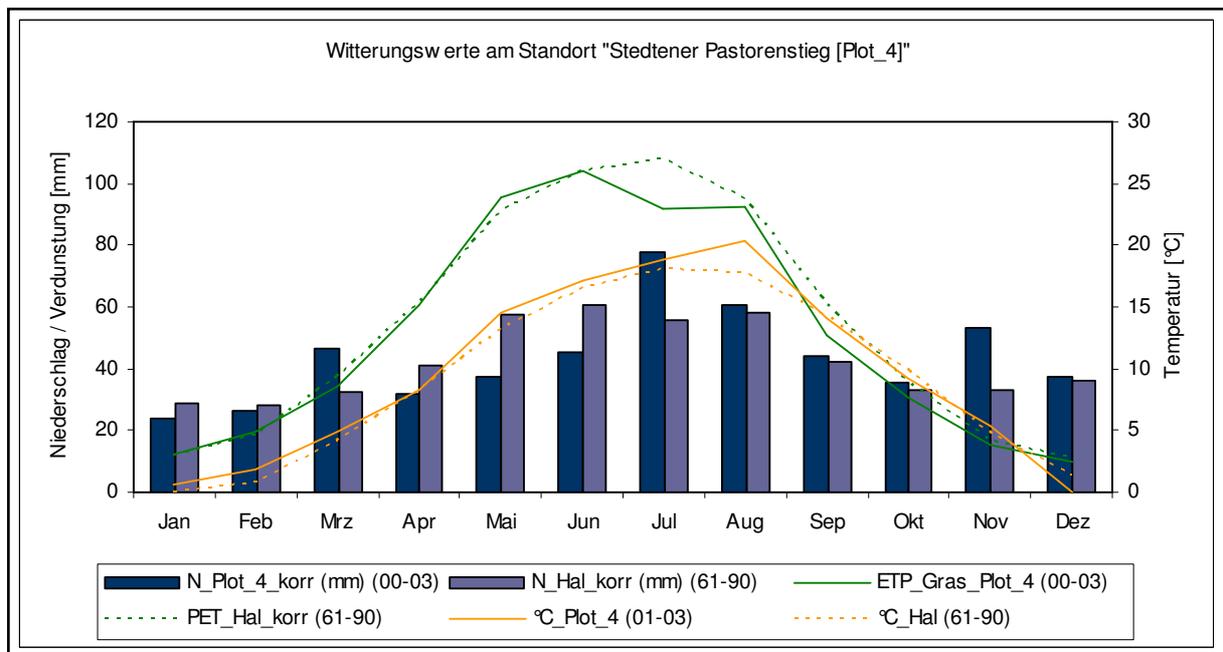


Abb. 5.1-2: Vergleich der Witterungswerte zum langjährigen Jahresmittel im Raum Halle/Saale. Darstellung der Mittelwerte für den Standort Stedener Pastorenstieg [Plot_4] im Untersuchungszeitraum 2001-2003.

Die Werte der Jahresmitteltemperatur im Bereich Mansfelder Seen schwanken im Zeitraum 2000-2003 zwischen 9,3°C (2001) am Standort Stedtener Pastorenstieg und 10,8°C (2000) am Standort Heineckeberg. Die für den Qualitätsweinbau benötigte Jahresmitteltemperatur von 9°C wurde damit als Ausprägung des Topo- wie auch des Bestandsklimas deutlich überschritten. Im langjährigen Mittel schwankt die Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 11,2 und 7,4°C (DÖRING et al. 1995). Mit Ausnahme der Monate April [Plot_4], September [Plot_1 bis Plot_3, Plot_4], Oktober [Plot_4] und Dezember [Plot_1 bis Plot_3, Plot_4] sind die mittleren Monatstemperaturen überdurchschnittlich warm (Abb. 5.1-1, 5.1-2). Die Monate Januar und Juli fielen mit einer Durchschnittstemperatur von rd. 1,3°C [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 0,6°C [Plot_4] und 19,6°C [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 18,8°C [Plot_4] wärmer aus als im langjährigen Januarmittel mit 0,0°C bzw. Julimittel mit 18,0°C aus. Die lokalklimatische Klimagunst der Hanglagen überträgt sich vor allem aufgrund des erhöhten Strahlungs- und Wärmegenusses positiv auf die Frosttermine (Abb. 5.1-3).

Die höchsten Abweichungen in den Monatsmitteltemperaturen wurden, allerdings geprägt durch den Sommer 2003, für beide Standorte im August registriert. Im Bereich der Hanglage Heineckeberg betrug die mittlere Abweichung zum langjährigen Mittel plus 3,1°C und im Bereich der Hanglage Stedtener Pastorenstieg plus 2,6°C. Die Temperaturabweichung der Sommermonate (Juni 03 – August 03) vom Referenzwert 1961-1990 betrug gemittelt 3,6 [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 2,7 [Plot_4].

Winterfröste kälter -22°C waren als witterungsrelevante Größe für den Weinbau nicht zu verzeichnen, wenngleich die Durchschnittstemperatur des kältesten Monats unter 0°C sank (Abb. 5.1-3). Die Temperaturextreme traten jeweils am Standort Heineckeberg auf (-18°C am 09. Januar 2003; 37,1°C am 09. Juli 2002). Das absolute Maximum der Lufttemperatur vom 11. Juli 1959 bzw. 09. August 1992 wird mit 37,9°C angegeben (DÖRING et al. 1995; MÜLLER & SCHUMANN 2001). Außergewöhnlich kalt verlief der Oktober 2003 mit einer mittleren Abweichung der Durchschnittstemperatur von > 3°C. In der landesweiten klimatologischen Statistik war es der 3. kälteste Oktober seit 1901.

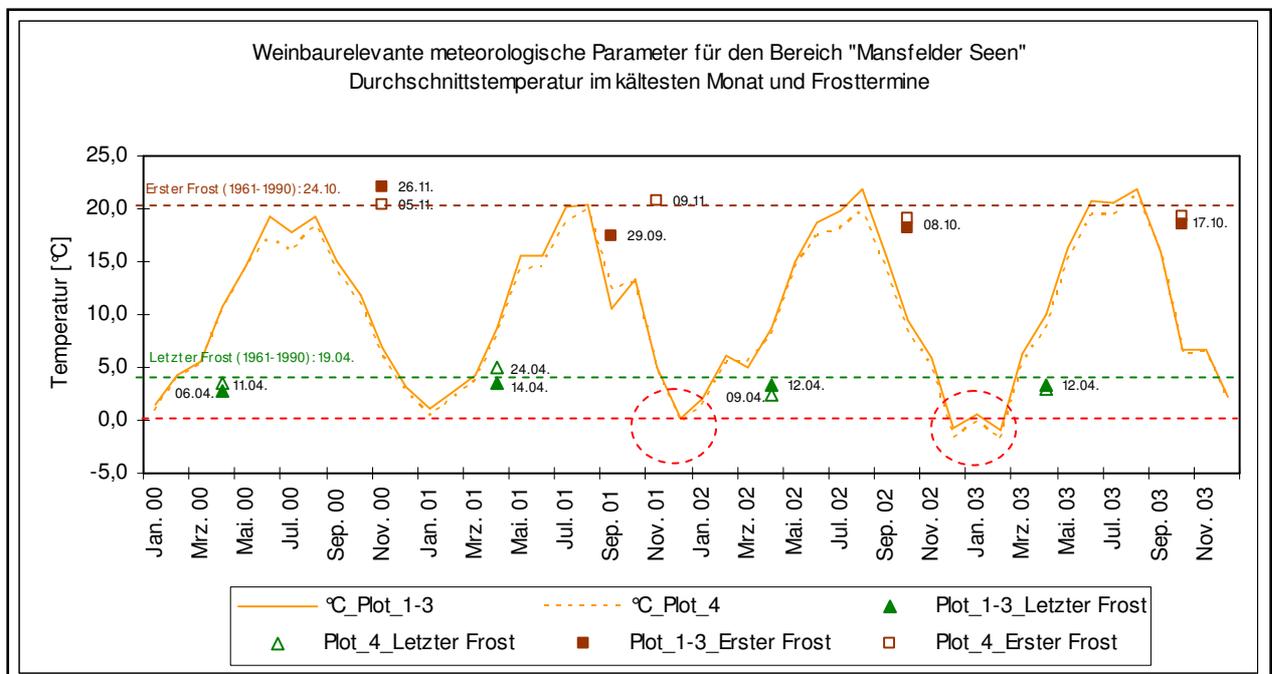


Abb. 5.1-3: Weinbaurelevante Parameter „Durchschnittstemperatur im kältesten Monat“ und „Frosttermine“ im Bereich Mansfelder Seen.

5.1.2 Niederschlag

Die in Abbildung 5.1-4 und 5.1-5 dargestellten Niederschlagshöhen verweisen auf trockene bis sehr trockene Jahre (2000 und 2003) und überdurchschnittlich regenreiche Jahre (2001 und 2002) im Vergleich zum langjährigen Mittel.

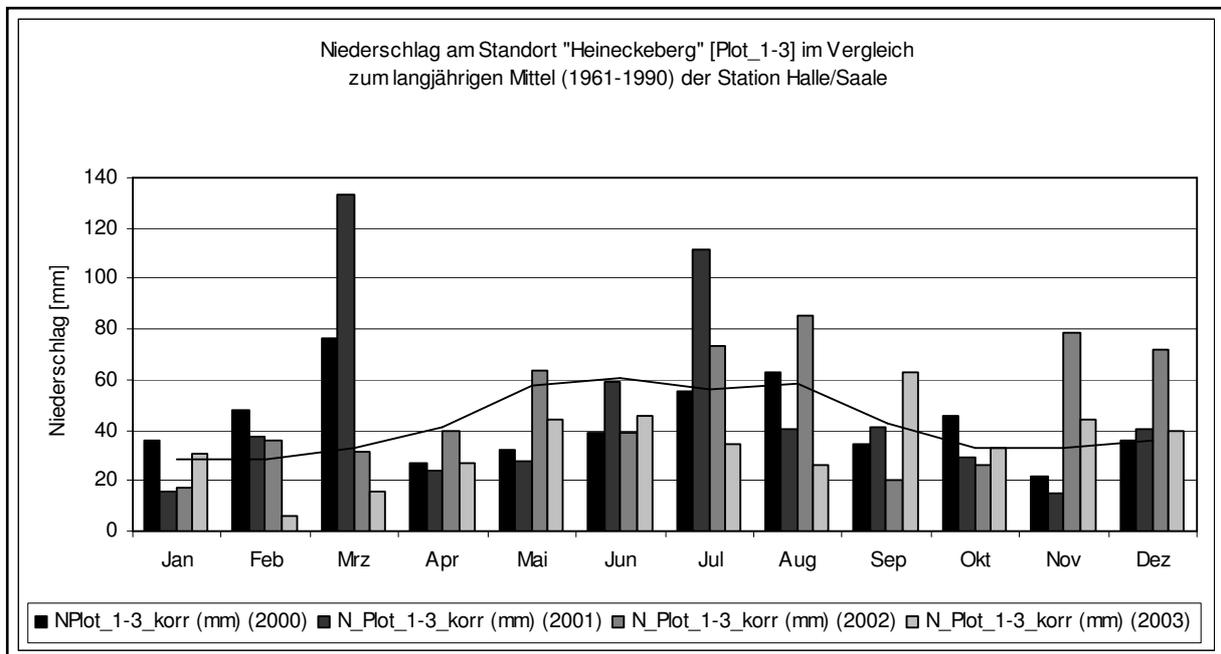


Abb. 5.1-4: Verteilung der Niederschläge (mm) am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3].

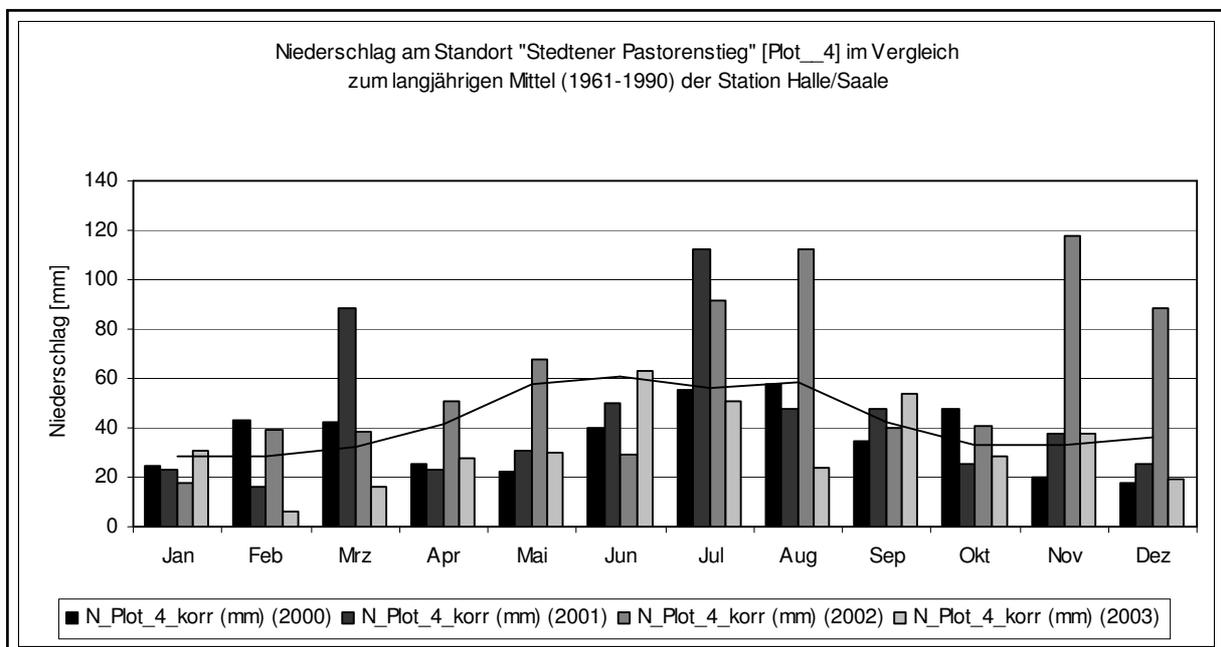


Abb. 5.1-5: Verteilung der Niederschläge (mm) am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].

Die mittleren korrigierten Niederschläge des meteorologischen Jahres schwanken zwischen 734 mm (2002 [Plot_4]) und 388 mm (2003 [Plot_4]) bzw. 133 mm (März 2001 [Plot_1 bis Plot_3]) und 6 mm (Februar 2003 [Plot_1 bis Plot_3, Plot_4]). Sie sind Ausdruck dafür, dass der Bereich Mansfelder Seen zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands gezählt werden muss. Im Bereich Mansfelder Seen fiel in sieben Monaten ein unterdurchschnittlicher Niederschlag. Nur Januar, Juni,

September, November und Dezember waren zu feucht. In der Vegetationsperiode (April bis Oktober) fiel über die Jahre gemittelt weniger Niederschlag (rd. 60% [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 64% [Plot_4]) als im Referenzzeitraum 1961-1990 mit rd. 68%.

Der Monat Juli ist im Mittel der Jahre 2000 bis 2003 an beiden Standorten mit rd. 69 mm (Plot_1 bis Plot_3) und 89 mm (Plot_4) der niederschlagsreichste und damit von besonderer Relevanz für Oberflächenabflussbildungen sowie Bodenabträge. Für den Bereich Mansfelder Seen weicht damit dieses Ergebnis vom langjährigen Mittel ab. Als Monat mit den meisten Niederschlägen wird ebenda für die Station Halle/Saale der Juni mit durchschnittlich 61 mm genannt. Im Standortvergleich ergaben die Monatsniederschläge bei unterschiedlich hohen Monatssummen gleiche Zeitpunkte für das Auftreten von Monaten mit geringen bzw. hohen Niederschlägen (Abb. 5.1-4, 5.1-5).

Von den durchschnittlich 521 mm [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 520 mm [Plot_4] Jahresniederschlag entfallen rd. 45% [Plot_1 bis Plot_3] bzw. rd. 42% [Plot_4] auf die meteorologischen Wintermonate. Der Sommerregengebietscharakter für den Bereich kommt an beiden Hanglagen zum Ausdruck, wobei der Untersuchungszeitraum in Anlehnung an den So/Wi-Quotienten (Tab. 5.1-2) stark vom 30jährigen Mittel mit 1,62 abweicht. Die Niederschlagsverteilung am Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] war mit einem durchschnittlichen So/Wi-Quotienten von 1,23 gleichmäßiger als am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] mit rd. 1,46. Für die extremen Witterungsbedingungen der Jahre 2002 und 2003 fiel auf, dass das Niederschlagsgeschehen im regenreichen Jahr 2002 durch nahezu gleiche Anteile an Winterereignissen geprägt war. Die So/Wi-Quotienten betragen 1,12 [Plot_1 bis Plot_3] und 1,08 [Plot_4]. Die Hauptniederschlagszeit 2003 hingegen war eindeutig der Sommer mit den kennzeichnenden Quotienten 1,51 [Plot_1 bis Plot_3] und 1,81 [Plot_4] (Tab. 5.1-2). Einen weiteren Hinweis auf witterungsbedingte und hanglagenspezifische Unterschiede im Untersuchungszeitraum liefert der Ariditätskoeffizient a (Tab. 5.1-2).

Tab. 5.1-2: Sommer-/Winterquotient und Ariditätskoeffizient a als witterungsbeschreibende Parameter des Untersuchungsgebietes. ($a < 1$: arid; $a > 1$: humid). So/Wi-Quotient aus Sommer- und Winterniederschlag, a -Ariditätskoeffizient, dMi-Trockenheitsindex.

Jahr (MJ)	Heineckeberg [Plot_1-3]			Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]		
	So/Wi	$a^{1)}$	dMi	So/Wi	$a^{1)}$	dMI
2000	1,11	0,81	27,4	1,48	0,68	22,3
2001	1,17	0,96	34,3	1,47	0,88	28,7
2002	1,12	0,98	30,7	1,08	1,25	36,4
2003	1,51	0,59	21,1	1,81	0,56	19,3
2000-2003	1,23	0,84	28,4	1,46	0,84	26,7
1961-1990²⁾	1,62	0,79	n. b.	1,62	0,79	n. b.

¹⁾ Ariditätsindex berechnet aus korrigiertem Niederschlag und ETP_Gras.

²⁾ Langjähriges Mittel (1961-1990) der amtlichen Station des DWD Halle/Saale (96 m ü NN).

Das Verhältnis der Jahressummen von Niederschlag und potenzieller Verdunstung gibt einen Hinweis auf aride ($a < 1$) bzw. humide ($a > 1$) Bedingungen. Im Durchschnitt der Jahre 2000-2003 liegt der Koeffizient beider Hanglagen über dem der Referenzperiode 1961-1990 und beschreibt demnach etwas feuchtere Bedingungen bei grundsätzlich arider Witterung. Die innerjährliche Verteilung weist auf eine humide Dominanz des Winterhalbjahres hin ($a_{Wi}:a_{So}$: rd. 1,5:0,6). Nach Jahren differenziert kann für 2002 ein absolutes Maximum humider Charakteristik v. a. am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] beschrieben werden (Tab. 5.1-2). Der So/Wi Quotient zeigt auch diesmal das höchste Ausmaß für eine jahreszeitlich gleichmäßige Verteilung. Im darauf folgenden Jahr 2003 wird das langjährige Mittel des Ariditätskoeffizienten an beiden Standorten gleichermaßen hoch unterboten [Plot_1 bis Plot_3: 0,59; Plot_4: 0,56]. Äquivalent zur sommerlichen Hauptniederschlagszeit und den

hohen atmosphärischen Verdunstungsansprüchen bestimmte auch hier der Zeitraum Mai bis Oktober den Trockenheitskoeffizienten.

Während im überdurchschnittlich regenreichen Jahr 2002 der Jahresniederschlagsanteil mit $\leq 60\%$ in der Vegetationsperiode bedeutend gering war, entspricht die Niederschlagsverteilung des darauf folgenden Jahres der mittleren Erwartung für das mitteldeutsche Trockengebiet. Rund 67% [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 71% [Plot_4] der Niederschläge fielen in der Vegetationsperiode.

Die Darstellung der Tagesniederschläge als Summenkurven ermöglicht neben dem Mengenvergleich einen aufschlussreichen Überblick über den jahreszeitlichen Verlauf (Abb. 5.1-6, 5.1-7). Am Beispiel der sehr gegensätzlichen Jahrgänge 2002/2003 zeigt sich exemplarisch für den gesamten Untersuchungszeitraum, dass Niederschlag ein ganzjähriges Phänomen ist. Es stehen Perioden mit geringerem Niederschlagsangebot Zeiträumen mit verstärkter Niederschlagsaktivität gegenüber. Dabei treten 2002 besonders die hohen täglichen Regenmengen im Mai, Juli, August und November hervor. Auf diese vier Monate entfällt mehr als die Hälfte des Jahresniederschlags. Allein in der Zeit vom 07.08.–12.08.2002 regnete es an den Standorten Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3]: rd. 68 mm bzw. Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]: rd. 105 mm und somit schon 17% bzw. 81% des normalen Niederschlags für den gesamten Monat August (58 mm). Ebenso deutlich zu erkennen sind die Zeitabschnitte mit sehr geringen Anstiegen im Jahr 2003 von Januar bis April, Juni bis Juli, August sowie Oktober bis November. Der Niederschlagsmangel in diesen Monaten führte vor allem während der Beerenreife einerseits zu hohen Zuckergehalten in den Trauben und demzufolge höherwertigen Lesen, andererseits aber schwächten die geringen Niederschläge auch die Erträge. Die Niederschlagszunahme 2003 verlief insgesamt gleichmäßiger (vgl. So/Wi-Quotient, Tab. 5.1-2).

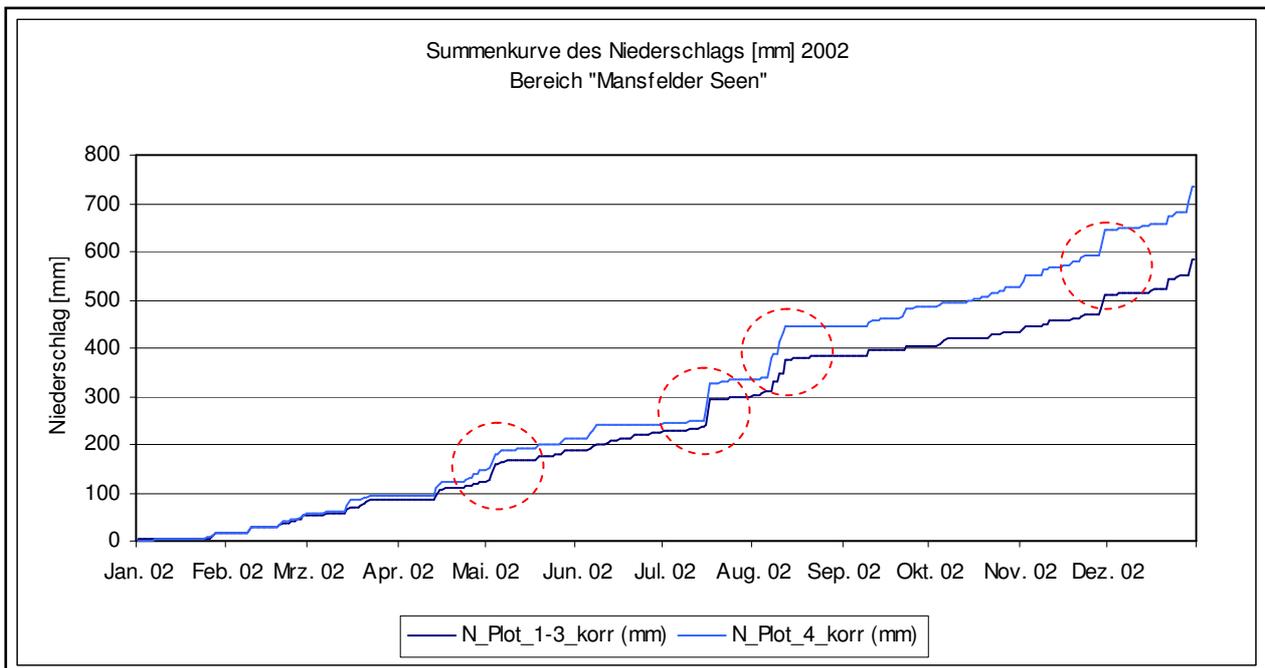


Abb. 5.1-6: Summenkurve des korrigierten Niederschlags (mm) 2002 im Bereich Mansfelder Seen.

Gemäß der Definition für extreme Trocken- und Nassperioden nach DIETZER (2000) beläuft sich die Andauer der Trockenperioden (T_P) auf durchschnittlich 94 [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 93 [Plot_4] Tage pro Jahr. Extreme Nassperioden (N_P) mit einer Mindestdauer von acht nassen Tagen traten im Bereich Mansfelder Seen nicht auf. Während der Messperiode erfüllte keine Folge nasser Tage die Anforderungen einer extremen N_P . Am Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] betrug das Maximum sieben Tage und am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] mehrfach sechs Tage.

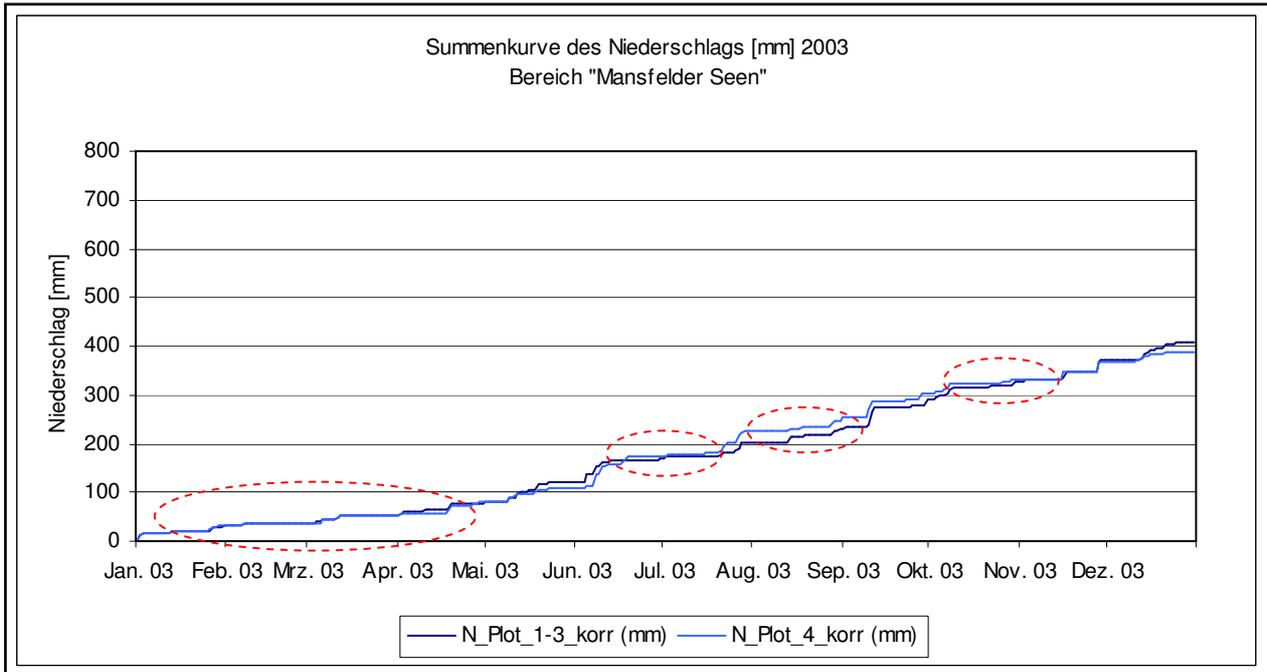


Abb. 5.1-7: Summenkurve des korrigierten Niederschlags (mm) 2003 im Bereich Mansfelder Seen.

Beschränkt man sich bei der Auswertung auf die mittlere Abfolge von nassen Tagen, so liegt der Schwerpunkt in den Monaten Oktober (10) und März (9). In den Summenkurven der Abbildung 5.1-6 sind sie als singuläre Ereignisse von kurzer Dauer und hoher Intensität zu betrachten. Extreme Trockenperioden traten im Untersuchungszeitraum in den Monaten Januar bis Mai und Oktober auf (vgl. Abb. 5.1-7).

Abbildung 5.1-8 zeigt, dass die innerjährliche Verteilung mehrerer aufeinander folgender nasser Tage an den Standorten mit durchschnittlich 47 [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 46 [Plot_4] Tagen pro Jahr gleichmäßig ist.

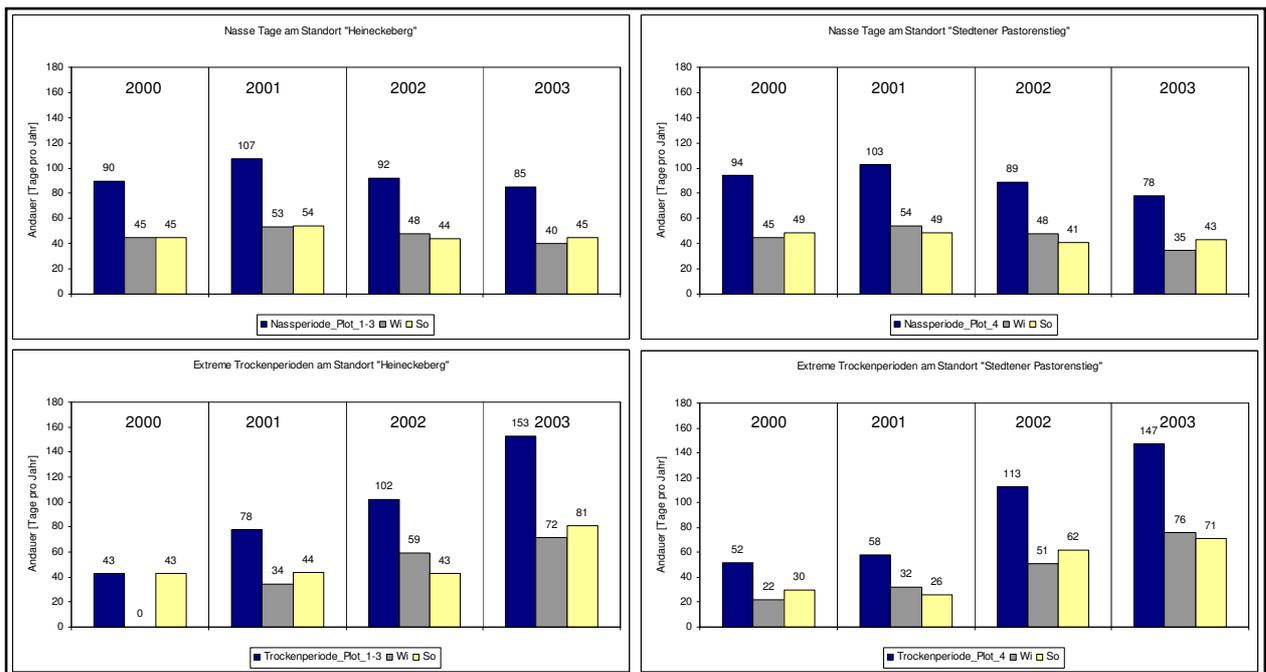


Abb. 5.1-8: Anzahl nasser Tage (Tage/Jahr) und Dauer extremer Trockenperioden und deren saisonale Verteilung im Bereich Mansfelder Seen.

Für die sehr gegensätzlichen Jahre 2002 und 2003 fällt auf, dass im feuchten Jahr jeweils über die Hälfte der nassen Tage [Plot_1 bis Plot_3: rd. 52%; Plot_4: 54%] auf das WHJ verteilt war und im Verlauf des trockenen Jahres entsprechend umgekehrt [Plot_1 bis Plot_3: rd. 53%; Plot_4: 55%] auf das SHJ (vgl. Tab. 5.1-2). Eine lokalklimatische Differenzierung der untersuchten Hanglagen ist kaum möglich. Einzig die Verteilung der Intervalle mit 6 Tagen (WHJ: 3; SHJ: 1) kann als Hinweis auf länger anhaltende feuchte Witterungsabschnitte im Winter betrachtet werden.

Es findet insgesamt eine Zunahme der Dauer extremer Trockenperioden (T_P) statt (Abb. 5.1-8 unten). Während zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 2000 43 bzw. 52 Ereignisse [Plot_1 bis Plot_3 bzw. Plot_4] gezählt wurden, stieg die Gesamtanzahl in 2003 auf 153 [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 147 [Plot_4]. Die innerjährliche Verteilung hat einen eindeutigen Schwerpunkt im Sommerhalbjahr. Hinsichtlich der Standortspezifität fällt auf, dass nur im trockenen Jahr 2000 eine Übereinstimmung der jahreszeitlichen Zuordnung entsprechend der Erwartungshaltung Anzahl So > Anzahl Wi vorliegt. Für den restlichen Untersuchungszeitraum gelingt es nicht, diesen Nachweis bei steigender Andauer extremer T_P zu erbringen. Perioden extremer Trockenheit können unabhängig vom Jahresniederschlag sowohl im Winter als auch im Sommer überwiegen. Ausdruck dieser Gegensätzlichkeit sind die Jahre 2002 und 2003 (Abb. 5.1-8 unten).

In der Tabelle 5.1-3 ist die Veränderung der Niederschlagstage ($N > 0,1$ mm) im Vergleich zu den Tagen mit einem Niederschlag > 10 mm pro Jahr aufgeführt. Die Tage mit Niederschlag $N > 10$ mm nehmen im Mittel während des Untersuchungszeitraumes um zwei Tage zu, die Regentage weisen dagegen eine mittlere Abnahme auf. Die stärkste durchschnittliche Zunahme bei $N > 0,1$ mm findet man mit vier Tagen im Sommer am Heineckeberg und bei $N > 10$ mm im Winter mit drei Tagen im Bereich beider Hanglagen. Ein Trend zunehmender Winterniederschläge kann bei Betrachtung der Verteilung der Regentage für den Bereich Mansfelder Seen nicht nachgezeichnet werden.

Tab. 5.1-3: Ereignistage für den Niederschlag [Plot_1 bis Plot_3/Plot_4].

Jahr (MJ)	N > 0,1			N > 1			N > 10		
	Σ	ΔWi	ΔSo	Σ	ΔWi	ΔSo	Σ	ΔWi	ΔSo
2000	8/5	-1/-11	9/6	-4/1	3/-1	-7/2	4/-3	3/1	1/-5
2001	26/13	15/-3	11/16	6/5	5/4	1/1	2/0	4/1	-3/-2
2002	-1/1	-1/5	0/-4	-7/1	2/5	-9/-4	1/10	2/8	-2/2
2003	-16/-41	-13/-33	-3/-8	-22/-25	-11/-12	-11/-13	0/0	0/0	-1/-1
2000-2003	4/-8	0/-10	4/2	-7/-4	0/-1	-7/-4	2/2	3/3	-1/-1
1900-1950 ¹⁾	163	85	78	96	45	51	11	3	9

¹⁾ Langjähriges Mittel (1900-1950) der amtlichen Station des DWD Halle/Saale (96 m ü NN). Bezug: Meteorologisches Jahr.

Während nördlich der Mansfelder Seen die Verteilung der Niederschlagsereignistage auf das Winterhalbjahr unverändert blieb, weist der südlich gelegene Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] 10 Tage weniger Regen im Winterhalbjahr auf (Abb. 5.1-9). Bemerkenswert hingegen ist die Zunahme der Anzahl von Tagen mit messbarem Niederschlag für das durchschnittliche Sommerhalbjahr. Am Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] nahm die Anzahl der Regentage gegenüber dem Zeitraum 1900-1950 (Station Halle/Saale) um rd. vier zu und am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] um rd. acht ab.

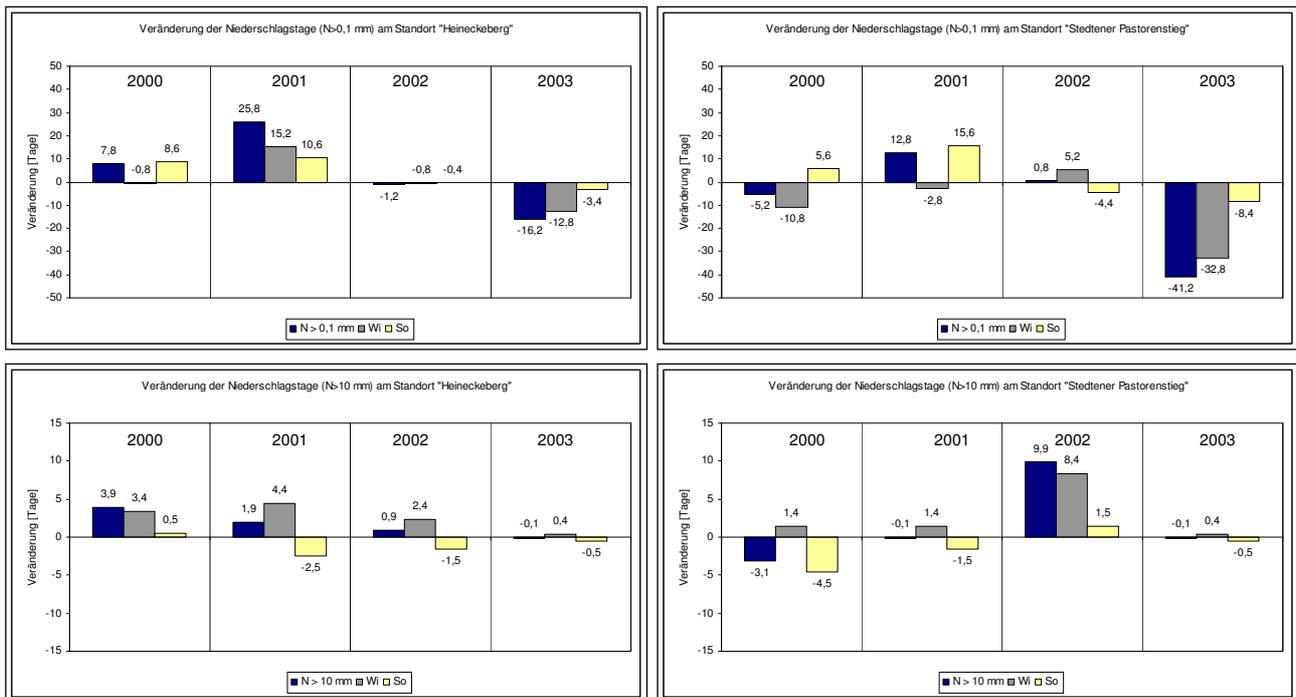


Abb. 5.1-9: Verteilung der Niederschlagsereignistage $N > 0,1$ mm und $N > 10$ mm im Bereich Mansfelder Seen.

Die Annahme von HAFERKORN (2000), dass eine vergleichsweise geringe Anzahl an Niederschlagsstagen ($N > 0,1$ mm) in den Sommermonaten auf einen hohen Starkregenanteil hinweist, findet in Anbetracht der vorgenommenen Auswertung der Niederschlagsklasse $N > 10$ mm nur eingeschränkt Bestätigung (Abb. 5.1-9). Den starkregenrelevanten Tagessummen $N > 10$ mm hingegen wird eine große erosive Bedeutung zugesprochen. Sie nehmen während der Messperiode verteilt auf die Monate März, Dezember und November durchschnittlich um zwei Tage zu und schwächen damit insgesamt den Sommerregenanteil. Während sich die Ereignisanzahl im Winterhalbjahr durchschnittlich verdoppelt, führt die Reduzierung im Sommerhalbjahr um jeweils einen Tag zu einer deutlichen Annäherung an eine gleichmäßige Jahresverteilung (Abb. 5.1-9).

5.1.3 Wasserhaushalt

Neben der Niederschlagsverteilung auf die Winter- und Sommerhalbjahre ist vor allem auch die Abfolge von trockenen bzw. feuchten Jahren für den Wasserhaushalt von Bedeutung. Für den Bereich Mansfelder Seen wurden die potentielle Verdunstung ($ETP_{TURC/IVANOV}$, ETP_{Gras}) und die klimatische Wasserbilanz (kWB) berechnet, um die wesentlichen meteorologischen Einflussgrößen auf den Bodenwasserhaushalt zu quantifizieren. Dem Verlauf eines durchschnittlichen hydrologischen Jahres, dargestellt in Abbildung 5.1-10, ist zu entnehmen, dass die Trockenheit im Bereich Mansfelder Seen aus zu geringen Sommerniederschlägen und einem überdurchschnittlich hohen Verdunstungsanspruch resultiert. Der mittlere Jahresverlauf von Niederschlag, potentieller Verdunstung und klimatischer Wasserbilanz zeigt für den Referenzzeitraum 1961-1990, dass nur in den Monaten November bis Februar das Wasserdargebot wesentlich höher ist als das Energieangebot. Somit wird deutlich, dass während der Rebentwicklungsstadien ein überwiegend sehr angespannter Wasserhaushalt dominiert (MÜLLER & JÖRN 2007, MÜLLER, SCHUMANN & JÖRN 1998, ZIMMER 1997).

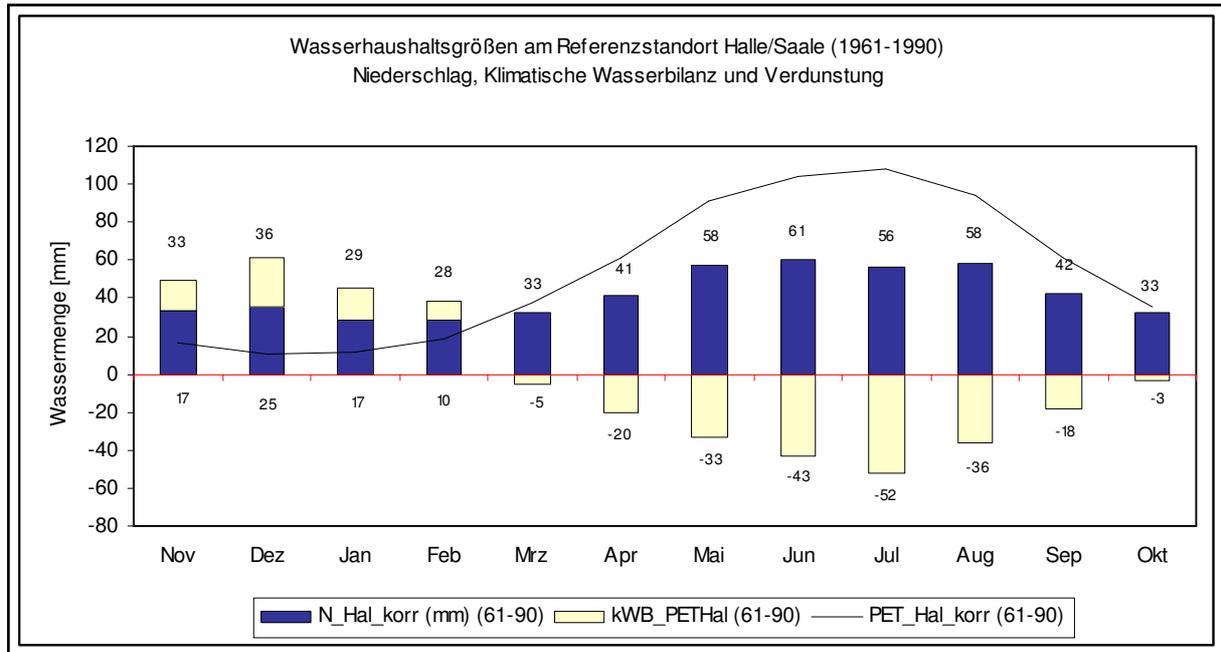


Abb. 5.1-10: Niederschlag (mm), klimatische Wasserbilanz (mm) und potentielle Verdunstung (mm) am Referenzstandort Halle/Saale (1961-1990).

Für den Untersuchungszeitraum gilt, dass an beiden Standorten im Bereich Mansfelder Seen der Verlauf des langjährigen Mittels wieder zu erkennen ist (Abb. 5.1-11, 5.1-12). Die klimatische Wasserbilanz verweist im Durchschnitt der untersuchten Jahre zu Beginn der Vegetationsperiode auf ein Bodenwasserdefizit aus dem Vorjahr. Für den Bodenwasserhaushalt zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit von der kWB des Sommerhalbjahres, in dem die Defizite überwiegen (Tab. 5.1-4, 5.1-5).

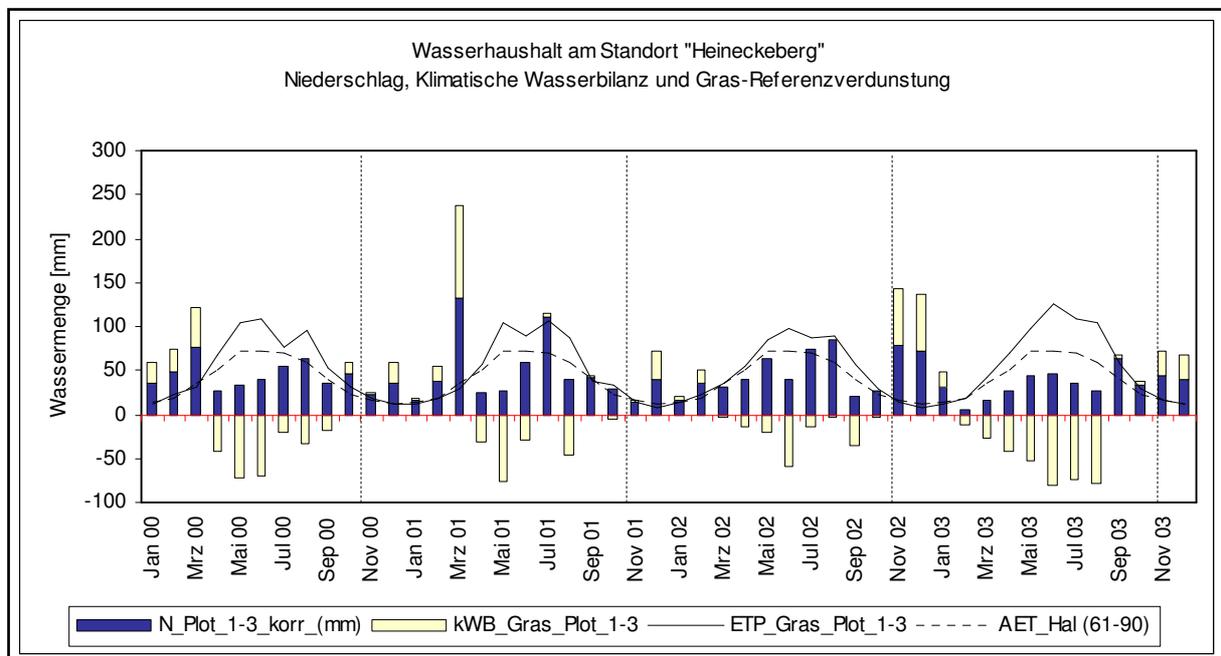


Abb. 5.1-11: Niederschlag (N), klimatische Wasserbilanz (kWB) und Evapotranspiration (ETP_{GRAS}) am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3].

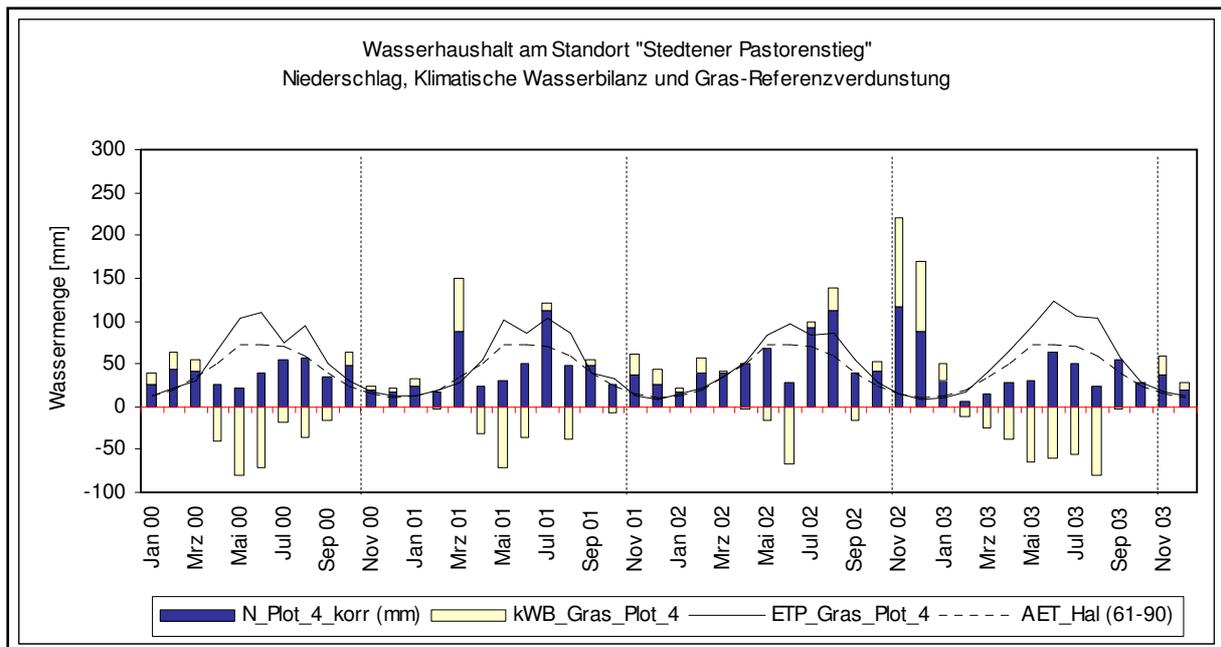


Abb. 5.1-12: Niederschlag (N), klimatische Wasserbilanz (kWB) und Evapotranspiration (ETP_{GRAS}) am Standort Stedter Pastorenstieg [Plot_4].

Bei einer leicht linksschiefen Verteilung liegt das mittlere Maximum des Defizits im Juni, dem Monat der Vollblüte, und damit verfrüht im Vergleich zum Referenzzeitraum. Wie Tab. 5.1-4 und 5.1-5 veranschaulichen, wird an beiden Hanglagen vor allem in den HJ 1999 und 2002 eine besonders hohe Ausschöpfung mit einer kWB von -196 mm bzw. -276 mm [Plot_1 bis Plot_3] und -205 mm bzw. -262 mm [Plot_4] erreicht. Geringe Niederschläge und hoher atmosphärischer Verdunstungsanspruch repräsentieren als Quotient $N_{So}/ETP_{Gras_{So}} < 0,5$ sehr trockene Jahre.

Tab. 5.1-4: Wasserhaushaltgrößen (mm) der hydrologischen Jahre (HJ) 1999-2002 am Standort Heineckeberg [Plot_1-Plot_3].

Jahr (HJ)	$ETP_{Gras_Plot_1-3}$				$kWB_{Gras_Plot_1-3}$				$N_{korr_Plot_1-3}$			
	Σ	Wi	So	V_p	Σ	Wi	So	V_p	Σ	Wi	So	V_p
1999	n. b.	n. b.	467	535	n. b.	n. b.	-196	-238	n. b.	n. b.	270	297
2000	608	148	460	516	-29	121	-151	-183	578	268	310	334
2001	591	146	445	499	-103	32	-137	-152	487	179	308	348
2002	687	164	523	523	-210	65	-276	-318	477	230	247	274
1999- 2002	629 ¹⁾	153 ¹⁾	474	536	-114 ¹⁾	73 ¹⁾	-190	-223	514 ¹⁾	226 ¹⁾	284	313
1961- 1990²⁾	653	159	494	555	-143	44	-186	-206	511	203	308	349
1951- 2000³⁾	578	103	475	k. A.	-20	122	-142	k. A.	558	225	333	k. A.

¹⁾ Mittelwert ohne Einbeziehung des hydrologischen Jahres 1999.

²⁾ ETP errechnet aus dem langjährigen Mittel der amtlichen Station des DWD Halle/Saale (96 m ü NN).

³⁾ Basisszenario 1951-2000 für das Querne/Weida Einzugsgebiet (WURBS 2006).

Tab. 5.1-5: Wasserhaushaltgrößen (mm) der hydrologischen Jahre (HJ) 1999-2002 für den Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].

Jahr (HJ)	ETP _{Gras_Plot_4}				kWB _{Gras_Plot_4}				N _{korr_Plot_4}			
	Σ	Wi	So	V _P	Σ	Wi	So	V _P	Σ	Wi	So	V _P
1999	616	153	462	529	-134	71	-205	-246	482	224	257	283
2000	596	144	452	507	-92	45	-137	-169	503	189	314	338
2001	577	145	432	485	14	64	-50	-153	591	209	382	433
2002	671	159	512	579	-133	128	-262	-302	537	287	250	277
1999- 2002	615	150	465	525	-87	77	-164	-192	528	227	301	333
1961- 1990 ¹⁾	653	159	494	555	-143	44	-186	-206	511	203	308	349
1951- 2000 ²⁾	578	103	475	k. A.	-20	122	-142	k. A.	558	225	333	k. A.

¹⁾ ETP errechnet aus dem langjährigen Mittel der amtlichen Station des DWD Halle/Saale (96 m ü NN).

²⁾ Basisszenario 1951-2000 für das Querne/Weida Einzugsgebiet (WURBS 2006).

Dabei kann in Anlehnung an HAFERKORN (2000) festgestellt werden, dass neben dem Lössboden am Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] auch das technogene Substratgemisch vom Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] im hydrologischen Sommerhalbjahr mehr als 200 mm Bodenwasser für die Verdunstung bereitstellt. Die geringste Ausschöpfung war am Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] im HJ 2000 mit einer kWB von -29 mm (SHJ: -151 mm) und am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] im HJ 2001 mit einer kWB von 14 mm (SHJ: -50 mm). Von den betrachteten hydrologischen Sommerhalbjahren kann kein Zeitabschnitt als relativ feucht mit $N_{So}/ETP_{Gras_{So}} > 1$ charakterisiert werden.

Gegenüber dem langjährigen Mittel hat sich das zeitliche Ausmaß wie auch die jahreszeitliche Verteilung der defizitären Wasserbilanz derart verändert, dass in den hydrologischen Jahren 1999 bis 2002 zwischen April und September nur 6 Monate negative Bilanzen aufwiesen. Der Schwankungsbereich und das Zeitreihenverhalten der klimatischen Wasserbilanz wird primär durch den Niederschlag bestimmt, da dessen zeitliche Variabilität deutlich höher ist als die der potenziellen Verdunstung.

Eine Ausnahmestellung nimmt erwartungsgemäß das hydrologische Jahr 2002 ein, in dem bereits im Februar sehr früh im Winterhalbjahr defizitäre Bedingungen auftraten. Als ein ebenso auffallendes Ereignis kann der Bezugszeitraum März 2001 bezeichnet werden. Mit einem für diese Jahreszeit sehr hohen Trockenheitsindex dMI von 10,7 [Plot_1 bis Plot_3] bzw. 6,7 [Plot_4] gegenüber 2,3 in der Referenzperiode 1961-1990, fand verglichen mit dem März 2003 (dMI 1,0) eine sehr feuchte Phase der Wiederauffüllung statt (Tab. 5.1-2). Insgesamt fünf [Plot_1-3] bzw. drei [Plot_4] starkregenrelevante Niederschlagstage ($N > 10$ mm) hatten beim Monatsgang der Wasserbilanz darauf einen bestimmenden Einfluss. Am Heineckeberg wurde die vierfache (133 mm) und am Stedtener Pastorenstieg die zweieinhalbfache (89 mm) Niederschlagsmenge registriert.

5.2 Die Böden der Untersuchungsgebiete

5.2.1 Charakterisierung der Böden in den Untersuchungsgebieten

Auf den untersuchten Rebflächen wurden am Ober-, Mittel und Unterhang Bohrkernsondierungen durchgeführt bzw. am Ober- und Unterhang der geplanten Versuchsflächen Bodenprofile zur Standortcharakterisierung angelegt. Die Beschreibung der Böden erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (1994).

Die differenzierte Profilausbildung in den oberen Bodenschichten ist auf Veränderungen durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen (u. a. Rigolen) während der wein- und z.T. obstbaulichen Nutzung und durch die Massenverlagerung bei der Neuanlage der Rebflächen [Plot_1-3, Plot_4] zurückzuführen.

Heineckeberg (RAh-Cc) [Plot_1 bis Plot_3]

Die Bodentyp wurde als rigolte Pararendzina aus Löss mit einem wechsellagernden (2 dm - 6 dm), schwach humosen Oberboden, als Beispiel für einen typischen Erosionsanzeiger am Oberhang eines Seitentales der Rösel, einer südexponierten Hanglage der Schwittersdorfer Lößhochfläche, angesprochen. Die Mächtigkeit des durchwurzelten RAh-Horizontes mit Bröckelgefüge ist auf das bodenbearbeitende Verfahren des Rigolens zurückzuführen. Demzufolge sind die Übergänge zum Löss bzw. Schwemmlöss selten scharf begrenzt. Das im Untergrund liegende Lössprofil ist mehrschichtig und häufig über 2 m mächtig. Ein fossiler Tonanreicherungshorizont (vermutlich eine Lehm-Fließerde) streicht von Ost nach West aus. In ca. 4 m Tiefe steht aufgelockerter Buntsandstein an. Die Bodenreaktion ist mit pH (H₂O/KCl): 8,13/7,6 als schwach alkalisch einzuordnen. Das Solum ist bis zu einer Tiefe von 65 cm gut durchwurzelt (Abb. 3-2).

Stedener Pastorenstieg (RA_h-lyC (oj-(sux)su)) [Plot_4]

Die Bodenart wurde als Kipp-Kohleschluffsand, der Bodentyp als Kipp-Lockersyrosem angesprochen. Die Horizontierung und Strukturierung ist auf anthropogene Prozesse zurückzuführen. Der Kippboden befindet sich im Initialstadium der Bodenentwicklung, welches unterhalb des RA_h-Horizontes durch variable Verteilung von Kohlefragmenten und einer gelbgefärbten taschen- und bänderartigen tertiären bzw. quartären Sandmatrix gekennzeichnet ist. Die Bodenreaktion ist mit pH (H₂O/KCl): 7,86/7,11 als sehr schwach alkalisch einzuordnen. Das Solum ist bis zu einer Tiefe von 40 cm gut durchwurzelt und trägt Kennzeichen partieller Vernässung infolge der Wechsellagerung und von Bodenverdichtungen (Planierungsarbeiten) (Abb. 3-3).

Steinkreuzweg (RAh-Cc) [Plot_5-7]

Der Bodentyp wurde als rigolte Pararendzina aus Löss mit einem geringmächtigen, schwach humosen Oberboden mit Bröckelgefüge angesprochen. Wie bereits bei der Profilsprache der Vergleichsstandorte erwähnt, sind Horizontierung und Strukturierung auf bodenbearbeitende Maßnahmen des Rigolens und der Rebflächenbereinigung zurückzuführen. Beim Kartieren der Versuchsfläche konnten verglichen mit dem Heineckeberg keine auffallenden Unterschiede festgestellt werden. Lediglich die Mächtigkeiten der Rigolhorizonte erwiesen sich etwas geringer. Die Bodenreaktion ist mit pH (H₂O/KCl): 7,8/7,3 als sehr schwach alkalisch einzuordnen. Das Solum ist bis zu einer Tiefe von 65 cm gut durchwurzelt (Abb. 3-4).

In den Tabellen 5.2-1 und 5.2-2 werden für die Untersuchungsstandorte die kennzeichnenden Parameter zusammengefasst.

Tab. 5.2-1: Ausgewählte Bodenkennwerte der Hanglagen im Bereich Mansfelder Seen.

Plot_1-3 Heineckeberg – Weingut Rollsdorfer Mühle (170 m ü NN)													
Koordinaten: RW: 4480525 HW: 5707187													
Tiefe cm	Farbe	Skelett %	Kornfraktionen (Masse-%)			d _B	PV	% C	%N	C/N	org. S. %	CaCO ₃	pH
			T	U	S								
0-30	10YR 5/3	2,8	18,67	68,64	9,17	1,35	49,1	1,51	0,10	14,54	1,48	7,3	7,53
30-60	10YR 7/4	0,4	16,97	71,43	5,90	1,34	43,02	1,73	0,09	22,37	0,92	7,81	7,6
60-90	10YR 7/4	0,2	16,91	70,81	6,48	1,35	48,88	1,41	0,06	30,16	1,07	7,62	7,58

Plot_4 Stedtener Pastorenstieg – Weingut Rollsdorfer Mühle (Tagebau Amsdorf, AS 1091) (217 m ü NN)													
Koordinaten: RW: 4479985 HW: 5699492													
Tiefe cm	Farbe	Skelett %	Kornfraktionen (Masse-%)			d _B	PV	% C	%N	C/N	org. S. %	CaCO ₃	pH
			T	U	S								
0-30	10YR 5/3	3,6	19,14	33,49	47,38	1,46	44,20	1,4	0,04	34,08	1,16	6,33	7,11
30-90	10YR 6/4	5	16,24	36,47	47,29	1,73	34,32	1,7	0,03	61,01	0,74	6,86	7,64
90-110	2,5YR 7/4	4,1	18,29	35,86	45,85	1,65	37,39	1,0	0,01	85,5	0,43	8,17	7,65
Kohle	10YR 3/2	-	3,47	12,54	83,38	n. b.	n. b.	2,6	0,06	41,36	2,03	3,17	7,16

Tab. 5.2-2: Ausgewählte Bodenkennwerte der Hanglagen im Bereich Schloss Neuenburg.

Plot_5-7 Steinkreuzweg – Landesweingut Bad Kösen (200 m ü NN)													
Koordinaten: RW: 4487695 HW: 5666742													
Tiefe cm	Farbe	Skelett %	Kornfraktionen (Masse-%)			d _B	PV	% C	%N	C/N	org. S. %	CaCO ₃	pH
			T	U	S								
0-40	10YR 5/3	1,1	16,1	68,6	5,4	1,38	48,2	n. b.	n. b.	n. b.	1,56	4,84	7,29
40-80	10YR 6/6	0,5	7,8	74,0	5,0	1,8	30,4	n. b.	n. b.	n. b.	0,59	11,39	7,57
80-100	10YR 6/4	0,1	7,4	75,9	5,7	1,35	49,1	n. b.	n. b.	n. b.	0,51	11,34	7,58

5.2.2 Bodenchemische Kennwerte

Für die Ermittlung der Nährstoffgehalte wurden Oberbodenmischproben und Bohrstockproben auf die Gehalte an P₂O₅, K₂O und Mg untersucht (Tab. 5.2-3). Wie die Tabelle 5.2-3 zeigt, ist der Versorgungszustand auf der traditionellen Hanglage am Heineckeberg für die Elemente Phosphor (pflanzenaufnehmbares P₂O₅) und Kalium (pflanzenaufnehmbares K₂O) als hoch bis extrem hoch (GRAS > MULCH > OFFEN) einzustufen (LLG 2003, SIEGEL 1996, SCHALLER 1985).

Der Versorgungszustand der untersuchten Jungrebenhanglage [Plot_4] ist für das Element Phosphor als kritisch zu bezeichnen. Die Werte liegen unter den Richtwerten von SIEGEL (1996), der Böden mit Gehalten < 3 mg P pro 100 g Boden bzw. < rd. 6,9 mg P₂O₅ pro 100 g Boden als Mangelstandort klassifiziert und die Grundversorgung an Phosphor durch die Kulturpflanze somit nicht gewährleistet

sieht. Für das Element Kalium liegen die mittleren Messwerte im Oberboden bei rd. 19,5 mg K₂O pro 100g Boden knapp über den Empfehlungen der LLG (2003).

Tab. 5.2-3: Ausgewählte bodenchemische Kennwerte im Oberboden [n=9] im Bereich Mansfelder Seen. Betrachtungszeitraum: nach einjähriger Bearbeitungsdauer, Frühjahr 2001.

0-20	mg pro 100g Boden			K/Mg
	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	
Plot_1_OFFEN	15,5	87,0	7,7	14,2
Plot_2_MULCH	40,2	163,4	6,8	23,0
Plot_3_GRAS	41,3	196,0	12,7	19,1
Plot_4_OFFEN	5,3	19,5	7,7	2,1
Plot_4_Kohle	n.b.	54,7	37,6	1,2

Während in der Tabelle 5.2-3 der Antagonismus zwischen Phosphor und Kalium schwach ausgeprägt bzw. als Nährstoffwirkungsgefüge wenig markant ist, stehen die gemessenen geringen Konzentrationen an Magnesium in Synergie zum Phosphor (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Mg-Gehalte erreichen in den Bewirtschaftungssystemen OFFEN bzw. MULCH etwa die gleiche Größenordnung und belegen die Einschätzung von SIEGEL (1996), dass Magnesiummangel die europaweit am meisten verbreitete Ernährungsstörung im Weinbau darstellt. Als optimaler Versorgungszustand werden von der LLG (2003) Gehalte von 8 bis 12 mg Mg pro 100 g Boden empfohlen (vgl. Tab. 5.2-3). Aus dem Mangel an Mg und dem Versorgungszustand an Kalium ergeben sich die in der Tabelle 5.2-3 dargestellten Quotienten K/Mg. Aufgrund der hohen Kaliumversorgung ist es deshalb für den Standort Heineckeberg nicht auszuschließen, dass physiologisch bedingte Störungen wie zum Beispiel Stiellähme auftreten (MULCH > GRAS > OFFEN). Das K/Mg-Verhältnis am Stedener Pastorenstieg liegt unter der kritischen Relation von > 5:1. Es ist festzustellen, dass aufgrund der hohen Werte an Magnesium durch die Begrünung ein quasi ausgeglichenes Nährstoffverhältnis erreicht wird.

Im Variantenvergleich zu GRAS decken sich die Konzentrationen nicht mit den Beobachtungen von EMDE (1992), BERTHOLD (1991) und SCHALLER (1985). Vor allem der erwartete Effekt des Einbaus der Nährstoffe in die Grasnarbe kann nicht nachvollzogen werden. Eine Reduzierung der löslichen Gehalte durch die Graseinsaat war in keinem Fall zu erkennen. Aus Tabelle 5.2-3 ist zu erkennen, dass im Variantenvergleich am Heineckeberg, Dauerbegrünung die Fläche mit den höchsten Nährstoffgehalten im Oberboden ist. Die hohen Werte unter MULCH gehen konform mit den Untersuchungen von SCHWAB (1996), der feststellte, dass mit dem Rindenmulch erhebliche Mengen an organischer Substanz und essentieller Nährstoffe (N, P₂O₅, K₂O, MgO) in den Weinbergsboden gelangen.

Die mittleren Messwerte an Kalium (pflanzenaufnehmbares K₂O) sind der Gehaltsklasse extrem hoch (> 40 mg pro 100 g) (SCHALLER 1985) zuzuordnen, ohne auf Interaktionen zum Phosphorversorgungszustand hinzuweisen.

Die gemessenen Gehalte an Magnesium erreichen in den Bewirtschaftungssystemen OFFEN und MULCH etwa die gleiche Größenordnung. belegen ein Defizit und damit die Einschätzung von SIEGEL (1996), dass Magnesiummangel die europaweit am meisten verbreitete Ernährungsstörung im Weinbau darstellt. Die Magnesiumgehalte liegen bei rd. 7,7 mg im Oberboden und steigen im unteren Wurzelbereich auf und 15mg je 100g Boden an. Gemäß den Vorgaben der LLG (2003) gegenüber den optimalen Gehalten von 8 bis 12 mg Mg/100 g Boden (LLG 2003).

Für das Element Kalium liegen die mittleren Messwerte im Oberboden bei rd. 19,5 mg K₂O pro 100 g Boden knapp über den Empfehlungen der LLG (2003). Das K/Mg-Verhältnis liegt unter der kritischen Relation von > 5:1, infolgedessen physiologische Störungen wie zum Beispiel Stiellähme auszuschließen sind. In der unteren Hauptwurzelzone ab 30 cm Tiefe sinken die Werte deutlich ab

und es erfolgt eine Umkehr des genannten Verhältnisses. Die Magnesiumgehalte dominieren über die Kaliumgehalte mit 0,64:1 bzw. 0,25:1, weswegen Bittertöne im Wein somit nicht auszuschließen sind.

5.2.3 Bodenphysikalische Kennwerte

Für die Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften wurden an den Standorten Heineckeberg [Plot_1-3] und Stedener Pastorenstieg [Plot_4] insgesamt 80 Stechzylinderproben aus Bereichen des Oberbodens entnommen. An 33 [Plot_1-3] bzw. 38 [Plot_4] dieser Stechzylinderproben wurden Durchlässigkeitsversuche nach Darcy (DIN 18130) und Entwässerungsversuche nach DIN 19683 durchgeführt, um so die die jeweiligen Feldkapazitäten (FK), die Permanenten Welkepunkte (PWP), die Porositäten, Lagerungsdichten sowie den Durchlässigkeitsbeiwert im gesättigten Zustand (kf) zu bestimmen (vgl. Anhang_Material und Methoden, Tab. 4.2-4). Die Probennahme erfolgte an den Hangpositionen Ober-, Mittel- und Unterhang.

Betrachtet man die oberste Bodenschicht, so weisen die in der Tabelle 5.2-4 zusammengefassten bodenphysikalischen Kennwerte verminderte Standorteigenschaften für die Bewirtschaftungsmaßnahme OFFEN nach. Porenvolumen, Feldkapazität und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit sind nach AD-HOC-AG BODEN (1996) als hoch einzustufen.

Tab. 5.2-4: Standortbedingte Varianz der bodenphysikalischen Kennwerte im Oberboden [n=16]. Betrachtungszeitraum: nach einjähriger Bearbeitungsdauer, Frühjahr 2001.

0-20 cm	g/cm ³	PV	pF ¹⁾ 1,8 (FK)	pF 2,5	pF 3,0	pF 4,2 (PWP)	nFK	Kf _{in situ} mm/min	Kf _{Labor} mm/min
Plot_1_OFFEN	1,38	47,8	45,1	30,9	23,8	14,3	30,8	0,5	22,8
Plot_2_MULCH	1,32	50,4	46,4	34,4	23,8	12,9	33,5	7,3	58,5
Plot_3_GRAS	1,36	48,7	46,5	32,0	24,5	13,6	32,9	2,4	7,1
Plot_4_OFFEN	1,46	44,2	37,7	25,4	20,8	9,4	28,2	1,1	

¹⁾ Aus den Stechzylinderdaten abgeleitete Wasservolumina der Druckstufen pF 1,8 bis 4,2 (vgl. HARTGE & HORN 1999).

Bereits PETERNEL & SCHWAB (2004), EMDE (1991) und BERTHOLD (1991) resümierten in ihren Studien, dass die Grasnarbe ausgehend von einer verminderten Lagerungsdichte einen positiven Einfluss auf das Gesamtporenvolumen, das Luftvolumen, die nutzbare Feldkapazität und den Kf-Wert nehmen kann. Gegenüber der Bodenbearbeitungsvariante OFFEN werden an entsprechender Stelle Zunahmen von > 5% angegeben (ebenda). Die eigenen Untersuchungen bestätigen diese Erkenntnis, wenngleich die Unterschiede zwischen den Varianten GRAS und OFFEN von geringerem Ausmass (nur rd. 1%) sind. Ursache ist nicht nur der höhere Gehalt an organischer Substanz im Oberboden, verbunden mit einer Auflockerung durch intensives Wurzelwachstum der Grasnarbe, sondern auch eine abpuffernde Wirkung der Gransnarbe gegenüber Bodenverdichtungen. Ein höherer Gehalt an organischer Substanz erklärt auch den höheren Gewichtsanteil an Bodenwasser im Bereich der nutzbaren Feldkapazität. Mit der Variante MULCH wurde ein alternatives Verfahren untersucht, welches in der standortbedingten Varianz und gemäß der Tabelle 5.3-1 die insgesamt besten Eigenschaften für den Bodenwasserhaushalt auf den untersuchten Rebstandorten darstellt. Für die nicht untersuchten Prozesse der Mineralisation ist demnach eine entsprechende positive Wirkung zu erwarten. Ein negativer Einfluss hingegen bleibt zu erwarten, inwieweit die „aufsitzende“ Mulchschicht vor allem bei hohen Temperaturen die Bildung von Interzeptionswasser begünstigt und speicherbares Bodenwasser unproduktiv verdunstet.

Für den tertiär und quartär geprägten Kippenstandort galt es bei der Verkippung der autochthonen Substrate mit Großabsetzern und der Erstabarbeitung, günstige bodenphysikalische Eigenschaften zu schaffen. Vor allem hinsichtlich einer Symbiose zwischen einem bergbaulichen Sanierungsgebiet und

einem Sonderkulturstandort Weinbau, ist der rasche Aufbau eines ausgewogenen Bodenwasser, Humus- und Nährstoffhaushaltes von besonderer Bedeutung. Anhand der in der Tabelle 5.2-4 zusammengefassten Daten ist dies im Vorfeld der Rebplantagen nicht entsprechend gelungen. Lagerungsdichte, Porenvolumen, Wasser- und Luftkapazität sowie nutzbare Feldkapazität geben Hinweis auf entsprechende Verdichtungen im Oberboden. SCHERZER (2001) leitet daraus einen direkten Einfluss auf das Wurzelwachstum ab. Höhere Lagerungsdichten führen zu kleinen durchschnittlichen Porendurchmessern und damit zu höheren Luftporenpotenzialen. Kleinere durchschnittliche Porendurchmesser bewirken wiederum eine Verringerung der Luftkapazität mit Folgen für die Atemluft im Wurzelraum (ebenda).

5.3 Sickerwasser und Stofftransport

Das Prinzip der multiplen lokalen Einzelmessungen trägt zwar der Standortvielfalt Rechnung, die vertikale Transportkomponente konnte jedoch nicht durch eine quantitative Aufnahme des Perkolats am Ende einer Fließstrecke erfasst werden. Gleichwohl ist eine Ableitung statistischer Kenngrößen zur Charakterisierung der mengenmäßig wesentlichen gelösten Inhaltsstoffe möglich. Die Probenanzahl in den verschiedenen Messtiefen ist aufgrund des Sickerwasseranfalls unterschiedlich. Mit Ausnahme der Messposition GRAS Oberhang 60 (DG_OH_60) mit nur drei Einzelproben stehen am Heineckeberg (Stedtener Pastorenstieg) durchschnittlich 17 (32) Einzelproben pro Element bzw. 11 (15) pro Messposition für die Beschreibung zur Verfügung (vgl. Anhang_Sickerwasser).

5.3.1 Sickerwasserperiode am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3]

In den Tabellen 5.3-1 und 5.3-2 sind die Mengen der entnommenen Bodenlösungsproben als Summe der entsprechenden hydrologischen Jahre und die ermittelten Wasserhaushaltsgrößen für OFFEN, MULCH und GRAS gegeneinander dargestellt.

Die Messungen belegen die Bedeutung der untersuchten Bodenbearbeitungsvarianten im Weinbau. Mit einem prozentualen Anteil von 41 % fand nahezu die Hälfte der Ereignisse unter MULCH statt ($MULCH_{41\%} > GRAS_{31\%} > OFFEN_{28\%}$). Die geringsten Sickerwassermengen wurden in den dauerbegrünten Rebzeilen erfasst ($MULCH_{7,52l} > OFFEN_{5,46l} > GRAS_{2,73l}$) (Tab. 5.3-1).

Geminderte ETP_{Gras} -Werte, verringerte Oberflächenabflüsse und hohe Infiltrationsraten wirkten sich unter Rindenmulch positiv auf die rebenverfügbaren Nährstoffmengen und die Wasserbilanz aus. Die Ergebnisse in Tabelle 5.3-1 zeigen, dass die mittlere Befruchtung des Sickerwassers unter MULCH geringer ist ($OFFEN > GRAS > MULCH$) und der Wasserhaushalt eine bedeutende Schonung erfuhr. Die Wasserbilanz auf Rindenmulch stellte in den untersuchten hydrologischen Jahren mit einer Gesamtsumme von -166 mm gegenüber GRAS mit -728 mm und OFFEN mit -351 mm die größte Entlastung dar ($GRAS > OFFEN > MULCH$).

Ergänzend zu den in Tabelle 5.3-1 und 5.3-2 dargestellten Ergebnissen, lassen die kumulierten Sickerwasserwerte in Abbildung 5.3-1 deutlich die saisonale Untergliederung in feuchte und trockene Halbjahre, d.h. den zeitlichen Gang der Versickerung, erkennen.

Die durchschnittliche elektrische Leitfähigkeit (EC) in Tabelle 5.3-1 kann herangezogen werden, um einerseits auf Verdünnungseffekte im Jahresmittel hinzudeuten, und um andererseits tendenzielle Aussagen zur Befruchtung des Sickerwassers mit gelösten Nährionen auch im Hinblick auf den „Überhang“ der HJ zu gestatten.

Tab. 5.3-1: Bodenlösungsproben (l) und Wasserhaushaltsgrößen am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3].

Plot	Variante	HJ	n ¹	SW ²	EC _{sw} ³	N	A _o	ETP _{Gras} ⁴	WB
				(l)	(mS/cm)	(mm)	(l)/(l/m ²)	(mm)	(mm)
1	OFFEN	WHJ_00	15	2,44	0,74	268	38,1/0,6	148	117
		SHJ_00	7	0,31	0,68	310	36,0/0,6	460	-151
		WHJ_01	14	1,3	1,23	179	12,4/0,2	146	32
		SHJ_01	7	0,38	0,96	308	34,1/0,8	445	-138
		WHJ_02	8	0,99	0,56	230	30,5/0,5	164	65
		SHJ_02	1	0,04	0,56	247	14,7/0,3	523	-276
		WHJ	37	4,73	0,74 ⁵	677	81/1,3	458	214
		SHJ	15	0,73	0,68 ⁵	865	84,8/1,7	1428	-565
2	MULCH	WHJ_00	15	2,40	0,9	268	28,9/0,5	133	132
		SHJ_00	15	1,3	0,71	310	18,6/0,3	414	-106
		WHJ_01	16	0,25	0,58	179	3,6/0,1	131	48
		SHJ_01	14	0,30	0,57	308	19,1/0,3	401	-94
		WHJ_02	9	2,87	0,73	230	14,8/0,2	148	79
		SHJ_02	8	0,40	0,51	247	3,5/0,1	471	-225
		WHJ	40	5,52	0,73 ⁵	677	47,3/0,8	412	259
		SHJ	37	2,0	0,57 ⁵	865	41,2/0,7	1286	-425
3	GRAS	WHJ_00	13	1,15	0,8	268	95,7/1,6	178	87
		SHJ_00	9	0,36	0,71	310	27,8/0,5	552	-243
		WHJ_01	13	0,17	0,6	179	4,7/0,1	175	4
		SHJ_01	4	0,05	0,77	308	35,7/0,6	534	-227
		WHJ_02	14	0,96	0,36	230	11,3/0,2	197	32
		SHJ_02	5	0,04	0,58	247	5,0/0,1	628	-381
		WHJ	40	2,28	0,6 ⁵	677	111,7/1,9	550	123
		SHJ	18	0,45	0,71 ⁵	865	68,5/1,2	1714	-851

¹) Stichprobenanzahl n der Sickerwasserbeprobungen.

²) Durch Saugkerzen gewonnenes Sickerwasser. Summenwert aus drei Hanglagen und der Hauptwurzelzone.

³) Elektrische Leitfähigkeit als Parameter der Sickerwasserbefruchtung.

⁴) Potentielle Evapotranspiration nach GRAS Referenzverdunstung (modifiziert).

⁵) Median der elektrischen Leitfähigkeit in den hydrologischen Halbjahren.

Tab. 5.3-2: Bodenlösungsproben (l) und Wasserhaushaltsgrößen am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4].

Plot	Variante	HJ	n ¹	SW ²	EC ³	N	A _o	ETP _{Gras} ⁴	WB
				(l)	(mS/cm)	(mm)	(l)/(l/m ²)	(mm)	(mm)
4	OFFEN	2000	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
		2001	117	25,36	1,74	591	25,5/0,1	577	-11,5
		2002	95	31,80	2,24	537	6079/101	671	-266,8

¹) Stichprobenanzahl n der Sickerwasserbeprobungen.

²) Durch Saugkerzen gewonnenes Sickerwasser. Summenwert aus drei Hanglagen und der Hauptwurzelzone.

³) Elektrische Leitfähigkeit als Parameter der Sickerwasserbefruchtung.

⁴) Potentielle Evapotranspiration nach GRAS Referenzverdunstung (modifiziert).

⁵) Median der elektrischen Leitfähigkeit in den hydrologischen Halbjahren

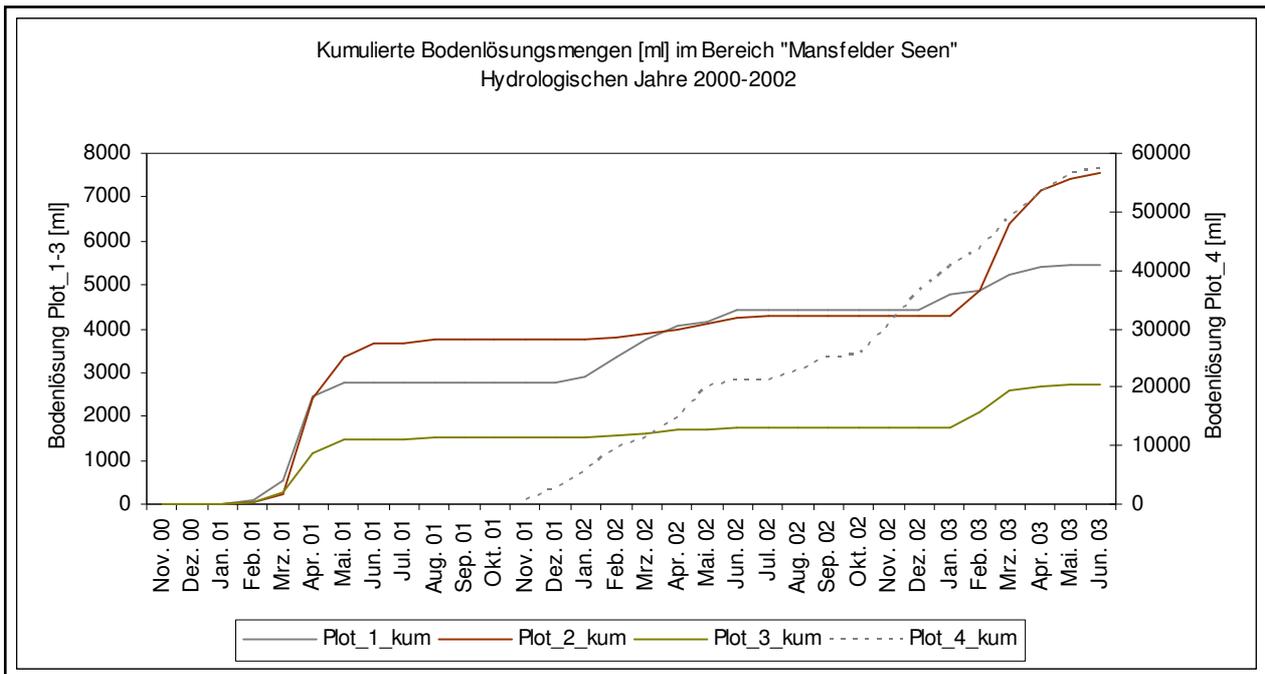


Abb. 5.3-1: Kumulierte Darstellung der entnommenen Bodenlösung (ml) im Bereich Mansfelder Seen.

Wie Abbildung 5.3-2 auf der Grundlage von aggregierten Monatswerten zeigt, weist das mittels Saugkerzen aus den Tiefen 30 und 60 cm entnommene Sickerwasser eine typische saisonale Schwankung auf (vgl. HARDENBICKER 2002, HAFERKORN 2000, MÜLLER, SCHUMANN & JÖRN 1998). Die Werte sind nicht normalverteilt und zeigen eine hohe Abweichung vom langjährigen Mittel. In den Sommermonaten liegt der Sickerwasseranteil wegen der hohen Evapotranspiration (ETP_{GRAS}) auf einem sehr geringen Niveau (MULCH > OFFEN > GRAS). In den vegetationsarmen Monaten November bis April, in denen kein Wasserverbrauch durch die Reben erfolgt, fallen die höchsten Sickerwassermengen an (MULCH > OFFEN > GRAS) (Abb. 5.3-2; vgl. Anhang_Sickerwasser). Es kann angenommen werden, dass geringe Evapotranspirationsverluste, Regenniederschläge und Schmelzvorgänge von Schneedecken zu pulsartigen flächenhaften Wassereinträgen führen.

Der entsprechende Verlauf der Gras-Referenzverdunstung (ETP_{Gras}) und der klimatischen Wasserbilanz (kWB_{GRAS}) spiegelt in Abbildung 5.3-2 die Zweiteilung in Vegetationsperiode (Ausschöpfungsphase) und winterliche Ruheperiode (Wiederauffüllungsphase) am Standort Heineckeberg wider.

Die Sickerwasserperiode am Standort Heineckeberg beginnt mit der Auffüllung des Bodenspeichers erst spät im Januar bzw. Februar und endet mit der Ausschöpfung Ende April, Anfang Mai. Das Maximum lag im Messzeitraum zwischen der 10. und 20. Kalenderwoche, d.h. in den Monaten März und April (Abb. 5.3-2). Der mit Hilfe von Saugkerzen nachgewiesene Sickerwasserstrom war im wesentlichen Ende April beendet. Mit Auftreten von Sickerwasser im Hauptwurzelraum (30-60 cm) ist vor Beginn des „3-Blattstadiums“ nicht mehr zu rechnen.

Im Vergleich mit anderen deutschen Weinbauregionen wird erkennbar, dass zumindest am Standort Heineckeberg die Sickerwasserperiode nur 4-5 Monate umfasst (vgl. ZEPP 1988). Aufgrund der Inanspruchnahme durch die Sonderkultur und der Exposition findet somit am Standort Heineckeberg bis Januar eine Wiederauffüllung der Bodenwasservorräte nur in verzögerter Form statt. Auch die für die Region typischen Starkregenereignisse reichen oft nicht bzw. nur teilweise aus, um eine Auffüllung der Defizite zu erreichen. Einzig unter der Bodenbearbeitungsvariante MULCH konnte im Zusammenhang mit den Starkregenereignissen des Sommerhalbjahres 2002 Sickerwasser gewonnen werden (Abb. 5.3-2).

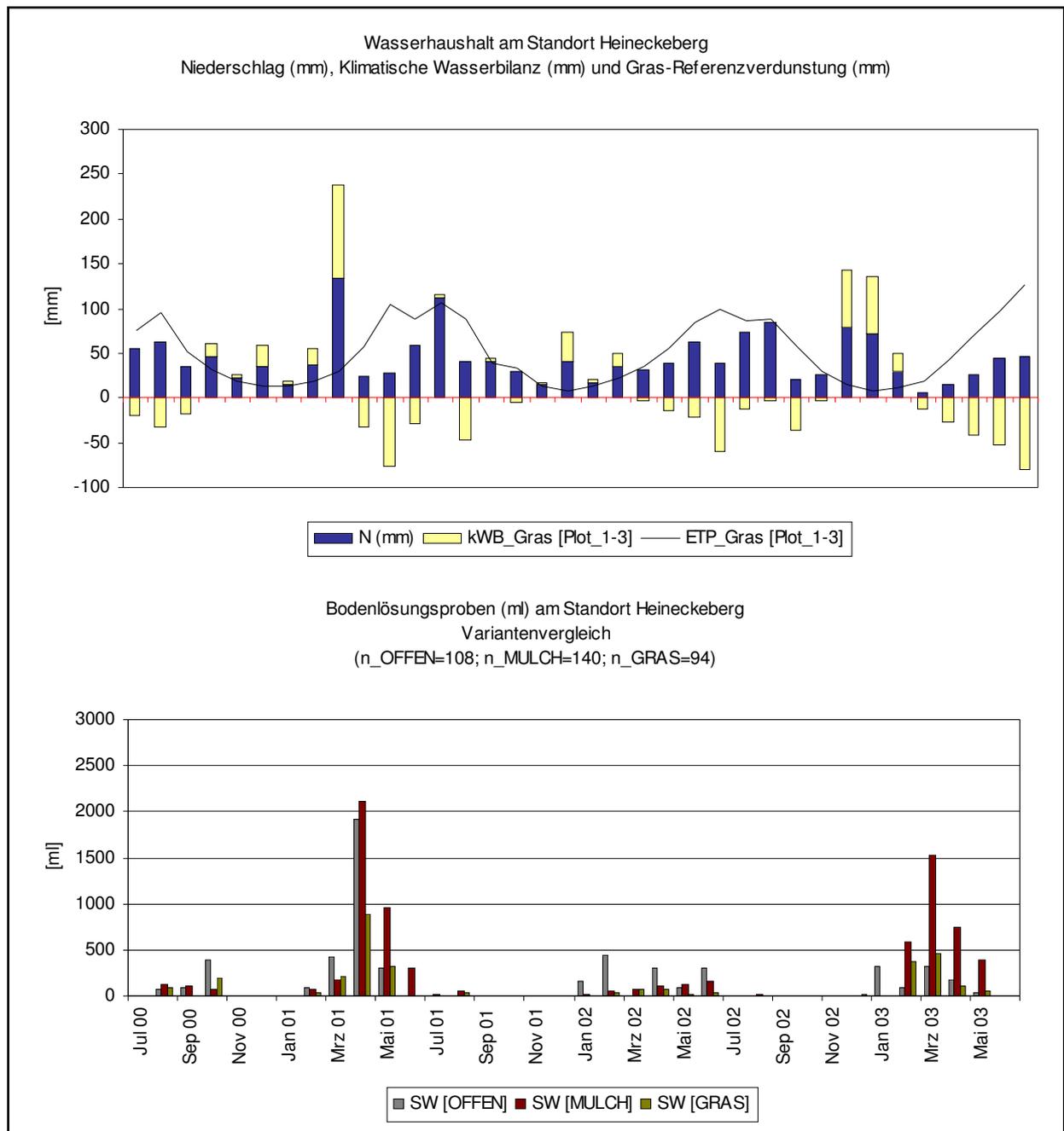


Abb. 5.3-2: Wasserhaushalt und Bodenlösungsproben (ml) aus 30 und 60cm Tiefe am Standort Heineckeberg.

Der dreijährige Untersuchungszeitraum zeigt anhand der entnommenen Bodenlösungsproben deutlich die Einflussnahme der Wasserhaushaltskomponenten und deren Dynamik zwischen den hydrologischen Halbjahren. Ein Vergleich der Sickerwassermengen aus den WHJ 00 und WHJ 02 mit denen des WHJ 01 veranschaulicht, dass ein hohes Bodenwasserdefizit ($kWB_{SHJ_{00}}$: rd. -151 mm) und niedrige Winterniederschläge ($N_{WHJ_{01}}$: rd. 179 mm) die hygrische Sonderstellung des WHJ 01 begründen (vgl. Kap. 5.1). Die Gesamtmenge der beprobten Saugkerzenlösungen betrug im WHJ 01 nur 1332 ml gegenüber 5932 ml im WHJ 00 bzw. 4734 ml im WHJ 02 (Abb. 5.3-1). Dennoch müssen hohe sommerliche Defizite nicht zwangsläufig ein vermindertes Sickerwasseraufkommen nach sich ziehen. Am Beispiel des SHJ 01 mit einer klimatischen Wasserbilanz von rd. -137 mm wird verständlich, dass die hohen Winterniederschläge im nachfolgenden WHJ 02, vor allem die überdurchschnittlichen Summen der Monate November und Dezember 2002, als besonders versickerungswirksam anzusehen sind (Abb. 5.3-2). Trotz des insgesamt frühesten Eintrittsterms

negativer klimatischer Wasserbilanzen im HJ 2002 (kWB_{Februar_03} : rd. -13 mm) resultierte aus dem hydrologischen „Überhang“ in der Wiederauffüllungsphase eine Bodenlösungsmenge von 4734 ml.

Während für das letztgenannte Beispiel als mitbestimmende Faktoren auch die Sommerniederschläge zu berücksichtigen sind, muss im WHJ 00 als maßgebliches Kriterium das Niederschlagsextrem des Monats März 2001 genannt werden. Die rd. 114 mm können in Anlehnung an ZEPPE (1986) als Ereignis von besonderer Sickerwassereffizienz nach erfolgter Wiederbefeuchtung des Bodens und vor der sommerlichen Austrocknung (kWB_{April_01} : -32 mm) gedeutet werden. Für den grundwasserfernen Standort Heineckeberg spiegeln die Messungen der Sickerwassermengen sowohl in der Gesamtbilanz der HJ 2000 bis 2002 als auch in den Ergebnissen der witterungsbedingt sehr unterschiedlichen Einzeljahre die Einflussnahme der Bodenbearbeitungsvarianten wider. (Abb. 5.3-2, Tab. 5.3-1). Bei einer annähernd gleichen Probenzahl reduziert die Bewirtschaftungsform GRAS die Sickerwassermenge gegenüber OFFEN auf einen prozentualen Anteil von rd. 50 % bzw. auf rd. 36 % gegenüber der Variante MULCH. Hohe Sickerwassermengen sind besonders dann zu verzeichnen, wenn ergiebige Winterniederschläge auf einen gefüllten Bodenwasserspeicher treffen, wie beobachtet in den Monaten März 2001 und April 2001. In den Monaten mit Sickerwasser war der Boden in den begrünten Rebzeilen sehr viel trockener als in den offenen bzw. gemulchten Varianten. Entgegen den Untersuchungen von SCHRADER (1974) änderte sich an diesem Trend auch nichts, nachdem die Grünmasse im Spätsommer abgestorben war. Die im Vergleich geringere jährliche Sickerwassermenge unter Begrünung zeigt zugleich auch Konkurrenz um Wasser mit der Rebe an. Verdunstungsverluste über offener Bodenhaltung erklären unter anderem die mittlere quantitative Auswertung der Sickerwassermengen.

Nach Hangpositionen und Entnahmetiefen separiert bleibt festzustellen, dass dem Gradienten des Hangzugwassers folgend die Unterhangpositionen aller Bodenbearbeitungsvarianten die größten Sickerwassermengen aufweisen (Abb. 5.3-3) (vgl. ANDERSON & BURT 1990).

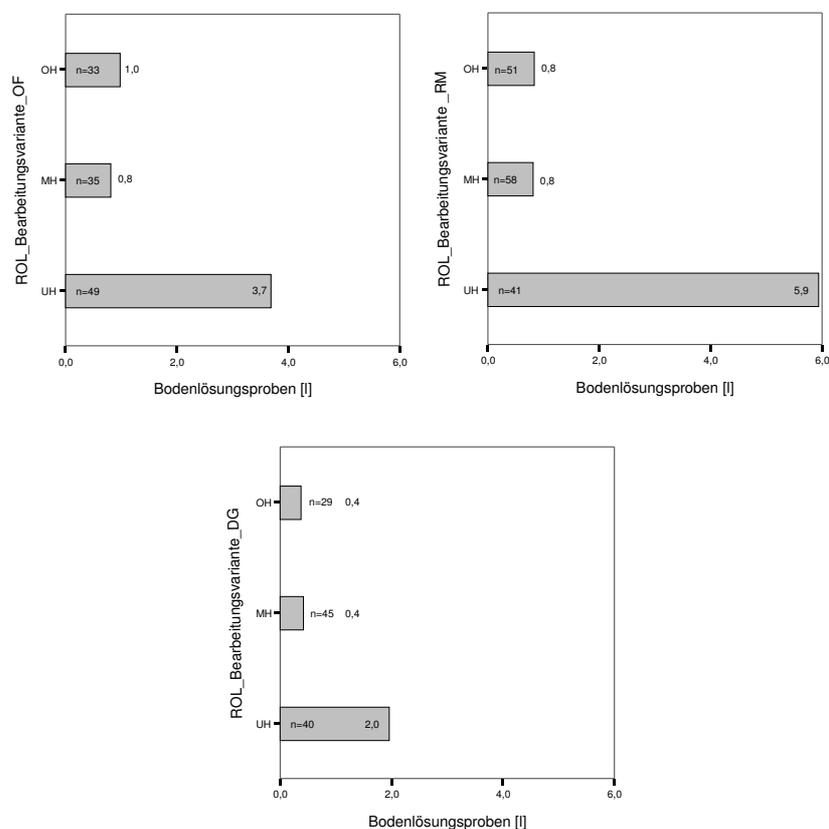


Abb. 5.3-3: Horizontale Differenzierung der Bodenlösungsproben am Standort Heineckeberg (Summe (I) der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).

Wie u.a. bei KOCH (2006), HONISCH (1996) und LORENZ (1992) formuliert, führen die am Oberhang versickernden Wassermengen zu einer beträchtlichen Aufbesserung der Wasserbilanz an den tiefergelegenen Standorten der Hanglage. Eine zusätzliche oberirdische Zufuhr ist auszuschließen, um die bessere Wasserverfügbarkeit am unteren Hangbereich zu begründen. Die quantitative Abfolge im oberen Bereich (30 cm) der Hauptwurzelzone lautet OFFEN > GRAS > MULCH und im unteren Bereich (60 cm) MULCH > OFFEN > GRAS.

5.3.2 Sickerwasserperiode am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]

Die Sickerwasserbildung am Kippenstandort der Jungrebenanlage Stedtener Pastorenstieg unterscheidet sich in Dynamik und Quantität deutlich vom traditionellen Rebstandort Heineckeberg (vgl. Tab. 5.3-2). Neben der lokalklimatischen Heterogenität im Bereich Mansfelder Seen (Abb. 5.3-1, 5.3-4) sind als Einflussgrößen vor allem die Rekultivierungstechnik vor Ort und die nicht zuletzt daraus resultierende unregelmäßige Verteilung kohligter Substrate im technogenen Profil zu nennen.

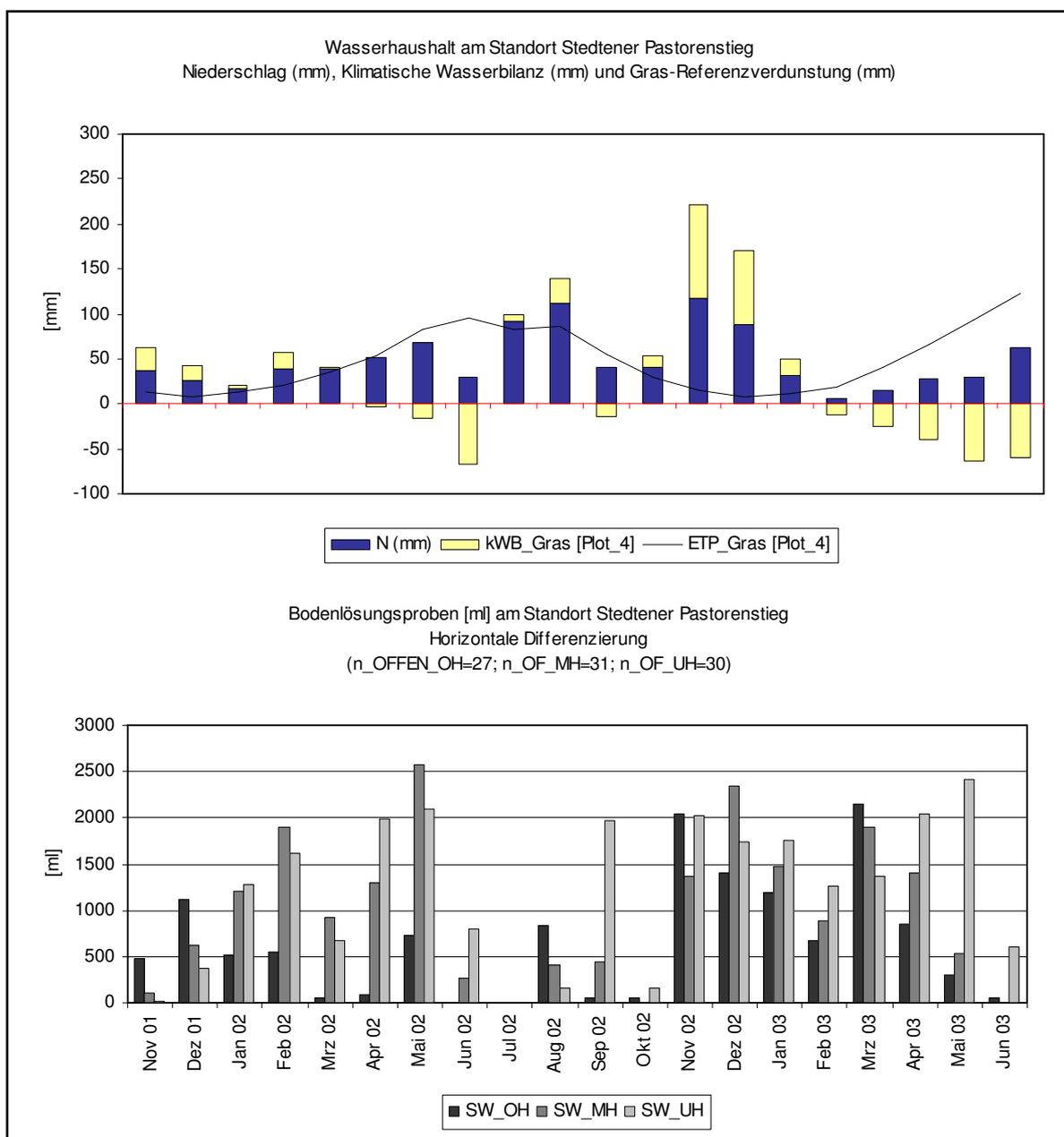


Abb. 5.3-4: Wasserhaushalt und Bodenlösungsproben (ml) am Standort Stedtener Pastorenstieg.

In diesem Zusammenhang muss auf die besonderen, jedoch nicht näher untersuchten spezifischen Austrocknungs- und Wiederbenetzungseigenschaften des verkippten Abraums hingewiesen werden (vgl. HANGEN 2003, SCHERZER 2001, WILDEN et al. 1999, SCHAAF et al. 1999, KNOCHE et al. 1999). Da die Halde fast durchweg aus hydrologischen Stauern aufgebaut ist und Planierungsarbeiten vor der Aufrebuung notwendig waren, muss zudem mit partiellen Verdichtungen (Staunässe) gerechnet werden (WIERMANN 2005).

Wie Abbildung 5.3-4 zeigt, setzt der Beginn der Sickerwasserperiode bei einem nicht normalverteilten Jahrgang früher als am Heineckeberg ein und entspricht zeitlich mehr dem des hydrologischen Jahres. Mit Entnahmemengen von > 5000 ml in den Monaten November (2002), Dezember (2002), März (2003) und Mai (2002) ist kein eindeutiges Maximum für den Beprobungszeitraum bestimmbar. Die Ausschöpfungsphase im hydrologischen Sommerhalbjahr (25. – 40. Kalenderwoche) ist deutlich kürzer ausgeprägt (vgl. Abb. 5.3-4). Während sie am Standort Heineckeberg noch von Juni bis Januar dauerte und in 11 von 32 Monaten (rd. 34 % des Messzeitraumes) keine Bodenlösung gewonnen werden konnte, beschränkte sich die Phase der Bodenwasserzehrung am Standort Stedtener Pastorenstieg auf die Hochsommermonate Juli und August. Im Untersuchungszeitraum war bei einer wöchentlichen Beprobung in nur einem (Juli 2002) der zwanzig Monate keine Sickerwasserentnahme möglich (Abb. 5.3-4). In den Sommermonaten liegt der Sickerwasseranteil wegen der hohen Evapotranspiration (ETP_Gras) auf einem geringen Niveau (Abb. 5.3-4 [oben]). In den vegetationsarmen Monaten November bis April, in denen kein Wasserverbrauch durch die Reben erfolgt, fallen die höchsten Sickerwassermengen an (Abb. 5.3-1; 5.3-4). Der Trend, dass Extremniederschläge oft nur kurzzeitig zur „Sickerwassernachlieferung“ im Boden führen, wird auch auf dem Kippbodenstandort nachgezeichnet. Erst Ende August war hier als Reaktion auf die Starkregenereignisse vom 17. Juli bzw. 10.-12. August 2002 eine erhöhte Sickerwassermenge zu ermitteln.

In Abbildung 5.3-4 (unten) spiegelt sich der hydraulische Gradient des Hangzugwassers erwartungsgemäß in den Sickerwassermengen an der Unterhangposition wider. Auffallend für die Kennzeichnung des Standortes Stedtener Pastorenstieg sind aber auch die gewonnenen Mengen an Bodenlösung am Oberhang. In den Monaten mit großem Sickerwasseraufkommen geben sie einen Hinweis auf den o. g. Einfluss der angewandten Rekultivierungstechnik.

5.3.3 Sickerwasserchemismus und Auswaschung

Auf einem Pararendzina-Rigosol auf Löss [Plot_1-3] und einem Kipp-Kohleschluffsand [Plot_4] wurden während der hydrologischen Jahre (HJ) 2000 bis 2002 in der Bodenlösung die Konzentrationen von Ca, Mg, K und Na wöchentlich untersucht. Da die Anionen auch die Menge der mit ihnen verlagerten Kationen bestimmen, stellt die Änderung der Anionenkonzentration einen wichtigen Indikator für den Sickerwasserchemismus dar. NO_3 , Cl, PO_4 und SO_4 wurden deshalb in die Untersuchungen mit einbezogen. Die genannten Ionen werden als „Nähr-Ionen“ bezeichnet, der Gehalt der nicht analysierten Ionen, deren Anteil jedoch u.a. bei den gemessenen Leitfähigkeitswerten zum Tragen kommt, wird unter dem Begriff „Rest-Ionen“ (R-I) subsumiert. Neben Spurenelementen wie Al und Fe handelt es sich hierbei um Hydrogenkarbonat, welches an Lössstandorten einen wesentlichen Beitrag zum Ausgleich der Ionenbilanz liefert (vgl. HARDENBICKER 2002, HONISCH 1996).

Mittels des MEDIAN-Tests wurden die standortbedingten und zeitlichen Unterschiede in den Chloridkonzentrationen betrachtet (Tab. 5.3-3, 5.3-4). Einerseits weist am Standort Heineckeberg für die verschiedenen Bearbeitungsvarianten ein Signifikanzwert von 0,081 bzw. 8,1% (nach Chi-Quadrat-Test) darauf hin, dass die Chlorid-Mediane der einzelnen Bearbeitungsvarianten der gleichen Grundgesamtheit entstammen. Andererseits lassen die signifikanten Änderungen (0,0001 bzw. 0,01%) der Chlorid-Konzentration zwischen den HJ vermuten, dass in den HJ 2000 und 2001 feuchtere Bedingungen herrschten als im HJ 2002. Ein Einklang niedriger Chlorid-Konzentrationen mit

größeren Sickerwasserraten ließ sich anhand der Messungen jedoch nicht feststellen. Inwieweit sich die Beschaffenheit der Bodenlösung im Hinblick auf Nährionen bzw. auf die Parameter: entnommene Sickerwassermenge (ml), pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit (mS/cm) auf den verschiedenen Betrachtungsebenen signifikant unterscheidet, ist in den Tabellen 5.3-3 und 5.3-4 zusammengefasst.

Tab. 5.3-3: Irrtumswahrscheinlichkeit¹⁾ für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.

Plot_1-3	ml	EC	pH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄
n	381	298	374	342	344	342	341	330	322	332
	Standortbedingte Unterschiede in den Bearbeitungsvarianten (mmol/[eq])									
p	,000	,242	,000	,510	,001	,287	,007	,081	,001	,280
	Standortbedingte Unterschiede in der horizontalen Differenzierung (mmol/[eq])									
p	,000	,000	,000	,000	,016	,062	,000	,207	,000	,000
	Standortbedingte Unterschiede in der vertikalen Differenzierung (mmol/[eq])									
p	,006	,238	,000	,000	,000	,051	,213	,000	,268	,001
	Zeitliche Unterschiede – Saison (SHJ vs. WHJ) - (mmol/[eq])									
p	,437	,034	,003	,304	,015	,037	,001	,029	,363	,052
	Zeitliche Unterschiede – Witterungseinfluss (SM vs. kSM) - (mmol/[eq])									
p	,957	,007	,038	,143	,000	,001	,000	,000	,982	,000
	Zeitliche Unterschiede – Klimatische Faktoren (HJ) - (mmol/[eq])									
p	,894	,000	,052	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,045

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Kruskal-Wallis.

Tab. 5.3-4: Irrtumswahrscheinlichkeit¹⁾ für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.

Plot_4	ml	EC	pH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄
n	214	203	211	197	202	202	202	203	110	198
	Standortbedingte Unterschiede in der horizontalen Differenzierung (mmol/[eq])									
p	,094	,000	,026	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	Standortbedingte Unterschiede in der vertikalen Differenzierung (mmol/[eq])									
p	,133	,000	,000	,000	,396	,000	,000	,000	,282	,000
	Zeitliche Unterschiede – Saison (SHJ vs. WHJ) - (mmol/[eq])									
p	,025	,015	,753	,964	,530	,281	,066	,277	,816	,014
	Zeitliche Unterschiede – Witterungseinfluss (SM vs. kSM) - (mmol/[eq])									
p	,828	,149	,697	,639	,409	1,000	1,000	,336	,856	,356
	Zeitliche Unterschiede – Klimatische Faktoren (HJ) - (mmol/[eq])									
p	,001	,448	,039	,952	,000	,202	,000	,000	,000	,313

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Kruskal-Wallis.

Auch die graphische Darstellung der Häufigkeiten der physikochemischen Parameter zeigt - ebenso wie der KOLMOGOROV-SMIRNOV Test - für die Standorte Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg eine nicht normalverteilte Elementverteilung in der Bodenlösung (siehe Anhang_Sickerwasser).

Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser konnten während des Untersuchungszeitraumes nicht festgestellt werden. Die Konzentrationen an Nitrit, Ammonium und Phosphat waren in allen Proben so gering, dass sie vollkommen im Bereich der Fehlergrenze lagen. Sie fallen daher aus der weiteren statistischen Betrachtung der vorliegenden Arbeit heraus.

Bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,001$ (***) konnte die Normalverteilungshypothese zurückgewiesen werden. Die höheren Werte streuen stärker als die niedrigeren, es handelt sich um eine rechtsschiefe Verteilung. Während der physikochemische Parameter pH-Wert auf nur geringe Abweichungen von der Normalverteilung hinweist, bestimmen bi- bis multimodal asymmetrische Kurven das Verteilungsmuster der Nährionen (vgl. Anhang_Sickerwasser). Vor allem die Mehrmodalität der elektrischen Leitfähigkeit (EC) in der Bodenlösung Plot_4 gibt Aufschluss über die Substratspezifität am technogenen Standort Stedtener Pastorenstieg. In wechselseitiger Einflussnahme resultiert daraus auch die Anzahl der Überschreitungen des Grenzwertes der TrinkwV. Nur rd. 4% der Stichproben ($SO_4 > K > Ca$) der traditionellen Hanglage Heineckberg stehen als Grenzwertüberschreitung rd. 41 % der Stichproben ($SO_4 > Ca > Mg$) aus dem Bergbausanierungsgebiet gegenüber.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum weisen die Mediane des Nitrats auf eine insgesamt geringe (untypische) Belastung in der Bodenlösung hin. Konzentrationen oberhalb des Grenzwertes der TrinkwV wurden nur in vier Fällen (1,2%) gemessen. Drei der Überschreitungen und das absolute Maximum von 55,17 mg/l lagen unter GRAS, der Variante mit dem geringsten Sickerwasseraufkommen.

Der nitratspezifische Bodenwasserchemismus unter MULCH ist mit einem entsprechend umgekehrten Trend zu charakterisieren. Im Sinne der Wechselbeziehung Verdünnungseffekt contra Lösungsmittelfeffekt waren die niedrigsten NO_3 -Konzentrationen bei gleichzeitig höchstem Sickerwasseraufkommen festzustellen. Insgesamt reduzierte MULCH die Nitratbelastung im Sickerwasser gegenüber der Variante OFFEN um rd. 51% und gegenüber GRAS um rd. 31%.

Aus den Tabellen 5.3-3 und 5.3-4 abgeleitet, kann für Plot_1-3 eine signifikante Einflussnahme in rd. 75 % der Fälle angenommen werden und für Plot_4 in rd. 42 %.

Die Abbildungen 5.3-5 und 5.3-6 zeigen anhand der mittleren Konzentrationswerte (mg/l bzw. mS/cm) als Median aller Messwerte den Ganglinienverlauf der einzelnen Standorte (Anhang_Sickerwasser). Da eine jahreszeitlich veränderliche Beschaffenheit der Sickerwässer nicht nur aus differenzierten Verdunstungsverhältnissen, sondern auch dem Niederschlagsangebot resultiert, sind neben den hydrologischen Halbjahren (ZV) auch Schneeschmelzereignisse (Wi) ausgewiesen.

Die Menge der gelösten Feststoffe im Sickerwasser (EC) entspricht an den Standorten Heineckberg und Stedtener Pastorenstieg einer rechtsschiefen Verteilung mit einem dominanten Maximum im Bereich 0,51-0,64 mS/cm [Plot_1-3] bzw. 1,00-1,13 mS/cm [Plot_4] (Abb. 5.3-4). Wesentliche Unterschiede im Vergleich der Standorte sind in der Form der Werteverteilung im Anhang_Sickerwasser dargestellt. Der Median beträgt am Heineckberg 0,72 mS/cm bei einer Spannweite von 0,55 mS/cm [Plot_3_GRAS_MH 30] bis 1,22 mS/cm [Plot_1_OFFEN_OH 30] und am Stedtener Pastorenstieg 1,75 mS/cm bei einer Spannweite von 1,10 mS/cm (Plot_4_OFFEN_OH_30) bis 3,05 mS/cm (Plot_4_OFFEN_UH_60).

Die Minima bewegten sich am Heineckberg zwischen 0,14 [Plot_3_GRAS] und 0,34 mS/cm [Plot_1_OFFEN], die Maximalwerte zwischen 2,61 [Plot_3_GRAS] und 3,57 mS/cm [Plot_1_OFFEN]. Entsprechend abweichend ist für den Stedtener Pastorenstieg ein Minimalwert von 0,15 mS/cm und Maximalwert von 4,61 mS/cm festzuhalten. Der hohe Medianwert, die abgeflachte Verteilung (Kurtosis = -0,79) und die Standardabweichung ($s = 1,07$) als Hinweis auf isolierte sehr hohe Leitfähigkeiten sind markante Merkmale anthropogener Beeinflussung am technogenen Standort Stedtener Pastorenstieg.

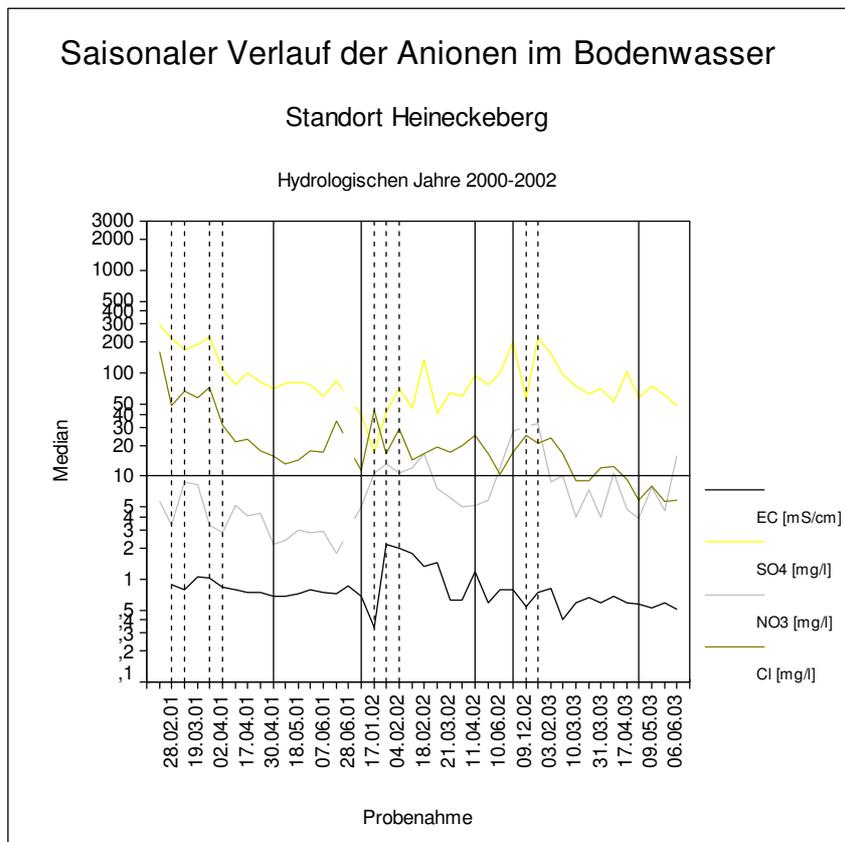
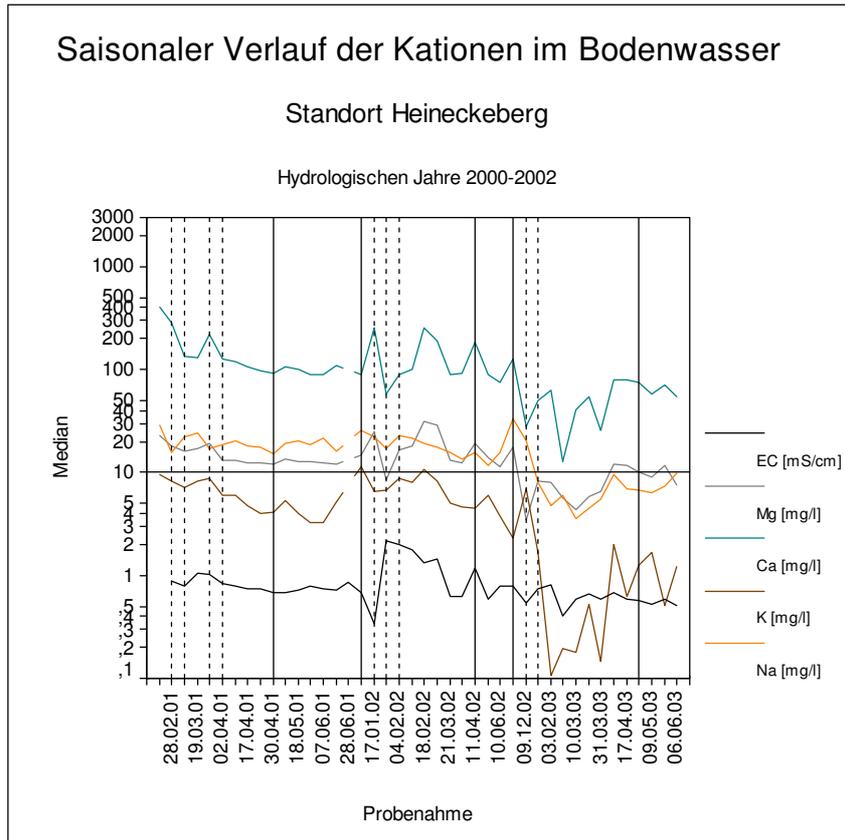


Abb. 5.3-5: Ganglinien und Konzentrationsbereiche (mg/l bzw. mS/cm) der im Bodenwasser gelösten Ionen. Dargestellt über den Versuchszeitraum HJ 2000-HJ 2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).

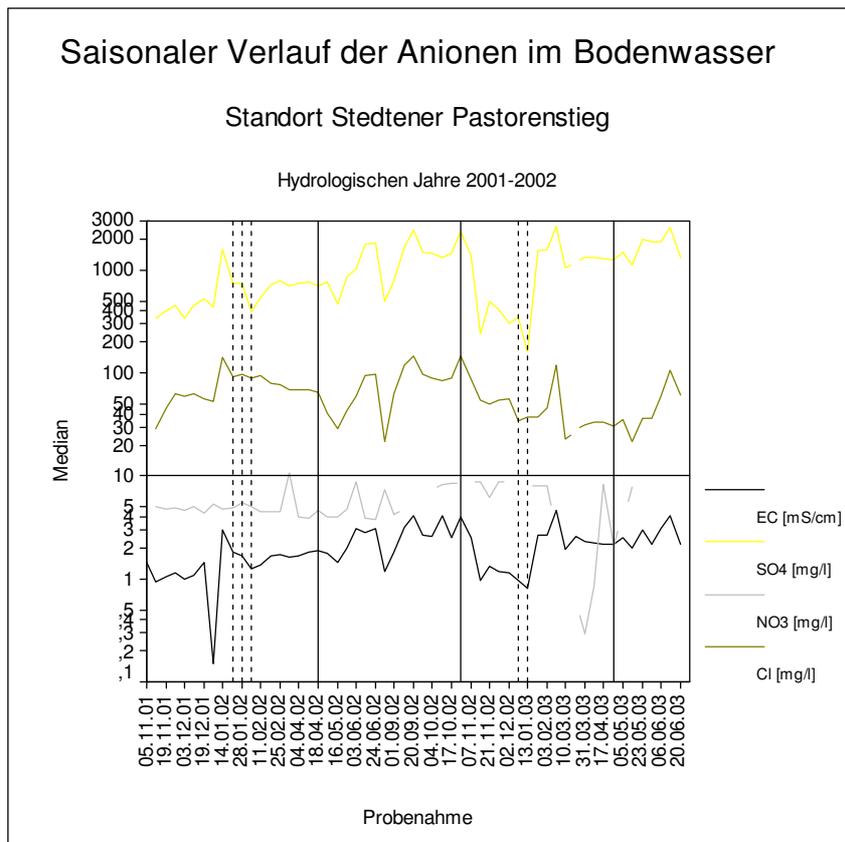
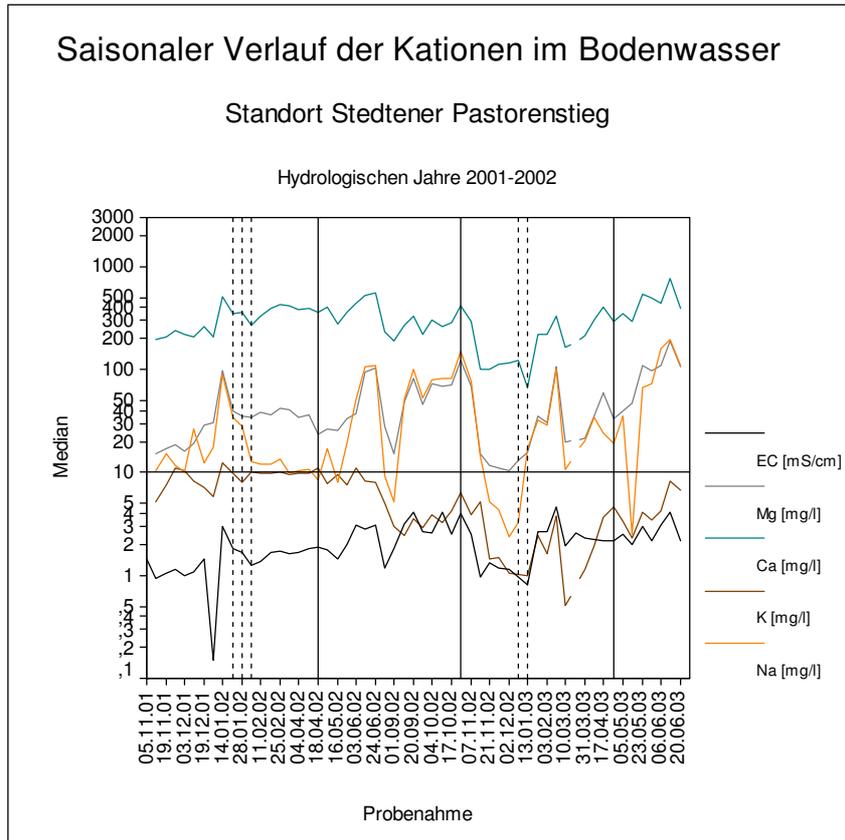


Abb. 5.3-6: Ganglinien und Konzentrationsbereiche (mg/l bzw. mS/cm) der im Bodenwasser gelösten Ionen. Dargestellt über den Versuchszeitraum HJ 2001–HJ 2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).

Die Mehrheit der Sickerwasserproben von Plot_1 bis Plot_3 hat Leitfähigkeiten, die den Untersuchungsergebnissen von HARDENBICKER (2002) entsprechen. Die Leitfähigkeiten von Plot_4 liegen zum Teil erheblich darüber. Der Ganglinienverlauf weist Ähnlichkeiten zu den Untersuchungsergebnissen von Studien aus dem Bergbausanierungsgebiet der Lausitz auf (vgl. SCHERZER 2001, GAST et al. 2000, SCHAAF et al. 1999, THOMASIUUS et al. 1999, HEINKELE et al. 1999, GRÜNEWALD, BERKURTS & BIEMELT 1995).

In den Abbildungen 5.3-7 und 5.3-8 sind die im Sickerwasser erfassten Elemente in ladungsäquivalenten Einheiten (mmol/l [eq]) gegenübergestellt.

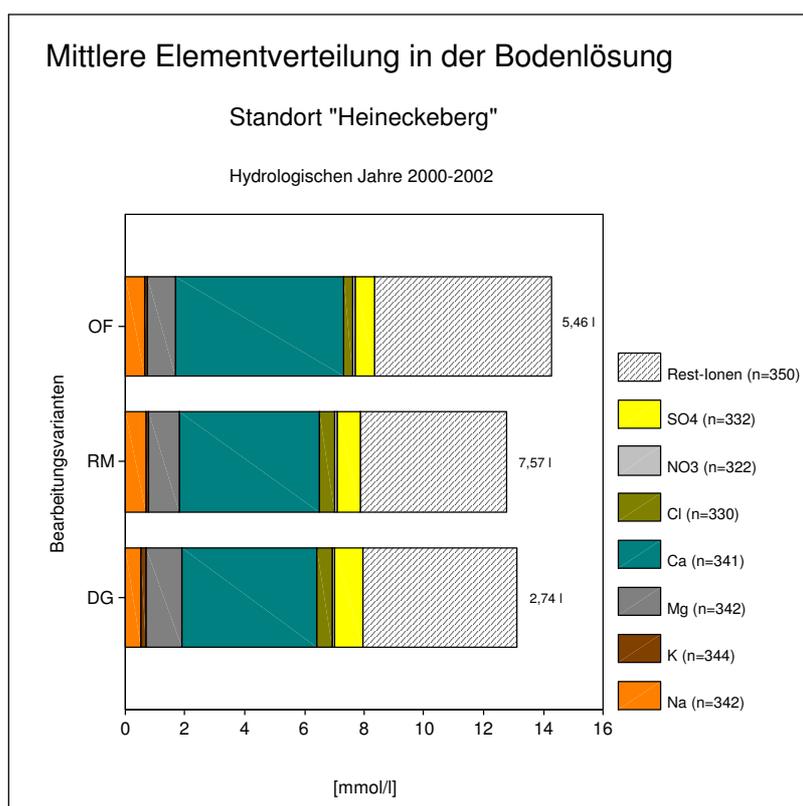


Abb. 5.3-7: Mittlere stoffliche Zusammensetzung der Bodenlösung (mmol/l [eq]) im Bereich Mansfelder Seen. Vergleich der Bearbeitungsvarianten. Messperiode: HJ 2000-2002 (Median der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).

Standort Heineckeberg (Abb. 5.3-7)

Durch einen Vergleich der Mediane kann für das Bodenwasser am Standort Heineckeberg festgestellt werden, dass unter den analysierten Ionen Ca^{2+} das dominierende ist und den Hauptanteil der Leitfähigkeit bildet. Es folgen auf der Kationenseite Magnesium > Natrium > Kalium und auf der Anionenseite das Sulfat > Chlorid > Nitrat (Tab. 5.3-13_Anhang_Sickerwasser). Die Reihenfolge entspricht erwartungsgemäß den Mengenanteilen der im Bodenwasser gelösten Nährstoffe (vgl. HARDENBICKER 2002, HONISCH 1996). Wie bereits erwähnt, sind die Ammonium- und Phosphatkonzentrationen so gering, dass sie innerhalb des Messfehlers liegen und keine weitere Beachtung fanden. Die Sickerwasserproben der Bearbeitungsvariante MULCH weisen die geringsten Ionenkonzentrationen auf, die der Variante OFFEN die höchsten. Somit deuten die hohen Sickerwassermengen und geringen Ionenkonzentrationen unter MULCH (vgl. Tab. 5.3-1; Abb. 5.3-1) auf verstärkte Verdünnungseffekte des Hangsickerwasserflusses im Bereich der Saugkerzen hin. Aufgrund der weinbaulichen Nutzung ist der Äquivalentgehalt an Nitrat im Sickerwasser mit durchschnittlichen Werten von 0,05 mmol/l [MULCH] bis 0,19 mmol/l [OFFEN] auffallend gering.

Die differenten Bodenbewirtschaftungsformen zeigen eine zum Teil deutlich reduzierende Wirkung auf den Nährstoffaustrag der Hauptnährstoffe N, K und Mg.

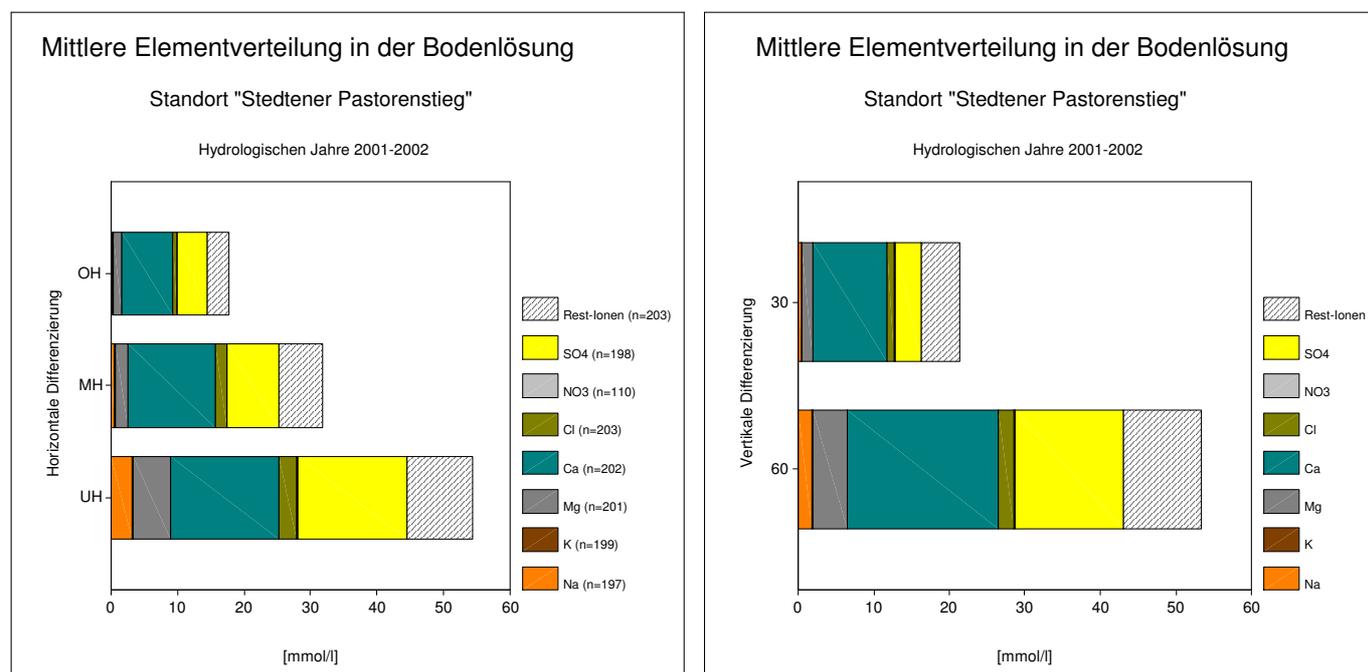


Abb. 5.3-8: Mittlere stoffliche Zusammensetzung der Bodenlösung (mmol/l [eq]) im Bereich Mansfelder Seen. Vergleich der Bearbeitungsvarianten. Messperiode: HJ 2001-2002 (Median der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).

Die hohen Konzentrationen an Kalzium und Sulfat sind auf geogene Belastungen zurückzuführen (vgl. HARDENBICKER 2002). Während Kalzium vor allem Natrium von den Sorptionsplätzen verdrängt, da in verdünnten Lösungen eine höhere Selektivität der Tonminerale für zweiwertige Kationen besteht (STUMM & MORGAN 1996), ergeben sich die erhöhten SO₄-Austräge aus dem alkalischen Milieu der Bodenlösung, in deren Folge nur vermindert Bindungsstellen in Form von H⁺ vorliegen.

Standort Stedtener Pastorenstieg (Abb. 5.3-8)

Die Hanglage am Stedtener Pastorenstieg ist durch einen höheren Anteil gelöster Stoffe im Sickerwasser gekennzeichnet. Im Vergleich der Varianten waren auf Plot_1 durchschnittlich 0,7 g Feststoffe pro Liter suspendiert und auf Plot_4 durchschnittlich 1,8 g/l (vgl. Anhang_Sickerwasser; Tab. 5.3-1). In der mittleren stofflichen Zusammensetzung dominieren neben Kalzium vor allem hohe Lösungsanteile des Sulfats. In Anlehnung an die Ergebnisse von (SCHERZER 2000) ist darin ein wichtiger Indikator für den Sickerwasserchemismus auf Kipp-Kohleschluffsand Standorten zu verstehen. Es folgen auf der Kationenseite Magnesium > Natrium > Kalium und auf der Anionenseite das Chlorid > Nitrat (vgl. Anhang_Sickerwasser). Es ist anzunehmen, dass bei den ladungsäquivalenten Einheiten der Rest-Ionen Spurenelemente wie Al und Fe einen größeren Einfluss ausüben als die Hydrogenkarbonate am Lösstandort Heineckeberg.

Von einer Sickerwasserbelastung durch erhöhte Nitratgehalte war im Untersuchungszeitraum nicht auszugehen. Die mittleren Nitratgehalte im Sickerwasser der Hanglagen betragen 5,9 mg/l [Heineckeberg] (OFFFEN_{8,1} mg/l > GRAS_{5,7} mg/l > MULCH_{4,0} mg/l) und 6,7 mg/l [Stedtener Pastorenstieg] (vgl. Anhang_Sickerwasser).

H_1: Jahreszeitliche Schwankungen in der Beschaffenheit des Sickerwassers (siehe Kap. 4.2.3)

Für die Ganglinien von EC in den Abbildungen 5.3-5 und 5.3-6 lassen sich bei gegensätzlichem Trendverhalten (Plot_1-3 - leicht abnehmend; Plot_4 - leicht zunehmend) rhythmische Perioden in den

hydrologischen Jahreszeiten nachweisen. Wie die Tabellen 5.3-5 und 5.3-6 verdeutlichen, unterliegt die Menge der gelösten Feststoffe im Sickerwasser einem Rhythmus jährlich wiederkehrender Schwankungen.

Am Standort Heineckeberg gilt, dass ausgehend vom Median der gesamten Stichprobe (EC_{Med} : 0,72 mS/cm) der Quotient des hydrologischen Sommerhalbjahres (Q_{SHJ} : 0,65) für die Ausschöpfungsphase deutlich mehr Werte aufzeigt, die kleiner als der Median sind, als umgekehrt für die Wiederauffüllungsphase im hydrologischen Winterhalbjahr mit Q_{WHJ} : 1,16 (Tab. 5.3-5).

Tab. 5.3-5: Zeitliche Variabilität (ZV) der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ, WHJ} > 1 \in > Med$ bzw. $Q_{SHJ, WHJ} < 1 \in < Med$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	342	330	322	332	350
p	**	*	ns	*	*	**	*	ns	*	ns
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q_{SHJ}	0,57	0,65	1,20	0,63	0,66	0,56	0,65	0,8	0,7	0,71
Q_{WHJ}	1,19	1,16	0,91	1,18	1,12	1,25	1,15	1,04	1,15	1,15
$Q_{WHJ/SHJ}^{1,2)}$	2,1	1,8	0,8	1,9	1,7	2,2	1,8	1,3	1,6	1,6

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Dementsprechend ergibt sich für die zeitliche Variabilität ein Verhältnis von $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1$, was gleichbedeutend ist mit einer fehlenden Relevanz für die Merkmalausprägung des „Rauschens“. Die Befrachtung des Sickerwassers mit gelösten Nährionen schwankt somit im Wechsel der hydrologischen Halbjahre. Das Verhältnis der Quotienten in Tabelle 5.3-5: $Q_{WHJ} > Q_{SHJ}$ zeigt, dass der Stoffaustrag im hydrologischen Winterhalbjahr gegenüber dem SHJ erhöht ist. Bei Betrachtung der verschiedenen Bodenbearbeitungen und deren Einfluss auf die Ausprägung der zeitlichen Variabilität als Gradienten ergibt sich gemäß dem Quotienten $Q_{WHJ/SHJ}$ eine Reihenfolge von MULCH (2,4) > OFFEN (1,3) > GRAS (1,1) (vgl. Anhang_Sickerwasser).

Die Peaks am Ende des hydrologischen Winterhalbjahres geben Hinweis auf den Einfluss durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen (Bodenlockerung mit Seilwinde und Grubber [OFFEN]; Mahd [GRAS]) in den Gassen OFFEN und GRAS (vgl. Anhang_Sickerwasser). Das Sommer-Maximum vom 28.06.01 bzw. 22.08.02 gibt als Witterungseinfluss Hinweis auf die lysischen Stoffausträge im Anschluss an die sommerlichen Starkregenereignisse im Einzugsgebiet.

Der Grenzwert der elektrischen Leitfähigkeit nach TrinkwV wird in rd. 4 % aller Messwerte überschritten (OFFEN = MULCH > GRAS).

Ein einheitliches zeitliches Muster unter GRAS ist schwer abzuleiten. Als Konsequenz aus der Sickerwasserdynamik und der chemischen Beschaffenheit wird das Rauschen in der zeitlichen Variabilität nicht eliminiert werden können (vgl. Anhang_Sickerwasser).

Für den jahreszeitlichen Verlauf des pH-Wertes ($Q_{WHJ} > Q_{SHJ}$) gilt eine vergleichbare Annahme. Jeweils zum Ende eines hydrologischen Winterhalbjahres bestimmen Mediane von pH > 8,2 die Hydrochemie des Sickerwassers. Die höchste mittlere alkalische Ausprägung wurde mit pH 8,3 während einer Schneeschmelze in der 6. KW des WHJ 2001 (04.02.02) gemessen.

Ein Vergleich der Bearbeitungsvarianten liefert jedoch kaum Aufschluss über eine mögliche Einflussnahme auf den pH-Wert im Sickerwasser. Nach Auswertung der Sickerperioden ergab sich folgende Reihenfolge: $GRAS_{Med}$: 8,12 > $MULCH_{Med}$: 8,05 > $OFFEN_{Med}$: 8,03. Im Sickerwasser fehlt der analytische Nachweis dafür, dass einerseits MULCH eine mehrjährige pH-Wert Absenkung

bewirkt bzw. andererseits in der von den Begrünpflanzen durchwurzelten Schicht (0-60 cm) ein Abfall des pH-Wertes gegenüber OFFEN auftritt. Eine Beeinflussung der Bodenacidität durch Rindenmulch und Gräser ist nicht nachweisbar. Die Protonen-Konzentrationen im Sickerwasser im Hauptrhizosphärenbereich der Rebstöcke (30 und 60 cm) liegen damit in einem Bereich, der nicht als optimal für die Mineralisierung bezeichnet werden kann. Hinsichtlich der Einflussnahme des pH-Wertes auf die Verfügbarkeit der weinbaurelevanten Spurennährstoffe im Boden, wird der optimale Bereich (6,0–7,0) deutlich übertroffen. In einem Fall aller Messwerte wird der Grenzwert nach TrinkwV überschritten.

Am schwach alkalischen Standort Stedtener Pastorenstieg (pH-Wert: 7,6) können etwaige zeitliche Variabilitäten der Elementverteilung in der Bodenlösung nicht statistisch überprüft werden. Das Testergebnis zwischen dem SHJ und WHJ sowie die daraus abzuleitende Relevanz für die zeitliche Variabilität des Rauschens sind somit von untergeordneter Bedeutung. Vorausgesetzt die Variabilität der chemischen Parameter schwankt saisonbedingt und witterungsinduziert, müsste quasi zeitgleich eine Abnahme der Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung erfolgen.

Die Auswertung der elektrischen Leitfähigkeit in der Bodenlösung des Stedtener Pastorenstieges erfüllt für die zeitliche Variabilität ebenso die Kriterien der wiederkehrenden Schwankung, wenngleich der Quotient $Q_{WHJ/SHJ}$: 0,4 auf eine höhere Belastung durch gelöste Feststoffe in der Ausschöpfungsphase, d.h. im hydrologischen Sommerhalbjahr, hinweist (Tab. 5.3-6).

Tab. 5.3-6: Zeitliche Variabilität (ZV) der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{SHJ, WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ, WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q_{SHJ}	1,06	1,73	1,04	0,8	1,31	1,54	0,74	0,67	1,77	1,35
Q_{WHJ}	0,97	0,77	0,97	1,01	0,89	0,83	1,09	0,67	0,78	0,87
$Q_{WHJ/SHJ}^{1,2)}$	0,9	0,4	0,9	1,3	0,7	0,5	1,5	1	0,4	0,6

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Die Extremwerte (Max/Min) treten jeweils in der zweiten Hälfte des hydrologischen Winterhalbjahres zwischen Februar und April auf (vgl. Anhang_Sickerwasser). Verbunden mit dem Witterungsereignis Schneeschmelze charakterisieren sie damit eine sehr unruhige Ganglinie im Winterhalbjahr. Die prozentualen Anteile der entnommenen Bodenlösungen nach Schneeschmelzen weisen auf eine besondere Anfälligkeit der Variante OFFEN [Plot_1] hin ($OFFEN_{67\%} > GRAS_{17\%} > MULCH_{16\%}$). Infolge geringer Evapotranspirationsverluste können Schmelzvorgänge von Schneedecken zu einem pulsartigen flächenhaften Wassereintrag in die oberen Bodenzonen führen. Im auftauenden Boden werden in dieser Zeit vor allem Calcium-Ionen nachgeliefert. POTSCHIN (1996) beschreibt in diesem Kontext die Bildung eines Bodenwassermilieus, welches die H⁺-Ionen auffängt. Zumindest für die Hanglage Heineckeberg konnte nachgewiesen werden, dass zu Beginn des SHJ der mittlere pH-Wert sinkt, weil der Boden austrocknet. Während die Rebpflanze weiterhin Nähr-Ionen benötigt, werden kontinuierlich Protonen an die Bodenlösung abgegeben. Im Juli wird ein Minimalbereich von pH 7,7–7,9 erreicht (Tab. 5.3-5). Die pH-Wert-wirksame Einflussnahme durch die Starkregen der Monate Juli und August 2002 findet Ausdruck in der Abschwächung der alkalischen Eigenschaft.

Am schwach alkalischen Standort Stedtener Pastorenstieg können etwaige zeitliche Variabilitäten des pH-Wertes nicht statistisch überprüft werden. Das Testergebnis zwischen dem SHJ und WHJ sowie die daraus abzuleitende Relevanz für die zeitliche Variabilität des Rauschens sind nicht signifikant.

Abgesehen davon dokumentiert die Tabelle 5.3-6 für die zeitliche Variabilität ein Verhältnis von $Q_{WHJ/SHJ} \cong 1$, was dem Kriterium des „Rauschens“ entspricht.

Nitratgehalte konnten in 86 % (Plot_1-3) bzw. 52 % (Plot_4) der entnommenen Sickerwasserproben ermittelt werden (Tab. 5.3-5, 5.3-6). Weder für einer der Hanglagen noch bearbeitungsspezifisch waren signifikante zeitliche Variabilitäten von Bedeutung. Grenzwerte wurden nicht überschritten.

H_2: Sickerwasser als Transportmittel und/oder Lösungsmittel

Der Witterungseinfluss in den hydrologischen Halbjahren wirkt sich im Standortvergleich unterschiedlich auf die Beschaffenheit der Bodenlösung aus. Aufgrund der Lage im Mitteldeutschen Trockengebiet und der hohen Anzahl von Tagen der Bodendürre können vor allem die Ereignisse mit direktem Bezug zur Schneeschmelze von Bedeutung sein (Tab. 5.3-7, 5.3-8). Ein signifikanter Einfluss auf die Lösungseigenschaften des Sickerwassers hinsichtlich „Verdünnungseffekt“ bzw. „Lösungsmittelleffekt“ ist somit nicht auszuschließen. Dies gilt vor allem für die Hanglage Heineckeberg, wo das Sickerwasser im WHJ (0,75 mS/cm) stofflich höher befrachtet ist als im SHJ (0,67 mS/cm) und Ereignisse mit direktem Bezug zur Schneeschmelze (n=9) die höchsten mittleren Konzentrationen (0,86 mS/cm) zeigen (vgl. Anhang_Sickerwasser). Im Winter, wenn das Porensystem des Bodens vom Regenwasser durchspült wird, ist daher mit Verdünnungseffekten zu rechnen. Bei Verdünnung werden einwertige Kationen (K, Na) in die Außenlösung abgegeben und mehrwertige (Ca, Mg) in die Innenlösung aufgenommen. HONISCH (1996) und HAUFFE (1982) sehen darin eine Erklärung für höhere Ionenkonzentrationen (K) zu Beginn der Auswaschungsperioden. In Tabelle 5.3-7 wird mit $Q_{SM/kSM}$: 2,4 auf diesen Zusammenhang hingewiesen.

Tab. 5.3-7: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	342	330	322	332	350
p	*	**	ns	***	**	***	***	ns	***	**
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q_{kSM}	1,08	0,84	0,91	0,8	0,81	0,77	0,79	0,95	0,79	0,83
Q_{SM}	0,6	2	1,44	2,53	2,1	3,13	2,75	1	2,94	2,24
$Q_{SM/kSM}^{1,2)}$	0,6	2,4	1,6	3,2	2,6	4,1	3,5	1,1	3,7	2,7

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Tab. 5.3-8: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedener Pastorenstieg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q_{kSM}	0,98	1,06	0,96	0,89	1,01	1,01	0,91	0,67	1,06	0,98
Q_{SM}	1,18	0,5	1,3	1,44	0,92	0,92	1,56	0,63	0,62	1,09
$Q_{SM/kSM}^{1,2)}$	1,2	0,5	1,4	1,6	0,9	0,9	1,7	0,9	0,6	1,1

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Die geringsten Anfälligkeiten bei einem durch Schneeschmelze induzierten „first-flush“ Effekt sind unter GRAS zu erwarten (Anhang_Sickerwasser). Maximale Sickerwassermengen unter Plot_1

(OFFEN) weisen auf ein hohes Potenzial für den Verdünnungseffekt hin, die hohen Stoffkonzentrationen unter MULCH [Plot_3] stehen hingegen für den Lösungsmittelleffekt (vgl. Anhang_Sickerwasser).

Anders stellen sich die Verhältnisse am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] dar, wo die lysischen Stoffausträge des SHJ (2,15 mS/cm) die des WHJ (1,60 mS/cm) deutlich übertreffen (vgl. Tab. 5.3-7) aber kein signifikanter Bezug zur Schneeschmelze ($n = 5$) besteht (Tab. 5.3-8). Die für den Standort Heineckeberg beschriebene Elementdynamik in der Bodenlösung findet unter dem Gesichtspunkt der winterlichen Verdünnung keine Bestätigung.

Inwieweit der „first-flush“ nach Schneeschmelzen einen signifikanten Einfluss auf die Lösungseigenschaften des Sickerwassers in Form von Verdünnungseffekten bzw. Lösungsmittelleffekten ausübt, ist mit Hilfe der Leitfähigkeitsganglinie nur eingeschränkt zu quantifizieren (Abb. 5.3-7; 5.3-8). Denn nur in zwei der insgesamt 14 Schneeschmelzen konnte für den Anteil des Schmelzwassers am lysischen Stoffaustausch ein Hinweis auf den so genannten Lösungsmittelleffekt gefunden werden. Die Sickerereignisse Plot_1-3_29.01.02 (WHJ 2001) und Plot_1-3_09.12.02 (WHJ 2002) zeigen bei sehr geringen Sickerwassermengen (93 ml bzw. 14 ml) hohe stoffliche Befruchtungen (2,16 mS/cm bzw. 0,54 mS/cm) (vgl. Anhang_Sickerwasser). Für die restlichen Schmelzereignisse gilt die Annahme des Verdünnungseffektes, da bei steigender Entnahmemenge die Stoffkonzentrationen durch zunehmende Verdünnung sinken. Der errechnete Koeffizient für die Korrelation Leitfähigkeit – Sickerwasserentnahme $r_{EC:SW}$ betrug $-0,43^{**}$. Aufgeteilt auf die Bearbeitungsvarianten lässt sich dieser statistische Zusammenhang wie folgt darstellen:

$$r_{GRAS}: -0,62^{ns} > r_{MULCH}: -0,43^{**} > r_{OFFEN}: -0,25^{ns}$$

MULCH erweist sich in diesem Zusammenhang als einzige Variante mit signifikanter Einflussnahme. Wird Sickerwasser nach einer Schneeschmelzen beprobt, lässt sich die Varianz der Lösungsfracht zu rd. 18 % durch Verdünnungseffekte erklären. Die Befruchtung des Sickerwassers mit Nitrat bleibt unbeeinflusst von Verdünnungs- bzw. Lösungsmittelleffekten. Die Quotienten $Q_{SM/KSM}$ tendieren in den Tabellen 5.3-7 und 5.3-8 gegen eins^(ns). Grenzwerte wurden nicht überschritten. Der bei HAFERKORN (2000) beschriebene Einfluss der Bodenwasserbilanzen auf die Dynamik des Sickerwassers (sogenannte „Überhang“) konnte nicht nachgewiesen werden. Die hohen Sommerniederschläge aus dem HJ 2001 und hohen Winterniederschläge im HJ 2002 standen in keinem signifikanten Verhältnis zur überdurchschnittlich hohen Verfügbarkeit von Bodenlösung im HJ 2002 (MULCH > GRAS > OFFEN) (vgl. Tab. 5.3-1, 5.3-2; Abb. 5.3-2, 5.3-3). Die Auswertung der sehr gegensätzlichen HJ 2001 und 2002 gibt Anlass zu der Vermutung, dass klimatische Faktoren die Variabilität der Elementverteilung im Sinne von HAFERKORN (2000) beeinflussen (OFFEN > GRAS > MULCH) (Tab. 5.3-9, 5.3-10).

Tab. 5.3-9: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	171	139	158	150	159	156	157	148	150	159
p	*	ns	***	***	***	***	***	ns	ns	***
Med ¹⁾	8,09	0,61	0,52	0,1	0,91	3,79	0,39	0,13	0,71	4,34
$Q_{HJ_01}^{1)}$	1,26	1,41	2,44	2,92	2,13	2,1	1,68	1	0,93	3,27
$Q_{HJ_02}^{1)}$	0,64	0,68	0,25	0,08	0,3	0,31	0,47	0,82	1,1	0,12
$Q_{HJ_02/HJ_01}^{1,2)}$	0,5	0,5	0,1	0,03	0,1	0,1	0,3	0,8	1,2	0,04

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/KSM} \equiv 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Tab. 5.3-10: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{HJ_01, HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01, HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	*	ns	ns	***	ns	***	***	**	ns	***
Med ¹⁾	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
$Q_{HJ_01}^{1)}$	1,29	0,88	0,98	2,9	1,17	1,85	1,61	0,48	0,89	2,19
$Q_{HJ_02}^{1)}$	0,73	1,09	1,0	0,15	0,82	0,44	0,49	3,5	1,18	0,33
$Q_{HJ_02/HJ_01}^{1,2)}$	0,57	1,2	1,0	0,1	0,7	0,2	0,3	7,3	1,3	0,2

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/KSM} \equiv 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Für das hydrologische Jahr 2001 mit der geringsten Sickerwassermenge pro Hanglage kann ein entsprechender Einfluss auf die Lösungseigenschaften nicht ausgeschlossen werden. Mit Ausnahme des Sulfats zeigt die Bodenlösung eine höhere stoffliche Befruchtung als im Folgejahr HJ 2002. Hinsichtlich der Nitratauswaschung beschränkt sich der Lösungsmittelleffekt auf MULCH und GRAS (MULCH > GRAS), ohne jedoch Grenzwerte zu überschreiten. Die Nitratkonzentrationen unter OFFEN waren durch die höhere Sickerwassermenge verdünnt.

H_3, 4: Hangzugwasserstrom

Ausgehend von der Darstellung aller erfassten Messwerte der Bearbeitungsvarianten erfolgt die Gegenüberstellung der jeweiligen Betrachtungsebenen Horizontale Differenzierung (Hangposition) und Vertikale Differenzierung (Einbautiefe). Nach horizontaler und vertikaler Differenzierung ergibt sich bei eingeschränkter Signifikanz für die Gesamtmenge aller Messwerte eine Konzentrationszunahme zur Unterhangposition bzw. Einbautiefe 60 cm (Abb. 5.3-8, 5.3-9) (Anhang_Sickerwasser).

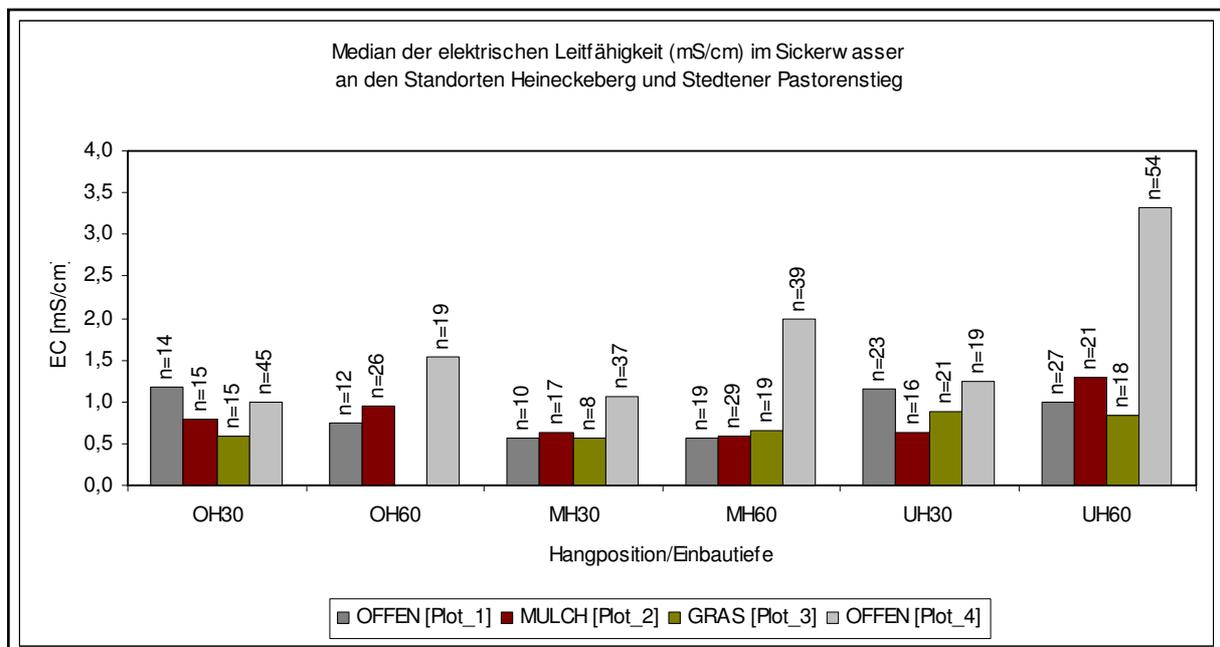


Abb. 5.3-9: Horizontale und vertikale Differenzierung der Lösungsfracht im Sickerwasser am Bsp. der mittleren elektrischen Leitfähigkeit.

Der Quotient $Q_{60/30}$ zeigt mit Werten von $1,4^{ns}$ am Heineckeberg bzw. $17,4^{***}$ am Stedtener Pastorenstieg geringfügige bzw. sehr stark ausgeprägte Veränderungen in der Konzentration der gelösten Stoffe (Tab. 5.3-11, 5.3-12).

Tab. 5.3-11: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 < 60$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	341	330	322	332	350
p	***	ns	***	***	ns	ns	***	ns	**	**
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q ₃₀	1,62	0,83	0,65	2,48	0,77	1,15	0,64	0,84	0,69	1,36
Q ₆₀	0,61	1,13	1,46	0,38	1,21	0,86	1,47	1,11	1,43	0,75
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,4	1,4	2,2	0,2	1,6	0,7	2,3	1,3	2,1	0,6

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Tab. 5.3-12: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 < 60$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	***	***	***	ns	***	***	***	ns	***	**
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q ₃₀	1,81	0,21	0,54	1,08	0,23	0,38	0,43	0,81	0,17	0,67
Q ₆₀	0,57	3,61	1,85	0,82	4,32	2,55	2,12	0,48	4,72	1,45
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,3	17,2	3,4	0,8	18,8	6,7	4,9	0,6	27,8	2,2

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Die höchsten Stoffkonzentrationen wurden unter offener Bodenhaltung [Plot_1_Med: 0,73 mS/cm] und Rindenmulch [Plot_2_Med: 0,73 mS/cm] gemessen. Die geringsten Stoffkonzentrationen traten unter dauerbegrüntem Gassen auf [Plot_3_Med: 0,68 mS/cm] (vgl. Anhang_Sickerwasser).

Horizontale Differenzierung

Die ionare Zusammensetzung des Sickerwassers am Standort Heineckeberg variiert stark in der horizontalen Differenzierung (Abb. 5.3-10). Bodenbearbeitungsvarianten, Wasserversorgung und Nährstoffverfügbarkeit (lyische Stoffausträge) beeinflussen sich wechselseitig und geben Anlass zur Vermutung von Interaktionseffekten. Es zeigt sich, dass die Zusammensetzung der Bodenlösung in einem durch die Methoden der Bearbeitung beeinflussten standorttypischen Rahmen schwankt (vgl. auch MOSIMANN 1984). Die mittlere Elementverteilung in der Bodenlösung der Bearbeitungsvariante OFFEN deutet dabei im Hinblick auf die durchschnittliche horizontale Differenzierung der Hanglage (Abb. 5.3-10 o. links) nur auf geringfügige Unterschiede hin (Abb. 5.3-10 o. rechts). Im Median der untersuchten Jahre zeigt sich die bekannte Verteilung der Ionen in der gesamten Leitfähigkeit. Die höchsten Anteile innerhalb der Anionen hatte das Sulfat und bei den Kationen war es Kalzium (vgl. Anhang_Sickerwasser). Der mittlere Anteil der Rest-Ionen schwankt geringfügig. Eine Abhängigkeit von der Catena-Lage bzw. dem Feuchtegrad deutet sich auf Plot_1 an.

Mineralisierungsfördernde Effekte durch Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungszyklen sind tendenziell nur unter MULCH zu vermuten. Die mittlere Elementverteilung in der Bodenlösung entspricht in ihrer Spezifik vielmehr einer positiven Einflussnahme der Hangzugwasserzufuhr auf die Bodenwasservorräte bzw. den Bodenwasserchemismus (s. o.). Auch die Erkenntnisse aus den Wasserhaushaltsmessungen weisen auf die Bedeutung lateraler Transportprozesse am Hang hin (vgl. HONISCH 1996, LORENZ 1992).

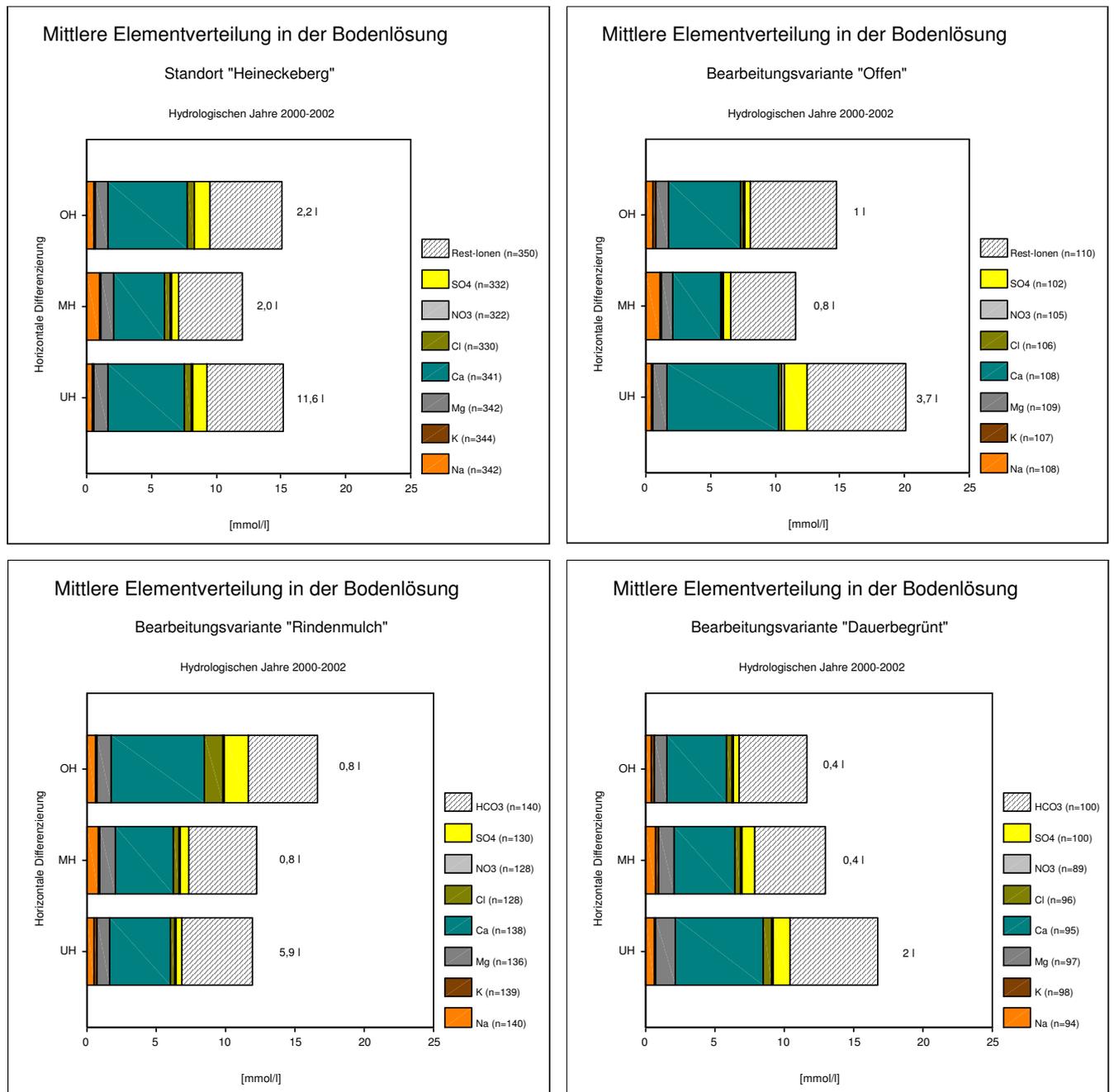


Abb. 5.3-10: Horizontale Differenzierung der mittleren Elementverteilung in der Bodenlösung am Standort Heineckeberg. Messperiode: HJ 2000-2002 (Median der Entnahmetiefen 30 und 60 cm).

Unter den Bearbeitungsvarianten OFFEN und GRAS treten die jeweils höchste Ionenkonzentration am Unterhang, dem feuchtesten Standort am Hang, auf.

Ergänzend sei angemerkt, dass es aufgrund der vertikalen und lateralen Wasserbewegung an diesem Teil des Hangkörpers auch zu einer größeren stofflichen Konzentration von Chlorid, Sulfat, Nitrat, Magnesium und Calcium in der Bodenlösung kommen kann (HONISCH 1996). Im Untersuchungszeitraum kann jedoch nicht von einer Belastungssituation an der untersuchten Hanglage gesprochen werden.

Der so genannte Verdünnungseffekt als markanter Unterschied zwischen Trocken- und Feuchtstandort (Oberhang vs. Unterhang) spiegelt sich nicht wieder. Während die horizontale Differenzierung unter GRAS primär den Schluss zulässt, dass hervorgerufen durch die quasi ruhende ackerbauliche Tätigkeit die Wasserbewegung überwiegenden Einfluss auf die mittlere

Elementverteilung in der Bodenlösung ausübt, bedingt die ackerbauliche Tätigkeit in den Gassen der Bewirtschaftung OFFEN eine vergleichsweise uneinheitliche Differenzierung. Bodenlockerung, Mulchen, Grubbern und Stockräumarbeiten stellen als nutzungsabhängige Faktoren der Variante OFFEN eine Vielzahl von Störungen im Hauptwurzelraum dar, welche kurzfristig Änderungen im Mineralisierungsverhalten hervorrufen können. Die Ergebnisse machen deutlich, dass durch die Bewirtschaftung neben dem Sickerwasseraufkommen auch dessen stoffliche Befruchtung bzw. entsprechende Konzentrationseffekte beeinflusst werden.

Vertikale Differenzierung

Die vertikale Differenzierung der Elementverteilung wird durch die Probenentnahmetiefen 30 und 60 cm im Hauptwurzelraum und als Median aus den Hanglagen Ober-, Mittel- und Unterhang repräsentiert (Abb. 5.3-8, 5.3-11).

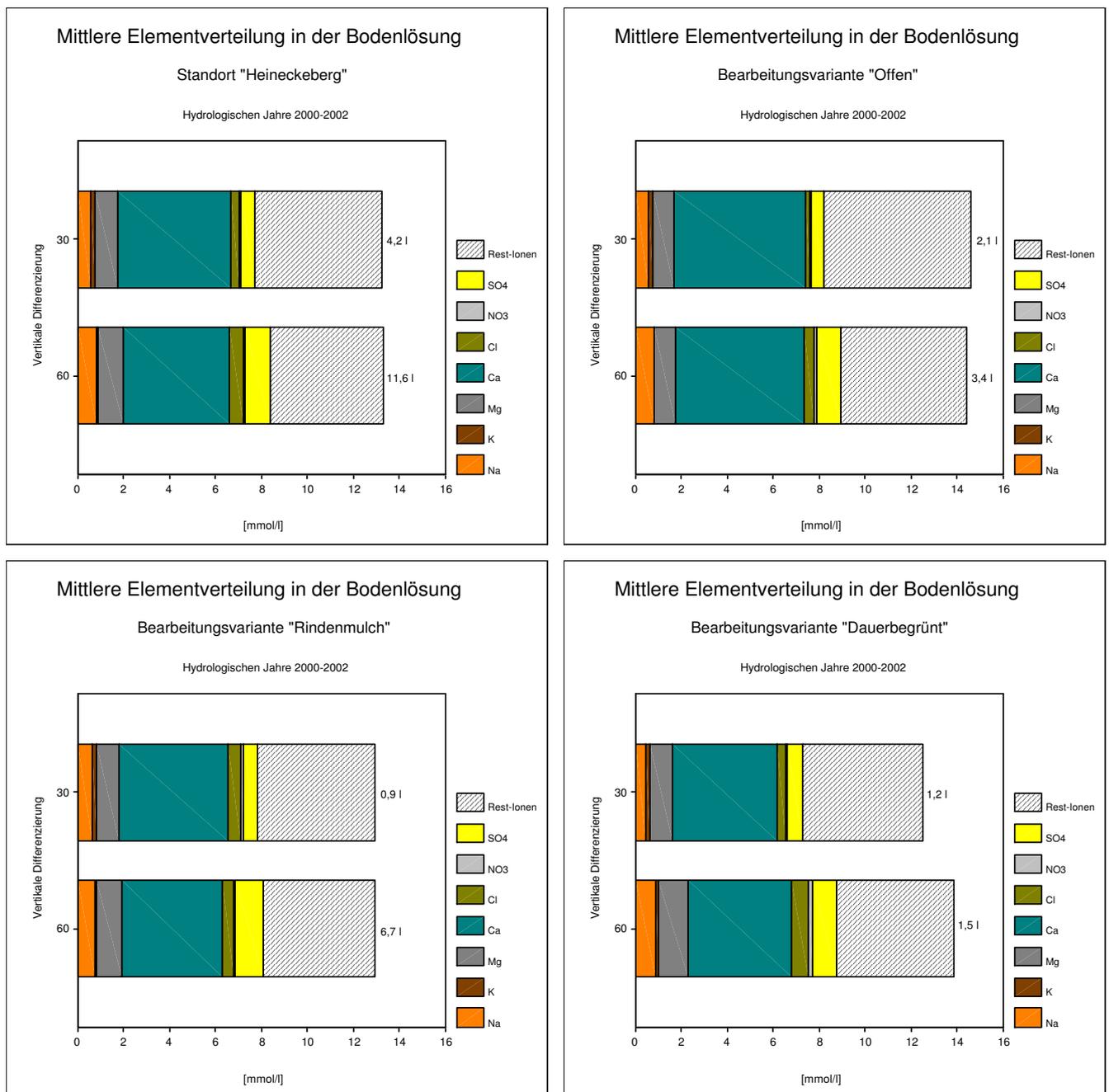


Abb. 5.3-11: Vertikale Differenzierung der mittleren Elementverteilung in der Bodenlösung am Standort Heineckeberg. Messperiode: HJ 2000-2002 (Median der Entnahmepunkte Ober-, Mittel- und Unterhang).

Ausgehend von der mittleren Elementverteilung der gesamten Hanglage (Abb. 5.3-11, o. l.) konnte auch unabhängig von den Bearbeitungsvarianten festgestellt werden, dass die Nährstoffauswaschung in der oberen Messtiefe (30 cm) nicht höher ist als in 60 cm Tiefe (Ausnahme GRAS).

Die Konzentrationsgradienten zur Tiefe werden demnach nicht durch Vorgänge wie zum Beispiel Dispersion und Diffusion abgeschwächt bzw. abgebaut. Ähnlich verhält es sich mit der Variabilität des Bodenwasserchemismus, die ebenso wenig im betrachteten Tiefenprofil abnimmt. Die diesbezüglich in der Studie zur Saugkerzenmethodik von GROSSMANN (1988) getroffene Aussage zur tiefenabhängigen reduzierten Einflussnahme schnell drainierender Grobporen, kann auf die untersuchte Hanglage pauschal nicht übertragen werden. Die bodenhydrologischen Untersuchungen ergaben am Standort Heineckeberg zwischen den Beprobungstiefen 30 und 60 cm eine durchschnittliche Zunahme des Porenvolumens von rd. 3 Vol.-%. Einzig für das Element Kalium ist mit zunehmender Tiefe eine deutliche Konzentrationsabnahme zu verzeichnen (OFFEN > MULCH > GRAS) (vgl. Anhang_Sickerwasser). Die Konzentrationsabnahme vom Calcium ist etwas schwächer ausgeprägt (OFFEN > GRAS > MULCH), obwohl von ihr die Leitfähigkeitsganglinie der Bodenlösung bestimmt wird (vgl. Anhang_Sickerwasser).

Wie bereits bei der horizontalen Differenzierung beschrieben, zeichnet sich mit zunehmender Tiefe eine Wechselwirkung mit der Bodenfeuchte ab. Je feuchter ein Probennahmepunkt (Unterhang / Tiefe 60 cm) ist, desto stärker variieren die Werte bzw. die mittlere Elementverteilung in der Bodenlösung. Die Prozessvariable Leitfähigkeit variiert dabei in horizontaler Hinsicht zwischen Oberhang und Unterhang etwas stärker (Δs^2 : 0,24) als in vertikaler Differenzierung zwischen den Entnahmepunkten 30 und 60 cm (Δs^2 : 0,14). Betrachtet man die Minimum- und Maximumwerte getrennt, zeigen beide Interpretationsebenen mit zunehmendem Feuchtegehalt einen Anstieg der Werte. Allerdings ist in diesem Fall ein vergleichbarer Unterschied in der Spannweite (R) der Werte nur geringfügig festzustellen ($\Delta R_{\text{Horizontal}}$: 1,34 / $\Delta R_{\text{Vertikal}}$: 1,32) (vgl. Anhang).

Wenn vorausgesetzt wird, dass neben Klima- und Witterungsveränderungen auch Bodenbearbeitungsmaßnahmen die Bodenfeuchte kontrollieren, und somit Hauptquellen für Schwankungen der chemischen Zusammensetzung und Ionenkonzentration in der Bodenlösung darstellen, dann weisen die Untersuchungsergebnisse daraufhin, dass bevorzugt unter GRAS entsprechende Wechselwirkungen auftreten.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zum Bodenwasserchemismus im Bereich Mansfelder Seen haben ein sehr skalenabhängiges und sehr heterogenes Muster des Bodenwasserchemismus aufgezeigt. Wie die Tabellen 5.3-3 und 5.3-13 zeigen, ergaben sich dabei für die elektrische Leitfähigkeit keine signifikanten Zusammenhänge. Dennoch konnten unter den verschiedenen Bearbeitungsvarianten Übereinstimmungen der stoffspezifischen Ganglinien festgestellt werden. Bodenbearbeitung und Bodenbedeckung beeinflussen damit maßgeblich die Elementkonzentrationen in der Bodenlösung (vgl. VOIGT 1990; MOSIMANN 1985). Zusammenfassend sind in der Tabelle 5.3-13 für die Hanglage Heineckeberg die Ergebnisse nach Varianten differenziert dargestellt. Ausgehend vom Median (Med) der gesamten Stichprobe (n) gilt die Annahme, dass unter MULCH die Befruchtung des Sickerwassers mit gelösten Nährionen in den signifikanten Fällen geringer ist. Die Quotienten für OFFEN (Q_{OFFEN}) und GRAS (Q_{GRAS}) belegen, dass entweder mehr Messwerte größer als der Median sind oder im Sinne einer Belastung höhere Konzentrationen als unter MULCH aufweisen.

Tab. 5.3-13: Varianten-Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OFFEN, MULCH, GRAS} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OFFEN, MULCH, GRAS} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	341	330	322	332	350
p	***	ns	ns	**	ns	**	ns	**	ns	**
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
$Q_{OFFEN}^{1)}$	0,66	1,17	1,04	0,84	0,76	1,63	0,68	1,56	1,0	1,68
$Q_{MULCH}^{1)}$	0,82	1,05	1,09	0,72	1,03	0,86	1,21	0,58	0,83	0,73
$Q_{GRAS}^{1)}$	1,78	0,72	0,81	1,88	1,16	0,70	1,09	1,12	1,27	0,89

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

5.4 Oberflächenabfluss (Runoff) und Stofftransport

In den Tabelle 5.4-1 und 5.4-2 sind den gemessenen Runoff-Mengen (A_0) der Standorte Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3], Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] und Steinkreuzweg [Plot_5 bis Plot_7] ausgewählte Kennwerte gegenübergestellt.

Tab. 5.4-1: Oberflächenabflussmessungen an den Messstellen Plot_1 bis Plot_7. Statistikintervall: Untersuchungszeitraum 2000-2003.

Variante	Sampler	n	A_0 (l)	s (%)	Untersuchungszeitraum				
					Ereignis (%)	A_0 (l)		Abflussrate (%)	
						Max	Mittel	Max	Mittel
<i>Plot_1 bis Plot_3 – Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003 ($n_{runoff}=87$)</i>									
OFFEN	PAS	83	178	2,9	95	18	2	1	0,2
MULCH	MTS	45	129	3,2	52	12	3	0,7	0,14
GRAS	MTS	49	261	8,3	56	50	5	2,2	0,27
<i>Plot_4 – Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003 ($n_{runoff}=18$)</i>									
OFFEN	PAS	17	79	8,1	n.b.	24	5	0,2	0,03
OFFEN	PAS	18	6079	1222,9	n.b.	>6000	339	29,8	2,5
<i>Plot_5 bis Plot_7 – Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003 ($n_{runoff}=29$)</i>									
OFFEN	MTS	23	1087	74,2	79	200	47	2,3	0,25
MULCH	MTS	26	388	29,9	90	142	15	0,4	0,09
GRAS	MTS	29	557	45,1	100	200	19	0,7	0,13
<i>Plot_1 bis Plot_3 – Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003 ($n_{runoff_synchronisiert}=30$)</i>									
OFFEN	PAS	30	131	3,8	100	18	4	1	0,14
MULCH	MTS	16	56	2,9	53	12	4	0,3	0,06
GRAS	MTS	16	150	12,5	53	50	9	2,2	0,16

Sie charakterisieren das standort- und bearbeitungsspezifische Wasserrückhaltevermögen für den Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003. Abflussmengen A_0 (l), Abflussaufkommen (Ereignis [%]) und Abflussrate (%) zeigen dabei in der Vergleichbarkeitsstudie keine Übereinstimmung zwischen den Bearbeitungsvarianten. Bodenabtrag konnte für ein Ereignis in der offen gehaltenen Variante auf Plot_4 erfasst werden (vgl. Kapitel 5.5.2.1). Auf GRAS und MULCH wurde kein Bodenmaterial abgetragen.

Auf der Grundlage der loggerregistrierten Daten mittels „Programmable Automatic Runoff Sampler“ (PAS) auf Plot_1 erfolgte eine zeitliche Synchronisierung der erfassten Ereignisse am Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3]. In Anbetracht der nicht eindeutig zu charakterisierenden Runoff-Ereignisse mit Mengen kleiner 2 Liter reduzierte sich für diese Statistik die Probenanzahl auf den Messbereich ≥ 2 Liter.

Tab. 5.4-2: Saisonale Verteilung der Oberflächenabflüsse (A_o) an den Messstellen Plot_1 bis Plot_7. Statistikintervall: Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003.

Variante	Sommer						Winter					
	Ereignis (%)	A_o (l)			Abflussrate (%)		Ereignis (%)	A_o (l)			Abflussrate (%)	
		Liter	Max	Mittel	Max	Mittel		Liter	Max	Mittel	Max	Mittel
<i>Plot_1 bis Plot_3 – Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003 ($n_{runoff}=87$)</i>												
OFFEN ¹⁾	51	96	15	2	0,4	0,2	49	81	18	2	1	0,2
MULCH ²⁾	56	81	12	3	0,7	0,2	44	47	10	2	0,5	0,1
GRAS ²⁾	53	150	28	6	0,8	0,3	47	112	50	5	2,3	0,3
<i>Plot_4 – Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003 ($n_{runoff}=18$)</i>												
OFFEN ¹⁾	35	46	24	10	0,2	0,03	65	33	11	3	0,4	0,1
OFFEN ¹⁾	39	>6000	>6000	867	29,8	15,4	61	33	11	3	0,4	0,1
<i>Plot_5 bis Plot_7 – Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003 ($n_{runoff}=29$)</i>												
OFFEN ²⁾	39	901	200	100	0,9	0,35	61	186	128	13	2,3	0,09
MULCH ²⁾	42	294	142	27	0,4	0,12	58	94	26	6	0,4	0,04
GRAS ²⁾	38	489	200	44	0,6	0,19	62	69	12	4	0,1	0,03
<i>Plot_1 bis Plot_3 – Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003 ($n_{runoff_synchronisiert}=30$)</i>												
OFFEN ¹⁾	57	72	15	4	0,3	0,2	43	59	18	5	1,0	0,07
MULCH ¹⁾	63	35	12	4	0,3	0,1	38	21	7	3	0,3	0,04
GRAS ¹⁾	63	78	28	8	0,6	0,2	38	73	50	12	2,2	0,28

¹⁾ PAS

²⁾ MTS

5.4.1 Charakterisierung der Oberflächenabflussereignisse

Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] - Bereich Mansfelder Seen ($n_{runoff} = 87$)

Für die Hanglage Heineckeberg wurde ein verstärktes Auftreten von Oberflächenabflüssen auf der Variante OFFEN [Plot_1] beobachtet. In 95 % der untersuchten Ereignisse ($n = 87$) führte Niederschlag zum Oberflächenabfluss (OFFEN > GRAS > MULCH) (Tab. 5.4-1). Das Gesamtaufkommen der Abflusssummen resultiert aus dem Sommerhalbjahr (Tab. 5.4-2). Eine saisonale Zuordnung des Abflussumkommens (%) ist jedoch nur unter MULCH und GRAS möglich. Mit 56 % zu 44 % [Plot_2] bzw. 53 % zu 47 % [Plot_3] besteht eine schwache Tendenz zum Sommerhalbjahr. Ein nahezu ausgeglichenes Verhältnis (51 % zu 49 % [Plot_1]) wies hingegen die Variante OFFEN auf (Tab. 5.4-2). Nach Abflussraten (%) differenziert, sind auf Plot_1 und Plot_3 auffallend intensive Runoff-Ereignisse im Winterhalbjahr zu erwarten (GRAS [2,3%] > OFFEN [1%] > MULCH [0,5 %]) (Tab. 5.4-2). Die Maxima der Abflusssummen auf Plot_3 bzw. Plot_1 betragen im Winterhalbjahr 50 Liter bzw. 18 Liter. Schneeschmelzen haben dabei einen prozentualen Anteil von 55 % bei MULCH, 52 % bei GRAS und 41 % bei OFFEN.

Plot_3 zeigte als dauerbegrünte Variante (GRAS) neben den Extremen in der Abflussrate (%) (GRAS [2,3%] > OFFEN [1%] > MULCH [0,7%]) auch in den Abflussumengen (A_o) die größte Anfälligkeit ge-

genüber Oberflächenabflussbildung (GRAS > OFFEN > MULCH) (Tab. 5.4-1) (vgl. DE PLOEY 1989). Im Durchschnitt kamen als Maximum auf GRAS 0,22 % der Niederschläge zum Abfluss (GRAS [0,22 %] > OFFEN [0,15 %] ≥ MULCH [0,11 %]) (Tab. 5.4-3).

Die Untersuchungen führen zu dem Ergebnis, dass der Abfluss in den Varianten OFFEN, MULCH und GRAS sehr gering ist. Während der Einfluss einer Vegetationsdecke auf den Bodenaustrag uneingeschränkt Bestätigung fand, sind die gemessenen Abflusswerte kein Beleg für ein äquivalentes Wirken gegenüber der Oberflächenabflussbildung. Diese Diskrepanz muss im Zusammenhang mit ausgebildeten Fließbahnen auf den dauerbegrünten Gassen verstanden werden und ist auf den gesamten Untersuchungszeitraum zu übertragen (SEUFFERT 1993, EMDE 1992, DIKAU 1986, DIECKMANN et al. 1985). Die von DIKAU (1986) angeführte Abflussmenge von 6-9% des Jahresniederschlags wird in Tab. 5.4-3 nicht bestätigt (vgl. HONISCH 1996, SCHAAR 1989).

Tab. 5.4-3: Abflussmenge A_0 (l) und prozentualer Anteil am Jahresniederschlag (Abflussrate [%]).

HJ	Plot_1 OFFEN		Plot_2 MULCH		Plot_3 GRAS		Plot_4 ¹⁾ OFFEN		Plot_5 OFFEN		Plot_6 MULCH		Plot_7 GRAS	
	A_0	% ²⁾	A_0	% ²⁾	A_0	% ²⁾	A_0	% ²⁾	A_0	% ²⁾	A_0	% ²⁾	A_0	% ²⁾
1999 ³⁾	11,6	0,04	40,3	0,15	81,2	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-
2000	74,0	0,21	47,5	0,14	123,5	0,36	25,5	0,02	551	0,30	88,3	0,05	49,3	0,03
2001	46,4	0,16	22,6	0,08	40,4	0,14	6079/50,8	4,7/0,04	535,4	0,23	299,6	0,13	499,7	0,22
2002	45,2	0,16	18,3	0,06	16,3	0,06	2,7	0,002	-	-	-	-	-	-
Mittel		0,15		0,11		0,22		1,7/0,02		0,26		0,09		0,13

¹⁾ Für das HJ 2001 werden die Angaben mit bzw. ohne Starkregenereignis vom 17.07.02 gegenübergestellt.

²⁾ Abflusswerte als prozentualer Anteil am Jahresniederschlag.

³⁾ Die Angaben zum HJ 1999 beschränken sich auf den Messzeitraum ab dem 14.07.00.

Standort Stedtener Pastorenstieg (Plot_4) - Bereich Mansfelder Seen ($n_{\text{runoff}} = 18$)

Die Jungrebenanlage im Rekultivierungsgebiet der Asendorfer Kippe [Plot_4] ist der Standort mit der größten Menge an erfasstem Oberflächenabfluss. Nur hier fand ein relevanter Bodenabtrag statt (vgl. Kap. 5.5). Ein Starkregenereignis vom 17. Juli 2002 mit dem größten gemessenen Abfluss im Untersuchungszeitraum beeinflusst dabei maßgeblich die in den Tabellen 5.4-1 bis Tabelle 5.4-2 zusammengefassten Kennwerte. Wie dargestellt (in den Tabellen grau hinterlegt) ergibt sich ein verzerrtes Abbild in der Statistik der Abflussmengen A_0 (l) und der Abflussraten (%). Während vor allem die Abflussraten den Ereignisbezug zum 17. Juli 2002 nachzeichnen, charakterisiert der gleiche Parameter exklusive des o. g. Starkregenereignisses eine Oberflächenabflussdynamik mit vergleichsweise geringen Werten [vgl. Plot_1 bis Plot_3]. Im Durchschnitt der untersuchten hydrologischen Jahre kamen auf Plot_4 1,7 % (inkl. Starkregenereignis, grau hinterlegt) bzw. 0,02% (exkl. Starkregenereignis) der Niederschläge zum Abfluss. Saisonal überwiegen in der Ereignisstatistik die Abflüsse des Winterhalbjahres ($n = 11$) (Sommer:Winter: 39 % : 61 %), welche zu 64 % auf Schneeschmelzen beruhen. Wie Tab. 5.4-2 zeigt, sind die erfassten mittleren und maximalen Abflusssummen A_0 (l) auf Oberflächenabflüsse des Sommerhalbjahres zurückzuführen.

Standort Steinkreuzweg [Plot_5 bis Plot_7] – Bereich Schloss Neuenburg ($n_{\text{runoff}} = 29$)

Am Standort Steinkreuzweg erwies sich die dauerbegrünte Bearbeitungsvariante [Plot_7] mit einem Abflussaufkommen von 100 % als Einzugsgebiet mit der größten Anfälligkeit gegenüber Oberflächenabflussbildung (GRAS > MULCH > OFFEN) (Tab. 5.4-1). Die saisonalen Schwerpunkte für Runoff-Ereignisse liegen im Winterhalbjahr (GRAS [62 %] > OFFEN [61 %] > MULCH [58 %]) (Tab. 5.4-2). Das geringste Rückhaltevermögen bzgl. A_0 (l) zeigte die Variante OFFEN [Plot_5] (OFFEN > GRAS > MULCH). Die mittlere Abflussrate lag mit 0,3 % um den Faktor 3 über den Varianten MULCH bzw. GRAS. Im Durchschnitt der untersuchten hydrologischen Jahre kamen auf Plot_5 rd. 0,26 % der Nie-

derschläge zum Abfluss (OFFEN [0,26 %] > GRAS [0,13 %] > MULCH [0,09 %]) (Tab: 5.4-3). Von den insgesamt erfassten 2031 Litern Oberflächenabfluss entfielen rd. 83 %, d.h. rd. 1683 Liter, auf das Sommerhalbjahr (GRASS [88 %] > OFFEN [83 %] > MULCH [76 %]) (vgl. Anhang_Runoff). Das Abflussaufkommen auf MULCH ist mit 90% sehr hoch. Wie am Standort Heineckeberg [Plot_2] dominieren bei einer mittleren Abflussrate von 0,1 % aber Ereignisse mit geringen Abflussmengen (I).

5.4.2 Stoffaustrag und Stoffkonzentrationen

Mit Hilfe des MEDIAN-Tests wurden Quotienten ermittelt, um die standortbedingten und zeitlichen Varianzen der Runoff-Ereignisse an den Standorten Plot_1 bis Plot_7 darzustellen (Tab. 5.4-4).

Tab. 5.4-4: Standortbedingte und zeitliche Varianz der Oberflächenabflussereignisse Plot_1-7.

Plot	1	2	3	4	5	6	7
	OFFEN	MULCH	GRAS	OFFEN	OFFEN	MULCH	GRAS
<i>Standortbedingte Varianz (Q_{St.Var})¹⁾</i>							
pH	1,02	0,7	1,33	n. b.	3,2	0,19	1,33
EC	0,69	1,3	1,04	n. b.	0,91	0,47	1,33
NO ₃	0,52	0,67	3,08	n. b.	1,1	0,57	1,1
PO ₄	0,73	2,75	0,56	n. b.	0,5	1,38	1,2
<i>Zeitliche Varianz_SHJ (Q_{Zeit.Var})¹⁾</i>							
pH	0,83	1	1,17	1,25	1,33	0,67	0,83
EC	0,56	1,6	1,6	1,25	1,33	0,67	1,2
NO ₃	0,37	0,79	4,2	0,6	0,75	1	1
PO ₄	0,55	2,13	1	1,33	5	0,6	0,5
<i>Zeitliche Varianz_WHJ (Q_{Zeit.Var})¹⁾</i>							
pH	0,96	0,67	1,3	0,8	2,5	0,15	1,43
EC	0,71	1,22	1,09	0,8	0,75	0,36	2,4
NO ₃	0,7	0,82	2,29	1,25	1,33	0,4	1,14
PO ₄	1,06	1,86	0,47	0,5	0,33	1,75	1,6
<i>Zeitliche Varianz_Schneesmelze¹⁾</i>							
pH	1,13	0,83	1	0,4	2	0,5	1
EC	0,55	1,75	1,4	0,4	0,5	1	2
NO ₃	1,13	0,38	2	0,75			
PO ₄	0,36	1,75	0,5	0,4			
<i>Zeitliche Varianz_Regen¹⁾</i>							
pH	0,94	0,75	1,47	1,75	2,75	2,67	1,44
EC	0,69	0,75	1,47	1,75	1,5	0,58	1,2
NO ₃	0,51	0,79	4,29	1	1	0,5	1
PO ₄	0,63	2,09	0,76	1,25	0,5	1	2

¹⁾Test für mehrere unabhängige Stichproben nach MEDIAN Test

Die Tabellen 5.4-5 bis 5.4-7 veranschaulichen neben dem Gesamtaustrag (kg/ha) die durchschnittliche Elementverteilung in den Oberflächenabflüssen. Die grau hinterlegten Felder in den Tabellen kennzeichnen die Bearbeitungsvarianten mit maßgeblicher Einflussnahme. Im Anhang_Runoff sind die Signifikanzniveaus für die Elementverteilung im Runoff (mmol/l [eq]) aufgeführt. Es wird ersichtlich, welche der untersuchten Parameter sich eignen, um den Oberflächenabfluss auf den standortbedingten wie den zeitlich differenzierten Betrachtungsebenen statistisch zu charakterisieren.

Tab. 5.4-5: Gesamtstoffaustrag (kg/ha) der Hanglagen Plot_1 bis Plot_7.

Hanglage	Bearbeitung	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄	Σ
		[kg/ha]								
<i>Hanglage Heineckeberg [60 m²] (n_{runoff}=87)</i>										
Plot_1	OFFEN	0,051	0,505	0,066	0,787	0,281	0,148	0,123	0,394	2,4
Plot_2	MULCH	0,034	0,95	0,096	0,726	0,487	0,226	0,207	0,424	3,2
Plot_3	GRAS	0,065	1,309	0,16	1,472	0,566	0,705	0,336	1,014	5,6
Plot_1-3		0,2	2,8	0,3	3,0	1,3	1,1	0,7	1,8	11,2
<i>Hanglage Stedtener Pastorenstieg [220 m²] (n_{runoff}=18)</i>										
Plot_4	OFFEN	0,008	0,059	0,023	0,246	0,032	0,053	0,013	0,127	0,6
<i>Hanglage Steinkreuzweg [320 m²] (n_{runoff}=29)</i>										
Plot_5	OFFEN	0,037	0,517	0,101	1,299	0,148	0,322	0,138	1,036	3,6
Plot_6	MULCH	0,013	0,173	0,040	0,462	0,045	0,134	0,063	0,204	1,1
Plot_7	GRAS	0,018	0,191	0,081	1,187	0,075	0,057	0,062	0,246	1,9
Plot_5-7		0,067	0,882	0,222	2,949	0,268	0,512	0,263	1,486	6,6

Tab. 5.4-6: Median der Stoffkonzentrationen (mmol/l) im Abfluss der Hanglagen Plot_1 bis Plot_7.

Hanglage	Bearbeitung	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄	
		[mmol/l]								
<i>Hanglage „Heineckeberg“ [60 m²] (n_{runoff} = 87)</i>										
Plot_1	OFFEN	0,06	0,32	0,19	1,39	0,25	0,09	0,12	0,14	
Plot_2	MULCH	0,06	1,09	0,31	1,40	0,62	0,10	0,19	0,15	
Plot_3	GRAS	0,06	0,56	0,25	1,58	0,40	0,22	0,11	0,21	
<i>Hanglage „Stedtener Pastorenstieg“ [220 m²] (n_{runoff} = 18)</i>										
Plot_4	OFFEN	0,1	0,37	0,39	1,82	0,27	0,22	0,12	0,31	
<i>Hanglage „Steinkreuzweg“ [320 m²] (n_{runoff} = 29)</i>										
Plot_5	OFFEN	0,03	0,12	0,15	1,60	0,09	0,09	0,03	0,09	
Plot_6	MULCH	0,04	0,17	0,14	1,01	0,07	0,07	0,05	0,09	
Plot_7	GRAS	0,04	0,24	0,21	1,59	0,10	0,09	0,06	0,11	

Tab. 5.4-7: Median der Stoffkonzentrationen (mg/l) im Abfluss der Hanglagen Plot_1 bis Plot_7.

Hanglage	Bearbeitung	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
			[mS/cm]	[mg/l]							
<i>Hanglage „Heineckeberg“ [60 m²] (n_{runoff} = 87)</i>											
Plot_1	OFFEN	7,2	0,22	1,42	12,46	2,3	27,78	9,01	5,44	5,6	13,21
Plot_2	MULCH	7,1	0,33	1,46	42,65	3,77	27,96	21,87	6,37	9,28	14,31
Plot_3	GRAS	7,3	0,27	1,44	22,04	3,03	31,72	14,24	13,64	5,44	19,89
<i>Hanglage „Stedtener Pastorenstieg“ [220 m²] (n_{runoff} = 18)</i>											
Plot_4	OFFEN	7,4	0,26	2,24	14,66	4,76	36,55	9,54	13,83	5,67	29,83
<i>Hanglage „Steinkreuzweg“ [320 m²] (n_{runoff} = 29)</i>											
Plot_5	OFFEN	7,5	0,18	0,71	4,65	1,81	32,04	3,07	5,44	1,46	8,77
Plot_6	MULCH	7,2	0,15	0,88	6,75	1,74	20,20	2,40	4,35	2,47	8,26
Plot_7	GRAS	7,4	0,2	1,01	9,33	2,56	31,90	3,57	5,53	2,77	10,56

Standort Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] - Bereich Mansfelder Seen

Die Nährstoffkonzentrationen und –austräge im Oberflächenabfluss stehen in enger Beziehung zu den Bodenbearbeitungsmaßnahmen. Wie unterschiedlich die Konzentrationen im Oberflächenabfluss sind, dokumentieren die Tabellen 5.4-5 bis 5.4-7 und Abbildung 5.4-1.

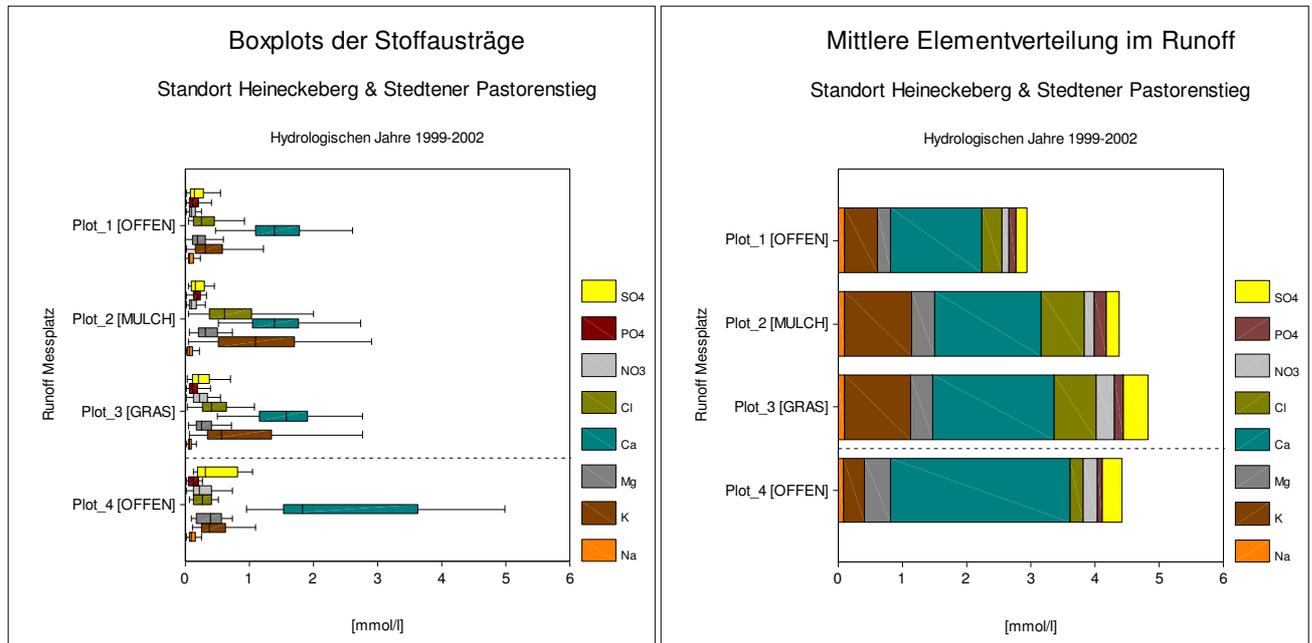


Abb. 5.4-1: Stoffausträge und mittlere stoffliche Zusammensetzung im Runoff (mmol/l [eq]) im Bereich Mansfelder Seen. Messperiode: HJ 1999-2002.

In der Bilanz der Gesamtausträge verdeutlicht Tabelle 5.4-5, dass die höchsten Werte auf den bodenschonenden Bearbeitungsvarianten gemessen wurden ($GRAS_{5,6} \text{ kg/ha} > MULCH_{3,2} \text{ kg/ha} > OFFEN_{2,4} \text{ kg/ha}$). Während GRAS damit eine allgemeine Kennzeichnung als Bearbeitungsvariante mit den Extremen in Abflussrate, Abflussmenge und Gesamtaustrag an gelösten Nährstoffen erfährt, weist MULCH als bodenschonende Pflegemaßnahme mit Abflussreduktion pro Ereignis das höchste stoffliche Lösungsverhalten der Nährionen auf ($MULCH > GRAS > OFFEN$; vgl. Tab. 5.4-5, 5.4-6). MULCH zeigt im Untersuchungszeitraum auf allen Betrachtungsebenen eine ausgeprägte Disposition für das Lösungsverhalten im Oberflächenabfluss (vgl. Tab. 5.4-4).

Die Stoffausträge bestätigen in der zeitlichen Varianz der hydrologischen Halbjahre den schwachen Trend des beschriebenen Abflussaufkommens ($Runoff_{Sommer} > Runoff_{Winter}$) (Tab. 5.4-2), indem vor allem die Ereignisse des Sommerhalbjahres hohe Konzentrationen aufweisen ($MULCH^{(t)} = GRAS^{(t)} > OFFEN^{(ns)}$) (Tab. 5.4-4; vgl. Anhang_Runoff). Oberflächenabflüsse im Winterhalbjahr sind trotz maximaler Abflussrate (2,3 %) auf GRAS (vgl. Tab. 5.4-2) weniger belastet ($MULCH^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$). Schneeschmelzen^(**) ($MULCH^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$) hatten dabei eine geringere elektrische Leitfähigkeit als die durch Regen-Niederschlag^(t) hervorgerufenen Ereignisse ($MULCH^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$) (vgl. Anhang_Runoff).

Als ein Wesensmerkmal der jahreszeitlichen Unterschiede im hydrologischen Geschehen ist dabei hervorzuheben, dass die Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss zu Frühjahrsbeginn absolut am niedrigsten sind und nicht in den Wintermonaten mit Bodenfrost und geringer Bodendurchströmung. Ein verminderter Kontakt zwischen Abfluss und Boden kann diesen Zusammenhang weniger erklären als vermutlich eine jahreszeitlich bedingte stoffliche Verarmung sowohl im Pflanzenmaterial als auch im Oberboden. Bodenbearbeitung, Erwärmung und wieder einsetzende Mineralisierung wirken dem entgegen, bis zum Zeitpunkt der absolut höchsten stofflichen Belastung im Runoff im Spätsommer bis

Frühherbst (Lese) frische Biomasse aus Ernterückständen und erhöhte Bodenfeuchten (geringerer Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) zusätzlich die stoffliche Freisetzung fördern (vgl. Tab. 5.3-1).

In der Variabilität der untersuchten Hydrologischen Jahre sind die gelösten Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss zum Zeitpunkt der höchsten Abflussrate (HJ 2000 > HJ 1999 > HJ 2001 > HJ 2002) am niedrigsten (Tab. 5.4-8).

Tab. 5.4-8: Abflussmenge A_O (l), Abflussrate (%) und Lösungsfracht (mS/cm) auf Plot_1 bis Plot_3.

HJ	Plot_1 OFFEN		Plot_2 MULCH		Plot_3 GRAS		Plot_1 bis Plot_3		
	A_O	% ¹⁾	A_O	% ¹⁾	A_O	% ¹⁾	A_O Gesamt	Gesamt (%) ¹⁾	EC (mS/cm)
1999 ²⁾	11,6	0,04	40,3	0,15	81,2	0,30	133	0,49	0,23
2000	74,0	0,21	47,5	0,14	123,5	0,36	245	0,71	0,22
2001	46,4	0,16	22,6	0,08	40,35	0,14	109	0,37	0,34
2002	45,2	0,16	18,3	0,06	16,3	0,06	80	0,28	0,25
Mittel		0,15		0,11		0,22		0,47	0,26

¹⁾ Abflusswerte als prozentualer Anteil am Jahresniederschlag.

²⁾ Die Angaben zum HJ 1999 beschränken sich auf den Messzeitraum ab dem 14.07.00.

Das lässt zunächst auf einen Verdünnungseffekt schließen, dessen Merkmale auf den bodenschonenden Varianten schwächer ausgeprägt waren als auf OFFEN ($EC_{GRAS} \geq EC_{MULCH} > EC_{OFFEN}$; vgl. Anhang_Runoff). Die Ursachen sind entweder in der Verminderung der verfügbaren Nährionen im Oberboden zu vermuteten oder in einer sinkenden Freisetzung bei hohen Abflussraten (siehe auch WEISSROTH 2000, SHARPLEY & SMITH 1989). SHARPLEY et al. (1992) schließen nicht aus, dass der gelöste Stoffaustrag zudem mit der Bodenbedeckung steigt, weil vermehrt Nährstoffe aus dem Pflanzenmaterial freigesetzt werden.

Die höchsten Lösungsfrachten wurden im HJ 2001 (HJ 2001 > HJ 2002 > HJ 1999 > HJ 2000) erfasst. Dabei zeigte sich erneut ein signifikanter Einfluss durch MULCH ($EC_{MULCH}^{***} > EC_{GRAS} > EC_{OFFEN}$) (siehe Anhang_Runoff). Steigende Konzentrationen bei steigenden Abflussraten waren aber nicht nachzuweisen. Wie in Tabelle 5.4-8 dargestellt, war die Abflussrate mit 0,37 % unterdurchschnittlich.

Das unterschiedliche Wechselwirken zwischen Abfluss und Lösungsfracht kann im erstgenannten Fall darauf zurückgeführt werden, dass es im HJ 2000 Oberflächenabflüsse nach Dauerregenperioden geringer Intensität (Februar und März 2001) waren, während im HJ 2001 die Starkregenereignisse des Sommerhalbjahres entscheidend zur Abflussbildung beitrugen. In beiden Fällen wird durch die Art der Bodenbewirtschaftung derart Einfluss auf die Nährstofffreisetzung ausgeübt, dass auf MULCH und GRAS eine höhere Befruchtung des Oberflächenabflusses zu erwarten ist.

Nitratausträge durch Oberflächenabfluss [Plot_1 bis Plot_3]

Die NO_3 -N Konzentrationen im Oberflächenabfluss unterliegen großen Schwankungen ($GRAS^{****} > MULCH^{****} > OFFEN^{****}$) und sollten umso niedriger sein, je höher die Abflussrate ist. Die gemessenen Nitratkonzentrationen im Oberflächenabfluss lagen im Mittel der dreijährigen Untersuchung mit 5,4-13,6 mg Nitrat pro Liter weit unter dem Grenzwert für Trinkwasser (50 mg NO_3 /l) (Tab. 5.4-7, Tab. 5.4-9). Der niedrigste Mittelwert wurde auf der Variante OFFEN gemessen, der höchste auf GRAS. Die Ergebnisse in Tabelle 5.4-4 verdeutlichen, dass Abflüsse auf GRAS in jedem Fall höher befrachtet sind und OFFEN bzw. MULCH im Sinne der NO_3 -Retention und somit des Gewässerschutzes günstigere Werte aufweisen (vgl. TrinkwV; Tab. 5.4-9). Nitratspitzen waren nach Oberflächenabflüssen im Hydrologischen Winterhalbjahr (GRAS_November 2002) zu verzeichnen (Abb. 5.4-2). Tabelle 5.4-7 und Anhang_Runoff zeigen, dass die Konzentrationen im Oberflächenabfluss auf Plot_1 bis Plot_3

hierbei 58,7 mg/l (MULCH) – 115,3 mg/l (GRAS) erreichten und damit stärkere Differenzierungen als die dreijährigen Mittel aufwiesen.

Tab. 5.4-9: Überschreitung (So/Wi %) der Grenzwerte nach TrinkwV im Runoff auf Plot_1 bis Plot_7.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
<i>% der Überschreitung / Hanglage Heineckeberg [60 m²]</i>										
Plot_1	1,2/0	0/1,2	-	34,2/16,4	-	-	-	1,2/0	26,5/21,9	-
Plot_2	-	-	-	47,8/28,3	-	-	-	4,4/0	46,6/26,7	-
Plot_3	-	-	-	44,9/30,6	-	-	-	6,1/4,1	28,6/11,9	-
<i>% der Überschreitung / Hanglage Stedtener Pastorenstieg [220 m²]</i>										
Plot_4	-	-	-	38,9/22,2	-	-	-	11,8/0	25/18,8	5,6/0
<i>% der Überschreitung / Hanglage Steinkreuzweg [320 m²]</i>										
Plot_5	-	-	-	23,8/0	-	-	-	4,8/0	27,8/0	-
Plot_6	4/0	4/0	-	25/12,5	-	-	-	9,1/0	21,1/5,2	4,2/0
Plot_7	-	3,6/0	-	23,1/19,2	-	-	-	8,7/0	13,6/4,6	3,8/0

Anhand eines für HJ 1999 nur abgeschätzten Runoffs (Tab. 5.4-5) wurde ein NO₃-N Austrag auf Plot_1 bis Plot_3 von 1,1 kg/ha für den Untersuchungszeitraum veranschlagt (GRAS_{0,71 kg/ha} > MULCH_{0,23 kg/ha} > OFFEN_{0,15 kg/ha}). Nitrat wurde auf GRAS in einem Verhältnis von 9:1 gegenüber der Variante OFFEN bzw. 3:1 gegenüber der Variante MULCH verlagert (vgl. Tab. 5.4-5 bis Tab. 5.4-7).

Im Vergleich der untersuchten hydrologischen Jahre ergibt sich für die Nitratbelastung im Oberflächenabfluss der Hanglage Heineckeberg die Reihenfolge^(**): HJ 2001 > HJ 1999 > HJ 2002 > HJ 2000 (Tab. 5.4-8; vgl. Anhang_Runoff). Die geringfügig höhere Befruchtung des Oberflächenabflusses im Winterhalbjahr^(ns) ist auf frühzeitige Pflegemaßnahmen (Mahd, Bodenauflockerung, Unterstockpflege in den Monaten März bzw. April) zurückzuführen (GRAS > MULCH > OFFEN) (vgl. Anhang Runoff). Die Belastungen im Oberflächenabfluss sind nach Schneeschmelzen bzw. Regen-Niederschlägen nicht spezifisch für Nitrat. Zum Ende der Vegetationsperiode sinken die Nitratwerte ab. Nitratausträge bei Starkregenereignissen erreichen erhöhte Werte, wenngleich der Nachweis für einen signifikanten Zusammenhang nicht erbracht werden konnte.

Dauerbegrünung wirkt unbeeinflusst von der Jahreszeit und dem Witterungsgeschehen weniger regulierend auf den Nitrataustrag als MULCH und OFFEN (GRAS > MULCH > OFFEN). Die Tabelle 5.4-4 weist für die ausgewählten Betrachtungsebenen entsprechende Dispositionen aus. Zusammenhänge zur Lösungsfracht ($r_{\text{NO}_3\text{-EC}}$: 0,35^{**}), Abflussmenge ($r_{\text{NO}_3\text{-I}}$: -0,27^{*}) und zum Einfluss der Niederschlagscharakteristik ($r_{\text{NO}_3\text{-N}}$: ns) konnten nicht abgeleitet werden.

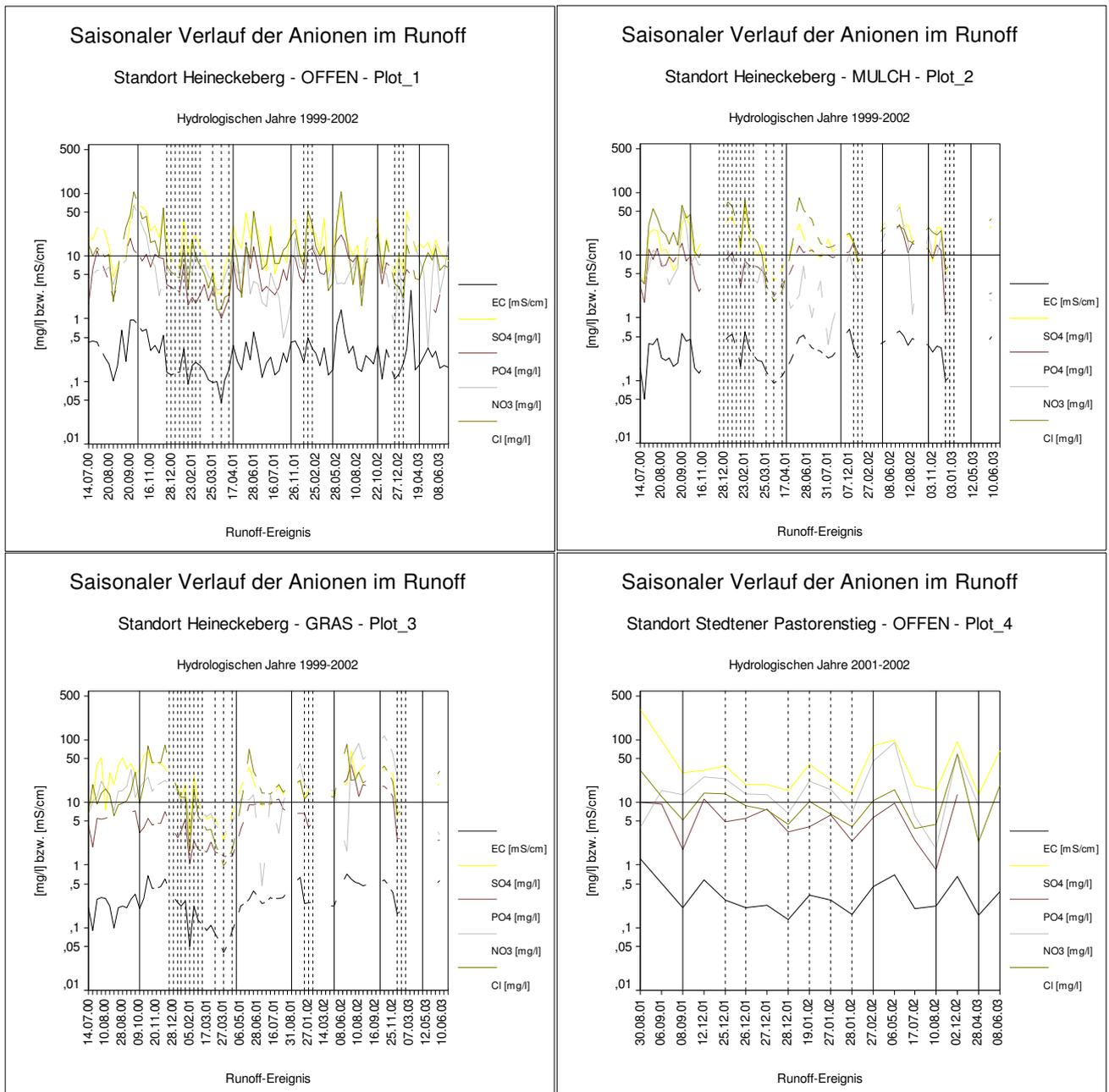


Abb. 5.4-2: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss im Bereich Mansfelder Seen. Ganglinien der gelösten Anionen (mg/l bzw. mS/cm) dargestellt über den Versuchszeitraum der HJ 1999–2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).

Phosphatausträge durch Oberflächenabfluss [Plot_1 bis Plot_3]

Phosphat kommt eine zentrale Bedeutung als Eutrophierungsfaktor in Landschaften zu. Unter der Voraussetzung, dass ein wesentlicher bzw. der größte Teil des Phosphats in gebundener Form verfrachtet wird und der Einfluss des selektiven Materialtransportes für eine Anreicherung fehlte, war zu erwarten, dass die mittleren Konzentrationen gelösten Phosphats (P_2O_5) im Runoff hinter denen der übrigen Nährstoffe liegen. Die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat war im Vergleich zu den bei DIEPOLDER et al. (2005), SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002), WEISROTH (2000), AUERSWALD, WEIGAND & WEISROTH (1997), HONISCH (1996), EMDE (1992) und MÜLLER et al. (1984) auf den Plots_1 bis Plot_3 sehr hoch. Die mittleren Konzentrationen schwanken zwischen 5,4 – 9,3 mg P_2O_5/l .

Wie Tabelle 5.4.-10 zeigt, sind die P_2O_5 -Konzentrationen im Niederschlagswasser mit rd. 0,7 mg/l auf Plot_1 bzw. 0,6 mg/l auf Plot_4 hoch und können zumindest im SHJ eine zusätzliche Quelle für P_2O_5 im Oberflächenabfluss darstellen (vgl. WEISROTH 2000, BÄUMLER 1995, HIRMER 1984).

Tab. 5.4-10: Mittlere Konzentration an gelöstem Phosphat im Freilandniederschlag im Bereich Mansfelder Seen.

	P_2O_5 (mg/l)		P_2O_5 (mg/l)		Plot_3	
	Plot_1-3	Plot_4	WHJ		SHJ	
	Plot_1-3	Plot_4	Plot_1-3	Plot_4	Plot_1-3	Plot_4
n	29	34	12	15	17	19
Mittelwert ¹⁾	0,69	0,6	0,2	0,04	1,04	1,01
s	1,33	1,57	0,36	0,14	1,62	2,0
Max.	5,26	9,02	1,05	0,54	5,26	9,02
Min.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

¹⁾ Der Freilandniederschlag wurde im offenen Sammler am Ober- und Unterhang der Rebflächen erfasst. Es ist davon auszugehen, dass die Trockendeposition eine wasserlösliche P_2O_5 Fracht enthält, welche die P_2O_5 Fracht im Niederschlagswasser erhöht.

Bei einer durchschnittlichen Niederschlagshöhe (N_{kor}) von 514 mm [Plot_1] bzw. 528 mm [Plot_4] (Tab. 5.1-4, 5.1-5) kann für den Untersuchungszeitraum im Bereich Mansfelder Seen eine mittlere jährliche Phosphatfracht durch den Niederschlag von 3,5 kg/ha [Plot_1] bzw. 3,2 kg/ha [Plot_4] veranschlagt werden. Die Unterschiede zwischen den Halbjahren sind in einer verstärkten sommerlichen Staubausschubung zu vermuten. Das Einzugsgebiet des Bereichs Mansfelder Seen ist agrarwirtschaftlich durch Getreideanbau geprägt. Beide Hanglagen grenzen an Ackerschläge. Hinzu kommt eine Belastung durch höhere Aerosolgehalte durch Emissionen der ROMONTA GmbH. Wechselwirkungen zwischen Phosphat-Konzentrationen im Niederschlag und der Niederschlagssumme, zu den Witterungsabschnitten mit extremer Trockenheit oder der Quantität bzw. Qualität der Trockendeposition konnten nicht untersucht werden. Der Beitrag des Niederschlags zur Befruchtung des Abflusses ist als nicht vernachlässigbar einzuschätzen.

Im Messzeitraum ergab sich ein hochgerechneter gelöster P_2O_5 -Austrag aus der Fläche von 0,12 – 0,3 kg/ha (Tab. 5.4-5). Anhand eines für HJ 1999 nur abgeschätzten Runoffs (Tab. 5.4-5) wurde ein P_2O_5 Austrag auf Plot_1–Plot_3 von 0,7 kg/ha für den Untersuchungszeitraum veranschlagt ($GRAS_{0,34}$ kg/ha > $MULCH_{0,21}$ kg/ha > $OFFEN_{0,12}$ kg/ha). Als Vergleich werden die Gehalte an gelöstem Phosphor in der Bodenlösung nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) mit 0,4 bis 0,8 kg/ha bzw. einem Optimum von 2 mg/l angegeben. Phosphat wurde auf GRAS in einem Verhältnis von 3:1 gegenüber der Variante OFFEN bzw. rd. 2:1 gegenüber der Variante MULCH verlagert (Tab. 5.4-5 bis Tab. 5.4-7). Die Austragsmenge auf OFFEN entspricht in der Größenordnung den Werten von HONISCH (1996) und GÖMPEL (1993).

Im Gegensatz zu den Nitratwerten blieben die P_2O_5 -Gehalte von Schwankungen relativ unbeeinflusst (vgl. Anhang_Runoff). Hinweis darauf geben die Standardabweichung und der Summenparameter der stofflichen Befruchtung EC, der rd. 62 % ($OFFEN^{**}$ > $MULCH^{**}$ > $GRAS^{**}$) der Varianz des gelösten Phosphates im Runoff erklärt vgl. Anhang_Runoff). Die höchsten Lösungsfrachten an P_2O_5 wurden im HJ 2001 (HJ 2001 > HJ 1999 > HJ 2002 ≥ HJ 2000) erfasst.

Erneut sind es die Hydrologischen Jahre 2000 und 2002, die mit ihren Extremen in Abflussmenge und Abflussrate nur in geringem Ausmaß Nährstoffauswaschung bewirkten (Tab. 5.4-8, vgl. Anhang_Runoff). Die festgestellten P_2O_5 -Anstiege im HJ 2001 beruhen vermutlich auf den Witterungsbedingungen des SHJ 2001. Die Niederschläge weisen im Sommer die größte Niederschlagshöhe und die höchste Niederschlagsintensität auf (vgl. Kap. 5.1). Damit könnten sie fördernd auf die P_2O_5 Freisetzung aus dem Boden in den Abfluss wirken, wenn eine Durchmischung von Abfluss und oberster Bodenschicht stattfindet.

Während unter GRAS und MULCH die vergleichbar höchsten Gesamtausträge (kg/ha) erfasst wurden (GRAS > MULCH > OFFEN) (Tab. 5.4-5), zeigen die Ergebnisse in Tabelle 5.4-4, 5.4-6 und 5.4-7, dass in der standortbedingten und zeitlichen Varianz der Einzelereignisse die Konzentrationen auf MULCH^{**} wesentlich höher waren (MULCH > OFFEN > GRAS). Sowohl Lösungsfracht (EC) ($r: 0,76^{**}$) als auch Abflussmenge ($r: -0,34^{\dagger}$) korrelieren signifikant mit den P₂O₅-Konzentrationen im Abfluss und zeigen im Untersuchungszeitraum einen zum Nitrat vergleichbaren Trend (vgl. Anhang_Runoff). Je höher die Abflussrate, desto geringer die P₂O₅ Austräge.

Die Grenzwerte im Hinblick auf die Gewässereutrophierung wurden in Einzelfällen auf allen Varianten überstiegen (Tab. 5.4-9).

Die Ergebnisse im Anhang_Runoff und in Tabelle 5.4-4 zeigen, dass Oberflächenabflüsse anders als beim Nitrat im SHJ höher befrachtet sind als im WHJ und auf MULCH stets erhöhte Werte auftraten (WHJ^(ns): MULCH > OFFEN > GRAS; SHJ^(†): MULCH > GRAS > OFFEN) (Tab. 5.4-4). Wenig bedeutsam dürfte der Einfluss durch erhöhte Phosphatbelastungen in Abflüssen nach Schneeschmelzen sein. Auf OFFEN^{**} und MULCH^{**} erklären Schneeschmelzen zu 14 % bzw. 29 % die Varianz der P₂O₅-Konzentrationen im Abfluss des WHJ (Anhang_Runoff).

Es fehlt der signifikante Nachweis dafür, dass das geringe Rückhaltevermögen auf GRAS und MULCH zu erhöhten P₂O₅-Konzentration nach Starkregenereignissen führt. In dieser Hinsicht zeigt nur OFFEN eine schwache Anfälligkeit gegenüber dem Niederschlagsgeschehen der Vorereigniswoche ($r: -0,45^{**}$). Ein entsprechend niederschlagsarmer Witterungsabschnitt vor dem Runoff-Ereignis erklärt bei konventioneller Bewirtschaftung zu rd. 20 % die Varianz der P₂O₅-Konzentrationen im Oberflächenabfluss.

Standort Stedterer Pastorenstieg (Plot_4) - Bereich Mansfelder Seen

In den Tabellen 5.4-5 bis 5.4-7 sind die Ergebnisse zur Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährionen am Standort Stedterer Pastorenstieg beschrieben. Tabelle 5.4-11 dokumentiert die dazugehörigen Beträge der Abflussmenge, Abflussrate und Lösungsfracht. Wie zuvor in den Tabellen 5.4-1 bis Tabelle 5.4-3 erfolgt eine differenzierte Betrachtung der Messperiode in einen Datensatz mit Erosionsereignis vom 17.07.02 (n₁₈) bzw. ohne (n₁₇). Das genannte Erosionsereignis nimmt signifikanten Einfluss auf die Abflussmenge und Abflussrate, es zeichnet sich aber kein äquivalenter Einfluss auf den Summenparameter der gelösten Feststoffe (EC) im Oberflächenabfluss ab (Tab. 5.4-11). Das Starkregenereignis vom 17. Juli 2002 prägt die Bilanz der Abflussgrößen, war aber für die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Stoffen von untergeordneter Bedeutung. Die Verminderung der Nährionen lässt auf einen Verdünnungseffekt schließen, dessen Ursache in der sinkenden Freisetzung bei hohen Abflussraten zu vermuten ist (vgl. Tab. 5.4-11).

Wie beim Standort Heineckeberg sind die Stoffkonzentrationen umso niedriger, je höher die Abflussrate ist. Steigende Konzentrationen bei steigenden Abflussraten sind wiederholt nicht zu belegen.

Ein Vergleich der meteorologisch sehr gegensätzlichen Hydrologischen Jahre 2001 und 2002 weist darauf hin, dass bei minimaler Abflussrate mit 0,38 mS/cm eine sehr hohe Befruchtung des Oberflächenabflusses im Untersuchungszeitraum gemessen wurde (Tab. 5.4-11). Die Beobachtungen auf Plot_1 fanden Bestätigung, indem die Starkregenereignisse des SHJ 2001 entscheidend zur Abflussbildung auf OFFEN beitrugen, ohne jedoch verstärkte Nährstofffreisetzung zu bewirken.

Auf der Betrachtungsebene der zeitlichen Varianz ist zwischen der stofflichen Belastung und dem dominierenden Abflussaufkommen im Winterhalbjahr ($\text{Runoff}_{\text{Sommer}} < \text{Runoff}_{\text{Winter}}$) kein vergleichbarer Trend festzustellen. Die zeitliche Varianz weist darauf hin, dass von den Oberflächenabflüssen im Sommerhalbjahr größere stoffliche Belastungen ausgehen (Tab. 5.4-4) und Schneeschmelzen weniger belastet sind ($r_{\text{EC-SM}}: 0,049$) (vgl. Anhang_Runoff).

In der Variabilität der untersuchten Hydrologischen Jahre zeigen die HJ 2000 und HJ 2002 hohe Gehalte an gelösten Nährionen im Oberflächenabfluss.

Tab. 5.4-11: Abflussmenge A_0 (l), Abflussrate (%) und Lösungsfracht (mS/cm) auf Plot_4.

HJ	Plot_4 OFFEN _{n17}		Plot_4 OFFEN _{n18}		Plot_4 EC (mS/cm)	
	A_0	% ¹⁾	A_0	% ¹⁾	n_{17} ²⁾	n_{18} ³⁾
1999	-	-	-	-	-	-
2000 ⁴⁾	25,5	0,02	25,5	0,02	0,51	0,51
2001	50,8	0,04	6079	4,7	0,25	0,24
2002	2,7	0,002	2,7	0,002	0,38	0,38
Mittel		0,02		1,7	0,38	0,38

¹⁾ Abflusswerte als prozentualer Anteil am Jahresniederschlag.

²⁾ $n=17$: Stichprobenanzahl ohne Runoff-Ereignis vom 17.07.02.

³⁾ $n=18$: Stichprobenanzahl mit Runoff-Ereignis mit 17.07.02.

⁴⁾ Die Angaben zum HJ 2000 beschränken sich auf den Messzeitraum ab dem 30.08.01.

Nitratausträge durch Oberflächenabfluss [Plot_4]

Die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit Nitrat zeigt auf dem Rekultivierungsstandort Stedtener Pastorenstieg eine erhöhte Anfälligkeit für das WHJ (Tab. 5.4-4), wobei die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen stark schwanken. Signifikante Witterungseinflüsse sind von schwacher Ausprägung und beschränken sich auf einen Verdünnungseffekt durch Schneeschmelzen, die zu rd. 10 % die Varianz der Nitratbefruchtung erklären ($r: -0,32^{**}$) (Tab. 5.4-4). Im Mittel der Untersuchungsjahre lagen die Messwerte mit 13,8 mg NO_3 pro Liter unter dem Grenzwert der TrinkwV, aber um den Faktor 2,6 über denen der Variante OFFEN auf Plot_1 und Plot_5 (5,4 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$) (vgl. Anhang_Runoff). In diesem Zusammenhang weist Tabelle 5.4-9 für Plot_4 aus, dass Überschreitungen der TrinkwV einzig im SHJ auftreten und rd. 12 % der Fälle betrifft. Anhand eines für HJ 2000 nur abgeschätzten Runoffs (Tab. 5.4-5) wurde ein $\text{NO}_3\text{-N}$ Austrag auf Plot_4 von 0,05 kg/ha für den Untersuchungszeitraum (August 2001 bis Juni 2003) veranschlagt. Nitratspitzen sind wie auf Plot_1 nach Ereignissen des WHJ zu verzeichnen, wenngleich das absolute Maximum von 96 mg/l aus einem Abfluss nach Sommerniederschlägen resultierte (Abb. 5.4-2).

Phosphatausträge durch Oberflächenabfluss [Plot_4]

Die mittlere P_2O_5 -Konzentration im Oberflächenabfluss lag bei 5,7 mg/l (vgl. Anhang_Runoff) und entsprach damit der Belastung auf Plot_1. Der Beitrag des Niederschlags zur Befruchtung des Abflusses ist wie am Standort Heineckeberg kritisch zu betrachten. Tabelle 5.4-10 weist für das nahe gelegene Einzugsgebiet des Stedtener Pastorenstiegs eine mittlere P_2O_5 -Konzentration im Freilandniederschlag von 0,6 mg/l aus.

Im Messzeitraum ergab sich ein hochgerechneter Austrag aus der Hanglage von 0,01 kg/ha. Für die vergleichbaren Hydrologischen Jahre 2001 und 2002 war damit auf Plot_4 die Höhe der Belastung unter OFFEN deutlich geringer als auf Plot_1 (Tab. 5.4-5, Tab. 5.4-12).

Tab. 5.4-12: Belastung des Oberflächenabflusses in den HJ 2001 und HJ 2002.

HJ	Plot_1 (kg/ha)		Plot_4 (kg/ha)	
	NO ₃ -N	P ₂ O ₅	NO ₃ -N	P ₂ O ₅
2001	0,03	0,02	0,01	0,003
2002	0,02	0,004	0,003	0,001

Auswirkungen auf den prozentualen Anteil der Grenzwertüberschreitungen der TrinkwV ergaben sich dadurch nicht. An beiden Standorten wurden bei jedem vierten Ereignis des SHJ kritische Größen der Phosphatbelastung erfasst (Tab. 5.4-9).

Die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat bleibt von Schwankungen unbeeinflusst. Zu rd. 40 % erklärt die Varianz des Phosphats hochsignifikant^(**) den Summenparameter EC. Die Ganglinien in Abbildung 5.4-2 und Tabelle 5.4-4 dokumentieren einen saisonalen Schwerpunkt im SHJ, wenngleich die Ereignisse mit der höchsten Konzentration pro Liter jeweils dem WHJ zuzuordnen sind (vgl. Anhang_Runoff). In beiden Fällen handelte es sich um Regen-Niederschläge mit Abflussmengen ≤ 1 Liter. Der Austrag von Phosphat durch Oberflächenabfluss nach Schneeschmelzen ist unbedeutend. Schneeschmelzen wirken verdünnend und wie mit $r = -0,42^{**}$ ausgedrückt, im vorliegenden Fall stärker als beim Nitrat (vgl. Anhang_Runoff). Mit $r_{P_{2O_5-I}}: -0,31^{**}$ wird auf das schwache Wechselwirken zwischen Abflussrate und Lösungsfracht hingewiesen (vgl. Anhang_Runoff).

Standort Steinkreuzweg (Plot_5 bis Plot_7) – Bereich Schloss Neuenburg

Der Gesamtstoffaustrag am Standort Steinkreuzweg (Tab. 5.4-5) findet in Übereinstimmung mit den Abflussmengen in Tabelle 5.4-1 sein Maximum auf OFFEN ($OFFEN_{3,6 \text{ kg/ha}} > GRAS_{1,9 \text{ kg/ha}} > MULCH_{1,1 \text{ kg/ha}}$) und unterscheidet sich damit im Variantenvergleich maßgeblich vom Standort Heineckeberg.

Kennzeichnend für das Einzugsgebiet am Steinkreuzweg ist zudem, dass auf MULCH als bodenschonende Bewirtschaftungsform mit effektivster Abflussreduktion auch die geringste stoffliche Belastung im Runoff gemessen wurde ($GRAS^{ns} > OFFEN^{ns} > MULCH^{ns}$) (Tab. 5.4-5, Abb. 5.4-3). Mit Hilfe der Quotienten $Q_{Standort_Var}$ in Tabelle 5.4-4 erfolgt ein Hinweis auf erhöhte stoffliche Konzentrationen einzelner Ereignisse auf GRAS.

Die mittlere Befruchtung des Oberflächenabflusses war zum Zeitpunkt der größten Abflussrate am höchsten (Tab. 5.4-13). Der Einfluss des Abflusses auf die Lösungsfracht erklärt sich somit nicht über Verdünnungseffekte wie am Heineckeberg. Während im WHJ das hohe Abflussaufkommen Runoff-Ereignisse mit geringer Abflussrate und niedriger Stoffbelastung beschreibt, verhält es sich im SHJ umgekehrt (Tab. 5.4-2). Die Ereignisse am Steinkreuzweg geben damit einen Hinweis darauf, dass der gelöste Stoffaustrag mit der Bodenbedeckung steigt, weil vermehrt Nährstoffe freigesetzt werden (vgl. SHARPLEY et al. 1992).

Oberflächenabflüsse im Winterhalbjahr sind vor allem auf GRAS stofflich höher belastet als auf den Vergleichsvarianten ($GRAS^{(*)} > OFFEN^{(*)} > MULCH^{(*)}$). Die Grenzwerte der TrinkwV werden nur vereinzelt überschritten (Tab. 5.4-9). Wie erwartet hatten Schneeschmelzen^(ns) ($GRAS^{(ns)} > MULCH^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$) eine geringere elektrische Leitfähigkeit als die durch Regen-Niederschlag^(ns) verursachten Ereignisse ($OFFEN^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > MULCH^{(ns)}$) (vgl. Anhang_Runoff).

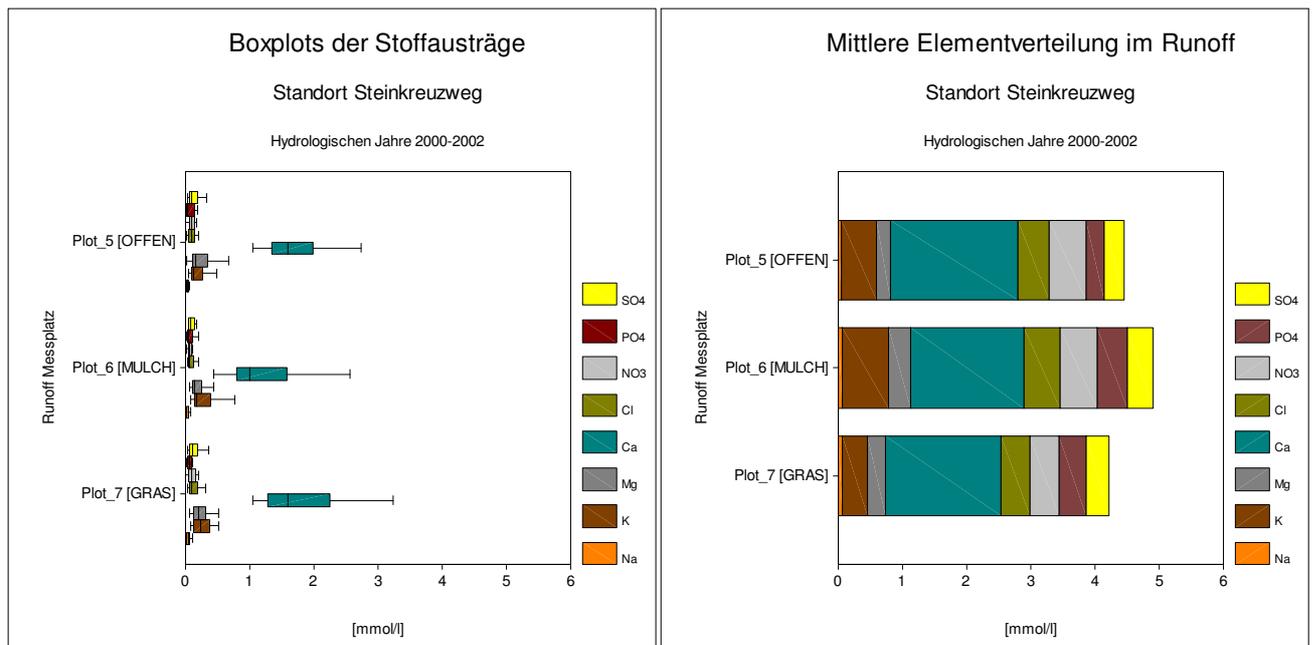


Abb. 5.4-3: Stoffausträge und mittlere stoffliche Zusammensetzung im Runoff (mmol/l [eq]) im Bereich Schloss Neuenburg. Messperiode: HJ 2000-2002.

Tab. 5.4-13: Abflussmenge A_O (l), Abflussrate (%) und Lösungsfracht (mS/cm) auf Plot_5 bis Plot_7.

HJ	Plot_5 OFFEN		Plot_6 MULCH		Plot_7 GRAS		Plot_5 bis Plot_7		
	A_O	% ¹⁾	A_O	% ¹⁾	A_O	% ¹⁾	A_O Gesamt	Gesamt (%) ¹⁾	EC (mS/cm)
1999	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2000 ²⁾	551	0,30	88,3	0,05	49,3	0,03	689	0,37	0,15
2001	535,4	0,23	299,6	0,13	499,7	0,22	1335	0,58	0,23
2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mittel		0,26		0,09		0,13		0,49	0,19

¹⁾ Abflusswerte als prozentualer Anteil am Jahresniederschlag.

²⁾ Die Angaben zum HJ 2000 beschränken sich auf den Messzeitraum ab dem 02.01.00.

Nitratausträge durch Oberflächenabfluss [Plot_5 bis Plot_7]

Die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen im Oberflächenabfluss unterliegen großen Schwankungen ($\text{OFFEN}^{(\text{ns})} > \text{GRAS}^{(\text{ns})} > \text{MULCH}^{(\text{ns})}$) (Abb. 5.4-4). Die gemessenen Nitratkonzentrationen im Oberflächenabfluss lagen im Mittel der Messperiode mit 4,3 – 5,5 mg Nitrat pro Liter sehr deutlich unter dem Grenzwert für Trinkwasser (50 mg NO_3/l) (Tab. 5.4-7, Tab. 5.4-9). Der niedrigste Mittelwert (Median) wurde auf der Variante MULCH gemessen, der höchste auf GRAS.

Abbildung 5.4-4 verdeutlicht, dass Nitratspitzen zu einem Zeitpunkt niedriger Abflussmengen im hydrologischen Sommerhalbjahr (Juni) auftraten ($\text{OFFEN} > \text{MULCH} > \text{GRAS}$) (Anhang_Runoff). Zum Ende der Vegetationsperiode sinken die Nitratwerte ab. Nitratausträge bei Starkregenereignissen erreichen erhöhte Werte, wenngleich der Nachweis für einen signifikanten Zusammenhang nicht erbracht werden konnte. Zusammenhänge zur Lösungsfracht ($r_{\text{NO}_3\text{-EC}}$: ns), Abflussmenge ($r_{\text{NO}_3\text{-}A_O}$: ns) und zum Einfluss der Niederschlagscharakteristik ($r_{\text{NO}_3\text{-N}}$: ns) konnten nicht abgeleitet werden.

Anhand eines für HJ 2001 nur abgeschätzten Runoffs (Tab. 5.4-5) wurde ein $\text{NO}_3\text{-N}$ Austrag auf Plot_5 bis Plot_7 von 0,5 kg/ha für den Untersuchungszeitraum (Januar 2001 bis Oktober 2002) veranschlagt ($\text{OFFEN}_{0,32 \text{ kg/ha}} > \text{MULCH}_{0,13 \text{ kg/ha}} > \text{GRAS}_{0,06 \text{ kg/ha}}$).

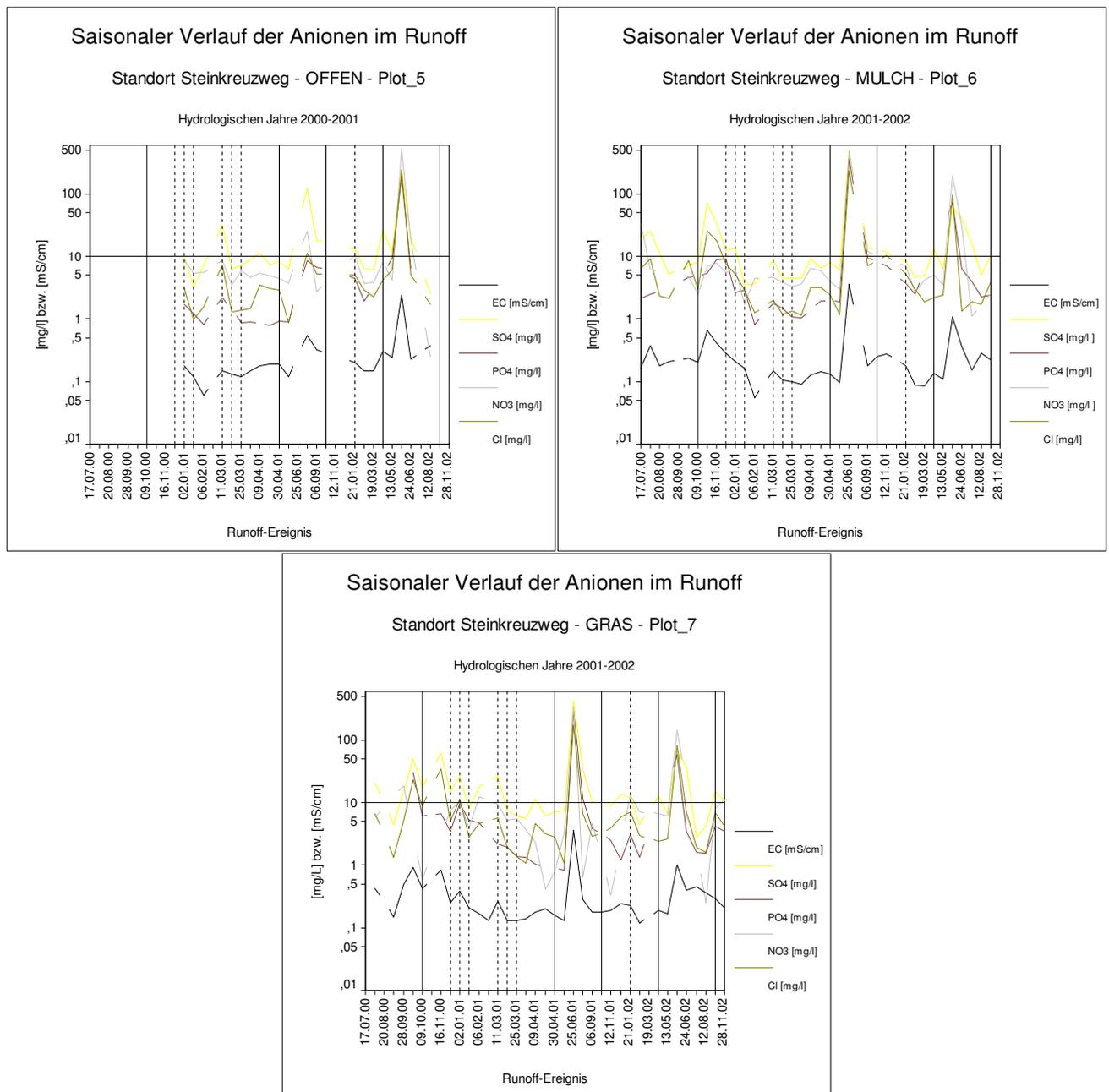


Abb. 5.4-4: Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss im Bereich Schloss Neuenburg. Ganglinien der gelösten Anionen (mg/l bzw. mS/cm) dargestellt über den Versuchszeitraum der HJ 2000–2002. (unterbrochene Linie: Witterungsereignis Schneeschmelze; geschlossene Linie: Hydrologisches Halbjahr).

Nitrat wurde auf OFFEN in einem Verhältnis von rd. 6:1 gegenüber der Variante GRAS bzw. rd. 2:1 gegenüber der Variante MULCH verlagert (vgl. Tab. 5.4-5 bis Tab. 5.4-7). Der höchste Anteil an Grenzwertüberschreitungen nach Trinkw wurde mit 9,1 % auf MULCH erfasst (Tab. 5.4-9).

Ein signifikanter Nachweis für die unterschiedliche Belastung der Witterungseinflüsse Schneeschmelze und Regen-Niederschlag konnte nicht erbracht werden.

Phosphatausträge durch Oberflächenabfluss [Plot_5 bis Plot_7]

Die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat war im Vergleich zu den Standorten Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg auf den Plots_5 bis Plot_7 gering. Die mittleren Konzentrationen schwanken zwischen 1,5 – 2,8 mg P₂O₅/l (GRAS > MULCH > OFFEN). Anhand eines für HJ 2001 nur abgeschätzten Runoffs (Tab. 5.4-5) wurde für den Untersuchungszeitraum (Januar 2001 bis Oktober 2003) ein P₂O₅ Austrag von 0,3 kg/ha erfasst

(OFFEN_{0,14 kg/ha} > MULCH_{0,06 kg/ha} = GRAS_{0,06 kg/ha}). Phosphat wurde auf OFFEN in einem Verhältnis von 2:1 gegenüber den Varianten MULCH und GRAS verlagert (vgl. Tab. 5.4-5 bis Tab. 5.4-7). In rd. 28 % der Sommerereignisse wurden dabei die Grenzwerte der TrinkwV überschritten (Tab. 5.4-9).

Im Gegensatz zu den Nitratwerten blieben die P₂O₅-Gehalte von Schwankungen relativ unbeeinflusst (vgl. Anhang_ Runoff).

Zusammenfassung

Für die vorliegende Arbeit sind Bodenpflegemaßnahmen von besonderem Interesse, weil die Wahl der Bewirtschaftung auf eine Verminderung des Stoffaustrages aus Rebflächen des Hanglagenweins abzielt. Ganzjährige Bedeckung und reduzierte Bodenbearbeitung sollten den Bodenabtrag und die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen vermindern.

Die untersuchten Anbauverfahren konnten den Bodenabtrag effizienter regulieren als den Oberflächenabfluss. Abgesehen vom Einfluss der Witterungsbedingungen ließ sich Erosion und damit der Austrag an partikulären Nährstoffen durch ganzjährig hohe Bodenbedeckung sowie eine reduzierte Bodenbearbeitung senken. Bis auf das Ereignis vom 17.07.2002 am Stedtener Pastorenstieg (siehe Kap. 5.4-5) können daher keine quantitativen Ergebnisse zum partikulär gebundenen und zum gesamten abschwemmungs- und abtragsbedingten Nährstoffverlust vorgelegt werden. Anhand der gelösten Frachtmenge und der Elementverteilung ist gleichwohl grob abschätzbar, welche Nährstoffe bei welcher Bodenbearbeitung in geringerem Umfang verlagert würden.

Die Ergebnisse bezüglich der abflussmindernden Wirkung ausgewählter Bearbeitungsvarianten sind heterogen und betragen als Abflusswert (%) zwischen 0,02 und 1,7 % (Tab. 5.4-3). Bleibt das Erosionsereignis vom 17.07.2002 unberücksichtigt, so schwanken die Werte zur Abflussreduktion je nach Versuchsjahr und Hanglage zwischen 0,03 % [Plot_7; GRAS; HJ 2002] und 0,36 % [Plot_3; GRAS; HJ 2000]. Auf MULCH war mit durchschnittlich 0,09 % [Plot_6] bzw. 0,11 % [Plot_2] die größte Abflussreduktion zu erzielen. Wie Tabelle 5.4-14 anhand der Irrtumswahrscheinlichkeiten verdeutlicht, kann ein maßgeblicher Einfluss auf die Oberflächenabflussbildung und den gelösten Stofftransport angenommen werden. Neben der Abflussmenge (A₀) und dem pH-Wert bestehen signifikante Unterschiede in der Befruchtung mit den gelösten Nährionen NO₃ > K > PO₄ > Ca > Cl.

Tabelle: 5.4-14 Irrtumswahrscheinlichkeiten¹ beim Test der standortbedingten Unterschiede in der Befruchtung des Oberflächenabflusses [Plot_1 bis Plot_7]. Messperiode: HJ 2000-2002.

Plot_1-7	A ₀	EC	pH	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
n	273	270	270	255	263	263	263	263	253	226	263
p	,059	,686	,014	,252	,012	,153	,056	,057	,001	,037	,243

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Kruskal-Wallis.

5.5 Ergebnisse der Oberflächenabflussmessungen mit dem PAS

Mit Hilfe der gewählten Versuchsanordnung auf Plot_1 und Plot_4 war es möglich, Abflussmenge und Abflussdynamik zu registrieren. Der „Programmable Automatic Runoff Sampler“ (PAS) gestattete neben der Erfassung der meteorologischen Parameter eine Ereignis-separation der Oberflächenabflüsse (A_O) in Minutenauflösung. Beginn und Intensitäten konnten einzelnen Runoff-Ereignissen zugeordnet werden. Niederschlags- und Abflussganglinien charakterisieren somit die Dynamik ausgewählter Ereignisse (Abb. 5.5-1). Gemeinsam mit den Parametern der Intensitätsheterogenität ($VarK_{Ni-m}$), den Intensitätsimpulsen (Impuls) und den Starkregenanteilen ($SRM\%$, SRM_r) innerhalb eines Ereignisses dienen sie der Beschreibung der raum-zeitlichen Niederschlagsstruktur (vgl. SEUFFERT et al. 1999).

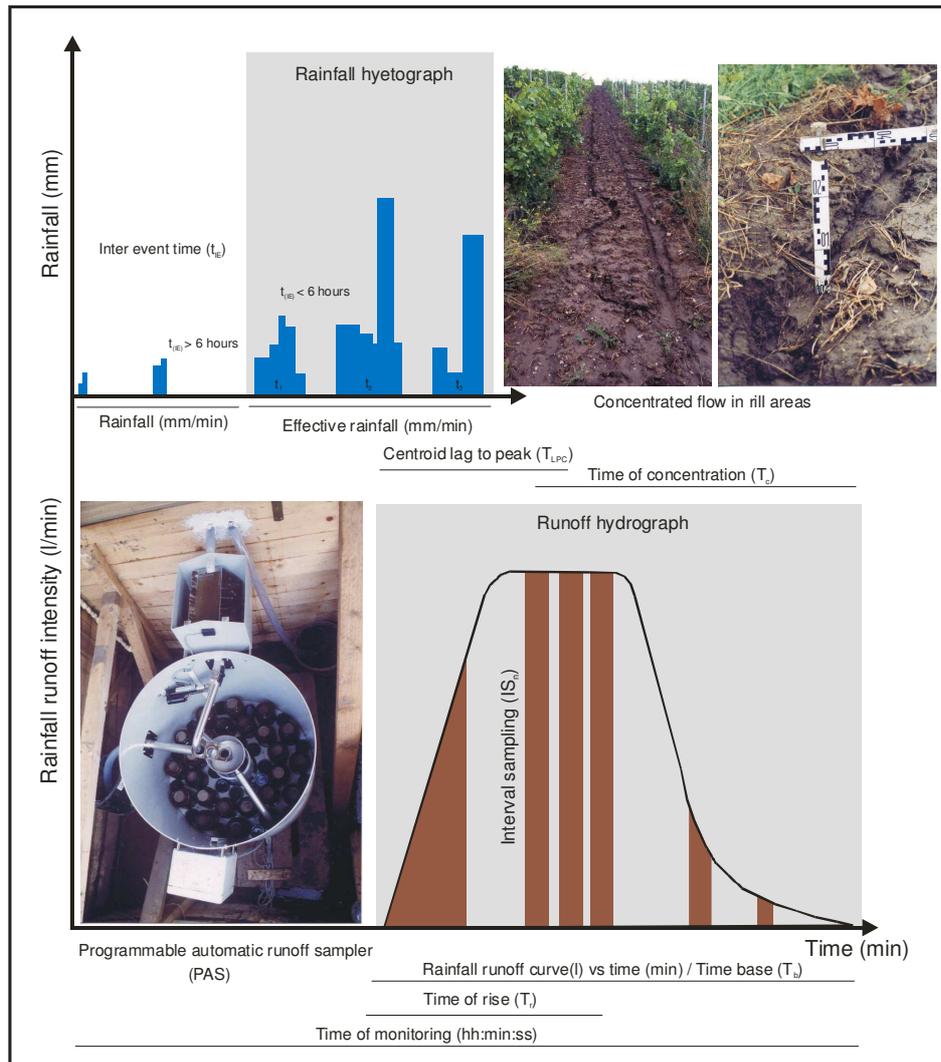


Abb. 5.5-1: Schematisierter Niederschlag-Hyetograph und Runoff-Hydrograph für die PAS-Messungen auf Plot_1 und Plot_4 (LIERMANN 2007, BEVEN 2003, DINGMAN 2002, verändert).

Eine Beschreibung des Wasserhaushalts war methodisch nicht realisierbar. Änderungen in der Bodenfeuchte am Hang durch zum Bsp. laterale Wasserbewegungen konnten nicht nachvollzogen werden.

5.5.1 Zeitliche Variabilität des Niederschlags

Basierend auf den in Tabelle 5.5-1 ausgewiesenen Testergebnissen, werden nachfolgend die Zentralmaße der Hyetographen zusammengefasst (Tab. 5.5-2, 5.5-3). Mittels KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test wurde die Verteilung der Daten überprüft. Es wird deutlich, dass bei der Gleichverteilung der Niederschlagseigenschaften innerhalb der separierten Niederschläge einzig bei der mittleren Niederschlagsmenge (N_m [mm]) ein signifikanter Unterschied in der räumlichen Verteilung vorliegt. Anders im Fall der erosionsrelevanten Vorereignisse N_{VE} . Die Voraussetzungen für eine Normalverteilung der Daten (ausgenommen $N_{i_{max}}$) treffen nicht zu.

Für die ausgewählten Eigenschaftsmaße zur Beschreibung der inneren Niederschlagsstruktur konnten mit Ausnahme des Parameters Starkregenmaß (SRM%) auf Plot_4 z.T. höchst-signifikante Standortunterschiede zwischen den Niederschlagsklassen „Separierter Niederschlag“ und „Erosionsrelevantes Vorereignis N_{VE} “ festgestellt werden (vgl. KRUSKAL-WALLIS Test, Tab. 5.5-1).

Tab. 5.5-1: Testergebnisse für die Zentralmaße der Niederschlag-Hyetographen.

	n^1	N_m (mm) ²	N_m (min) ³	N_{i_m}	$N_{i_{max}}$	$VarK_{N_{i_m}}$ ⁴	Impuls ⁵	SRM (%) ⁶
Gleichverteilung der Niederschlagseigenschaften zwischen Plot_1-3 und Plot_4								
<i>Separierte Niederschläge</i>								
K-S ⁸		,000	,347	,988	,879	,988	,575	1,00
<i>Erosionsrelevante Vorereignisse N_{VE}</i>								
K-S ⁸		,000	,000	,018	,332	,018	,000	,000
Separierter Niederschlag vs. Erosionsrelevante Vorereignisse N_{VE}								
<i>Plot_1-3 - Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003</i>								
K-S ⁸		,000	,008	,000	,000	,000	,000	,000
K-W ⁹		,000	,003	,000	,000	,000	,000	,000
<i>Plot_4 - Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003</i>								
K-S ⁸		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,778
K-W ⁹		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,801

¹) Trennung einzelner Ereignisse (n) nach Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990) (Abb.5.5-1).

²) mittlere Niederschlagsmenge (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (mm).

³) mittlere Niederschlagsdauer (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (min)

⁴) Variationskoeffizient ($VarK$) von N_{i_m} als relatives Heterogenitätsmaß der separierten Ereignisse.

⁵) Mittlere Intensitätsanstiege als Impulsmaß separierter Ereignisse.

⁶) Starkregenmaß (SRM) nach WOHLRAB et. al (1992); prozentualer Anteil von $N_i > 0,33$ mm/min.

⁸) Test für mehrere Stichproben auf Normalverteilung nach KOLMOGOROV-SMIRNOV.

⁹) Test für mehrere unabhängige Stichproben nach KRUSKAL-WALLIS.

Entsprechend der Ereignisdefinition nach SCHWERTMANN et al. (1990) ($t_{IE} > 6$ Stunden) wurden an den untersuchten Standorten insgesamt 491 Niederschlagsereignisse separiert (n_{Plot_1} : 301; n_{Plot_4} : 190). 49 auf Plot_1 bzw. 6 auf Plot_4 hatten einen direkten Bezug zu einem Runoff-Ereignis. Als so genannte Vorereignisse (N_{VE}) handelt es sich um jene Niederschlagsereignisse, für die der PAS eine Abflussmenge von mindestens einem Liter registriert hat. Die Struktur der nachfolgenden Zwischenergebnisse (N_{ZE}) bis zum letzten erfassten Liter wird nicht charakterisiert. Sie findet Ausdruck im Runoff-Hyetographen (Kap. 5.5.2).

Standort Heineckeberg ($n_{Hyetograph}$: 301) (Tab. 5.5-2, 5.5-3))

Die untersuchten Niederschläge am Standort Heineckeberg unterschieden sich in der zeitlichen Struktur derart, dass die erosionsrelevanten Vorereignisse durchschnittlich 55 Minuten länger andauerten und dabei das 5-fache der mittleren Intensitäten betrugten. Verglichen mit Ereignissen ohne direkten Bezug zum Oberflächenabfluss (vgl. Tab. 5.5-2) spendeten sie in 262 Minuten 4-mal soviel Nieder-

schlag (vgl. Tab. 5.5-3). Das Verhältnis für die Zentralmaße der maximalen Niederschlagsintensitäten war dabei mit rd. 1,1:1 bzw. 1,3:1 annähernd gleich. Als Extremwert konnte auf beiden Betrachtungsebenen ein absolutes Maximum von 3 mm/min gemessen werden. Mit einem mittleren Anteil von rd. 25 % sind es vor allem die Starkregeneinheiten, die zur Differenzierung zwischen den Niederschlagsgruppen beitragen. Saisonal dominiert das Sommerhalbjahr, in dem 94 % der Starkregenanteile und 72 % der erfassten Intensitätsanstiege stattfanden.

Tab. 5.5-2: Separierte Niederschlagsereignisse am Standort Heineckeberg.

MJ	Separierte Niederschlagsereignisse Plot_1							
	n^1	N_m (mm) ²	N_m (min) ³	N_{i_m}	$N_{i_{max}}$	$VarK_{N_{i_m}}$ ⁴	Impuls ⁵	SRM (%) ⁶
2000	37	2,5/1,9	248/218	0,09/0,03	1,5	1,53	11,7	13,9
2001	110	1,7/1,1	286/212	0,04/0,02	1,2	1,67	8	5,7
2002	116	2,0/1,4	321/201	0,04/0,02	1,0	1,31	9,5	2,1
2003	38	1,2/0,9	200/162	0,05/0,02	3,0	1,93	5,4	4,9
m/Med		1,9/1,3	264/207	0,06/0,02	1,7/1,4	1,61	8,7	6,7
m/Med⁷		1,6/1,1	269/201	0,04/0,02	1,7/1,2	1,64	7,6	4,2

¹) Trennung einzelner Ereignisse (n) nach Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990) (Abb.5.5-1).

²) mittlere Niederschlagsmenge (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (mm).

³) mittlere Niederschlagsdauer (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (min).

⁴) Variationskoeffizient ($VarK$) von N_{i_m} als relatives Heterogenitätsmaß der separierten Ereignisse.

⁵) mittlere Intensitätsanstiege als Impulsmaß separierter Ereignisse.

⁶) Starkregenmaß (SRM) nach WOHLRAB et. al (1992); prozentualer Anteil von $N_i > 0,33$ mm/min.

⁷) Betrachtungszeitraum 2001-2003.

Tab. 5.5-3: Erosionsrelevante Niederschlagsereignisse am Standort Heineckeberg.

MJ	Erosionsrelevante Voreignisse Plot_1							
	n^1	N_m (mm) ²	N_m (min) ³	N_{i_m}	$N_{i_{max}}$	$VarK_{N_{i_m}}$ ⁴	Impuls ⁵	SRM (%) ⁶
2000	5	7,9/8,2	387/334	0,22/0,13	1,5	1,13	37,8	22,3
2001	18	4,9/4,5	360/277	0,23/0,05	2,0	1,4	23,5	22,6
2002	16	4,5/4,8	325/247	0,12/0,07	1,2	0,98	21,9	14,1
2003	10	4,0/3,7	120/101	0,45/0,22	3,0	1,1	20	39,0
m/Med		5,3/4,8	298/262	0,26/0,1	1,9/1,8	1,15	25,8	24,5
m/Med⁷		4,5/4,7	268/247	0,27/0,07	2,1/2,0	1,16	21,8	25,2

¹) Trennung einzelner Ereignisse (n) nach Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990).

²) mittlere Niederschlagsmenge (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (mm).

³) mittlere Niederschlagsdauer (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (min).

⁴) Variationskoeffizient ($VarK$) von N_{i_m} als relatives Heterogenitätsmaß der separierten Ereignisse.

⁵) mittlere Intensitätsanstiege als Impulsmaß separierter Ereignisse.

⁶) Starkregenmaß (SRM) nach WOHLRAB et. al (1992); prozentualer Anteil von $N_i > 0,33$ mm/min.

⁷) Betrachtungszeitraum 2001-2003.

Der von SEUFFERT (1992) beschriebene Zusammenhang zwischen zunehmender Differenzierung (Heterogenisierung) eines Niederschlags und daraus resultierender Oberflächenabflussbildung findet in Tabelle 5.5-3 Bestätigung, indem die Maßzahlen für den mittleren Intensitätsanstieg (Impuls) und die prozentualen Starkregenanteile (SRM%) innerhalb eines Ereignisses Zunahmen verzeichnen. Bei den Impulsen wird jedoch beobachtet, dass die durchschnittlich 26 Intensitätsanstiege pro Voreignis dem rd. 3-fachen Wert aus Tabelle 5.5-2 entsprechen aber signifikante Zusammenhänge zur Oberflächenabflussintensität A_{O_i} fehlen (Tab. 5.5-5). Daraus abgeleitet ist der Einfluss der Intensitätsanstiege innerhalb eines Niederschlages für die Abflussbildung am Heineckeberg [Plot_1] unbedeutend. Wie Tabelle 5.5-5 zeigt, wird die Varianz von A_{O_i} zu rd. 44 % durch das Starkregenmaß und die Nieder-

schlagsintensität des Vorereignisses erklärt. Die Koeffizienten in Tabelle 5.5-5 weisen darauf hin, dass mit Oberflächenabfluss zu rechnen ist, wenn für kurze Zeit Intensitäten $> 0,33$ mm/min auftreten. Für den schwächeren Variationskoeffizienten ($\text{Var}K_{N_{i,m}}$) der mittleren Niederschlagsintensitäten der Vorereignisse gilt, dass das relative Heterogenitätsmaß Bezug nimmt auf Klassen insgesamt höherer Niederschlagsintensitäten.

Tab. 5.5-4: Spearman Korrelationskoeffizienten für separierte Niederschläge am Standort Heineckeberg.

	Grundgesamtheit der Vorereignisse auf Plot_1					
	N_{VE} (mm)	N_{VEi} (mm/min)	Impuls _n	SRM _n	A_{Oi} (l/min)	EC (mS/cm)
N_{VE} (min)	,62 ₃₀₁ **	ns ₃₀₁	,61 ₃₀₁ **	ns ₃₀₁	n.b.	n.b.
N_{VE} (mm)	-	,58 ₃₀₁ **	,97 ₃₀₁ **	,34 ₃₀₁ **	n.b.	n.b.
N_{VEi} (mm/min)		-	,53 ₃₀₁ **	,60 ₃₀₁ **	n.b.	n.b.
Impuls _n			-	,32 ₃₀₁ **	n.b.	n.b.
SRM _n				-	n.b.	n.b.
A_{Oi} (l/min)					-	n.b.
EC(mS/cm)						-

Tab. 5.5-5: Spearman Korrelationskoeffizienten für erosionsrelevante Niederschläge am Standort Heineckeberg.

	Grundgesamtheit der erosionsrelevanten Vorereignisse auf Plot_1					
	N_{VE} (mm)	N_{VEi} (mm/min)	Impuls _n	SRM _n	A_{Oi} (l/min)	EC (mS/cm)
N_{VE} (min)	ns ₄₆	-,63 ₄₆ **	ns ₄₅	-,60 ₄₂ **	-,97 ₄₆ **	ns ₄₆
N_{VE} (mm)	-	ns ₄₅	,98 ₄₅ **	ns ₄₂	ns ₄₆	ns ₄₆
N_{VEi} (mm/min)		-	ns ₄₅	,89 ₄₂ **	,67 ₄₅ **	ns ₄₅
Impuls _n			-	ns ₄₂	ns ₄₅	ns ₄₅
SRM _n				-	,66 ₄₂ **	ns ₄₆
A_{Oi} (l/min)					-	ns ₄₆
EC (mS/cm)						-

Standort Stedterer Pastorenstieg ($n_{\text{Hyetograph}} : 190$) (Tab. 5.5-4 a,b)

Die erosionsrelevanten Vorereignisse am Standort Stedterer Pastorenstieg sind in ihrer zeitlichen Struktur kürzer und dauern, wie in Tabelle 5.5-7 dargestellt, durchschnittlich nur 86 Minuten. Bei einer mittleren Intensität von 0,47 mm/min, was dem 24-fachen Wert in Tab. 5.5-6 entspricht, wurde dem Einzugsgebiet die zweifache Menge an Niederschlag zugeführt. Mit einem durchschnittlichen Starkregenanteil von rd. 56 % erfüllten die Vorereignisintervalle (mm/min) in einem rd. 8-fach höheren Verhältnis die Ansprüche der Definition von WOHLRAB et al. (1992). Das Verhältnis für die Zentralmaße der maximalen Niederschlagsintensitäten war dabei mit rd. 1,1:1 wie auf Plot_1 annähernd gleich. Als Extremwert konnte auf der Betrachtungsebene der erosionsrelevanten Ereignisse ein absolutes Maximum von 3,03 mm/min gemessen werden. Vergleichende Aussagen zur dynamischen Struktur der Niederschlagsereignisse sind für den Standort Stedterer Pastorenstieg aufgrund der geringen Stichprobenanzahl und fehlender Signifikanzen nicht möglich (Tab. 5.5-9). Die Einflussnahme der erfassten Impulse und Starkregenanteile ist im Hinblick auf die in Tabelle 5.5-7 gekennzeichneten Anstiege bzw. Zunahmen zu relativieren (SEUFFERT et al. 1999). Die erosionsrelevanten Niederschlagsereignisse werden an der genannten Stelle durch ein rd. 2-fach höheres Impulsmaß und einen Anstieg der relativen Starkregenanteile um den Faktor acht charakterisiert (vgl. Tab. 5.5-6).

Mit 94 % der separierten Starkregenanteile und 92 % der Impulsanstiege dominiert erneut das Sommerhalbjahr. Die schwächeren Variationskoeffizienten der mittleren Niederschlagsintensitäten, sind äquivalent zum Standort Heineckeberg zu interpretieren.

Tab. 5.5-6: Separierte Niederschlagsereignisse am Standort Stedtener Pastorenstieg.

Separierte Niederschlagsereignisse Plot_4								
MJ	n ¹	N _m (mm) ²	N _m (min) ³	N _{i,m}	N _{i,max}	VarK _{Ni,m} ⁴	Impuls ⁵	SRM (%) ⁶
2001	50	2,4/1,8	317/212	0,04/0,01	1,21	2,24	5,5	6,0
2002	96	4,2/1,9	433/231	0,06/0,02	1,35	1,78	9,7	6,8
2003	44	3,0/2,4	281/242	0,06/0,03	1,52	1,62	6,9	7,5
m/Med		3,2/2,0	344/228	0,05/0,02	1,52	1,88	7,4	6,8

¹) Trennung einzelner Ereignisse (n) nach Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990).

²) mittlere Niederschlagsmenge (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (mm).

³) mittlere Niederschlagsdauer (m/Med) der separierten Ereignisse N_m (min).

⁴) Variationskoeffizient (VarK) von N_{i,m} als relatives Heterogenitätsmaß der separierten Ereignisse.

⁵) mittlere Intensitätsanstiege als Impulsmaß separierter Ereignisse.

⁶) Starkregenmaß (SRM) nach WOHLRAB et. al (1992); prozentualer Anteil von N_i > 0,33 mm/min.

Tab. 5.5-7: Erosionsrelevante Niederschlagsereignisse am Standort Stedtener Pastorenstieg.

Erosionsrelevante Vorereignisse Plot_4								
MJ	n ¹	N _m (mm) ²	N _m (min) ³	N _{i,m}	N _{i,max}	VarK _{Ni,m} ⁴	Impuls ⁵	SRM (%) ⁶
2001	1	1,4	3	0,28/0,33	0,43	1,9	3	50
2002	4	6,5/5,7	238/226	0,27/0,15	1,51	1,1	16,5	21,6
2003	1	14,9	17	1,12/0,93	3,03	1,8	33	96
m/Med		7,6	86	0,56/0,47	1,66	1,6	17,5	55,9

¹) Trennung einzelner Ereignisse nach Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990).

²) mittlere Niederschlagsmenge der separierten Ereignisse in mm.

³) mittlere Niederschlagsdauer (m/Med) der separierten Ereignisse in min.

⁴) Variationskoeffizient (VarK) von N_{i,m} als relatives Heterogenitätsmaß der separierten Ereignisse.

⁵) mittlere Intensitätsanstiege als Impulsmaß separierter Ereignisse.

⁶) Starkregenmaß (SRM) nach WOHLRAB et. al (1992); prozentualer Anteil von N_i > 0,33 mm/min.

Tab. 5.5-8: Spearman Korrelationskoeffizienten für separierte Niederschläge am Standort Stedtener Pastorenstieg.

	Grundgesamtheit der Vorereignisse auf Plot_4					
	N _{VE} (mm)	N _{VEi} (mm/min)	Impuls	SRM	A _{Oi} (l/min)	EC (mS/cm)
N _{VE} (min)	,52 ₁₀₉ **	ns ₁₉₀	,51 ₁₉₀ **	ns ₁₉₀	n.b.	n.b.
N _{VE} (mm)	-	,59 ₁₉₀ **	,97 ₁₉₀ **	,40 ₁₉₀ **	n.b.	n.b.
N _{VEi} (mm/min)		-	,54 ₁₉₀ **	,59 ₁₉₀ **	n.b.	n.b.
Impuls _n			-	,36 ₁₉₀ **	n.b.	n.b.
SRM _n				-	n.b.	n.b.
A _{Oi} (l/min)					-	n.b.
EC (mS/cm)						-

Tab. 5.5-9: Spearman Korrelationskoeffizienten für erosionsrelevante Niederschläge am Standort Stedtener Pastorenstieg.

	Grundgesamtheit der erosionsrelevanten Vorereignisse auf Plot_4					
	N _{VE} (mm)	N _{VEi} (mm/min)	Impuls	SRM	A _{Oi} (l/min)	EC (mS/cm)
N _{VE} (min)	ns ₄	ns ₄	ns ₄	ns ₄	-1 ₄ **	ns ₄
N _{VE} (mm)	-	ns ₄	ns ₄	ns ₄	ns ₄	ns ₄
N _{VEi} (mm/min)		-	ns ₄	ns ₄	ns ₄	ns ₄
Impuls			-	ns ₄	ns ₄	ns ₄
SRM				-	ns ₄	ns ₄
A _{Oi} (l/min)					-	ns ₄
EC (mS/cm)						-

5.5.2 Dynamik des Oberflächenabflusses (Runoff-Hydrograph)

Zur vergleichenden Charakterisierung der Runoff-Hydrographen erfolgte eine Synchronisierung der auf Plot_1 bis 3 und Plot_4 gemessenen Runoff-Ereignisse.

Wie in den Tabelle 5.5-10 und 5.5-11 für die Statistik der Oberflächenabflussmessungen am Standort Heineckeberg dargestellt, reduzierte sich die Stichprobe damit auf $n_{\text{runoff_synchronisiert}} = 30$. Die Ereignisse, bei denen zeitgleich Niederschlag zum Abfluss kam, zeigen im Abflussaufkommen und bei den Abflussraten entsprechende Parallelen zu $n_{\text{runoff}} = 87$. Mit einer Gesamtabflusssumme von nur rd. 56 Litern findet dabei das hohe Rückhaltevermögen der Variante MULCH einen noch stärkeren Ausdruck (GRAS [150 l] > OFFEN [131 l] > MULCH [56 l]). Es überwiegen die Ereignisse, die im Sommerhalbjahr zum Oberflächenabfluss führten. Für das Winterhalbjahr gilt die Feststellung, dass einem geringen Abflussaufkommen erhöhte Abflussraten gegenüberstehen (Tab. 5.5-11). Von den auf Plot_4 erfassten 18 Runoff-Ereignissen konnten nur vier synchronisiert werden. Die geringe Datenlage lässt daher keine vergleichenden Schlussfolgerungen zu. Dennoch werden die mittels PAS registrierten Ereignisse mit zur Beschreibung der inneren Struktur der Oberflächenabflüsse (A_0) herangezogen.

Tab. 5.5-10: Statistik der synchronisierten Oberflächenabflussmessungen durch den PAS.

Variante	Sampler	n	Liter	s (%)	Untersuchungszeitraum				
					Ereignis (%)	Abfluss (l)		Abflussrate (%)	
						max	mittel	max	mittel
<i>Plot_1 bis Plot_3 – Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003 ($n_{\text{runoff_synchronisiert}} = 30$)</i>									
OFFEN	PAS	30	131	3,8	100	18	4	1	0,14
MULCH	MTS	16	56	2,9	53	12	4	0,3	0,06
GRAS	MTS	16	150	12,5	53	50	9	2,2	0,16

Tab. 5.5-11: Saisonale Statistik der synchronisierten Oberflächenabflussmessungen durch die PAS.

Variante	Sommer						Winter					
	Ereignis (%)	Abfluss (l)			Abflussrate (%)		Ereignis (%)	Abfluss (l)			Abflussrate (%)	
		Liter	Max	Mittel	Max	Mittel		Liter	Max	Mittel	Max	Mittel
<i>Plot_1 bis Plot_3 – Untersuchungszeitraum 2000 bis 2003 ($n_{\text{runoff_synchronisiert}} = 30$)</i>												
OFFEN ¹⁾	57	72	15	4	0,3	0,2	43	59	18	5	1,0	0,07
MULCH ¹⁾	63	35	12	4	0,3	0,1	38	21	7	3	0,3	0,04
GRAS ¹⁾	63	78	28	8	0,6	0,2	38	73	50	12	2,2	0,28

¹⁾ PAS

²⁾ MTS

5.5.3 Oberflächenabflussdaten ausgewählter Ereignisse

Die Datenstruktur von zehn der insgesamt 30 synchronisierten Ereignisse konnte herangezogen werden, um Runoff-Hydrographen zu erstellen. In Tabelle 5.5-12 sind die dazugehörigen statistischen Kennwerte dargestellt. Die Abbildungen 5.5-2 und 5.5-3 beschreiben am Beispiel des Runoff-Ereignisses vom 17. Juli 2002 auf Plot_1 eine charakteristische Ganglinie (Datenblätter der Hydrographen siehe Anhang_Runoff).

Tab. 5.5-12: Mittlere Kennwerte der Runoff-Hydrographen an den Standorten Plot_1 und Plot_4.

	n^1	$A_{Ot_min}^2$	$A_{Ol_Liter}^3$	$N_{VE_min}^4$	$N_{VE_mm}^4$	$A_{ON\%}^5$	N_{VEI}^6	N_{ZEI}^7	A_{OI}^8	$Impuls_n^9$	SRM_n^{10}	t_a^{11}	t_c^{12}
<i>Standort Heineckeberg [Plot_1]</i>													
25.03.01	188	1067	5,5	292	2,2	0,48	0,03	0,04	0,01	10/82	0/0	652	965
07.07.01	454	420	10	202	6,3	0,37	0,59	0,30	0,05	27/198	46/171	317	203*
31.07.01	132	194	4,5	87	4,1	0,58	0,91	0,81	0,17	18/57	34/110	89	87
05.08.01	97	194	3	115	1,4	0,52	0,31	0,32	0,03	6/47	6/51	194	115*
17.07.02	480	810	15	59	1,1	0,52	0,03	0,34	0,09	8/169	0/218	187	193
12.08.02	295	717	5,7	221	6,1	0,32	0,05	0,05	0,01	35/144	0/0	597	516
05.06.03	139	83	3,3	26	3,8	0,39	0,84	0,44	0,07	15/58	23/79	83	26*
08.06.03	130	37	3	28	7,5	0,38	0,48	1,20	0,96	37/57	51/93	30	28*
m		440	6,3	129	4,1	0,45	0,41	0,44	0,2	20/102	20/90	269	267
<i>Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]</i>													
08.09.01	26	24	24	3	1,4	2,08	0,28	0,23	1,75	3/10	3/15	7	9*
17.07.02	285	226	>6000 ¹³	153	13,1	29,48 ¹³	0,27	0,38	5,87	37/139	22/79	156	154
m		125	74,5	78	7,3	15,78	0,28	0,31	3,8	20/75	13/47	82	82*

¹) Registrierte Kippungen n des Ereignisniederschlages (Plot_1: 0,1mm proTip; Plot_4; 0,202mm pro Tip).

²) Dauer des Runoff-Ereignisses A_{Ot_min} (min). Zeitraum N_{VE} (mm) bis IS_n durch den PAS.

³) Menge des Oberflächenabflusses A_{Ol_Liter} (l).

⁴) Vorereignis N_{VE} (min bzw. mm) gemäß Ereignis-Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990).

⁵) Prozentualer Anteil des Runoff am Ereignis-Niederschlag $A_{ON\%}$; Abflussrate (%) des Ereignisses.

⁶) Mittlere Niederschlagsintensität des Vorereignisses N_{VEI_m} (mm/min).

⁷) Mittlere Niederschlagsintensität der Zwischenereignisse N_{ZEI} (mm/min) [IS_{2-n}].

⁸) Mittelwert der Runoff-Intensität A_{OI} (l/min).

⁹) $Impuls_n$ Vorereignis/Gesamtereignis.

¹⁰) SRM_n Vorereignis/Gesamtereignis.

¹¹) Anlaufzeit t_a als Zeitraum (min) vom Regenbeginn bis A_{Ol_max} .

¹²) Konzentrationszeit t_c (time of concentration) als Zeitraum (min) vom Regenbeginn bis EC_{max} .

¹³) Von den registrierten ca. 6000 Liter Oberflächenabfluss beprobte der PAS die ersten 125 Liter.

* t_c zum Zeitpunkt IS_1 als Hinweis auf die stoffliche Befruchtung (mS/cm) im "first flush".

Abbildung 5.5-2 zeigt am Beispiel des Runoff-Ereignisses vom 17. Juli 2002 die Einflussgrößen auf den Abflussbildungsprozess. Nacheinander werden die Kennwerte der Vor- und Zwischenereignisse gegenüber der Zeit (hh:min bzw. Intervall Sampling $_{IS1-n}$) aufgetragen. Dies sind die funktionalen Zusammenhänge zum Niederschlag (mm, mm/min, Impuls, SRM), der Runoff-Dynamik (l/min) und der stofflichen Befruchtung (mS/m). Dabei kommt das messmethodische Potenzial des PAS vor allem im unteren Diagramm zur Geltung. Wie am Parameter der elektrischen Leitfähigkeit zu erkennen ist, kann mittels MTS einzig ein Summenwert Aufschluss über die Stoffkonzentration im Oberflächenabfluss geben. Die Fragen der standortbedingten Varianz können hinreichend beantwortet werden (MULCH [Plot_2] > GRAS [Plot_3] > OFFEN [Plot_1]), Rückschlüsse auf die innere Dynamik (t_a , t_c), die Peaks der Runoff-Intensität (Pk_R) bzw. der Lösungsfracht (Pk_{EC}) und Prozesse des Abflussverhaltens („pre-event water“, „event-water“, „first flush“, Hortonian overland flow, Interflow) während der Prozessdauer sind jedoch nicht möglich. Der MTS-Datensatz beruht auf einer Auswertung von Mischproben und nicht wie der PAS-Datensatz auf einer Intervallbeprobung (Intervall Sampling IS_{1-n}).

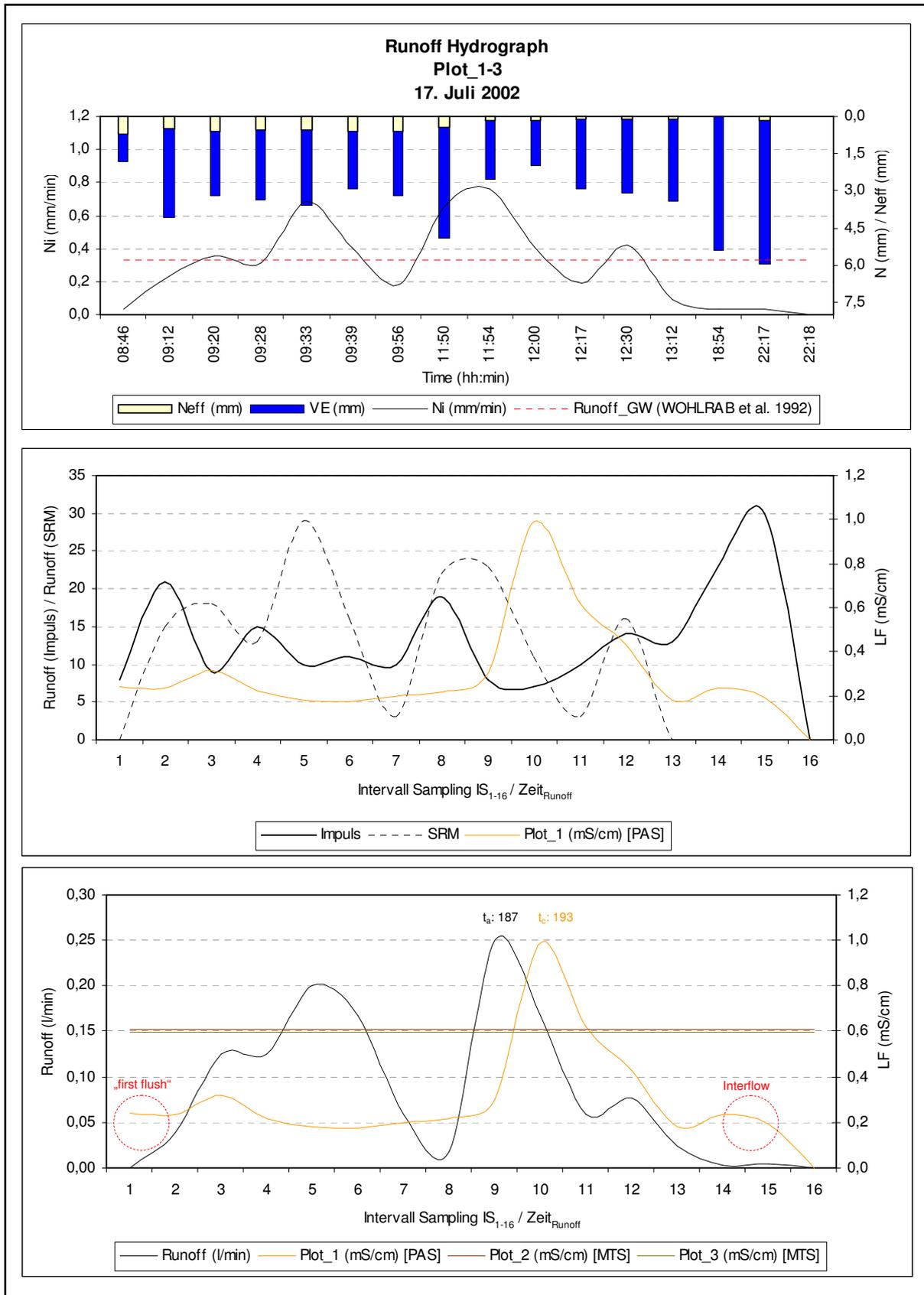


Abb. 5.5-2: Runoff Hydrograph Plot_1 vom 17. Juli 2002.

Standort Heineckeberg (Tab. 5.5-12)

Die acht Oberflächenabflüsse in Tabelle 5.5-12 hatten eine mittlere Dauer von 440 Minuten, in denen durchschnittlich sechs Kippungen je 1 Liter durch den PAS geloggt wurden. Rund 0,45 % der Niederschläge flossen pro Ereignis auf der OFFEN bewirtschafteten Gasse oberflächlich ab (OFFEN [0,45%] \geq GRAS [0,44%] $>$ MULCH [0,27%]) (Tab. 5.5-12). Auf Plot_1 konnten somit für die ausgewählten Ereignisse Abflussraten errechnet werden, die um den Faktor 2 bzw. 3 über den mittleren Werten des Untersuchungszeitraumes bzw. der einzelnen Hydrologischen Jahre lagen (vgl. Tab. 5.4-8).

Die mittlere Anlaufzeit (t_a) betrug rd. 269 Minuten und die der mittleren Lösungsfracht $t_c = 267$ Minuten (Tab. 5.5-12). Nach PEARCE et al. (1986) gilt somit für $t_a \geq t_c$ die Annahme, dass der Niederschlag die Hydrochemie des Runoffs dominiert. HARRIS et al. (1995) konkretisierten die Aussage von PEARCE et al. (1986), in dem sie den Geltungsbereich einschränken auf:

- a) geringe Variationen in der gelösten Nährstoffkonzentration im Niederschlag,
- b) eine kurze Verweildauer bzw. geringe Retention des Niederschlags und
- c) eine unbedeutende Einflussnahme durch die Prozesse des „Return flow“.

WEILER et al. (1999) und PILGRIM et al. (1979) konstatieren, dass vor allem von einer sehr großen Einflussnahme des „pre-event waters“ auf die Runoff-Hydrochemie ausgegangen werden muss. Schwache Ereignisse ($N = 30-35$ mm) wiesen dabei mit bis zu 60 % am Gesamtabfluss größere Anteile auf als Ereignisse mit Niederschlägen > 50 mm (46 %) (ebenda).

Zur Interpretation der Ganglinien bei $t_a \leq t_c$ muss für die gelösten Stoffe im Oberflächenabfluss ein differenter Quelle-Pfad-Senke Ansatz gefunden werden (vgl. Abb. 5.5-4; Anhang_Runoff). Die Annahmen von BAKER & LAFLEN (1983) bzw. BAKER (1987), die für eine Folge von Abflussereignissen stets im ersten Runoff die höchste Stoffkonzentration erwarteten und anschließend eine „Ausdünnung“ der Lösungsfracht beschrieben, treffen nicht zu. Der Ganglinienverlauf wie auch die mittlere Elementverteilung in den Intervallproben IS_{1-n} sind grundsätzlich als Summe aus Ereigniswasser und Vor-Ereigniswasser auf der Bodenoberfläche, aber auch in den oberen gesättigten Schichten zu verstehen (ELSENBEER et al. 1995). Diskutiert werden in diesem Kontext das gleichzeitige Wirken des sogenannten „saturation overland flow“ und „Hortonian overland flow“ in unteren Hanglagen, dem rapiden subterranean Fluss in Makroporen und Wurzelgängen und dem langsamen lateralen Sättigungsfließen in den obersten Bodenschichten (WEILER et al. 1999). Vergleichbar hohe Stoffkonzentrationen können zudem erfasst werden, wenn Zwischenereignisse mit hoher Niederschlagsintensität Nährstoffe aus tieferen, angereicherten Schichten der Bodenoberfläche desorbieren (RÜTTIMANN 2001).

In Relation zu A_{O_i} gilt die Annahme, dass erst nach rd. 2/3 der Runoff-Ereignisdauer dynamische und stoffliche Extreme zu erwarten sind (Tab. 5.5-12). Eine signifikante Korrelation zwischen A_{O_i} und EC bleibt auf den ersten Liter Oberflächenabfluss (IS_1) beschränkt (vgl. Tab. 5.5-13). Für die Abflussrate der nachfolgenden Zwischenereignisse ergibt sich eine signifikante Rangfolge abnehmender Einflussnahme von: $N_{ZE_{(min)}} > N_{ZE_{(mm)}} > N_{ZE_{i_{(mm/min)}}} > \text{Impuls}$. (vgl. Tab. 5.5-14).

Niederschlag und Oberflächenabfluss (Tab. 5.5-10 bis 5.5-12)

Die Hydrographen von Plot_1 werden durch Vorereignisse von besonders kurzer Dauer ($N_{VE_{min}}$) und entsprechend hoher Intensität (N_{VE_i}) charakterisiert (vgl. Tab. 5.5-11, Anhang_Runoff). Die Vorereignisse lagen mit durchschnittlich 4,1 mm unter dem Mittelmaß der selektierten erosionsrelevanten Niederschläge (5,3 mm) und fielen in weniger als der Hälfte der erfassten Zeit (298 min:129 min) (vgl. Tab. 5.5-12). Damit ergaben sich in Relation zur Gesamt ereignisdauer Anlaufzeiten (t_a) von rd. 23 % (17.07.02) bis 100 % (05.08.01, 05.06.03). Je geringer die Niederschläge der vorangegangenen fünf Tage waren, desto intensiver regnete es bis zum Runoff des ersten Liters ($r = -,73_8^*$).

Das Impulsmaß korreliert signifikant mit $N_{VE(mm)}$ und entspricht in etwa dem Wert aus Tabelle 5.5-13. Ein hohes Starkregenmaß während des 24-stündigen Vorereignisses ($N_{VE_{24h}}$) beeinflusst in hohem Maße den anschließenden erosionsrelevanten Regen ($r = 1_5^{**}$). Für die innere Niederschlagsstruktur der ausgewählten Hydrographen gilt, dass SRM und Impuls nur im Vorereignis eines Runoffs und in Wechselwirkung zur Niederschlagssumme korrelieren, sich dabei aber kein Einfluss auf den Abfluss IS_1 abzeichnet (Tab. 5.5-13, Abb. 5.5-2 [mitte]).

Tab. 5.5-13: Spearman Korrelationskoeffizienten für das Vorereignis.

	Grundgesamtheit der Vorereignisse auf Plot_1						
	N_{VE} (mm)	N_{VEi} (mm/min)	Impuls	SRM	A_{Oi} (l/min)	EC (mS/cm)	pH
N_{VE} (min)	ns ₈	ns ₈	ns ₈	ns ₅	ns ₈	ns ₈	,76 ₈ *
N_{VE} (mm)	-	ns ₈	,95 ₈ **	1 ₅ **	ns ₈	ns ₈	ns ₈
N_{VEi} (mm/min)		-	ns ₈	ns ₅	ns ₈	,72 ₈ *	ns ₈
Impuls			-	1 ₅ **	ns ₈	ns ₈	ns ₈
SRM				-	ns ₅	ns ₅	ns ₅
A_{Oi} (l/min)	-	-	-	-	-	-	ns ₈
EC (mS/cm)					,83 ₈ *	-	ns ₈

Tab. 5.5-14: Spearman Korrelationskoeffizienten für das Zwischenereignis.

	Grundgesamtheit der Zwischenereignisse auf Plot_1						
	N_{ZE} (mm)	N_{ZEi} (mm/min)	Impuls	SRM	A_{Oi} (l/min)	EC (mS/cm)	pH
N_{ZE} (min)	,85 ₃₅ **	-,73 ₃₅ **	,84 ₃₅ **	ns ₂₇	-,99 ₃₃ **	ns ₃₃	ns ₃₃
N_{ZE} (mm)		-,63 ₃₅ **	,93 ₃₅ **	ns ₂₇	-,82 ₃₃ **	ns ₃₃	ns ₃₃
N_{ZEi} (mm/min)		-	-,44 ₄₀ **	,64 ₂₇ **	,77 ₃₈ **	ns ₃₈	-,47 ₃₈ **
Impuls			-	ns ₂₇	-,64 ₃₈ **	ns ₃₈	ns ₃₈
SRM				-	ns ₂₇	ns ₂₅	ns ₂₅
A_{Oi} (l/min)					-	ns ₃₆	-,39 ₃₆ *
EC (mS/cm)						-	-,42 ₃₈ **

Im fortlaufenden Runoff-Prozess sind es dann weniger die Niederschlagsabschnitte mit Intensitäten $N_i > 0,33$ mm/min (SRM) und ist es auch nicht direkt die Anzahl der Intensitätsanstiege pro Intervall, die signifikant auf die Abflussrate (A_{Oi}) einwirken. Stattdessen belegen die Korrelationskoeffizienten der Niederschlagsparameter N_{ZEi} mit $r = ,77_{38}^{**}$ (Tab. 5.5-14), dass die unterschiedlichen Abflusswerte (A_{Oi}) vermehrt von homogenen, aber sehr intensiven Niederschlägen und zunehmend auch von den Gebietseigenschaften gesteuert werden. Nicht anders sind die Ganglinien in der Abbildung 5.5-2 (oben, mitte) und der Zusammenhang zwischen Impuls und A_{Oi} ($r = -,64_{38}^{**}$) zu interpretieren. Die notwendigen Niederschlagsintensitäten für Abfluss- und Bodenabtragsprozesse schwanken zwischen 0,2 bis 0,33 mm/min (vgl. WOHLRAB et al. 1992, EMDE 1992, SCHWERTMANN et al. 1990, DEUMLICH & GÖDICKER 1989, JUNG & BRECHTEL 1980).

Die eigenen Messungen belegen, dass diese Aussage sowohl auf die mittleren Intensitäten des „Initialniederschlags“ (N_{VEi_m}) als auch der Zwischenereignisse (N_{ZEi_m}) zutrifft (vgl. Abb. 5.5-2 [oben]). Zudem veranschaulicht Tabelle 5.5-12 für den Verlauf des Runoffs, dass in nahezu der Hälfte der genannten Fälle die mittleren Intensitäten anstiegen ($N_{VEi_m} < N_{ZEi_m}$) oder zumindest unverändert blieben (12.08.02 [Plot_1]).

Für den Zeitraum nach Abflussbeginn ergeben sich für die Niederschlagsintensitäten funktionale Zusammenhänge von hoher Signifikanz zu den Kennwerten $A_{O_i(l/min)} > N_{ZE (min)} > SRM > N_{ZE (mm)} > \text{Impuls}$ (Tab. 5.5-12).

Als besonders markant ist in diesem Kontext der Abfluss vom 08.06.03 [Plot_1] zu bezeichnen. Nach einem Vorereignis von 7,5 mm kamen drei Liter in neun Minuten zum Abfluss. In Tabelle 5.5-12 wird nicht nur eine N_{ZE} -Zunahme um den Faktor 2,5 beschrieben, sondern mit Hilfe der Indikatoren Starkregenmaß (51) und Impuls (37) auch auf eine besondere Dynamik hingewiesen. Die daraus resultierenden 0,96 l/min entsprechen dem Höchstwert der insgesamt erfassten mittleren Runoff-Intensität (A_{O_i}). Die Ereignisse vom 31.07.01 [Plot_1] und 05.06.03 [Plot_1] zeigen zwar weniger eine Intensitätszunahme, aufgrund der Einzelwerte gehören sie dennoch mit in die o.g. Aufzählung.

Die Niederschlagsspenden der Zwischenereignisse ($N_{ZE(mm)}$) übertrafen die des Initialniederschlags ($N_{VE (mm)}$) im Durchschnitt um das 8-fache. Unter den Zwischenereignisse ($n=35$) korrelieren sie stärker mit dem Impulsmaß als die Intensität ($N_{ZE(mm/min)}$). Mit rd. 46 Litern, dem 42-fachen des Vorereignisses ($N_{VE: 1,1 \text{ mm}}$), zeigt das Ereignis vom 17.07.02 [Plot_1] (Abb. 5.5-2) den extremsten Gegensatz.

Stoffliche Befrachtung des Oberflächenabflusses (Abb. 5.5-2 bis 5.5-4; Tab. 5.5-15)

Für die im Hydrographen (Abb. 5.5-2) dargestellte Ganglinie der Lösungsfracht EC (mS/cm) ergeben sich signifikante Wechselwirkungen zur Niederschlagsintensität (N_{VE_i}) ($r = ,728^*$) und Abflussrate (A_{O_i}) ($r = ,838^*$) (Tab. 5.5-13). Da diese auf das Vorereignis und den ersten Liter Oberflächenabfluss (IS_1) beschränkt bleiben, können sie als Indikator für den „first flush“ gedeutet werden (Abb. 5.5-2 [unten]). Vorausgesetzt, die Intervallprobe IS_1 ist hydrochemisch keine Mischprobe älterer Abflüsse, werden vor allem die Anionen Chlorid und Schwefel zu Abflussbeginn verlagert. Bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $< 0,05$ kann mittels des MANN-WHITNEY-Tests gezeigt werden, dass sich neben den o.g. Elementen auch die Konzentrationen von Magnesium und Kalzium in IS_1 signifikant verschieden zu IS_{2-n} sind (Tab. 5.5-15).

Wie unterschiedlich die Nährstoffkonzentrationen im „first flush“ sind und in welcher Art und Anzahl Grenzwerte der Trinkwasserverordnung überschritten werden, verdeutlicht Abbildung 5.5-3.

Tab. 5.5-15: Irrtumswahrscheinlichkeit¹ für die Nährstoffkonzentrationen im „first flush“ und Interflow.

	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
<i>„first flush“-Annahme am Standort Heineckeberg [Plot_1]</i>										
n	46	46	46	46	46	46	46	43	42	46
	,921	,003	,130	,201	,034	,042	,039	,247	,741	,046
<i>„first flush“-Annahme am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]</i>										
n	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	,016	,087	,004	,028	,372	,348	,004	,574	,007	,004
<i>„Interflow“-Annahme am Standort Heineckeberg [Plot_1]</i>										
n	46	46	46	46	46	46	46	43	42	46
	,425	,082	,132	,147	,070	,118	,582	,717	,590	,028
<i>„Interflow“-Annahme am Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]</i>										
n	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	,737	,959	,256	1	,877	,836	,314	,757	1	,470

¹⁾ Mann-Whitney-Test.

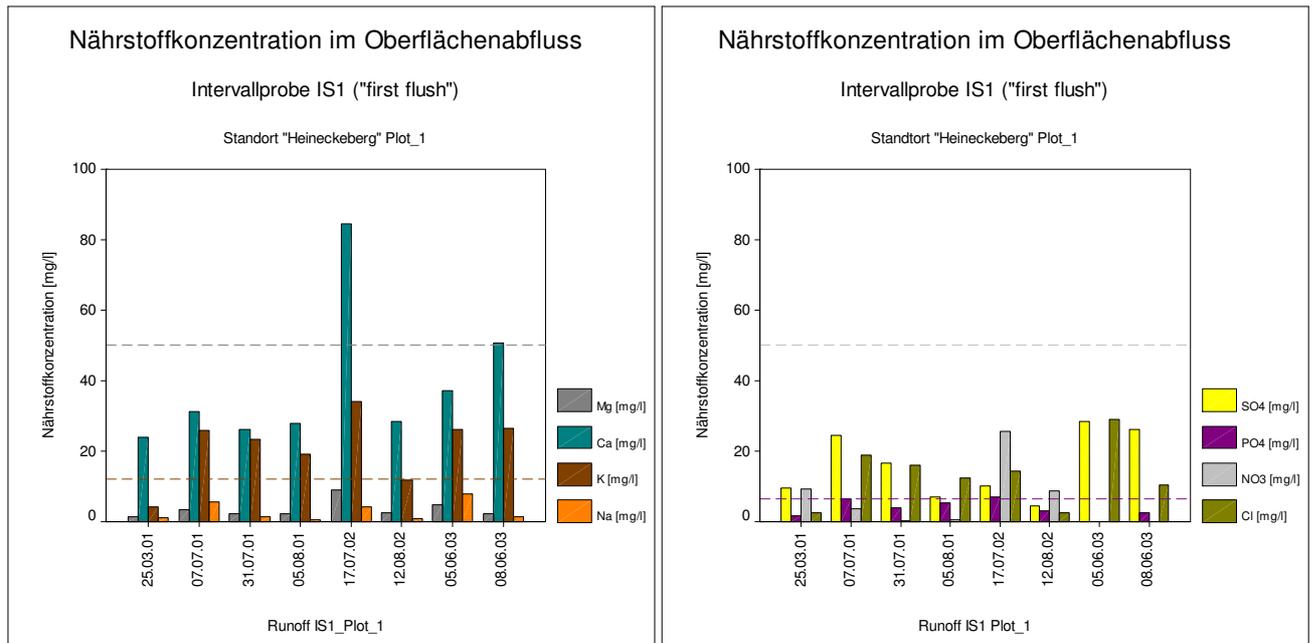


Abb. 5.5-3: Nährstoffkonzentration [mg/l] im „first flush“ am Standort Heineckeberg (Plot_1).

Das leicht mobilisierbare und nicht partikulär gebundene Nitrat weist beim „first flush“ keine erkennbare Einflussnahme auf den Summenparameter der Leitfähigkeit auf (Tab. 5.5-15). Die Gehalte stehen in enger Beziehung zur Niederschlagsintensität. Während beim Betrachten der gesamten Abflussdynamik (IS_{1-n}) schwache Korrelationen ($r = -,40_{43}^{**}$) die Aussage relativieren, bekräftigen die Werte des Zeitraums IS_{2-n} mit $r = -,93_6^{**}$ die Annahme, dass Verlagerungstendenzen zwar frühzeitig bestehen, aber Starkregenereignisse bedürfen. Überschreitungen der Grenzwerte lagen zu Abflussbeginn nicht vor. Die Maximalwerte an NO_3 -N schwanken zwischen 3,5 mg/l und 25,8 mg/l (Tab. 5.5-16).

Wie schon beim Nitrat fehlt auch dem Phosphat (P_2O_5) eine signifikante Wechselwirkung zum „first flush“ (Tab. 5.5-15). Die Konzentrationen schwanken zusammenhangslos zwischen 1,25 mg/l bis 15,30 mg/l und erreichten ihr „first-flush“-Maximum, gleichbedeutend mit einer Grenzwertüberschreitung der Trinkwasserverordnung, synchron zum größten Abflussaufkommen am 17.07.02 ($17.07.02 > 07.07.01$) (Abb. 5.5-3, 5.5-4). Viel bedeutender sind die in Tabelle 5.5-16 dargestellten insgesamt sehr hohen Austräge an gelöstem Phosphat in den Intervallproben IS_{1-n} .

Während über den Sickerwasserpfad keine Phosphatauswaschung stattfand und die Tabelle 5.4-5 für die Gesamtbefrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Phosphat auf Plot_1 rd. 0,12 kg/ha ausweist, wurden allein durch den Runoff der acht extremen Starkregenereignisse rd. 0,035 kg/ha ausgetragen.

Für den ermittelten stofflichen Anteil an der Gesamtbelastung des Oberflächenabflusses ($r = ,68_{42}^{**}$) ergeben sich schwache, aber signifikante Korrelationen zur Niederschlagsmenge ($r = -,33_{37}^*$) und Oberflächenabflussrate ($r = ,34_{40}^*$). Als Quelle für die Messwerte im „first flush“ kommen Ausspülungen applizierter Düngegaben von der Bodenoberfläche und den Blattflächen sowie durch Stammabfluss in Betracht. Laterale Einspülungen bzw. Zuflüsse aus angrenzenden agrarischen Einzugsgebieten können ausgeschlossen werden.

Bei den Kationen ließ sich für die Nährstoffe Magnesium und Kalzium eine signifikante Auswaschungsgefährdung mit dem ersten Liter („first flush“) nachweisen (Tab. 5.5-15). Ihr Lösungsverhalten korrelierte in einem entsprechend hohen Verhältnis zur Intervallprobe IS_1 ($r = ,71^*$). Wie Abbildung 5.5-4 veranschaulicht, wurde zu keinem Zeitpunkt der Grenzwert der TrinkwV überschritten. Für das Element Kalium hingegen gilt, dass der Oberflächenabfluss in sieben der acht untersuchten Fälle Konzentrationen über dem Grenzwert von 12 mg/l aufwies. Eine bevorzugte Auswaschung zu Ereignis-

nisbeginn bleibt ohne statistischen Nachweis (Tab. 5.5-15). Die Gehalte an Kalium im Oberflächenabfluss erlauben Rückschlüsse auf eine entsprechende Versorgung im Oberboden. Kalium korreliert signifikant mit Kalzium ($r = ,83_{46}^{**}$).

Im weiteren Verlauf des Runoffs (IS_{2-n}) ergeben sich keine Zusammenhänge zur Lösungsfracht. Aus den Ergebnissen der PAS-Messungen sind keine entsprechenden Hinweise abzuleiten (Tab. 5.5-15).

Tab. 5.5-16: Zentralwerte der gelösten Nährstoffe (mg/l) im Runoff ausgewählter Ereignisse.

	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	PO ₄	P	SO ₄
<i>Standort Heineckeberg [Plot_1]</i>											
n	46	46	46	46	46	46	46	43	42	42	46
m	7,0	0,19	1,9	19,2	2,4	29,0	8,4	3,2	5,0	1,6	11,2
Med	7,0	0,16	1,0	15,0	1,7	24,9	6,0	1,8	3,7	1,2	8,7
Max	7,5	0,99	8,0	118,1	9,6	84,4	50,1	25,8	15,3	5,0	52,5
Min	6,6	0,05	0,3	1,6	0,2	12,2	0,3	0,2	1,0	0,3	1,5
<i>Standort Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]</i>											
n	48	48	48	48	48	48	48	48	48		48
m	7,7	0,20	1,4	12,3	6,2	69,2	4,6	9,7	2,1	0,7	24,0
Med	7,6	0,20	1,3	14,1	7,0	76,7	4,4	7,6	1,9	0,6	20,2
Max	8,2	0,45	2,7	19,9	10,4	133,6	15,4	30,9	4,5	1,5	76,6
Min	6,9	0,16	0,8	6,9	2,7	28,8	2,6	0,6	1,2	0,4	12,9

Standort „Stedtener Pastorenstieg“

Auffallend bei den Hydrographen von Plot_4 sind vor allem die geringen Intensitätswerte ($N_{VEi,m}$) (Tab. 5.5-12). Vergleichende Schlussfolgerungen können aufgrund des Datensatzes nicht gezogen werden. Im Mittelpunkt der Auswertung steht der Bodenabtrag vom 17.07.02.

Großereignis vom 17.07.2002 auf den Messfeldern Plot_1 und Plot_4

Dem Runoff-Ereignis vom 17.07.2002 lag ein Starkniederschlagsereignis zugrunde, welches jährlich lediglich 0,1-2 Mal auftritt (vgl. Schröder 1986). Den ausgewählten Kennwerten in Tabelle 5.5-17 liegt die Definition von SCHWERTMANN et al.(1990) zu Grunde.

Bei der Beschreibung des Runoffs kann für Plot_1 der gesamte Ereigniszeitraum charakterisiert werden. Am Stedtener Pastorenstieg auf Plot_4 beschränken sich die Aussagen auf ein messtechnisch vorgegebenes Intervall und den Bodenabtrag. Der Runoff-Hydrograph stellt als Ausschnitt die Dynamik der ersten abgeflossenen 125 Liter dar.

Tab. 5.5-17: Ausgewählte Kennwerte für das Starkregenereignis vom 17.07.2002.

Zeit	N	N _i ¹	N _{VE,mm}	N _{VE,min}	N _{VEi} ¹	N _{ZEI} ¹	A _{Oi}	A _{Ot}	A _{Oi} ¹	Pk _R ³	Pk _{EC} ⁴	EC ¹
07:47-03:08	48	0,29/2,0	1,1	59	0,03/0,07	0,34/2,0	15	810	0,09/0,25	5	3	0,32/0,99
07:49-00:39	92,5	0,25/1,5	13,1	153	0,27/0,93	0,38/1,5	>6000 ²	226	5,9/8,3	6	7	0,20/0,23

¹) Ausgewählte Kennwerte als Mittelwert bzw. Maximalwert.

²) Von den registrierten ca. 6000 Liter Oberflächenabfluss beprobte der PAS die ersten 125 Liter.

³) Anzahl der Peaks der Runoff-Intensität Pk_R (l/min) für das Ereignis.

⁴) Anzahl der Peaks der Lösungsfracht Pk_{EC} (mS/cm) im Runoff für das Ereignis.

Standort Heineckeberg (Abb. 5.5-2; Abb. 5.5-4)

Der Beginn des erosionsrelevanten Niederschlages und die Dauer des Runoffs (A_{Ot}) werden in Tabelle 5.5-17 mit 7:47 Uhr und 810 Minuten angegeben. Die ermittelten Heterogenitätsmaße (Impuls, SRM) charakterisieren den Ereignisverlauf als einen Zeitraum, in dem rd. ein Drittel des Niederschlages durch Impulsanstiege, d.h. Intervalle zunehmender Intensitäten, gekennzeichnet ist. Daraus resultieren fünf Peaks für die Runoff-Intensität (PK_{AO}) und drei Peaks für die Lösungsfracht im Runoff (PK_{EC}) (vgl. Abb. 5.5-2 und Tab. 5.5-17). In nahezu der Hälfte der Ereignisdauer (rd. 45 %) konnten Starkregenintervalle mit $N_i > 0,33$ mm/min beobachtet werden, ohne einen Bodenabtrag auszulösen. Die absoluten Beträge für das Impulsmaß und Starkregenmaß sind in der Tabelle 5.5-12 dargestellt.

Die Niederschlagsspenden der Vorereignisse N_{VE_5d} (7,2 mm), N_{VE_24h} (6,2 mm) und N_{VE} (1,1 mm) waren sehr gering. Daraus resultiert ein trockener Oberboden, dessen Sättigungsgrad maßgeblich vom Niederschlag der vorangegangenen 24 Stunden (N_{VE_24h}) bestimmt wurde (Tab. 5.5-19). In diesem Zusammenhang ergibt sich für das erosionsrelevante Vorereignis (N_{VE}) bei einer Dauer von 59 Minuten (N_{VE_min}) eine Intensität von nur 0,03 mm/min (Tab. 5.5-12). Den acht Impulsanstiegen konnte kein Starkregenmaß zugeordnet werden ($SRM_n = 0$) (Tab. 5.5-12).

Mit Beginn des Runoffs stieg die Niederschlagsintensität (N_{ZEi}) auf einen mittleren Wert von 0,34 mm/min. Das Maximum betrug 2,0 mm/min und wurde im Intervall zum achten Liter Oberflächenabfluss (IS_8 ; 11:50:58 [hh:min:ss]) gemessen. Ein Intervall später (IS_9) markiert t_a mit 0,25 l/min die höchste Abflussintensität und gleichzeitig das Ende der Anlaufzeit nach 187 Minuten. Insgesamt 15 Liter kamen zum Abfluss. Bei einem Niederschlag von 48 l/m² bzw. 2880 l/60m² entspricht dies einer Rate von rd. 0,52% auf der offen gehaltenen Gasse (GRAS [0,97%] > OFFEN [0,52%] > MULCH [0,42]). Zunächst schwanken die hohen Nährstoffgehalte in IS_1 bis zum Erreichen der Konzentrationszeit t_c auf dem Niveau der errechneten Mittelwerte (0,32 mS/cm) (vgl. Abb. 5.5-4 und Tab. 5.5-12).

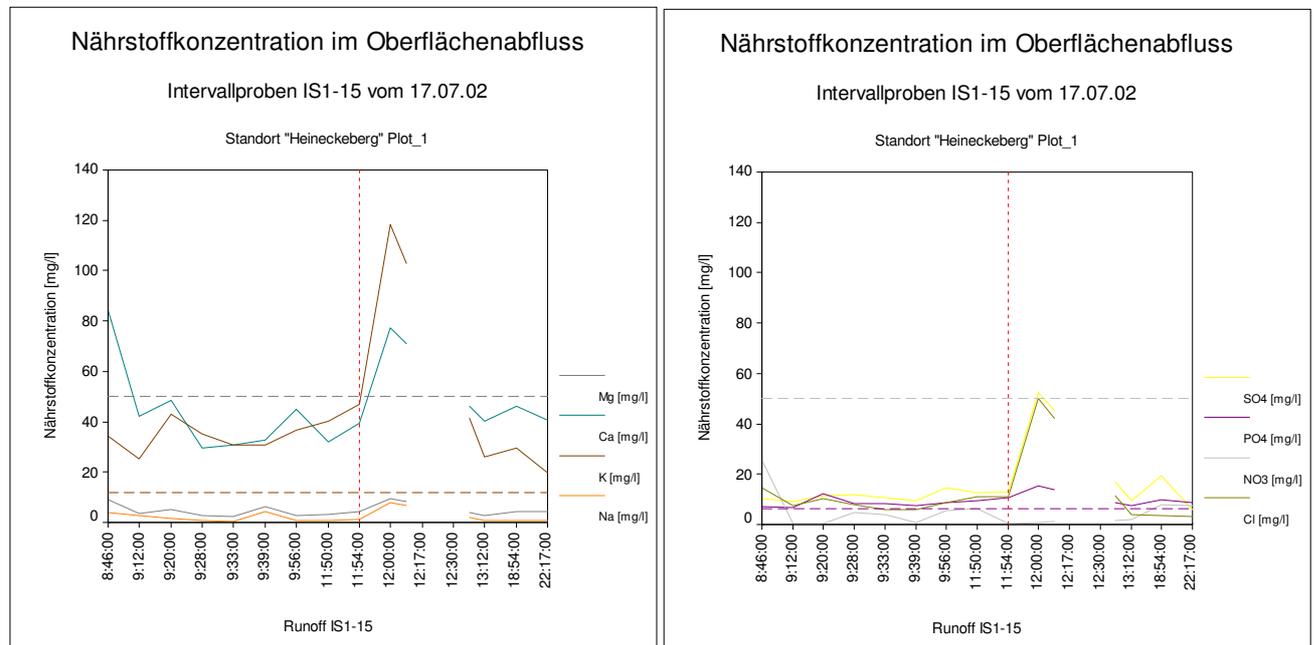


Abb. 5.5-4: Ganglinien der Nährstoff-Ionen (mg/l) im Oberflächenabfluss. Runoff vom 17.07.02 Plot_1 (unterbrochene Linie: t_a bzw. Grenzwert der TrinkwV).

Sowohl Phosphor als auch Kalium liegen in diesem Intervall zum Teil deutlich über den Grenzwerten der TrinkwV. Die 3-gipflige Lösungsfracht steigt zum Ende der Anlaufzeit t_a an und erreicht um 6 Minuten verzögert gegen 12:00 Uhr mit 0,99 mS/cm ihr Maximum ($t_a < t_c$) (vgl. Abb. 5.5-2 [unten]). In der stofflichen Zusammensetzung dominieren zu diesem Zeitpunkt die Nährionen Chlorid ($r = ,70_{13}^{**}$), Kalium ($r = ,60_{13}^*$) und Kalzium ($r = ,59_{13}^*$) die elektrische Leitfähigkeit. P_2O_5 steht in keinem signifi-

kanten Verhältnis zur Lösungsfracht. Die Verlustraten zum Zeitpunkt t_a (10,58 mg/l PO₄ bzw. 3,45 mg/l P) und t_c (15,3 mg/l PO₄ bzw. 4,99 mg/l P) sind hoch. Im Verlauf der restlichen Ereignisdauer von 617 Minuten sinkt die Nährstoffkonzentration im Runoff und erreicht um 13:12 Uhr mit 0,18 mS/cm ihr Minimum (Abb. 5.5-2). Die im Hydrographen für 12:30 Uhr (IS₁₂) ausgewiesenen Zwischenpeaks von N_i, SRM und A_{Oi} zeigen keinen zeitnahen Bezug zur Lösungsfracht. Erst in der Intervallprobe IS₁₄ wurde ein Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit im Abfluss beobachtet.

Da die Intensitäten des Niederschlags (N_i = 0,03 mm/min) und Runoffs (A_{Oi} = 0,004 l/min) bereits von unbedeutender Struktur waren, können sie nicht als Erklärungsansatz für den Stoffaustrag dienen. Im Intervall IS₁₄₋₁₅ (rd. 67 % von A_{Oi}) regnete es weitere 11,2 mm (rd. 24 % vom Ereignisniederschlag) von denen nur rd. 0,3 % zum Abfluss kamen.

Den erhöhten Stoffkonzentrationen zum Ereignisende muss eine andere Quelle als der Niederschlag zugewiesen werden. Lange Fließzeiten und Abflussraten A_{Oi} < 0,02 l/min deuten auf einen subterranean Sättigungsabfluss innerhalb der oberen Zentimeter hin. Die Nährstoffbefrachtung im verzögerten Abfluss kann neben den Wechselwirkungen zwischen Porenraum und Bodenmatrix auch mit den Prozessen des Stamm- und Blattflächenabflusses in Verbindung gebracht werden. Die Interflow-Annahme wird aufgrund der hohen Irrtumswahrscheinlichkeit abgelehnt (Tab. 5.5-15).

Standort Stedtener Pastorenstieg (Tab. 5.5-12; 5.5-17)

Am Standort Stedtener Pastorenstieg werden Beginn des erosionsrelevanten Niederschlages und Dauer des Runoffs (A_{Oi}) in der Tabelle 5.5-17 mit 7:49 Uhr und 226 Minuten angegeben.

Das am Standort erfasste Witterungsgeschehen unterscheidet sich von den Aufzeichnungen der Hanglage Heineckeberg, da der wesentlich kürzere Ereignisverlauf durch ein umgekehrtes Verhältnis der Niederschlags-Heterogenitätsmaße geprägt ist. Dies bedeutet, dass nahezu jedes zweite erfasste Niederschlagsintervall einem Impulsanstieg entsprach, während dieser jedoch qualitativ nur zu einem Viertel (rd. 28 %) als Starkregenmaß (SRM) über N_i > 0,33 mm/min lag (vgl. Tab. 5.5-12). Es erfolgte eine von der PAS-Kapazität und Konfiguration vorgegebene Intervallbeprobung der ersten 125 Abflussliter (vgl. Tabelle 5.5-17). Bis zum Erreichen der PAS Messkapazität von A_{Oi} = 176 l/min kennzeichnen sechs Peaks der Runoff-Intensität (Pk_{AO}) und sieben Peaks der Lösungsfracht (Pk_{EC}) das Oberflächenabflussereignis (Tab. 5.5-17).

Der erste Liter Oberflächenabfluss wurde am 17.07.2002 um 10:22 Uhr dokumentiert. Bis zu diesem Zeitpunkt fielen in den fünf vorangegangenen Tagen (N_{VE_5d}) 28,5 mm bzw. in den 24 Stunden vor dem Ereignis (N_{VE_24h}) 20,8 mm Niederschlag (Tab. 5.5-17). Infolgedessen muss von einer höheren Bodenfeuchte als auf Plot_1 ausgegangen werden. Das erosionsrelevante Vorereignis von 13,1 mm (N_{VE}) dauerte gemäß der Definition von SCHWERTMANN (1990) mit 153 Minuten für diese Hanglage überdurchschnittlich lang und wies bei einer mittleren Intensität von 0,27 mm/min bzw. maximalen Intensität von 0,93 mm/min als besonderes Strukturmerkmal rd. ein Viertel der Heterogenitätsmaße (Impuls_n: 37 / SRM_n: 22) auf (vgl. Tab. 5.5-12).

Im Zwischenereigniszeitraum IS₂-IS₂₄ stieg die mittlere Niederschlagsintensität auf 0,38 mm/min. Das absolute Maximum betrug 1,5 mm/min und wurde im Intervall zum 122. Liter Oberflächenabfluss (12:35:26 [hh:min:ss]) gemessen. Mit A_{Oi} = 8,3 l/min markiert die höchste Abflussintensität nach 156 Minuten (IS₂₀) das Ende der Anlaufzeit t_a . Das gesamte Ereignis endete nach rd. 93 mm Niederschlag mit einer Rate von rd. 29,5 % am 18.07.02 um 00:39 Uhr.

Für die Nährstoffkonzentration im Runoff gilt, dass der Zeitpunkt der höchsten stofflichen Befrachtung t_c (IS₉) vor der Anlaufzeit t_a (IS₂₀) gemessen wurde ($t_a > t_c$) (vgl. Anhang_Runoff). Die Gehalte der gelösten Nährstoffe sind vergleichbar mit denen auf Plot_1. Der Mittelwert beträgt rd. 0,2 mS/cm. Die im Anhang_Runoff dargestellte Abweichung der Mediane beruht darauf, dass die einzelnen Messwerte (IS₁-IS₂₄) weniger stark variieren als auf Plot_1 und mit 0,23 mS/cm auch eine viel geringere maximale

Lösungsfracht hatten. Wie dem Ganglinienverlauf in Abbildung 5.5-5 zu entnehmen ist, sind Kalzium und Schwefel (SO_4) die Elemente mit der höchsten gelösten Konzentration, wenngleich die sieben Peaks der Lösungsfracht (Pk_{EC}) vor allem durch Kalzium repräsentiert werden (Abb. 5.5-5; Tab. 5.5-17).

Von signifikanter Einflussnahme auf die Lösungsfracht im Runoff waren einzig die Elemente Kalium und Phosphor (P_2O_5) mit jeweils $r = ,45_{24}^*$. Ihr Ganglinienverlauf korreliert dabei signifikant zur Runoff-Intensität A_{O_i} ($r = -,62_{24}^{**}$) und Bodenabtragsrate ($\text{g/l}\cdot\text{min}$) ($r = -,52_{24}^{**}$). Wie von WEILER et al. (1999) und PILGRIM et al. (1979) beschrieben, sind die erhöhten Stoffausträge an gelöstem Kalium und Phosphor bei gleichzeitig geringer Abflussrate über einen verstärkten Einfluss des „pre-event waters“ zu interpretieren.

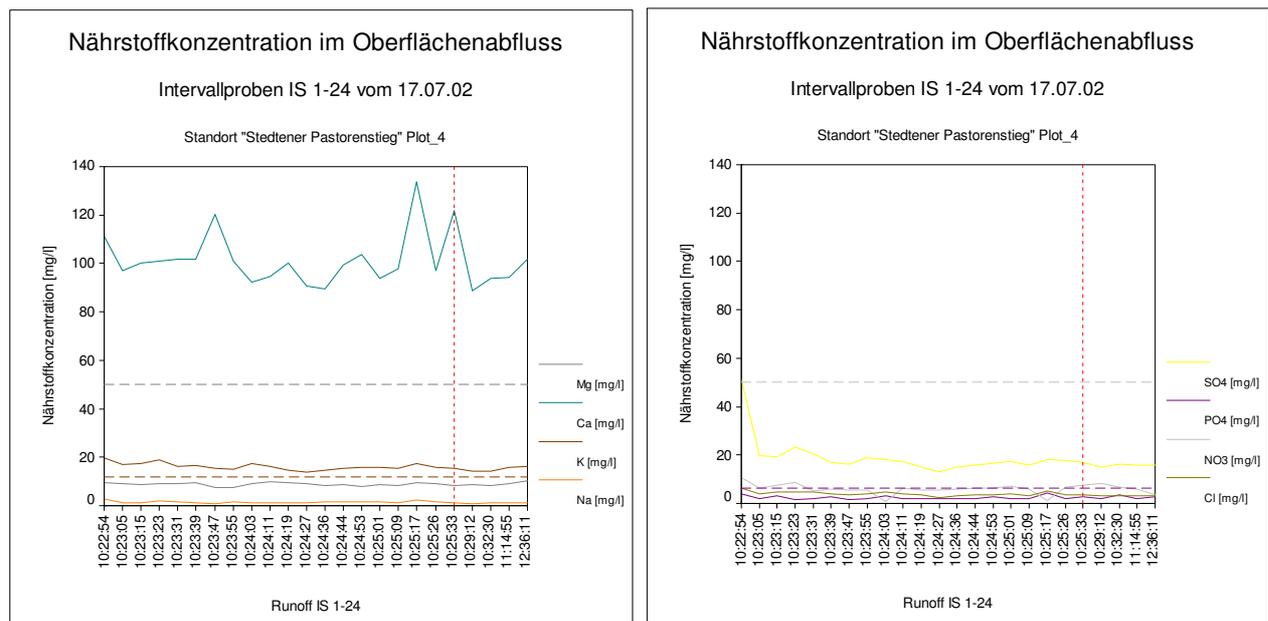


Abb. 5.5-5: Ganglinien der Nährstoffionen (mg/l) im Oberflächenabfluss. Runoff vom 17.07.02 Plot_4 (unterbrochene Linie: rot [t_a] bzw. Grenzwert der TrinkwV).

Während die Konzentrationen an Kalium im gesamten Runoff-Prozess über den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung lagen, sind die Austräge an gelöstem Phosphor hoch, aber nicht wie auf Plot_1 grenzwertig (Abb. 5.5-5). Eine Nitratbelastung durch Oberflächenabfluss ist auch am Standort Stedtener Pastorenstieg nicht zu erwarten.

Nach Beendigung des Oberflächenabflusses und Abtrag des Bodenmaterials traten sehr deutliche Erosionsformen in den Gassen hervor. Die Rillenbildung in den Fahrspuren erstreckte sich über die gesamte Hanglänge (Abb. 5.5-6 [rechts]). Wie Abbildung 5.5-6 (links) zeigt, wurden am Unterhang Rillentiefen von > 10 cm festgestellt. Die Rillen waren verschieden stark von Bodenerosion betroffen. Es ist anzunehmen, dass den Teilbereichen einer Gasse durch die Laubwand unterschiedliche Mengen Niederschlag zugeführt wurden (Abb. 5.5-6 [rechts]). Wie schon EMDE (1992) beschrieben hat, wirkt die senkrecht stehende Laubwand als „Regenfänger“ und trägt damit durch das abtropfende Wasser zur Konzentration der Wasserenergie unterhalb der Laubwand bei. Die Erosionsschäden im Unterstockbereich waren gering bis kaum ausgebildet. Flächenhafter Abfluss kann nur zu Beginn des Runoffs von Bedeutung gewesen sein. Formen der Rinnenerosion und flächenhafter Bodenabtrag wurden auf der Jungrebenanlage nicht erfasst.



Abb. 5.5-6: Rillenerosion nach dem Runoff vom 17.07.2002 auf Plot_4.

Die mittlere Sedimentkonzentration betrug bis zum Überschreiten der Messkapazität (IS_{24}) 104 g/l (Abb. 5-5-7). Im Extremfall wurden zum Zeitpunkt der höchsten erfassten Transportkapazität t_r in IS_9 (10:24:27 [hh:min:ss]) maximal 131 g/l vom Abflusswasser erfasst und hangabwärts verlagert. Für die zeitliche Dynamik des Bodenabtrags gilt: $t_c < t_r < t_a$. Die Intervallprobe IS_{24} ist im Zusammenhang mit dem Überschreiten der Messkapazität als Mischprobe zu betrachten.

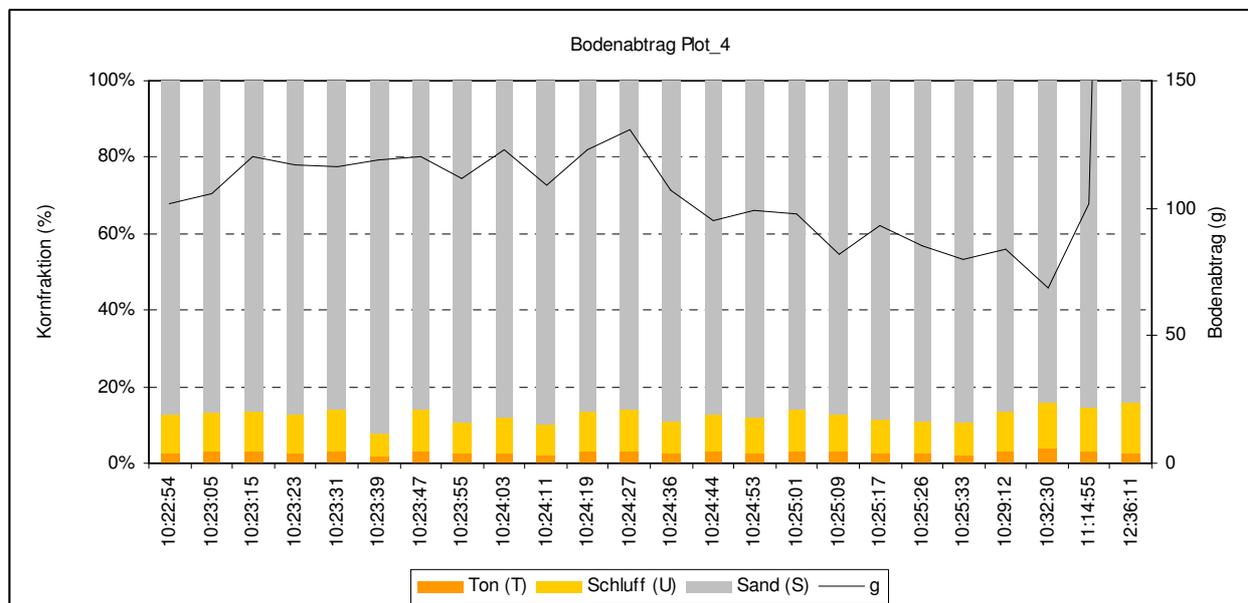


Abb. 5.5-7: Feinbodenfraktionen der Intervallproben PAS_{IS1-24} auf Plot_4.

Im abgeschwemmten Bodenmaterial konnte ein Skelettanteil von rd. 22 % (fG > mG [<20 mm] > mG [<8 mm] > gG) erfasst werden. Im Feinbodenanteil (rd. 78 %) dominiert die Fraktion des Mittelsands (mS > gS > fS). Wie Abbildung 5.5-7 zeigt, ergab die Korngrößenanalyse der PAS-Runoffproben eine Verteilung von durchschnittlich rd. 87 % Sand und rd. 10 % Schluff. Die restlichen 3 % entfielen auf die Korngröße Ton. Die selektive Wirkung der erosionsrelevanten Niederschläge auf die Korngrößenverhältnisse am Hang und im Abtrag wird in der Abbildung 5.5-8 veranschaulicht (Abb. 5.5-6, 5.5-8). Aufgrund der Transportkapazität des Starkregenereignisses vom 17.07.02 hat eine schwache Anreicherung von Ton am Hang stattgefunden hat (ALBERTS et al. 1980).

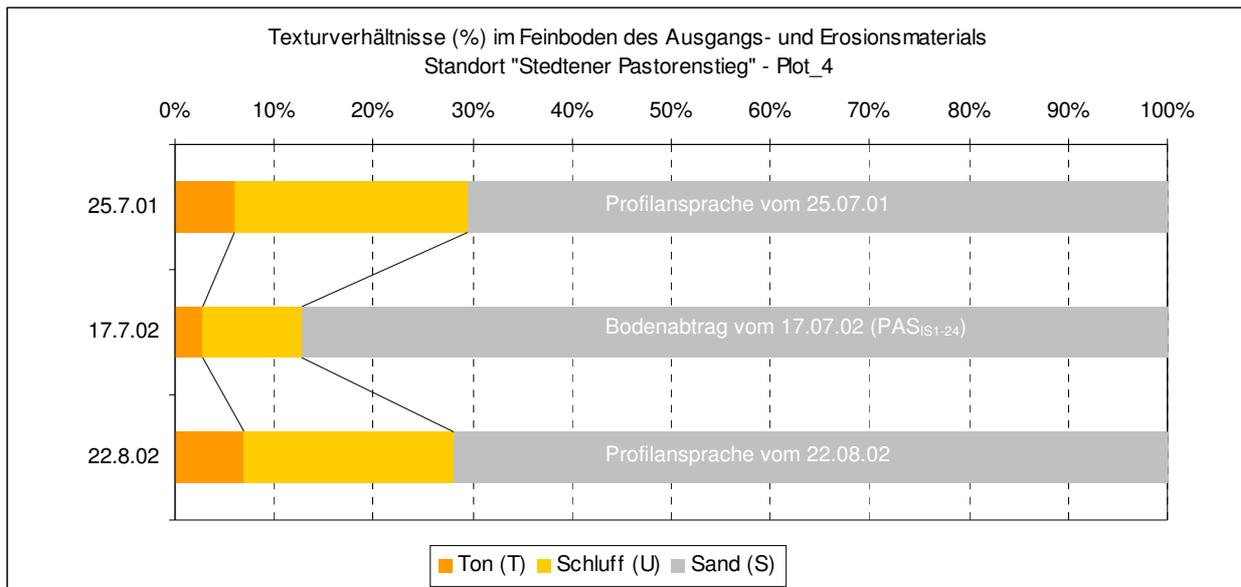


Abb. 5.5-8: Vergleich der Texturverhältnisse im Ausgangs- und Erosionsmaterial.

Für die Ermittlung des Humusgehaltes wurde der organische Kohlenstoffgehalt herangezogen (Umrechnungsfaktor von 1,724 [SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002]). Im Vergleich zu den Ausgangswerten im Oberboden liegt der gemessene organische Kohlenstoffgehalt im erodierten Material mit rd. 3,42 % um den Faktor 2 höher. Das heißt, es wurden im Ereignisverlauf vor allem infolge der Rillenerosion in den Fahrspuren rd. 0,38 t/ha bzw. 380 kg/ha Humus ausgetragen.

Die C_t -Gehalte in den PAS-Intervallproben weisen Differenzen auf, was auf die heterogene Abflussdynamik zurückzuführen ist. Signifikante Korrelationen zu den Runoff- und Niederschlagsintensitäten fehlen, dennoch kann aufgezeigt werden, dass neben dem Feinmaterial sehr große Mengen an organischer Substanz verloren gingen.

Die Stickstoffausträge korrelieren schwach signifikant ($r = 0,43$) mit den Austrägen an organischem Kohlenstoff. Die Stickstoff-Gehalte im erodierten Bodenmaterial betragen rd. 0,0083 t/ha bzw. 8,32 kg/ha. In den einzelnen PAS Proben (IS₁₋₂₄) schwanken die Konzentrationen zwischen 0,07 und 0,22 %. Die relativ hohen Werte zu Beginn der Probennahme (IS_{1,4}) können als „first flush“ mit frischen organischen Düngegaben in Verbindung gebracht werden.

Zur Ermittlung der Anteile an organischer Substanz, die leichter mineralisierbar sind, als es durch die C_t - und N_t -Gehalte wiedergegeben werden kann, wurden zusätzlich die C/N Verhältnisse bestimmt. Im Vergleich zu den Ausgangswerten liegen die C_t - und N_t -Werte in den erodierten Proben des PAS um den Faktor 0,5 (C_t : 3,42 %) bzw. den Faktor 3 (N_t : 0,13 %) über den Werten der Profilsprache mit C_t : 1,71 % bzw. N_t : 0,04 % (Abb. 3-3, Tab. 5.2-1). Wenngleich die Aussage impliziert, dass mit dem erodierten Feinboden organisches Material ausgetragen wurde, wurde erwartet, dass der Kohlenstoff-

gehalt in einem stärkeren Maße das C/N Verhältnis prägt. Rückstände vom Rebholzschnitt und schlecht zersetzte Blätter nahmen jedoch weniger Einfluss auf den C-Gehalt, als es die o.g. organischen Düngegaben auf den Stickstoff vermochten. Daraus resultiert ein insgesamt sehr geringes (hq1) C/N Verhältnis, bei dem die Werte im Erosionsmaterial mit rd. 26,0 kleiner sind als die Ausgangswerte des Oberbodens mit rd. 38,0.

Wie schon in Abbildung 5.5-6 dargestellt, entspricht das abgetragene Bodenmaterial in seiner Textur nicht der mittleren Zusammensetzung des Oberbodens. Der Anteil der Ton- und Schlufffraktion verringert sich relativ zur Sandfraktion. In Abhängigkeit von der gewählten Messmethodik konnte dem Starkregenereignis, weniger eine selektive Einflussnahme auf die Erosion von Feinmaterial nachgewiesen werden (Abb. 5.5-5). Denn analog dazu werden u.a. bei EMDE (1992) und BERTHOLD (1991) entsprechend große C/N-Verhältnisse angegeben.

Die Konzentrationen der weinbaurelevanten Schwermetalle (Kupfer, Blei, Zink) im Erosionsgut lagen deutlich unter denen bei EICKMANN & KLOKE (1991) angegebenen (Tab. 5.5-18). Messungen im Oberboden vor und nach dem Ereignis zeigten einzig für das Nährion Natrium eine geringfügige Verarmung (Konzentrationsabnahme). Die übrigen Schwankungen liegen mit Prozentwerten < 3 % unterhalb der methodischen Nachweisgrenze (vgl. Anhang)

Tab. 5.5-18: Schwermetalle (mg/kg) im Oberboden und Bodenabtrag.

	Cu	Zn	Pb
<i>Mischprobe Oberboden Plot_4 vom 16.05.2002</i>			
OH	7,6	31,8	19,3
MH	8,6	33,4	20,5
UH	8,6	34,5	20,7
M	8,2	33,2	20,2
<i>Mischprobe Oberboden Plot_4 vom 22.08.2002</i>			
OH	7,1	30,1	19,2
MH	8,7	38,7	20,8
UH	9,0	34,6	20,6
M	8,3	34,5	20,2
<i>Mischprobe Bodenabtrag vom 17.07.02</i>			
M	16,4	71,5	32,6

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der separierten PAS Runoff Messungen, aber auch des extremen Ereignisses vom 17.07.2002, geben Hinweis darauf, dass Oberflächenabfluss bei Starkregen eine notwendige, aber keine hinreichende Bedingung für den Bodenabtrag vegetationsloser, konventionell offen gehaltener Böden im Weinbau (Gassen) ist.

Wie das Beispiel des Standorts Stedtener Pastorenstieg zeigt, ist bei gleicher Neigung dem Einflussfaktor Hanglänge eine entsprechende Bedeutung beizumessen. Fahrspuren bilden in diesem Kontext eine gute Voraussetzung für den Bodenabtrag.

Sowohl das Impuls-Maß als auch die Runoff-Intensität (A_{OI}) beschreiben den unwetterartigen Charakter des Ereignisses vom 17.07.02. Bemerkenswert sind die signifikante Einflussnahme durch die Zwischenereignisdauer und den Zwischenereignisniederschlag. Dem Starkregenmaß als Indikator für den

Beginn von Oberflächenabflüssen kann auf der Betrachtungsebene der ausgewählten Runoff-Hydrographen keine Bedeutung beigemessen werden.

Anhand der Charakteristik des erosionsrelevanten Niederschlags auf Plot_1 wird offensichtlich, dass geringe Vorereignisse (N_{VE_5d} , N_{VE_24h} , N_{VE}) auf einen trockenen Oberboden mitentscheidend für das ausbleibende Erosionsereignis waren. Neben diesem Einfluss sind auf Plot_1 aber im besonderen Maße die fehlenden Bodenverdichtungen infolge Befahrens zu nennen. Beschleunigte Wasser- und Bodenverluste durch das Vorhandensein von Fahrspuren wie auf Plot_4 können ausgeschlossen werden. Vielmehr ist es wahrscheinlich, dass ein hoher Abfluss zu verzeichnen ist, aber kein Bodenabtrag einsetzt.

5.5.4 Ereignisabflusses und Bodenabtrages nach dem SCS-CN Verfahren und ABAG

In zwei Verfahrensschritten wurden Berechnungen zur Vorausschätzung des Ereignisabflusses und des Bodenabtrages für die Hanglagen Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg vorgenommen. Sie sollen Antworten geben auf die Frage der Wirksamkeit von unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen gegenüber Oberflächenabfluss und Erosion.

Anwendung des SCS-CN Verfahrens (Tab. 5.5-19)

Unter Berücksichtigung des jeweiligen Vorregens über fünf Tage (N_{VE_5d}) wurde der Ereignisabfluss ($N_{eff_0,05}$) nach dem SCS-CN Verfahren aus dem Ereignisniederschlag (N_{VE}) berechnet und in Abbildung 5.5-2 (oben) dargestellt. Der Anteil des Niederschlags, der nicht im Einzugsgebiet zurückgehalten wird und unmittelbar abfließt (N_{eff}), ist Tabelle 5.5-19 zu entnehmen. Bei der Anwendung des SCS-Verfahrens auf ein Niederschlagsereignis ist zu beachten, dass dieses Verfahren nur für Extremereignisse gedacht ist. Erfahrungsgemäß liefert dieses Verfahren für Niederschlagshöhen kleiner als ca. $N_{VE} = 50$ mm zu kleine Abflussbeiwerte.

Zur Ermittlung der abflusswirksamen Anteile der Niederschläge wurden verschiedene Anfangsverlustszenarien gerechnet. Basierend auf den Ergebnissen des WILCOXON-Tests kann angenommen werden, dass die Verteilung der N_{eff} auf die selektierten Runoff-Ereignisse (Tab. 5.5-12) von hochsignifikantem Niveau ist. In ihren Eigenschaften entstammen sie damit unterschiedlichen Grundgesamtheiten. Der Zusammenhang zwischen den Konstanten C ($C_{0,2}$, $C_{0,1}$, $C_{0,05}$) und dem Vorereignis N_{VE} wird durch grundsätzlich negative Korrelationen erklärt. Mit $r = -,81^{**}$ weist der Anpassungstest der Konstante $C_{0,05}$ den signifikant höchsten statistischen Bezug zum Vorereignis auf. Folglich sind die besten Anpassungen an die vorhandenen Messdaten bei simulierten Anfangsverlusten von 5% des maximalen Speichervermögens zu erwarten (vgl. MANIAK 1988).

Für die genannten Hanglagen ergab sich als Einteilung der Bodentyp „A“. Gemäß der Bodennutzungsart „Weinbau“ entspricht diesem Typ der CN-Wert 64 (BFK II).

Bei der Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Oberflächenabfluss im Rahmen einer Standortuntersuchung prognostiziert das SCS-CN Verfahren, dass sich deutlich weniger als 10% der Niederschlagsmenge eines Ereignisses zu einem Oberflächenabfluss konzentrieren (Tab. 5.5-19). Der Abflussbeiwert Ψ (N_{eff}/N_{VE}) variiert signifikant zwischen 0,0007 bei hoher Vorbefeuchtung ($N_{VE_5d} = 39,1$ mm) und 0,67 bei geringer Vorbefeuchtung ($N_{VE_5d} = 5,1$ mm) ($r = -,74_{43}^{**}$). Es ist wahrscheinlich, dass Ereignisse mit hoher Niederschlagsintensität höhere mittlere Abflussbeiwerte bewirken ($r = ,63_{48}^{**}$). Damit wird der Schlussfolgerung von MANIAK (1988), der die Abflussbeiwerte vor allem in Abhängigkeit von Niederschlagsmenge und Landnutzung sieht, nicht Rechnung getragen. Um zu verdeutlichen, welche Wassermengen bei den gegebenen Niederschlägen theoretisch abfließen, ist eine Umrechnung auf die Gesamtfläche des Einzugsgebietes sinnvoll. Während das SCS-CN Verfahren einen Abfluss von rd. 23 Liter pro Ereignis vorwegnimmt, flossen tatsächlich nur rd. 6 Liter pro Runoff

oberflächlich ab. In einer Vorausschätzung für die Anfälligkeit der untersuchten Hanglage ergeben sich bei konventionell offener Bewirtschaftung Abflussraten von rd. 9,5%.

Tab. 5.5-19: Vorausschätzung des Ereignisabflusses nach dem SCS-CN Verfahren.

Runoff	A _{0i}	N _{VE_5d}	N _{VE_24h}	N _{VE}	N _{VEi}	BFK	S	la _{,0,05}	Neff _{,0,05}	Ψ	R _{Neff} ¹
<i>Hanglage „Heineckeberg“ Plot_1</i>											
25.03.01	5,5	24,8	4,2	2,2	0,03	2	136,8	6,8	0,2	0,09	12
07.07.01	10	6,5	6,4	6,3	0,59	1	323,3	16,2	0,3	0,05	18
31.07.01	4,5	5,1	4	4,1	0,91	1	323,3	16,2	0,5	0,12	30
05.08.01	3	11,7	1,3	1,4	0,31	1	323,3	16,2	0,7	0,5	42
17.07.02	15	7,2	6,2	1,1	0,03	1	323,3	16,2	0,7	0,67	42
12.08.02	5,7	39,1	6	6,1	0,05	2	136,8	6,8	0,004	0,0007	0,24
05.06.03	3,3	3,7	3,7	3,8	0,84	1	323,3	16,2	0,5	0,13	30
08.06.03	3	22,4	7,4	7,5	0,48	1	323,3	16,2	0,2	0,03	12
m	6,3	15,1	4,9	4,1	0,41	-	-	-	0,4		23,3
<i>Hanglage „Stedtener Pastorenstieg“ Plot_4</i>											
08.09.01	24	14,9	6,3	1,4	0,28	1	323,3	16,2	0,7	0,5	154
17.07.02	>6000	28,5	20,8	13,1	0,27	1	323,3	16,2	0,03	0,002	>6,6
m	>3012	21,7	13,6	7,3	0,28				0,4		>80

¹⁾ Vorausschätzung des Ereignisabflusses bezogen auf das Einzugsgebiet von Plot_1 (60m²).

Das in der Praxis gängige SCS-CN Verfahren weist somit für die untersuchten Hanglagen erhebliche Defizite auf. Einerseits ist der meist angenommene Anfangsverlust von 20% der Speicherkapazität des Gebietes wesentlich zu hoch - ein Wert von 5% ist besser geeignet. Andererseits berücksichtigt das SCS-CN Verfahren die Vorbefeuchtung nur über den Niederschlag in den fünf Tagen vor dem Ereignis (Vorregen). Dies erscheint nicht repräsentativ für den Feuchtezustand zu sein, weder in Hinblick auf die regionalen Unterschiede noch auf die Unterschiede zwischen den Ereignissen.

Anwendung der Allgemeine Bodenabtragungsgleichung ABAG (Tab. 5.5-20)

Die Simulationen erfolgten mit dem für die Anwendung im Weinbau modifizierten numerischen Erosionsmodell PC-ABAG 2.0 basierend auf der empirischen Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) von WISCHMEIER & SMITH. Die Ergebnisse dienen der quantitativen Abschätzung des jährlichen und saisonalen Bodenabtrags in einzelnen Rebassen bei unterschiedlichen Bodenbewirtschaftungssystemen (vgl. FIENER & AUERSWALD 2006, 2003, KÖNIGER et al. 2003).

Nach Abschätzung des Bodenabtrags muss aufgrund der Starkregencharakteristik, der Textur, der Hangstruktur und der Bearbeitungsvarianten mit den in Tabelle 5.5-20 zusammengefassten Mengen gerechnet werden.

Ein Vergleich der quantitativen Abschätzung des jährlichen Bodenabtrags zeigt, dass die prognostizierten Abträge für die Hanglagen des Bereichs Mansfelder Seen nahezu den Werten des langjährigen Mittels entsprechen. Daraus ergibt sich eine variantenspezifische Reihenfolge der potenziellen Bodenverluste von OFFEN > MULCH > GRAS.

Tab. 5.5-20: Vorausschätzung des Bodenabtrags nach PC-ABAG 2.0 (Zeitraum: 2000-2003).

Plot	N	R	K	LS	C	P	Abtrag (t/ha/a)	
							tolerierbar	tatsächlich
<i>Abschätzung für den Untersuchungszeitraum 2000-2003</i>								
1_OFFEN	521	46	0,59	5,52	0,59	1	10	88,4
2_MULCH	521	46	0,52	5,52	0,06	1	10	7,9
3_GRAS	521	46	0,52	5,52	0,03	1	10	4,0
4_OFFEN	520	46	0,36	8,73	0,03	1	3	115,7
<i>Abschätzung für das langjährige Mittel 1961-1990</i>								
1_OFFEN	510	45	0,59	5,52	0,59	1	10	86,5
2_MULCH	510	45	0,52	5,52	0,06	1	10	7,8
3_GRAS	510	45	0,52	5,52	0,03	1	10	3,9
4_OFFEN	510	45	0,36	8,73	0,8	1	10	113,1

Die erfassten Bodenabträge auf Plot_4 resultieren aus einem ungewöhnlichen Starkregenereignis mit einer statistischen Häufigkeit von maximal zwei Ereignissen pro Jahr (vgl. SCHRÖDER 1986) und konnten nach Auslastung der Erosionsmesstechnik in ihrer Summe nur abgeschätzt werden. Bei einer durchschnittlichen Sedimentkonzentration von 104 g/l in den erfassten ersten 125 Liter Oberflächenabfluss, kann bei einem Ereignisabfluss von rd. 6000 Liter pro Gasse der Bodenabtrag auf rd. 0,62 t pro Gasse, d.h. rd. 28 t/ha geschätzt werden. Die Simulationsrechnung für den Standort Stedtener Pastorenstieg in Tabelle 5.5-20 liefert demnach Bodenabträge, die um den Faktor 2 über den Messwerten liegen, wenn eine statistische Häufigkeit von max. zwei Ereignissen pro Jahr zugrunde gelegt wird. Diese Erkenntnis findet u. a. Bestätigung in den Arbeiten von MOLLENHAUER et al. (2000), EMDE (1992) und AUERSWALD (1988). In den genannten Studien wird darauf hingewiesen, dass vor allem die Annahme von konstanten bodenspezifischen Größen zur Fehleinschätzung durch die Bodenabtragungsgleichung führt. Auch FREDE & DABBERT (1989) beschreiben in diesem Kontext falsche Schlussfolgerungen über die Zusammenhänge von erosionsauslösenden und erosionsfördernden Faktoren, wenn die im K-Faktor sublementierten fünf wichtigen Bodeneigenschaften als konstant betrachtet werden. Denn ganz besonders im Weinbau unterliegt der so genannte Bodenerodierbarkeitsfaktor während eines Jahres häufig kurzfristigen Veränderungen.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Steuergrößen für die wassergetragenen Sediment- und Stofftransferprozesse aus Hanglagen des Saale–Unstrut–Weinanbaugebietes unter konventioneller und erosionsmindernder Bewirtschaftung bzw. Landschaftsgestaltung zu ermitteln. Dazu wurde ein ökosystemarer Forschungsansatz gewählt, weil bislang eine Synthese der Einzelfaktoren nicht möglich ist. Die Ergebnisse wurden unter typischen Rahmenbedingungen der Region erzielt.

Für die Untersuchungen wurden in den Bereichen Mansfelder Seen und Schloss Neuenburg sieben Messfelder [Plot_1 bis Plot_7] auf drei Hanglagen (Heineckeberg, Stedtener Pastorenstieg, Steinkreuzweg) eingerichtet. Die Versuchsflächen waren in den Ertragsweinanbau der Weingüter „Rollsdorfer Mühle“ ([Plot_1 bis Plot_4]; Heineckeberg, Stedtener Pastorenstieg) und „Bad Kösen“ (Landesweingut) (Plot_5 bis Plot_7; Steinkreuzweg) integriert. Mit Plot_4 ließ sich erstmals im Anbaugebiet eine rekultivierte Fläche aus dem Braunkohlebergbau mit in ein Messprogramm aufnehmen. Diese Rebfläche ist Teil der Südwestböschung der Außenkippe 1091 und gehört zum Komplex des Tagebaus Amsdorf der ROMONTA GmbH im Oberröblinger Braunkohlerevier am westlichen Rand des Mitteldeutschen Braunkohlefördergebietes.

Als Bodenpflegemaßnahme kamen die konventionelle Bewirtschaftung in Form offener Bodenhaltung (OFFEN) [Plot_1, 4, 5], die bodenschonende ganzflächige Abdeckung der Rebgassen mit unkompostierter Nadelholzrinde (MULCH) [Plot_2, 6] und die bodenschonende Dauerbegrünung bzw. natürliche Begrünung (GRAS) [Plot_3, 7] zu Anwendung.

In den Kleineinzugsgebieten wurden neben der Sickerwasserbeprobung im Hauptwurzelraum (30 cm, 60 cm) an Ober-, Mittel- und Unterhang auch zeitlich hoch aufgelöste und ereignisbezogene Oberflächenabflüsse quantitativ und qualitativ erfasst. Mit Hilfe der Versuchsanordnung auf Plot_1 und Plot_4 war es zudem möglich, die raum-zeitliche Niederschlagsstruktur von erosionsrelevanten Ereignissen und Niederschlägen ohne Bezug zum Oberflächenabfluss zu beschreiben. Die im Untersuchungszeitraum erhobenen Daten aus 491 separierten Niederschlägen ohne Bezug zum Abfluss, 55 erosionsrelevanten Ereignissen, 273 Oberflächenabflüssen und 187 Sickerwasserereignissen erlauben eine vergleichende Einschätzung sowohl des untersuchten Oberflächenabflusses bei verschiedenen Bearbeitungsvarianten als auch der Nährstoffverlagerung in angrenzende Umweltkompartimente.

Randbedingungen für Oberflächenabfluss und Erosionsgeschehen

Oberflächenabflüsse sind als Folge von Starkregenereignissen in den Monaten Juli bis September zu erwarten. Im hydrologischen Jahr kommen dabei durchschnittlich 0,1 % bis 1,7 % der Jahresniederschläge zum Abfluss [Plot_4_{1,7%} > Plot_3_{0,22%} > Plot_1_{0,15%} > Plot_2_{0,11%}]. Bemerkenswert ist, dass die von DIKAU (1986) angeführte Abflussmenge von 6-9% des Jahresniederschlags in keinem der untersuchten Fälle Bestätigung fand. Die für weinbauliche Standorte außergewöhnlich geringen Beträge des Oberflächenabflusses auf den Varianten OFFEN, MULCH und GRAS charakterisieren das Untersuchungsgebiet als mäßig erosionsgefährdet. Oberflächenabfluss und Bodenabtrag konnte bei geringer Erosivität der gemessenen Niederschläge nur ein einziges Mal messtechnisch erfasst werden.

Für alle untersuchten Standorte gilt gleichermaßen, dass sich aus der Verteilung der erosionsrelevanten Niederschläge eine kaum vorhandene Bedeutung im Hinblick auf die Wintererosion ergibt. Der Schneeschmelzerosion liegen andere Steuerfaktoren zugrunde und es dominieren andere Prozesse als bei der Bodenerosion durch sommerliche Starkniederschläge. Dementsprechend müssen die Schneeakkumulation im Winter und die Schneeschmelze gesondert betrachtet und auch gesondert berechnet werden (RICHTER 1997, DEHAAN 1996, COTTE et al. 1992, RICHTER 1991, BOTTERWEG 1990).

Niederschläge, die zu Oberflächenabflüssen führen, sind an den Untersuchungsstandorten Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg von großer Heterogenität. Die Ergebnisse in den Tabellen 5.5-1 bis

5.5-3 geben entsprechende Hinweise auf hochsignifikante Standort- und Strukturunterschiede. Nach FABIG (2007) gilt die Annahme, dass die Ereignisse im Bereich Mansfelder Seen dem räumlich relevanten Regentyp der konvektiven Niederschläge (sog. „Schauerstraßen“) zuzuordnen sind.

Ein Vergleich der synchronisierten Datensätze charakterisiert die Hanglagen als Einzugsgebiete mit unterschiedlicher pulsierender Dynamik der erosionsrelevanten Niederschläge (Tab. 6-1).

Tab. 6-1: Vergleich der erosionsrelevanten Vorereignisse. Zeitraum 2001–2003.

Vergleich der erosionsrelevanten Niederschlagsereignisse								
2001-2003	n^1	N_m (mm) ²	N_m (min) ³	N_{i_m}	N_{i_max}	$VarK_{N_{i_m}}^4$	Impuls ⁵	SRM (%) ⁶
Plot_1-Plot_4	>	<	>	<	>	<	>	<

¹⁾ Trennung einzelner Ereignisse (n) nach Definition des DWD (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990).

²⁾ mittlere Niederschlagsmenge (m) der separierten Ereignisse N_m (mm).

³⁾ mittlere Niederschlagsdauer (m) der separierten Ereignisse N_m (min).

⁴⁾ Variationskoeffizient ($VarK$) von N_{i_m} als relatives Heterogenitätsmaß der separierten Ereignisse.

⁵⁾ mittlere Intensitätsanstiege als Impulsmaß separierter Ereignisse.

⁶⁾ Starkregenmaß (SRM) nach WOHLRAB et. al (1992); prozentualer Anteil von $N_i > 0,33$ mm/min.

Am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4] besteht im Vergleich der erosionsrelevanten Niederschlagsereignisse eine Tendenz zu höheren Niederschlagssummen und –intensitäten. Die Bergbaurekultivierungsfläche befindet sich im Bereich von Niederschlagsereignissen mit signifikant höheren Starkregenanteilen (SRM), als dies am Heineckeberg der Fall ist. Der hohe Variationskoeffizient ($VarK_{N_{i_m}}$) weist zudem darauf hin, dass Vorereignisse von Oberflächenabflüssen stärker streuen und demnach Unterschiede im Abflussverhalten auf Auswirkungen extremer Ereignisse zurückzuführen sind. Das auslösende Niederschlagsereignis am Heineckeberg [Plot_1] dauert länger und lässt sich durch ein höheres Maß an mittleren Intensitätsanstiegen charakterisieren. Die Trennung einzelner Ereignisse (n) beschreibt den Heineckeberg als einen traditionellen Weinberg mit größerer Anfälligkeit gegenüber Oberflächenabflüssen bei insgesamt geringerer Abflusssumme. Die bergbaugeprägte Hanglage am Stedtener Pastorenstieg ist demnach als abflusswirksamer zu bezeichnen.

Häufige Intensitätsanstiege zeigen als Impulsmaß an, dass die erosionsrelevanten Vorereignisse heterogener strukturiert sind als Niederschläge ohne direkten Bezug zum Abfluss. Mit Hilfe der Starkregenmaße wird zudem darauf hingewiesen, dass sie zu einem großen Teil aus Intervallen $N_i > 0,33$ mm/min resultieren (vgl. WOHLRAB et al. 1992). Im Umkehrschluss relativieren die SRM-Anteile von rd. 4% bzw. 7% in Tabelle 5.5-2 und 5.5-6 die beschriebene Einflussnahme derart, dass Starkregenanteile nicht zwingend zum Runoff führen.

Die ausgewählten Heterogenitätsmaße Impuls und SRM korrelieren nur dann (sehr schwach) miteinander, wenn es sich um ein Ereignis ohne Bezug zum Abfluss handelt. Der statistische Zusammenhang ist sehr schwach und kann die Varianz der Intensitätsanstiege nur zu rd. 10 % aus den Starkregenmaßen erklären. Bei der Erfassung von Oberflächenabflüssen konnte mit $r = 0,66^{**}$ eine signifikante Einflussnahme der SRM auf die Oberflächenabflussintensität belegt werden. Als Strukturmerkmal von erosionsrelevanten Niederschlägen erklären somit SRM zu rd. 44 % die Varianz von A_{O_i} im Bereich Mansfelder Seen.

Die erosionsrelevanten Ereignisse am Standort Heineckeberg sind vornehmlich auf Vorereignisse längerer Dauer und geringerer Intensität zurückzuführen. Mit rd. einem Viertel erfüllen weniger separierte Intervalle die Vorgaben von WOHLRAB et al. (1992) für das Starkregenmaß.

Für Niederschläge, die direkt zu einem Runoff-Ereignis führen gilt im Standortvergleich am Stedtener Pastorenstieg eine kürzere Dauer und größere mittlere Intensität. Der prozentuale Anteil von $N_i > 0,33$ mm/min weist ein Starkregenmaß für die Hälfte der separierten Intervalle aus.

Prognose des Bodenabtrags

Die nach der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung von WISCHMEIER & SMITH bestimmten Bodenabträge können nicht als Methode zur Vorausschätzung angewandt werden. Der Vergleich der ermittelten tolerierbaren und tatsächlichen Abtragsbeträge auf Plot_1-3 desselben Standorts (Hanglage Heineckeberg) in gleicher topographischer Situation zeigt, dass erwartungsgemäß bei offener Bodenhaltung [Plot_1] die höchsten Verluste prognostiziert werden (OFFEN > MULCH > GRAS).

Das SCS- Verfahren ist stark nichtlinear. Neben der erheblichen Generalisierung von Boden und Vorfeuchte ist auch die CN-Zahl-Zuweisung zu den spezifischen Nutzungstypen kritisch und oftmals sehr stark von der Interpretation des Bearbeiters abhängig. Deshalb ist die Kalibrierung des Modells mit vorhandenen Niederschlags-Abfluss-Aufzeichnungen Voraussetzung, um zu annehmbaren Ergebnissen bei der Gebietsdiskreditierung der Direktabflüsse zu gelangen. Bei Anwendung des SCS-CN Verfahrens gilt, dass die grobe Klassifizierung des Bodenspeichers im CN-Wert und die fehlende Berücksichtigung des Reliefs keine ausreichende Flächendifferenzierung zulassen. Die Abflusswerte für die Bodenfeuchteklasse BFK I werden unterschätzt. Es muss von deutlich höheren Abflussmengen ausgegangen werden.

Die Ergebnisse der Vorausschätzungen können nicht in die Konzeption von Empfehlungen einfließen.

Oberflächenabfluss und Bodenbearbeitungsvarianten

Die untersuchten Oberflächenabflüsse bestätigen einerseits das hohe Retentionsvermögen der MULCH-Variante und widersprechen andererseits der Annahme, dass begrünte Gassen mit der Reduzierung des Bodenabtrags gleichermaßen auch den Runoff begrenzen. Die uneingeschränkt schützende Wirkung der Vegetation gegen erosionsrelevante Oberflächenabflussbildungen konnte somit durch die eigenen Untersuchungsergebnisse nicht bestätigt werden. Im Vergleich der Bewirtschaftung reduzierte die Variante MULCH den Oberflächenabfluss gegenüber GRAS um 51 % und gegenüber OFFEN um 27%.

Abflussmengen A_O (l), Abflussaufkommen (Ereignis [%]) und Abflussrate (%) zeigen keine Übereinstimmung zwischen den Bearbeitungsvarianten. Bodenabtrag konnte für ein Ereignis in der offen gehaltenen Variante auf Plot_4 erfasst werden. Auf GRAS und MULCH wurde kein Bodenmaterial abgetragen. Begrünung und Pflanzenreste (Mulch) führen zu höheren Stoffkonzentrationen im Runoff. Die Stoffausträge auf MULCH lassen eine hohe Anfälligkeit bezüglich der Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährionen erkennen. Die mittlere Lösungsfracht betrug 0,33 mS/cm und lag damit um den Faktor 7 über den lysischen Austrägen mit dem Sickerwasser. Die mittlere Lösungsfracht auf GRAS betrug 0,27 mS/cm und entspricht rd. der siebenfachen Menge gelöster Feststoffe im Sickerwasser. Die Befrachtung der Abflüsse auf OFFEN muss als gering bewertet werden. Sie hatte eine mittlere Lösungsfracht von 0,22 mS/cm, was rd. der vierfachen Menge gelöster Feststoffe im Sickerwasser entspricht. Ungeachtet des maximalen Abflussaufkommens bei offener Bodenhaltung gilt für die stoffliche Belastung der Runoff-Ereignisse bei offener Bodenhaltung ein Minimum für die erfassten Nährstoffe. Der geringe Gesamtstoffaustrag und die niedrige Konzentration pro Liter Runoff geben somit Hinweise darauf, dass der HORTON'sche Direktabfluss einen maßgeblichen Anteil am Prozessgeschehen hatte.

Lysischer Stofftransport am Hang

Nach einem Messzeitraum von drei hydrologischen Jahren (HJ 2000-2002) und einer Stichprobenzahl von 381 Messungen ließen sich auf den Betrachtungsebenen „Standortbedingte Varianz“ (Bearbeitung, Hanglage, Profiltiefe) und „Zeitliche Varianz“ (Jahreszeiten, Witterung, Schneeschmelze) charakteristische Wechselwirkungen (saisonales Rauschen, Verdünnungseffekt vs. Lösungsmittelleffekt) aufzeigen.

Die Messungen belegen die Bedeutung lateraler Transportprozesse am Hang und bestätigen die von LORENZ (1992) formulierte Annahme, dass die am Oberhang versickernden Wassermengen zu einer Aufbesserung der Wasserbilanz an den Unterhangstandorten führen (siehe auch KOCH 2006). Dabei zeigen die Analyseergebnisse Unterschiede in den einzelnen Entnahmetiefen auf, welche von einer zeitlichen Variabilität der Inhaltsstoffe überlagert werden. Ein entsprechender Vergleich zu einem Entnahmeterrain kann somit nur eingeschränkte Aussagen über die hydrochemische Entwicklung während der Tiefenverlagerung liefern. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die drei Bewirtschaftungssysteme OFFEN, MULCH und GRAS signifikant unterscheiden. Der Stoffaustrag unter OFFEN ist v. a. gekennzeichnet durch eine fehlende Fixierung der Nährstoffe an Pflanzenmaterial, Wurzelmasse oder an Ernterückständen. Hierbei ist besonders die Befrachtung mit Stickstoff in Nitratform zu nennen. Durch die Offenhaltung der Bodenoberfläche sind im Sickerwasser auf Plot_1 durchschnittlich 0,71 g Feststoffe pro Liter gelöst (OFFEN > GRAS > MULCH). Der lysische Stoffaustrag unter GRAS ist gegenüber der Variante OFFEN eingeschränkt. Es ist anzunehmen, dass sich die Löslichkeitsverhältnisse der Nährstoffe durch Speicherung in der gebildeten Biomasse (Grasnarbe, Wurzelfilz) verändern (BERTHOLD 1991, RESCH & WALTER 1988).

Allen Ganglinien ähnlich ist, dass die Konzentrationen von einem relativ hohen Wert abfallen und anschließend in der Wiederauffüllungsphase, im WHJ, unterschiedlich stark schwanken. Die dargestellten fallenden und steigenden Tendenzen können als Folge der Bodenprozesse zu Beginn der Ausschöpfungsphase verstanden werden. Da der Bodenwasserhaushalt relativ frühzeitig defizitäre Bedingungen aufweist, können gelöste Ionen nur noch erschwert abtransportiert werden. Die hohe Variabilität der Konzentrationen ist demnach auf so genannte Nährstoffschübe durch Sickerwasser zurückzuführen. Es kann sich hierbei um die Auswaschung von angereicherten Nährstoffen handeln, die sich in Zeiten ohne merkliche Sickerwasserbewegung relativ angereichert haben.

Ein einheitliches zeitliches Muster im saisonalen Verlauf ist schwer abzuleiten, da das Chemismusmuster von Probenahme zu Probenahme variiert. Es konnten nur wenige signifikante Zusammenhänge in den Ganglinien erkannt werden, die auf jährlich wiederkehrende Schwankungen zwischen den untersuchten Nährionen hindeuten. Als Konsequenz daraus wird das Rauschen in der zeitlichen Variabilität nicht eliminiert werden können.

Für den saisonalen Verlauf der Nährstoffe im Sickerwasser deuten sich dennoch rhythmische Perioden an, d.h. nährstoffinduzierte saisonal wiederkehrende Schwankungen in der Bodenlösung. Abgesehen vom einheitlichen Zeitraum der natürlichen Konditionierung unter Feldbedingungen zählen zu den unterschiedlichen quasi-wiederkehrenden Perioden die verspätete Wiederauffüllungsphase im WHJ und die vom Bodenwasserdefizit geprägte kurze Ausschöpfungsphase im SHJ. Die saisonbedingten Schwankungen werden dabei geprägt durch die Geoökofaktoren Schneeschmelze, frühlommerliche Erwärmung, klimatische Wasserbilanz und hochsommerliche Starkregenaktivität. Dabei bestimmt die jährliche Variabilität der Klimaparameter die Amplitude der Ganglinien. Denn nur so kann die allgemeine Konzentrationssteigerung im feuchteren und damit verwitterungs- und mineralisierungsaktiveren HJ 2001 erklärt werden.

Aus den vorliegenden Untersuchungen und Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass MULCH in Bezug auf die Wasserbilanz ($MULCH_{WB} : -166 \text{ mm} > OFFEN_{WB} : -351 \text{ mm} > GRAS_{WB} : -728 \text{ mm}$) und aus der Sicht der Verminderung gelöster Stoffausträge zu bevorzugen ist.

Im Hinblick auf die weinbaurelevante Nitratproblematik wurden die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im Jahresverlauf verfolgt. Der jahreszeitliche Verlauf der NO_3^- -Auswaschung zeigt eine Übereinstimmung mit dem Hangzugwasserstrom und kommt in der horizontalen Differenzierung zum Ausdruck (vgl. CZERATZKI 1973). Von Ende November bis März war eine Tiefenverlagerung zu erkennen. Grenzwertüberschreitungen nach TrinkwV wurden in vier Fällen (1,2%) erfasst. Drei der Überschreitungen und das absolute Maximum von 55,17 mg/l lagen unter GRAS, der Variante mit dem gerings-

ten Sickerwasseraufkommen. Ob Nitratauswaschungen bei zunehmender Erwärmung und Mineralisation auch während der Vegetationsperiode stattfanden, ließ sich ebenso wenig messtechnisch nachweisen wie ein ansteigendes Wertenniveau in den Entwicklungsstadien der Nachblüte (vgl. STREBEL et al. 1984).

Das Konzentrationsniveau der wichtigen Wasserinhaltsstoffe, der Gesamtmineralisierung und des pH-Wertes lag erwartungsgemäß in den untersuchten WHJ, der Sickerperiode Winter-Frühjahr, am höchsten ($OFFEN_{EC_WHJ} \geq MULCH_{EC_WHJ} > GRAS_{EC_WHJ}$). Die weinbaurelevante aktive Zeit im Bodenwasserchemismus fällt damit in die Zeit der späten Wiederauffüllungsphase. Das auf den Untersuchungszeitraum und die gesamte Hanglage bezogene Konzentrationsmaximum stellte sich zur Schneeschmelze im Januar ein, das Minimum im Juni.

Den Hauptanteil der elektrischen Leitfähigkeit bilden die Nährstoffe Kalzium und Sulfat. Gemeinsam mit den Basisnährstoffen Magnesium und Kalium finden sie Ausdruck in der Leitfähigkeitsganglinie.

Die ionare Zusammensetzung der Bodenlösung zeigt in der Gegenüberstellung der jeweiligen Betrachtungsebenen Horizontale Differenzierung (HD) und Vertikale Differenzierung (VD), dass die mittlere Elementverteilung unabhängig von der Tiefe sehr ähnlich ist und nur die Bearbeitungsvariante GRAS eine Ausnahme bildet. Beim ausschließlichen Betrachten der HD hingegen wird durch die Wahl der Bodenbearbeitung ein verstärkter Einfluss erkenntlich. In Anlehnung an MOSIMANN (1985) lassen sich damit die Bearbeitungsvarianten anhand mittlerer Konzentrationswerte der Bodenlösung charakteristisch voneinander unterscheiden.

In der vertikalen Differenzierung lagen die Gehalte als ein Kennzeichen der geringen Sorptionsfähigkeit des Bodens im Oberboden geringfügig niedriger als im Unterboden. Die selektierten Zeitabschnitte zeigen auf den betrachteten Ebenen der horizontalen und vertikalen Differenzierung jeweils markante Übergänge, wobei sich die Phasen in ihrem Beginn, Ende und ihrer Dauer unterscheiden. Im Sommer wurden abnehmende und gegen Herbst zunehmende Tendenzen mit einem Optimum / Maximum in der zweiten Hälfte des WHJ erfasst. Die vereinzelt hohen Konzentrationen im Sommer dürften mit den oben erwähnten Nährstoffschüben (im Anschluss an trockenere Perioden), aber auch mit den wenigen Messwerten pro Zeiteinheit zusammenhängen.

Eine Herauslösung bzw. der Abtransport der leicht mobilisierbaren Nährstoffe findet entweder im Anschluss an ein extremes Witterungsereignis, wie zum Beispiel den Starkregen vom SHJ 2001 (Entnahmeterrin der Bodenlösung: 22.08.02), oder spätestens im nachfolgenden hydrologischen Winterhalbjahr statt. Letztgenanntes zeigt sich in den relativ hohen Werten zu Beginn der Wiederauffüllungsphase.

Gelöster Stofftransport und Niederschlags- und Abflussdynamik

Für die stofflichen Belastungen aus den Weinbauflächen und hierdurch bedingten On- bzw. Offsite-Schäden über den Pfad des Oberflächenabflusses kann für die weinbaurelevanten Schwermetalle Kupfer, Blei und Zink zusammengefasst werden, dass weder in der wässrigen Phase noch in den Feststoffproben erhöhte Konzentrationen nachweisbar waren. Ein diesbezüglicher umweltrelevanter Schadtransfer in angrenzende Landschaftskompartimente konnte somit anhand der gewonnenen Daten auf keinem der Standorte und auf keiner Bearbeitungsvariante sichtbar gemacht werden.

Niederschläge im Bereich Mansfelder Seen stellen zumindest zeitweise eine erhebliche Quelle für gelösten Phosphor im Oberflächenabfluss dar. Die Konzentrationen im Niederschlagswasser der Hanglagen Heineckeberg und Stedtener Pastorenstieg sind mit 0,69 mg/l [Plot_1 bis Plot_3] und 0,6 mg/l [Plot_4] entsprechend hoch. Einen signifikanten Zusammenhang zu Niederschlagskennwerten gibt es nicht. Die Stoffausträge bestätigen in der zeitlichen Varianz der hydrologischen Halbjahre den schwachen Trend des beschriebenen Abflussaufkommens ($Runoff_{Sommer} > Runoff_{Winter}$). Die Ereignisse

des Sommerhalbjahres weisen hohe Konzentrationen auf ($MULCH^{(*)} = GRAS^{(*)} > OFFEN^{(ns)}$). Oberflächenabflüsse im Winterhalbjahr sind trotz maximaler Abflussrate (2,3 %) auf GRAS weniger belastet ($MULCH^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$). Schneeschmelzen(**) ($MULCH^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$) hatten dabei eine geringere elektrische Leitfähigkeit als die durch Regen-Niederschlag(*) hervorgerufenen Ereignisse ($MULCH^{(ns)} > GRAS^{(ns)} > OFFEN^{(ns)}$). Hervorzuheben ist, dass zur Differenzierung der hydrologischen Jahre die Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss zu Frühjahrsbeginn absolut am niedrigsten sind und nicht in den Wintermonaten mit Bodenfrost und geringer Bodendurchströmung.

In der Variabilität der untersuchten Hydrologischen Jahre sind die gelösten Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss zum Zeitpunkt der höchsten Abflussrate (HJ 2000 > HJ 1999 > HJ 2001 > HJ 2002) am niedrigsten. Das lässt zunächst auf einen Verdünnungseffekt schließen, dessen Merkmale auf den bodenschonenden Varianten schwächer ausgeprägt waren als auf OFFEN ($EC_{GRAS} \geq EC_{MULCH} > EC_{OFFEN}$). Steigende Konzentrationen bei steigenden Abflussraten waren aber nicht nachzuweisen.

Sowohl konventionelle als auch bodenschonende Verfahren hatten im Abfluss hohe Nitrat- und Phosphatkonzentrationen. Unter der theoretischen Annahme einer Gleichbehandlung mit Trinkwasser wurden auf allen Bearbeitungsvarianten Konzentrationen über den Grenzwerten der TrinkwV gemessen (Tab. 5.4-9). Wie Tabelle 5.4-9 verdeutlicht, war die Verteilung der relevanten Ereignisse standort- und verfahrensspezifisch. Ereignisse des WHJ erwiesen sich dabei als geringer belastet. Für das SHJ gilt, dass die Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat kritischer zu betrachten ist als mit Nitrat. Im Durchschnitt der erfassten Runoffs lagen im SHJ rd. 27 % der Proben über dem P_2O_5 -Grenzwert ($MULCH > OFFEN > GRAS$, Heineckeberg > Steinkreuzweg) und rd. 7 % über dem NO_3-N Grenzwert ($GRAS > MULCH > OFFEN$; Heineckeberg < Steinkreuzweg). Auffallend häufig waren die Grenzwertüberschreitungen für NO_3-N auf der Abraumhalde, am Stedtener Pastorenstieg [Plot_4]. Über den Konzentrationsverlauf innerhalb eines Ereignisses können mit Ausnahme von Plot_1 und Plot_4 aufgrund der Datenstruktur keine Angaben gemacht werden (vgl. Kap. 5.4-5).

Unterschiede im Stoffaustrag und den Stoffkonzentrationen können auf Unterschiede in der Beschaffenheit der Bedeckung bzw. der Biomasse zurückgeführt werden. Bodenschonende Verfahren wie Dauerbegrünung und Mulch könnten sich als problematisch erweisen, wenn Wurzeln, Pflanzenrückstände und Mulch maßgeblich zur P_2O_5 -Mobilisierung beitragen und eine lang anhaltende zusätzliche Quelle für gelöste Phosphate im Runoff darstellen. Das Rebentwicklungsstadium Blüte zeigte erhöhte Phosphatgehalte im Runoff, was in Übereinstimmung mit SCHILLING (1990) bei den meisten Pflanzen einen Zeitpunkt hoher P_2O_5 Freisetzung darstellt. Kompensatorische Wirkungen adulter Rebstöcke und deren Einflussnahme auf die P_2O_5 Freisetzung sind nur am Steinkreuzweg zu vermuten. Anders im Bereich Mansfelder Seen, wo die Befrachtung des Runoff am Stedtener Pastorenstieg als Jungrebenanlage nicht hätte geringer sein dürfen als die der mehrjährigen Hanglage am Heineckeberg (Konz. P_2O_5 : Plot_1 > Plot_4). Somit kann in diesem Zusammenhang nicht auf eine der möglichen Ursachen für erhöhte P_2O_5 Konzentrationen hingewiesen werden (vgl. SHARPLEY 1981).

MULCH (Rindenmulch) verursachte im Vergleich der Pflegemaßnahmen hohe P_2O_5 -Konzentrationen im Oberflächenabfluss und sollte neben Pflanzenbeständen, Ernterückständen und abgestorbener Vegetation mit zu den P_2O_5 -Quellen gerechnet werden (SHARPLEY 1981, SCHREIBER 1985, WHITE & TAYLOR 1977). Vor allem am Heineckeberg deuten die geringen Schwankungen nach mehrjähriger Betrachtung an, dass auf MULCH relativ kontinuierlich gelöstes Phosphat freigesetzt wurde. Eine Abhängigkeit vom Niederschlagsgeschehen beschränkt sich auf Plot_1, wo eine schwache Anfälligkeit gegenüber dem Niederschlag der Vorereigniswoche ($r: -0,45^{***}$) bestand. Konzentrationsunterschiede auf Plot_2 und Plot_6 werden weniger darauf zurückgeführt. Die Oberflächenabflüsse unter MULCH können hinsichtlich der Belastung angrenzender Gewässer von Bedeutung sein. Tabelle 5.4-9 fasst die Überschreitungen für den Grenzwert der TrinkwV zusammen. Extreme Belastungen im Oberflä-

chenflächenabfluss sind demnach ausnahmslos im Sommerhalbjahr zu erwarten. Die Variante MULCH zeigt diesbezüglich eine auffallende Disposition beim gelösten Phosphor. Standortfaktoren wie Bodeneigenschaften oder Geländemorphologie und der Einfluss der Witterung steuern die Austräge an Phosphat nur bedingt bzw. gar nicht [vgl. Plot_1]. MULCH zeigte in den Wintermonaten signifikant höhere elektrische Leitfähigkeiten. Geringe Abflussmengen und Abflussraten wirken reduzierend auf die absoluten Stoffausträge und Austragssummen. Die geringe Befruchtung des Oberflächenabflusses auf Plot_1 deutet einen dynamischen Zusammenhang zum HORTON'schen Direktabfluss an. Von BAUMGARTNER & LIEBSCHER (1996) werden in diesem Kontext schwächere Lösungsvorgänge an trockenen oder verkrusteten Aggregaten mit geringen relativen Oberflächen beschrieben.

Am Steinkreuzweg [Plot_5 bis Plot_7] scheint MULCH diejenige Bewirtschaftungsform zu sein, deren Abflussaufkommen die geringsten Belastungen für das Einzugsgebiet erwarten lässt. Extreme Verhältnisse sind erneut beim Nitrat mit rd. 6:1 gegenüber der Variante GRAS [Plot_7], aber auch beim Sulfat mit rd. 5:1 gegenüber der Variante MULCH aufgetreten.

Fazit

Die wesentlichen Steuergrößen des wassergetragenen Sediment- und Stofftransports im Hanglagenweinbau des Untersuchungsgebietes sind neben den Bodenpflegemaßnahmen Starkregenereignisse des hydrologischen Sommerhalbjahres, deren innere Strukturen sowohl durch die Intensitätsanstiege (Impulsmaß) als auch durch das Starkregenmaß (SRM) zu erklären sind. Während sich der Einfluss des Impulsmaßes auf den Hinweis beschränkt, dass die erosionsrelevanten Vorereignisse heterogener strukturiert sind als Niederschläge ohne direkten Bezug zum Abfluss, erklärt SRM zu rd. 44 % die Varianz von A_{O_i} im Bereich Mansfelder Seen. Der statistische Zusammenhang untereinander war im Untersuchungszeitraum von sehr schwacher Ausprägung und ließ sich nur für Niederschlagsintervalle ohne Bezug zum Abfluss belegen.

Lysische Stoffausträge haben ihre Ursache im standortsbedingten Sickerwasseraufkommen und in dessen stofflicher Befruchtung. Auf dem derzeitigen Stand der Kenntnis ist es, wie die vorliegenden Ergebnisse verdeutlichen, durch die Wahl der Bodenpflegemaßnahme möglich, dass beide Parameter beeinflusst werden können.

Zur Reduktion der Befruchtung von Sickerwasser leitet sich aus den vorliegenden Daten ab, dass gemäß den klimatischen Gegebenheiten im Weinanbaugebiet die Bodenpflegemaßnahme MULCH die höchste Effizienz aufweist, um den Wasserhaushalt und die Leistungsfähigkeit eines traditionellen Rebstandortes zu sichern und zu verbessern. Rindenmulch in den Gassen gewährleistet in Hanglagen über die gesamte Vegetationsperiode einen ausgezeichneten Schutz vor lysischen Stoffausträgen. Das Nitrat-Auswaschungsrisiko (im Herbst) und die Nährstofftransporte im Hauptwurzelraum im Sommer und Winter müssen verglichen zu OFFEN und GRAS geringer eingeschätzt werden (OFFEN > GRAS > MULCH). In den dauerbegrünteren Rebzeilen (GRAS) wurden übereinstimmend mit den Beobachtungen von WAGENITZ (2001) die geringsten Sickerwassermengen erfasst.

Die Anwendung der Bodenpflegemaßnahme MULCH zum Schutz vor Erosion und Oberflächenabflüssen ist auf der Betrachtungsebene der Befruchtung pro Liter differenziert zu betrachten, um mit Sicherheit eine Reduktion des oberflächlichen Stoffeintrages in angrenzende Umweltkompartimente herbeizuführen. Hohe Wasseraufnahmekapazitäten (MULCH > OFFEN > GRAS) und somit eine entsprechende Effizienz im Retentionsverhalten (MULCH > OFFEN > GRAS) vermindern nur am Steinkreuzweg im Variantenvergleich den Nährstoffaustrag. Aus den vorliegenden Daten der Hanglage Heineckeberg [Plot_1 bis Plot_3] geht hervor, dass nach Einzelereignissen Rindenmulch das Belastungspotenzial durch gelösten Phosphor im Oberflächenabfluss (Befruchtung pro Liter) gegenüber den Vergleichsvarianten nicht verringert. Wenn für eine Risikoabschätzung der Phosphatexposition in angrenzende Umweltkompartimente (Vorflut) unterstellt wird, dass die Stofffrachten, welche in der gelösten Phase die Hanglage verlassen, den Vorfluter in unvermindertem Umfang erreichen, dann

hängt der Stoffeintrag primär von der Frachtmenge der gelösten Stoffe ab. Auf GRAS und OFFEN resultiert aus der Abflussrate und den Abflussmengen eine eingeschränkte Wasseraufnahme, welche die Vermutung zulässt, dass bei geringerer Phosphatmobilisierung (OFFEN \geq GRAS) die Oberflächenabflüsse demnach stärker verdünnt sind.

MULCH gewährleistet in Hanglagen über die Vegetationsperiode und das Winterhalbjahr ein ausgezeichnetes Retentionsverhalten gegenüber Oberflächenabflüssen und schützt vor Erosion. Damit trägt MULCH unter den Niederschlagsbedingungen des Mitteldeutschen Trockengebietes zu einer deutlichen Abnahme des oberflächlichen gelösten Stoffaustrages bei (vgl. Tab. 5.4-5 bis 5.4-7). Aus pflanzenphysiologischer Sicht kann MULCH zudem als Bodenbearbeitungsvariante mit einer höheren Toleranz gegenüber Trockenstress und herbizider Wirkung charakterisiert werden.

Sowohl am Heineckeberg als auch am Steinkreuzweg muss eine Dauerbegrünung der Hanglage in Bezug auf die Retentionsleistungen (A_O bzw. EC) als ungeeignet angesehen werden (vgl. Tab. 5.4-1; 5.4-7). Während auf Plot_7 zumindest Übereinstimmung in der Relation der Abflusswerte und dem Gesamtstoffaustrag bestand (vgl. Tab. 5.4-1; 5.4-5; 5.4-8), konnte für die Hanglage Heineckeberg weder der Nachweis erbracht werden, dass unter GRAS weniger Niederschlag zum Abfluss kam als bei offener Bodenhaltung, noch, dass eine Dauerbegrünung die Nährstoffverluste, v.a. den Nitrataustrag, mildert (vgl. Tab. 5.4-1; 5.4-3; 5.4-4; 5.4-7; 5.4-8). Die vergleichenden Ergebnisse stehen damit im Widerspruch zu den Erkenntnissen von RÜTTIMANN (2001), BATTANY & GRISMER (2000), RÜBEL (1999), EMDE (1992), DIKAU (1986), KRIETER (1986) und OSBORN & RENARD (1969).

Aufgrund der geringen Befruchtung des Oberflächenabflusses auf Plot_1 deutet sich ein dynamischer Zusammenhang zum HORTON'schen Direktabfluss an. KIRKBY (2001), ANDERSON & BURT (1990), KIRKBY & MORGAN (1980), DUNNE & BLACK (1970) und KIRKBY & CHORLEY (1967) weisen dem excess overland flow des HORTON'schen Modells in den Weinbauregionen Mitteleuropas jedoch nur geringe Bedeutung zu (vgl. Kap. 2.2).

Der technogen geprägte Standort Stedtener Pastorenstieg als Hanglage auf einer Bergbaurekultivierungsfläche ist zur weinbaulichen Nutzung geeignet, wenngleich bei Extremereignissen, wie dem Starkregen vom 17. Juli 2002, eine höhere Anfälligkeit gegenüber Oberflächenabflüssen und Erosion beobachtet wurde. Ein Bodenabtrag von geschätzten 28 t/ha lässt in diesem Zusammenhang die Notwendigkeit einer bodenschonenden Pflegemaßnahme wie MULCH oder GRAS deutlich werden.

Gilt es Phosphateinträge aus der Sicht der Gewässerbelastung zu minimieren, so stehen dem gegenüber die bedenklichen Aspekte der erhöhten Konzentrationen pro Liter Oberflächenabfluss. Folglich ist die MULCH-Variante bezüglich zu erwartender Offsite-Effekte als Alternative zu OFFEN und GRAS auch kritisch zu betrachten. Da jedoch MULCH den Oberflächenabfluss wirksam reduziert, ist damit auch eine Verringerung des Phosphataustrags verbunden.

Für die Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat und Nitrat ergibt sich keine eindeutige Präferenz für eine Bodenpflegemaßnahme. Im Bereich Mansfelder Seen liegen die Werte auf GRAS [Plot_3] deutlich höher und im Bereich Schloss Neuenburg im herkömmlichen Verfahren OFFEN [Plot_5]. Als Folgerung hieraus ergibt sich, dass erhöhte gelöste Phosphat- und Nitratmengen mit dem Oberflächenabfluss in den Vorfluter gelangen und in diesem zu einem Konzentrationsanstieg führen. In Einzugsgebieten von begrünten Hanglagen wie am Heineckeberg bzw. offener Gassen wie am Steinkreuzweg, sind negative Auswirkungen nicht auszuschließen, wenn die Vorflut in Verbindung mit Trinkwasser lieferndem Grundwasser steht.

8 Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG BODEN [Hrsg.] (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Stuttgart.
- AHUJA, L. R. J. D. ROSS & O. R. LEHMAN (1981): A theoretical analysis of interflow of water through surface soil horizons with implications for movement of chemicals in field runoff. IN: Water Resources Research 17. 65-72.
- ALBERTS, E. E., W. C. MOLDENHAUER & G. R. FOSTER (1980): Soil aggregates and primary particles transported in rill and interrill flow. IN: Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 590-595.
- ANDERSON, M. G. & T. P. BURT (1990): Subsurface runoff. IN: ANDERSON, M. G. & T. P. BURT [Ed.]: Process Studies in Hillslope Hydrology: 365-399. Chichester.
- AUERSWALD, K. & S. Weigand (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. IN: VDLUFA-Schriftenreihe. 50: 37-54.
- AUERSWALD, K. & M. KAINZ (1998): Erosionsgefährdung durch Sonderkulturen (C-Faktor). IN: Bodenschutz 3: 98-102.
- AUERSWALD, K. S. WEIGAND & M. WEISSROTH (1997): Freisetzung von P und DOC durch Totholzhecken aus Straßenbaumschnitt. IN: Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 83:261-135.
- AUERSWALD, K. & J. HAIDER (1996): Runoff curve numbers for small grain under German cropping conditions. J. Environ. Managem. 47: 223-228.
- AUERSWALD K., C. K. MUTCHLER & K. C. MCGREGOR (1994): The influence of tillage-induced differences in soil moisture content on soil erosion. Soil Tillage Res. 32: 41-50.
- AUERSWALD K., M. KAINZ, H.-J. WOLFGARTEN & J. BOTSCHKEK (1992): Comparison of German and Swiss rainfall simulators - Influence of plot dimensions. IN: Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 155: 493-497.
- AUERSWALD, K. & U. SCHWERTMANN (1990): Bodenerosion und Bodenfruchtbarkeit - Kenntnisstand und Forschungsdefizite. Ber. Landw. 68: 596-603.
- AUERSWALD, K. (1998): Die Bodenerosion durch Wasser. IN: RICHTER, G. [Hrsg.]: Bodenerosion und Bodenschutz - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Wiss. Buchges.. Darmstadt, 33-42.
- AUERSWALD, K. (1996): Jahrgang der Eintrittswahrscheinlichkeit erosiver Starkregen in Süddeutschland. IN: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung. 37. S. 81-84.
- AUERSWALD, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion. IN: Relief-Boden Paläoklima Bd. 8. Berlin.
- AUERSWALD, K. (1991): Onsite- und Offsite-Schäden durch Bodenerosion. IN: Ber. Landw. SH 205: 75-82.
- AUERSWALD, K. (1986): Eignung der Hangneigungsfaktoren verschiedener Erosionsmodelle unter bayerischen Anbauverhältnissen. IN: Z. Kulturtechn. Flurber. 27: 218-224.
- AUERSWALD, K. (1986): Einstufung der Bodenerodibilität (K-Faktor) nach dem Klassenbeschrieb der Reichsbodenschätzung für Südbayern. IN: Z. Kulturtechn. Flurber. 27: 344-351.
- AUGUSTINIUS & NIEUWENHYSE (1986): Soil erosion in vineyards in the Ardeche region. Braunschweig.
- BAHRENBERG, G. E. GIESE & J. NIPPER (1990): Statistische Methoden in der Geographie 1. Stuttgart.
- BAKER, J. L. (1987) Hydrology effects of conservation tillage and their importance relative to Water Quality. IN: Effects of Conservation tillage on Groundwater Quality, Lewis Pub., MI.

- BAKER, J. L. & H. P. JOHNSON (1983): Evaluating the Effectiveness of BMPs from Field Studies. IN: SCHALLER, F.W. & G.W. BAILEY [Ed.]: Agricultural Management and Water Quality. Iowa State University, Ames/IA (USA), 281-304.
- BAKER, J. L. & J. M. LAFLÉN (1983): Water quality consequences of conservation tillage. IN: J. Soil and Water Cons. 5: 186–193.
- BARSCHE, D. (1982): Experimente und Messungen in der Geomorphologie. IN: Z. Geomorph. N.F.. Suppl.-Bd. 43. 213.
- BATTANY, M. C. & M. E. GRISMER (2000): Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: effects of slope, cover and surface roughness. IN: Hydrological Processes, 14: 1289-1304.
- BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER (1996): Lehrbuch der Hydrologie. Bd. 1. Allgemeine Hydrologie – Quantitative Hydrologie. Stuttgart.
- BÄUMLER, R. (1995): Dynamik gelöster Stoffe in verschiedenen Kompartimenten kleiner Wassereinzugsgebiete in der Flyschzone der Bayerischen Alpen. IN: Bayreuther Bodenkundliche Berichte 40: 133 S.
- BECKMANN, T., K. HASENBUSCH, M. KÜCKE & H. J. ALTEMÜLLER (1991): Strukturstörungen beim Einbau von keramischen Saugkerzen auf unterschiedlichen Böden. IN: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 66: 107-108.
- BENKE, M. (1992): Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels Saugkerzen-Methode in Abhängigkeit von der Nutzungsart (Schnitt/Weide), der Nutzungshäufigkeit, der Bestandszusammensetzung (mit/ohne Weißklee) und der Stickstoffdüngung. Diss. 125 S. Universität Kiel.
- BERNSDORF, B. (2000): Zur Vorhersage der Bodenerosion durch Schneeschmelze. Eine Methode zur Modellbildung und analogen sowie GIS-gestützten Umsetzung - dargestellt am Beispiel von Prince Edward Island. Forschungsstelle Bodenerosion - Universität Trier Heft 15.
- BERTHOLD, G. (1991): Untersuchungen zur N-Dynamik weinbaulich genutzter Flächen unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsform. IN: Geisenheimer Berichte Bd. 7. Diss. 207 S. Forschungsanstalt Geisenheim.
- BEVEN, K. (2003): Rainfall-Runoff Modelling. The Primer. Chichester.
- BEVEN, K. J. (1984): Infiltration into a class of vertically nonuniform soils. IN: Hydrological Sciences Journal. 29. 425-434.
- BEVEN, K. J. & P. GERMANN (1982): Macropores and water flow in soils. IN: Water Resources Research. 18. 1311-1325.
- BEVEN, K. J. & M. J. KIRKBY (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. IN: Hydrological Sciences Bulletin. 24. 43-69..
- BOLLER, E. F. U. REMUND (1986): Der Rebberg als vielfältiges Agro-Oekosystem. IN: Schweiz. Z. Obst-Weinbau 122: 45-50.
- BORK, H. R. & A. SCHRÖDER (1996): Quantifizierung des Bodenabtrags anhand von Modellen. IN: BLUME, H. P., P. FELIX-HENNINGSSEN & W. R. FISCHER [Eds]: Handbuch der Bodenkunde. Landsberg/Lech.
- BORK, H. R. (1988): Bodenerosion und Umwelt – Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion, Bodenerosionsprozesse, Modelle und Simulationen. IN: Landschaftsgenese und Landschaftsökologie. 13. Braunschweig. 249 S.

- BÖTTCHER, J., O. STREBEL & W. H. M. DUYNISVELD (1991): Variabilität der Nitratverlagerung und deren Erfassung mittels Saugsonden in einem Sandboden unter Feldbedingungen. IN: *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 66: 915-918.
- BOTTERWEG, P. (1990): The effect of frozen soil on erosion. A model approach. IN: COOLEY K.R. [Ed.]: *Proceedings International Symposium Frozen Soil Impacts on Agricultural, Range and Forest Land, CRREL Special Report 90-1, Spokane, Washington*, p. 135-144.
- BRANDI-DOHRN, F. M., R. P. DICK, M. HESS & J. S. SELKER (1996): Field evaluation of passive capillary samplers. IN: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1705-1713.
- BREBURDA, J. (1983): *Bodenerosion - Bodenerhaltung*. Frankfurt/M.
- BRECHTEL, H. M., F. LEHNARDT & H. TOLDRIAN (1975): Zur Problematik einer quantitativen Erfassung des Einflusses der Landnutzung auf Oberflächenabfluss und Bodenabtrag sowie oberflächennahe Abflüsse.
- BREIDER, H. & A. DIETER (1971): Untersuchungen zur Verbesserung der Bodenstruktur, des Wasserhaushaltes und zur Verhütung von Erosionsschäden in Weinbergen. IN: *Forschungsring des Deutschen Weinbaus bei der DLG. Jahresbericht 1971*: 9-10.
- BRONSTERT, A., E. (1999): Capabilities and limitations of detailed hillslope hydrological modelling. IN: *Hydrological Processes*. 13. 21-48.
- BRONSTERT, A., E. (1994): Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. IN: *Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft*. 46. Dissertation. Universität Karlsruhe.
- BRONSTERT, A., E. & J. PLATE (1997): Modelling of Runoff Generation and Soil Moisture Dynamics for Hillslopes and Micro-Catchments. IN: *Journal of Hydrology*, 198(1-4), 177-19.
- BURGER, M. (1993): Sickerwasserneubildung und Sickerwasserbewegung in fein- und grobkörnigen Lockergesteinen aus dem Tertiärhügelland nördlich von München. IN: *GSF-Berichte 38/39*: 176 S. Neuherberg.
- COLOMBO, R. & P. SARFATTI (1997): Hydrological analysis of two sub-catchments of the Mareb River (Eritrea). IN: *Téledétection et ressources en eau Remote sensing and water resources*. Montpellier, France (30 novembre - 1 décembre 1995). FAO, Rome.
- COTTE, D. R., GORDON, R., LANGILLE, D. R., REES, H. W. & C. VEER (1992): Water erosion risk – Maritime Provinces. *Agriculture Canada, Canada Soil Inventory, Contribution Nr. 91-10, Publication 5282/B, Ottawa*.
- CURLE, O. O. BAUER, W. HOFÄCKER, F. SCHUMANN & W. FRISCH (1983): *Biologie der Rebe – Aufbau, Entwicklung und Wachstum*. Meiningen.
- CZERATZKI, W. (1973): Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Produktion. IN: *Landbauforschung Völkenrode*. 23.1:1-18.
- DEHAAN, R. (1996): *Assessing your soil conservation practices*. Resource team publication, P.E.I. Dept. of Agriculture, Fisheries and Forestry, Agriculture and Forestry, AGDEX 161/573.
- DE PLOEY, J. (1989): Erosional systems and perspectives for erosion control in European loess areas. IN: *Soil. Technol.*, 1:93-102.
- DETTMER, M. & J. LEPPER (1999): Weinbau in den deutschen Trias-Landschaften mit besonderer Berücksichtigung von Franken. IN: HAUSCHKE, N. & V. WILDE [Hrsg.] (1999): *Trias. Eine ganz andere Welt*. München. 557 - 574.

- DEUMLICH, D. (1995): Beitrag zur Ableitung der Niederschlagserosivität. IN: *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76: 87-90.
- DEUMLICH, D. & K. GÖDICKE (1989): Untersuchungen zu Schwellenwerten erosionsauslösender Niederschläge im Jungmoränengebiet der DDR – IN: *Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenk.* – Berlin 33 (1989) 11. 709-716.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1998): DIN 18130. Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwertes.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1992): DIN 4049. Hydrologie; Grundbegriffe.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1988): DIN 38405-19. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser und Schlammuntersuchung - Anionen (Gruppe D) Bestimmung der Anionen Flourid, Chlorid, Nitrit, Phosphat (ortho-), Bromid, Nitrat und Sulfat in wenig belasteten Wassern.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG [Hrsg.] (1977): DIN 19684-1. Boden – pH Wert.
- DIEKMANN, H. et al. (1985): Die Vegetation als Steuerfaktor der Erosion. IN: *Geoökodynamik.* 6:121-148.
- DIECKMANN, H., U. GOEMAN, H. P. HARRES & O. SEUFFERT (1981): Raumzeitliche Niederschlagsstrukturen und ihr Einfluss auf das Abflussgeschehen am Beispiel kleiner Einzugsgebiete. IN: *Geoökodynamik.* 2. 219-244.
- DIEPOLDER, M. R. SCHRÖPEL, R. BRANDHUBER, R. BAUCHHENß & B. JAKOB (2005): Versuchsergebnisse zur Auswirkung mechanischer Belastung im Intensivgrünland. IN: *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau, Band 7, 2005, 210-213; Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft [Hrsg.].*
- DIETZER, B. (2000): Langzeitverhalten extremer Niederschlagsereignisse. IN: *KLIWA 2000.*
- DIKAU, R. (1986): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluss und Bodenabtrag von Messparzellen und landwirtschaftlichen Nutzfläche. IN: *Heidelberger Geographische Arbeiten.* Heft 81. Heidelberg.
- DINGMAN, S. L. (2002): *Physical hydrology.* 2nd ed.
- DÖRING, J. (2004): Zu den Klimaverhältnissen im östlichen Harzvorland. IN: *HERCYNIA.* N. F. 37. 2004. 137-154.
- DÖRING, J. et al. (1995): Klimatische Kennzeichnung des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. IN: *Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes.* Leipzig.
- DULEY, F. L. (1939): Surface factors affecting the rate of intake of water by soils. IN: *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 4: 60-64.
- DUNNE, T. (1978): Field studies of hillslope flow processes. IN: *KIRKBY, M. J. [Hrsg.]: Hillslope Hydrology.* 227-293.
- DUNNE, T. & R. D. BLACK (1970): Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. IN: *Water Resources Research,* v. 6, p. 1296-1311.
- DVWK [MITTEILUNGEN 28] (1997): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen. Bonn.
- DVWK (1996): *Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen.* Bonn.

- DVWK [SCHRIFTEN 91] (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten. Hamburg/Berlin.
- DVWK (1985): Niederschlag-Starkregenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer. IN: DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 124.
- DVWK (1984): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-/Abfluss-Modellen in kleinen Einzugsgebieten. DVWK-Regel 113. Bonn.
- DWD (1997): Starkniederschlagshöhen für Deutschland. DWD. Offenbach am Main.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): Grundlagen der Hydrologie. Berlin.
- EICKMANN, T. & A. KLOKE (1991): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungsdaten für (Schad-) Stoffe in Böden, Schriftenreihe des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bd.1.
- EIJKELKAMP (1983): Equipment for determining moisture characteristics curves of soil samples (pF-equipment) pF 0 – pF 4,2 (0-15,5 bar). First edition. Giesbeek.
- EIJKELKAMP (1979): Equipment for determining water permeability of soils and water infiltration into soils. 3rd. edition. Giesbeek.
- ELSENBEER, H., LORIERI, D. & M. BONELL (1995): Mixing model approaches to estimate storm flow sources in an overland flow-dominated tropical rain forest catchment. IN: *Wat. Resour. Res.* 31, 2267-2278.
- EMDE, K. & K.-H. EMMERICH (2001): Bodenerosion in der Dauerbeobachtung in der Sonderkultur Weinbau im Bundesland Hessen. IN: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 95.; 117-120. Oldenburg.
- EMDE, K. (1992): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluss und Bodenaustrag in Verbindung mit Starkregen bei verschiedenen Bewirtschaftungssystemen in Weinbergsarealen des oberen Rheingaus. IN: Geisenheimer Berichte Bd. 12. Diss. 248 S. Forschungsanstalt Geisenheim.
- FABIG, I. (2007): Die Niederschlags- und Starkregenentwicklung der letzten 100 Jahre im Mitteldeutschen Trockengebiet als Indikatoren möglicher Klimaänderungen. Diss. 127. S. Universität Halle.
- FABIS, J. (1995): Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. IN: Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie Bd. 2. Diss. 149 S. Universität Gießen.
- FELDWISCH, N. (1998): Verfahren zur Verminderung der Stoffausträge aus der Pflanzenproduktion – Austragspfad Bodenerosion. IN: FREDE, H.-G. & S. DABBERT [Hrsg.]: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg/Lech: ecomed, 101-106.
- FELDWISCH, N. (1995): Hangneigung und Bodenerosion. IN: Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie Bd. 3. Diss. 152 S. Universität Gießen.
- FIENER P. & K. AUERSWALD (2006): Seasonal variation of grassed waterway effectiveness in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. IN: *Soil & Tillage Research* 87: 48–58.
- FIENER, P. & K. AUERSWALD (2005): Measurement and modelling of concentrated runoff in grassed waterways. IN: *J. Hydrology* 301: 198-215.
- FIENER, P. & K. AUERSWALD (2003): Concept and effects of a multi-purpose grassed waterway. *Soil Use and Management* 19, 65-72.
- FIENER P, K AUERSWALD (2003): Effectiveness of Grassed Waterways in Reducing Runoff and Sediment Delivery from Agricultural Watersheds. IN: *Journal of Environmental Quality* 32, 927-936.

- FISCHER, B. (1996): Beiträge zur Entwicklung umweltschonender Pflanzenschutzsysteme im Weinbau. Diss. 166. S. Universität Bonn.
- FISCHER, P. (1996): Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. IN: Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie Bd. 12. Diss. 166 S. Universität Gießen.
- FLURY, M. & H. FLÜHLER (1994): Brilliant Blue FCF as a Dry Tracer for Solute Transport Studies - A Toxicological Overview. IN: J. Environ. Qual., 23, 1108-1112.
- FOHRER, N. (1995): Auswirkungen von Bodenfeuchte, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit auf Prozesse der Flächenerosion durch Wasser. IN: Bodenökologie und Bodengenese. H. 19. Diss. 183. Universität Berlin.
- FOX, R. (2000): Lesetermin - Einflüsse auf Weintyp und Weinqualität. IN: Rebe und Wein. 53 (9) 350-355. Weinsberg.
- FOX, R. L. & E. J. KAMPRATH (1970): Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. IN: Soil Sci. Soc. Am. J. 34: 903-907.
- FREDE, H. G. & S. DABBERT [Hrsg.] (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg.
- FRIELINGHAUS, M. & B. WINNIGE (2000): Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung, Erarbeitung eines Bewertungs- und Entscheidungssystems zur Indikation der Wassererosion. Umweltbundesamt, Berlin.
- FRÜHAUF, M. & R. LIERMANN (2003): Vergleichende Untersuchungen zur Erfassung und Bewertung wassergetragener Sediment- und Stofftransferprozesse in Weinbaugebieten Sachsen-Anhalts hinsichtlich der Belastungswirkung auf Böden und Gewässer. Sachlicher Abschlussbericht zum Forschungsprojekt – Projektnummer / Fa-Nr.: 60601970. Halle/Saale.
- FRÜHAUF, M. & G. SCHMIDT (1999): Ermittlung des diffusen Nährstoff- und Sedimenteintrages in den wiederentstehenden Salzigen See. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvertrag im Rahmen des Projektes „Wiederentstehung Salziger See“. Halle.
- GAST, M., W. SCHAAF, R. WILDEN & J. SCHERZER (2000): Entwicklung von Wasserhaushalt und Stoffkreisläufen in Kiefernökosystemen auf tertiären Kippstandorten des Lausitzer Braunkohlereviere – steuernde Prozesse und beteiligte Pools. IN: HÜTTL, R. F., E. WEBER & D. KLEM [Hrsg.]: Ökologisches Entwicklungspotenzial der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Braunkohlerevier. Leipzig.
- GBUREK, W. J. & A. N. SHARPLEY (1998): Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds. IN: J Environ Qual 27:267-277.
- GEIGER, K. (1983): Möglichkeiten zur Zurückhaltung von abfließendem Oberflächenwasser in Steillagen. ATW-Abschlußbericht Nr. 6. Würzburg-Veitshöchheim.
- GERKE, H.H., E. HANGEN, W. SCHAAF, R. F. HÜTTL (2001): Spatial variability of potential water repellency in a lignitic mine soil afforested with *Oinus nigra*. IN: Geoderma. 102: 255-274.
- GERMANN, P. (1991): Erfassung der schnellen Flüsse im Boden und deren Bedeutung für den Transport von gelösten und partikulären Stoffen. IN: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 66: 135-138.
- GIERTZ, S. (2004): Analyse der hydrologischen Prozesse in den sub-humiden Tropen Westafrikas unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung am Beispiel des Aguima-Einzugsgebietes in Benin. Diss. 249 S. Universität Bonn.

- GILLEY, J. E., S. C. FINKNER & G. E. VAREL (1987): Slope Length and Surface Residue Influences on Runoff and Erosion. Transactions of the ASAE 30: 148-152.
- GOLLMICK, F., H. BOCKER & H. GRÜNDEL (1976): Das Weinbuch. Werden des Weines von der Rebe bis zum Glase. Leipzig.
- GRIEBEL, T. (1995): Untersuchungen über die Anteile der Transpiration der Rebe und der Evaporation in begrünten Rebbeständen an der Gesamtverdunstung. IN: Geisenheimer Berichte 28. Geisenheim.
- GRIL, J. J., J. P. CHANLER & J. CARSOULLE (1989): The benefit of permanent grass and mulching for limiting runoff and erosion in vineyards; experimentations (sic) using rainfall simulations in the Beaujolais. IN: SCHWERTMANN, U. et al. (1988): Soil Erosion Protection Measures in Europe. Proceeding of the Workshop on Soil Erosion Protection. 157-166.
- GROSSE, B. & M. RENGER (1974): Untersuchungen über die Erodierbarkeit einer tiefgepflügten Parabraunerde aus Löss in Hanglage mit Hilfe der künstlichen Beregnung. IN: Z. ACKER-UND PFLANZENBAU. 137:86-93.
- GROßMANN, J. & P. UDLUFT (1991): The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. IN: J. Soil Sci. 42:83-93.
- GROSSMANN, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden. Diss., TU München.
- GRÜNEWALD, U., V. BERKURTS & D. BIEMELT (1995): Wasserhaushaltsuntersuchungen in der Tagebaufolgelandschaft der Lausitz. IN: Schriftenreihe Hydrologie/Wasserwirtschaft der Ruhr Universität Bochum. 14.
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes. Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis. Diss. 146 S. Universität Göttingen.
- HAMPL, U. & U. HOFFMANN [Hrsg.] (1995): Öko-Weinbau Boden- und Pflanzenpflege, Weinqualität und Betriebswirtschaft - Beiträge zum 5. Inter. Ökol. Weinbaukongress Bad Dürkheim, SÖL-Sonderausgabe Nr.64.
- HAMPL-MATHY, U. (1991): Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau. IN: SÖL-Sonderausgabe Nr. 52. Bad Dürkheim.
- HANGEN, E. (2003): Präferentieller Fluss in einem heterogenen aufgefrosteten Kippboden. IN: Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung. Bd. 19. Diss. 186 S. TU Cottbus.
- HARDENBICKER, U. (2002): Laterale Sickerwasserflüsse als geoökologische und geomorphologische Faktoren der Landschaftsentwicklung. (unveröff.) Habil. 149 S. Universität Halle-Wittenberg.
- HARDENBICKER, U. (1998): Subterrane Erosion im östlichen Harzvorland. IN: Z. f. Geomorph. N. F. Suppl. Bd. 112:93-103.
- HARTGE, K.-H. & R. HORN (1999): Einführung in die Bodenphysik. Stuttgart.
- HEBEL, B. & A. KLIK (1998): Verhinderung von Bodenerosion in Hanglagen. IN: Jahresbericht 1997. Amt der NÖ Landesregierung. LAKO Tulln.
- HEINKELE, T. C. NEUMANN, C. RUMPEL, Z. STRZYSZCZ, I. KÖGEL-KNABNER & R. F. HÜTTL. (1999): Zur Pedogenese pyrit- und kohlehaltiger Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier. IN: HÜTTL, R. F., E. WEBER & D. KLEM [Hrsg.]: Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Berlin. 223-238.
- HILLEL, D. (1980): Environmental Soil Physics. Academic Press, San Diego.

- HIRMER, R. (1984): Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/84. München.
- HOMRIGHAUSEN, E., M. BUDIG & P. FLECK (1979): Die Begrünung als Aktivierungs- und Regulationsfaktor der Bodendynamik. IN: Wein-Wiss. H. 34. 39-47.
- HONISCH, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. IN: BABEL, U. et al. [Hrsg.]: Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. Heft 38. Diss. 218 S. Universität Hohenheim.
- HOPPMANN, D. & H. HÜSTER (1988): Weinbergsbegrünung unter Berücksichtigung des Wasserbedarf. IN: Der deutsche Weinbau 43. 594-597.
- HORTON, R.E. (1933): The role of infiltration in the hydrologic cycle. IN: EOS, Transactions, American Geophysical Union, v. 14, p. 446-460.
- HURLE, K. S. LANG & M. HERRMANN (1994): Exposition von terrestrischen und aquatischen Systemen – Unbeabsichtigte Einträge. IN: Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln. Deutsche Forschungsgemeinschaft. VCH. Weinheim. S. 34-52.
- HURLE, K. & H. JOHANNES (1979): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer. IN: Schriftenreihe des DVWK. H. 40.118-144. Bonn.
- HUSSE, B. (1983): Untersuchungen über den Einfluss der Begrünung und der Zusatzberegnung auf den Bodenwasserhaushalt, den Boden und die Rebe. Diss. 160. Universität Gießen.
- IBANEZ, A., C. MARTINEZ, M. C. RAMOS & J. A. MARTINEZ-CASANOVAS (2004): Effects of composted Cattle Manure on Erosion Rates and Nutrient Losses. IN: <http://www.forst.uni-freiburg.de/eurosoil>.
- ISAAKS, E. H. & R. M. SRIVASTAVA (1989): Applied Geostatistics. - Oxford University Press, New York, 561 S.
- JELINEK, S. (1999): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der oberen Stör. IN: Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU Kiel. 29. Dissertation. Kiel.
- JUNG, L. & R. BRECHTEL (1980): Messungen von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. IN: Schriftenr. d. Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau. H. 48.
- KADISCH, E. (1970): Bodenpflege im Weinbau unter Berücksichtigung moderner weinbautechnischer Möglichkeiten. IN: Festschrift der LLV f. Wein-, Obst- und Gartenbau. Oppenheim: 28-42.
- KAMMHOLZ, H. (1977): Subrosionsprozesse und ihre Erscheinungsformen im Bereich des Teutschenthaler Sattels, Bezirk Halle. Diss., Univ. Halle/Wittenberg.
- KINNELL, P. I. A. (1973): The problem of assessing the erosive power of rainfall from meteorological observations. IN: SSAP. 37:617-621.
- KIRKBY, M. (2001): Modelling the interactions between soil surface properties and water erosion. IN: Catena 46, 89-102.
- KIRKBY, M. J. (1988): Hillslope runoff processes and models. IN: Journal of Hydrology 100. 315-339.
- KIRKBY, M.J. & R. J. CHORLEY (1967): Throughflow, overland flow and erosion: IN: Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology. 12. 5-21.
- KLICK, A. & W. WUNDERER (1992): Bodenpflegesysteme und Erosion. IN: Mitteilungen Klosterneuburg Nr.: 42. 213-215.

- KNOCHE, D., W. SCHAAF, A. EMBACHER, H. J. FAß, M. GAST, J. SCHERZER & R. WILDEN (1999): Wasser- und Stoffhaushalt von Waldökosystemen auf schwefelsauren Kippsubstraten des Braunkohlentagebaus im Lausitzer Revier. IN: HÜTTL, R. F., E. WEBER & D. KLEM [Hrsg.]: Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Berlin. 45-71.
- KOCH, S. (2006): Geoökologische Untersuchungen zum sickerwassergetragenen Nähr- und Schadstofftransport aus urbanen Böden in aquatische Systeme - dargestellt am Beispiel der Stadt Halle (Saale). Diss. 116. S. Universität Halle.
- KÖNIG, D. (2000): Möglichkeiten zur Begrenzung von Stofftransporten im Steillagen-Weinbau im östlichen Rheinhessen. IN: Z. Geomorph. N.F.. Suppl.-Bd. 121: 63-76. Berlin.
- KÖNIGER, S., A. SCHWAB & S. MICHEL (2003): Nutzung eines GIS zur "Terroir"-Bewertung, Sorten- und Anbauplanung.- IN: Dtsch. Weinbau-Jahrbuch 55, S. 34-46.
- KÖPFER, P. (1989): Bodenpflege im ökologischen Weinbau. IN: SÖL-Sonderausgabe. Nr. 31: 59-79.
- KRIETER, M. (1986): Bodenerosion in Rhein Hessischen Weinbergen. IN: Mainzer Geographische Studien. Heft. 20.
- KUHN, N. J. & R. B. BRYAN (2004): Incorporating rainfall and drying sequences into erodibility assessment. Proceedings of the International Conference on Soil Conservation, Brisbane 2004.
- KUNERT, R. & S. WANSA (1997): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Sachsen-Anhalt 1:25000. Blatt Wettin (4436). Halle/S..
- KURON, H., L. JUNG & H. SCHREIBER (1956): Messungen von oberflächlichem Abfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands. IN: Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen. 5. Hamburg.
- LATTANZI, A. R., L. D. MEYER & M. F. BAUMGARDNER (1974): Influences of mulch rate and slope steepness on interrill erosion. IN: *Proc. Soil Sci. Soc. Am.* 38:946-950.
- LEONHARD, R. (1990): Movement of Pesticides into Surface Waters. IN: CHENG, H. H. [Ed.]: Pesticides in the Soil Environment. No. 2 in the Soil Science Society of America Book Series. Madison. S. 303-349.
- LESER, H. (1986): Bodenerosion. Erforschung eines geoökologischen Prozesses. IN: Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften. 11. 1-17.
- LESER, H. [Hrsg.] (1983): Bodenerosion als methodisch-geoökologisches Problem. IN: *Geomethodica.* 8. 217 S..
- LESER, H. (1965): Die Unwetter vom 4. und 5. Juli 1963 im Zeller Tal und ihre Schäden. IN: *Ber. z. dt. Landeskd.* H. 35. 74-90.
- LIERMANN, R. (2007): Indicators for rainfall-runoff events and solute transport in an monocultural agricultural landscape (Saxony-Anhalt, Germany). Abstract and Poster. Annual Meeting of the Prairie Division of the Canadian Association of Geographers *September 28-30, 2007 Weyburn, SK. Canada.*
- LIERMANN, R. (2003): Untersuchungen zum Bodenabtrag und zur Oberflächenabflussbildung im Weinanbaugebiet „Saale-Unstrut“. Automatische Registrierung des Prozessgeschehens und abflussabhängige Probenahme als methodischer Ansatz der Ereigniseparation. IN: *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* Bd. 101. 87-88.

- LIERMANN, R. (2001): Untersuchungen zur Oberflächenabflussbildung und zum wasser-gebundenen Stoffaustag in der Sonderkultur Weinbau im Saale-Unstrut-Gebiet (Sachsen-Anhalt). Projektskizze und erste Zwischenergebnisse zum Prozessgeschehen. IN: Hallesches Jahrb. Geowiss. Reihe A. 27-41. Halle (Saale).
- LLG MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT SACHSEN-ANHALT (2004): Auswertung der Bodenuntersuchung landwirtschaftlich genutzter Flächen in den Jahren 2001-2004. <<http://www.llg-isa.de>> 12.08.2005.
- LORENZ, G. (1992): Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. IN: BABEL, U. et al. [Hrsg.]: Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. Heft 1. Diss. 171 S. Universität Hohenheim.
- LÖWA, K. (1997): Zur Anwendbarkeit der Universal soil loss equation und der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung im großmaßstäbigen Bereich - dargestellt am Beispiel des Querfurter Raumes. Diss. 105 S. Universität Halle-Wittenberg.
- MAIDMENT, D. R. (1993): Handbook of Hydrology. New York.
- MANIAK, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. Berlin.
- MANNERING, J. V. & L. D. MEYER (1963): The effects of various of surface mulch on infiltration and erosion. IN: Soil. Sci. Soc. Amer. Proc. 27.
- MARTÍNEZ, J. A. & I. SÁNCHEZ (2000): Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedès–Anoia vineyard region (NE Spain). IN: Soil and Tillage Research. Volume 57. Issues 1-2. 101-106.
- MATTHESS, G. & K. UBELL (1983): Lehrbuch der Hydrologie. Bd. 1. Berlin u. Stuttgart.
- MEHLHORN, J. & C. LEIBUNDGUT (1999): Die Modellierung des Abflussprozesses mit tracerhydrologisch ermittelten Verweilzeiten und Abflusskomponenten. IN: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. 43 (4). 164-174.
- MENDEL, H. G. (2000): Elemente des Wasserkreislaufes – eine kommentierte Bibliographie zur Abflussbildung. Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Berlin, 244 S.
- MERZ, B. (1996): Modellierung des Niederschlag-Abfluss-Vorgangs in kleinen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung der natürlichen Variabilität. Karlsruhe.
- MESSER, T. (1980): Soil erosion measurements on experimental plots in Alsace Vineyards (France). IN: DE BODT, M. & D. GABRIELS [Eds.] Assessment of Erosion. New York. 455-462.
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR (1961): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR. Berlin.
- MOLLENHAUER, C., A. TAYSUN, H. UYSAL & E.-M. FRITZ (2000): Die Saisonalität der Erodierbarkeit von Böden, dargestellt am Beispiel von sandgeprägten Standorten im westlichen Anatolien. IN: Journal of Plant Nutrition and Soil Science. Vol. 162/6. 631-636.
- MORGAN, R. (1999): Bodenerosion und Bodenerhaltung. Stuttgart.
- MORTENSEN, H. (1955): Die quasinatürliche Oberflächenformung als Forschungsproblem. IN: Wiss. Zs. E. M. Arndt Universität Greifswald. 4. 625-628.
- MOSIMANN, T., A. MAILLARD, A. MUSY, J.A. NEYROUD, M. RÜTTIMANN & P. WEISSKOPF (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. IN: Themenbericht des Nationalen Forschungsprogramms - Nutzung des Bodens in der Schweiz.
- MOSIMANN, T. (1984): Landschaftsökologische Komplexanalyse. Stuttgart.

- MOSS, B. (1980): Ecology of Fresh Waters. London.
- MÜLLER, J. & A. JÖRN (2007): Die Auswirkungen des Klimawandels im Mitteldeutschen Trockengebiet auf den Bodenwasserhaushalt und ihre Konsequenzen für die Landnutzung. IN: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. – Halle (2007) SH 1
- MÜLLER, J., P. JÖRN, A. SCHUMANN & H. SCHELLIN (2002): Evapotranspirations- und Versickerungsverhalten sowie Häufigkeit von Bodendürren im Mitteldeutschen Trockengebiet unter Berücksichtigung von Substrat und Bewuchs. IN: DWD-Deutscher Wetterdienst [Hrsg.]: Klimastatusbericht 2001. 258-267. Offenbach.
- MÜLLER, J. & A. SCHUMANN (2001): Das Klima des Saale – Unstrut - Weinbaugebietes in Gegenwart und Vergangenheit. IN: Neue Mansfelder Heimatblätter. 9. (65-70). Halle/Saale.
- MÜLLER, J., A. SCHUMANN & P. JÖRN (1998): Zur Häufigkeit von Bodendürren im Mitteldeutschen Trockengebiet. IN: ANALEN DER METEOROLOGIE BAND 1. 37: 167-168. Offenbach a. M..
- MÜLLER, J. et al. (1992): Der Vegetationsfaktor bei der Abschätzung der aktuellen Verdunstung. Ein Beitrag zum Wasserhaushalt von Kulturpflanzenbeständen. IN: Analen der Meteorologie. Band. (27). Deutsche Meteorologentagung 16.-20.03.92 in Berlin. (132-135). Offenbach a. M..
- MÜLLER, G. (1998): Zur räumlichen Variabilität der Abflussbildung im Mittelgebirge. Prozessstudien für eine Flächenklassifikation nach typischen Abflussbeiträgen. Diss. TU Dresden.
- MÜLLER, G. (1984): Einfluss bodenkundlicher Weinbau-Standortbedingungen auf den Nitratgehalt des Brunnen- und Quellwassers. IN: Landwirtsch. Forsch. Sh.. 41:347-355.
- MÜLLER, W. (1982): Nährstoffaustrag aus Weinbergsböden der Mittelmosel unter besonderer Berücksichtigung der Nitrate. Diss. 243 S. Universität Bonn.
- NANDAKUMAR, N. & R. G. MEIN (1997): Uncertainty in rainfall-runoff model simulations and the implications for predicting the hydrologic effects of landuse change. IN: Journal of Hydrology. 192. 501-516.
- NIEDER, H. et al. (1985): Nitrat im Grundwasser. Weinheim.
- NIEDERBUDDE, E. - A. (1996): Tonminerale. IN: BLUME et al. [Hrsg.]: Handbuch der Bodenkunde. Landsberg a. Lech.
- NORDMEYER, H. & D. ADERHOLD (1995): Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Bodenmakroporen als mögliche Ursache für Grund- und Oberflächenwasserbelastungen. IN: Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst. 47 (6). 137-143.
- OLLESCH, G. & O. SEUFFERT (1998): Rainfall variability, runoff and erosion in a pasture ecosystem in southern Sardinia. A single-event based study. IN: Geoökodynamik. Bd. 19. H. 3-4: 269-280.
- OLLESCH, G. (1997): Untersuchungen zum Phosphatumsatz am Beispiel des Gutturu-Mannu Einzugsgebietes/Südwestsardinien. Diss. 120 S.. Universität Göttingen.
- OSBORN, H. B. & K. D. RENARD (1969): Analysis of two major runoff producing Southwest thunderstorms. J. Hydrology 8(3):282-302.
- OWUSU-BENNOAH, E. & D. K. ACQUAYE (1989): Phosphate sorption characteristics of selected major Ghanaian soils. IN: Soil Science 148 (2): 114-125.
- PEARCE, A. J., STEWART, M. K. & M. G. SKLASH (1986): Storm runoff generation in humid headwater catchments. Where does the water come from? IN: *Resour. Res.* 22, 1263-1272.
- PETERNEL, M. & A. SCHWAB (2004): Nährstoffverluste aus Weinbergsböden. IN: Der Winzer. 3/2004. S. 10.

- POESEN, J. (1992): Mechanisms of overland flow generation and sediment production on loamy and sandy soils with and without rock fragments. IN: PARSONS, A. J. & A. D. ABRAHAMS [Eds.]: Overland flow hydraulics and erosion mechanics. London.
- POTRATZ, K.-U. (1993): Bedeutung von Feuchte und Struktur der Bodenoberfläche für die Bodenerosion. Bonn.
- POTSCHIN, M. (1999): Bodenwassergewinnung mittels Saugkerzen an extremen Standorten - Möglichkeiten und Grenzen. IN: Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 162, S. 193-199.
- PRASUHN, V. & M. BRAUN (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer der Kantons Bern. IN: Schriftenreihe der FAC. 17. Bern.
- PRASUHN, V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. IN: Physiogeographica. 16. Basel.
- PROFFITT, A. P. B., C. W. ROSE & P. B. HAIRSINE (1991): Rainfall detachment and deposition: I. Experiments with low slopes and significant water depth. IN: Soil Science Society of America Journal. 55. 325-332.
- RADZINSKI, K.-H. (1999): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Sachsen-Anhalt 1:25000. Blatt Erdeborn (4535). Halle/S..
- REDL, H. (1998): Bodenpflege in den trockenen pannonischen Weinbauflächen Österreichs im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie. IN: Gesunder Boden durch Begrünung. KTBL Arbeitspapier 256. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- REDL, H. W. RUCKENBAUER & H. TRAXLER (1996): Weinbau heute. Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart.
- REINKEN, G. (2004): Bodenphysikalische Untersuchungen zur Prozessanalyse der Wasserbewegung und des Stofftransportes in ungesättigten, strukturierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mechanismen der präferentiellen Wirkstoffverlagerung. Diss. 154 S. Universität Köln.
- RESCH, N. & B. WALTER (1984): Stickstoff-Dynamik in weinbaulich genutzten Böden. Nitratumsatz in Bodenmatrix und Bodenlösung. IN: Z. Landwirtsch. Forsch. Sh. 41:356-363.
- REYNOLDS, W. D., M. TH. VAN GENUCHTEN, M. M. GRIBB & J. W. HOPMANN (1998): Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. IN: Soil Sci. Soc. Am. J. 55: 633-639.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. IN: Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194.
- RICHTER, G. (1998): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt.
- RICHTER, G. (1997): Bodenerosion durch Schneeschmelze. IN: Bodenerosion und Bodenschutz – Analyse und Einschätzung eines Umweltproblems. Darmstadt.
- RICHTER, G. [Ed.] (1991): Combating soil erosion in vineyards of the Mosel-Region. 151-Univ. Trier, Forschungsstelle Bodenerosion, Trier.
- RICHTER, G. (1979): Bodenerosion in Reblagen des Moselgebietes - Ergebnisse quantitativer Untersuchungen 1974-1977. Forschungsstation Mertesdorf. Trier.
- RICHTER, G. (1977): Bodenerosion in den Reblagen an Mosel-Saar-Ruwer. Formen, Abtragungsmengen, Wirkungen. IN: Verhandlungen des Deutschen Geographentages. Bd. 41:371-389.
- RICHTER, G. (1965): Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. IN: Forschungen zur Landeskunde. Bd. 152.

- RISSE, L. M., M. A. NEARING, A. D. NICKS & J. M. JAFLEN (1993): Error Assessment in the Universal Soil Loss Equation. IN: Soil. Sci. Soc. Am. J. 57. 825-833.
- ROGLER, H. & U. SCHWERTMANN (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. IN: Z. Kulturtechnik und Flurbereinigung. 22. 99-112.
- ROHMANN, U. & H. SONTHEIMER (1985): Nitrat im Grundwasser. Karlsruhe.
- ROHRER, J. (1985): Quantitative Bestimmung der Bodenerosion unter Berücksichtigung des Zusammenhanges Erosion-Nährstoff-Abfluss im oberen Langente-Einzugsgebiet. IN: Basler Beiträge zur Physiogeographie. Bd. 6. Diss. 242 S. Universität Basel.
- ROTH, C. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluss und Abtrag. IN: Bodenökologie und Bodengenese. H. 6. Berlin.
- ROTH, K., W. A. JURY, H. FÜHLER & W. ATTINGER (1991): Transport of chloride through an unsaturated field soil. IN: Water Resources Research. 27: 2533-2541.
- RÜBEL, A. (1999): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch den Weinbau in Steillagen. Diss. 158 S. Universität Trier.
- RUDOLPH, A. (1997): Das Mikrorelief im Initialprozess der Oberflächenabflussbildung - Ableitung eines Kennwertes zu seiner Charakterisierung. Diss. TU-Berlin.
- RUDOLPH, A., N. FOHRER & K. HELMING (1994): Die Bedeutung von Mikrorelief und Bodenfeuchte an der Oberfläche für den Oberflächenabfluss. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 74, S. 123-126.
- RUPP, D. (1987): Auswirkungen von Rigolverfahren auf Rebböden und auf die Auswaschung von Nitrat und Nematizidwirkstoffen. Diss. 149 S. Universität Hohenheim.
- RÜTTIMANN, M. (2001): Boden-, Herbizid- und Nährstoffverluste durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Silomais. IN: Basler Beiträge zur Physiogeographie. Bd. 30. Diss. 241 S. Universität Basel.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden. Heidelberg.
- SATTER, P. (1998): Exposition und ökotoxikologische Relevanz von Pflanzenschutzmittelkombinationen in stehenden Oberflächengewässern. Diss. 122 S. Universität Kaiserslautern.
- SAUERWEIN, M. (1998): Geoökologische Bewertung urbaner Böden am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig - Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. IN: UFZ-Bericht 19/1998. Diss. 123 S.. Universität Halle-Wittenberg.
- SCHAAF, W., M GAST, R. WILDEN, J. SCHERZER, R. BLECHSCHMIDT & R. F. HÜTTL (1999): Temporal and spatial development of soil solution chemistry and element budgets in different mine soils of the Lusatian lignite mining area. IN: Plant and Soil. 213. 169-179.
- SCHAAR, J. (1989): Untersuchungen zum Wasserhaushalt kleiner Einzugsgebiete im Elsenzta/Kraigau. IN: Heidelberger Geographische Arbeiten. Heft 86. Heidelberg.
- SCHALLER, K., H. JAGOUTZ, G. BERTHOLD & K. EMDE (1994): Bewirtschaftungssystem und Nitratbildung in Rebflächen. Teil 1: Grundlagen für die Erarbeitung eines Simulationsmodells. IN: Geisenheimer Berichte Bd. 16a. 248 S. Geisenheim.
- SCHALLER, K. & O. LÖHNERTZ (1988): Die Praxis der Stickstoffdüngung im Weinbau. IN: DDW. 14. 678-686.

- SCHALLER, K. (1985): Einfluss unterschiedlicher Bodenpflegemaßnahmen auf den Gehalt an löslichen Nährstoffen und die biologische Aktivität eines Weinbergbodens. IN: VDLUFA Kongressband 1985. Darmstadt.
- SCHAEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg.
- SCHERRER, S., F. NAEF, F. O. FAEH & I. CORDERY (2006): Formation of runoff at the hillslope scale during intense precipitation. IN: Hydrology and Earth System Sciences Discussions 3, 4:2523-2558.
- SCHERZER, J. (2001): Der Wasserhaushalt von Kiefernforsten auf Kippböden der Niederlausitz. IN: Cottbuser Schriften. Bd. 16.
- SCHIRRA, K. J., K. W. EICHHORN, E. TRETZEL & F. LOUIS (1991): Integrierter Pflanzenschutz im Weinbau. IN: Schriftenreihe des BMf Ernährung, LW u. Forsten. Reihe A: Angewandte Wissenschaft. H. 396. Münster-Hiltrup.
- SCHLINKERT, A. (1992): Jahreszeitliche Dynamik der Inhaltsstoffe von Bodenlösungen aus A-Horizonten unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsweise und Standorteigenschaften. IN: Bonner Bodenkdl. Abhandl. 7. Diss. 271 S. Universität Bonn.
- SCHMIDT, G. & M. FRÜHAUF (2002): Nährstoffbilanzierungen für Fließgewässereinzugsgebiete als Grundlage zur Planung von Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet des wiederentstehenden Salzigen Sees. IN: Geo-öko. 3/2002. 23. 153-174.
- SCHMIDT, G. & M. FRÜHAUF (1997): Untersuchungen zur Bedeutung der Schwermetallemissionen aus den Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als Ursache von Boden- und Fließgewässerbelastungen. IN: Hercynia N. F. 30 177–193.
- SCHMIDT, G. (1997): Umweltbelastung durch Bergbau - Der Einfluss von Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf die Schwermetallführung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See. Diss. 131. S. Universität Halle.
- SCHMIDT, J. [Ed.] (2000): Soil Erosion-Application of Physically Based Soil Erosion Models. Heidelberg.
- SCHMIDT, R.-G. (2003): Schneeschmelz-Erosion. Vorgänge und Formen der Bodenerosion durch Schneeschmelze. Workshop der AG Bodenerosion „Spezielle Prozesse des Bodenabtrages und ihre Erfassung in Experiment und Modell“, 7./8. März 2003, Bonn. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 101: 91-92.
- SCHMOCKER-FACKEL, P. (2004): A Method to Delineate Runoff Processes in a Catchment and its Implications for Runoff Simulations. Diss. ETH Nr. 15638. 172 S. ETH Zürich.
- SCHÖNHALS, E. (1950): Über einige wichtige Lößprofile und begrabene Böden im Rheingau. IN: Notizblatt Hess. Landesamt für Bodenforschung 1. 244-259. Wiesbaden.
- SCHRADER, L. (1974): Untersuchungen über die Dynamik des Wasserhaushaltes von Weinbergböden mit Hilfe der Neutronensonde. Diss. Univ. Bonn. 255 S. Bonn.
- SCHRÖDER, H. (1986): Allgemein geographische Charakteristik der natürlichen Verhältnisse des südöstlichen Harzvorlandes. IN: Hercynia. 23. H. 1: 1-14.
- SCHRÖDER, H. (1985): Erfassungsmethodik und Ausmaß bodenerosiver Abspülungen auf Hanglagen im südöstlichen Harzvorland/ Raum Querfurt. IN: Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften. 10. 81-92.
- SCHWAB, A. (1996): Rindenmulch als Erosionsschutz und Humuslieferant in Steillagen. IN: Rebe und Wein. 3: 83-86.

- SCHWEIGER, P. (1987): Bedeutung der Sonderkulturen für den Stickstoffaustrag. Bonn.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL & M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart.
- SEUFFERT, O., K. HERRIG, G. OLLESCH & BUSCHE (1999): REI - An integrated rainfall erosivity index for assessing and correlating rainfall structure, runoff and erosion. IN: Geoökodynamik. 1-54.
- SEUFFERT, O. (1993): Die Bodenerosion als ökologischer Faktor und als wissenschaftliches Problem. IN: Petermanns Geographische Mitteilungen. Vol. 137: 259-274.
- SEUFFERT, O. (1992): The Project "Geoökodynamik" in Southern Sardinia – The rainfall-runoff-erosion catena: causes, dynamics and effects. IN: Geoökoplus, Vol. 3: 111-128.
- SEUFFERT, O., H. MOTZER, H. DIECKMANN, H. P. HARRES, P. STÜWE & H. WARTWIG (1988): Rainfall-runoff and rainfall-erosion-relations on hillslopes. New equations and their experimental background. IN: Geoökodynamik. Bd. 9:17-40.
- SEVRUK, B. (1981): Methodische Untersuchungen des systematischen Messfehlers der Hellmann-Regenmesser im Sommerhalbjahr in der Schweiz. IN: Mitt. Versuchsanst. Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie. 52. Zürich.
- SHARMA, P. P., F. S. CARTER & G. A. HALVORSON (1993): Water retention by soils containing coal. IN: Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 311-316.
- SHARPLEY, A. N. et al. (1992): The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. IN: J. Environ. Qual. 21:30-35.
- SHARPLEY, A. N. & S. J. SMITH (1989): Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff . IN: J. Environ. Qual. 18:313-316.
- SKOWRONEK, A. & J. BORSCHKEK (1997): Erosive Bodenumlagerungen und Bodenausträge eines Lössbedeckten Wassereinzugsgebietes in Nordrhein-Westfalen. IN: USL-Forschungsberichte. H. 49. Bonn.
- SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS) (1986): Technical Release 55. Urban Hydrology for Small Watersheds. USDA (U.S. Department of Agriculture).
- SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS) (1974): National Engineering Handbook. Hydrology, Section 4. Engineering Division Washington D.C..
- SOULSBY, C., D. TETZLAFF, S. M. DUNN & M. WALDRON (2006): Scaling up and out in runoff process understanding: insights from nested experimental catchment studies. IN: Hydrol. Process. 20:2461–2465.
- SRUGIES, A. & M. FRÜHAUF (2006): Vergleichende Untersuchungen zum oberflächengebundenen Wasser- und Stoffhaushalt auf Weinbaustandorten mit unterschiedlicher Bodenbedeckung. IN: Hercynia. N. F. 39:11-24.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2008): www.destatis.de [letzter Aufruf: 28.09.09].
- STEINBERG, B. (1985): Untersuchungsergebnisse über Bodenpflege und Wasserhaushalt im Weinbau. IN: Geol. Jb. Hessen. 113: 271-292. Wiesbaden.
- STEINBERG, B. (1970): Methoden und Ergebnisse von Bodenbearbeitungsversuchen im Weinbau. IN: Weinbau und Keller. H. 7. 328-344.
- STEINHORST, H.-M. (2000): Statistisch-Dynamische Verbundanalyse von zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Niederschlagsmustern. IN: HENSE, A. [Hrsg.](2000): Bonner Meteorologische Abhandlungen. H. (52). Hippe.

- TETZLAFF, D. et al. (2007): Conceptualization of runoff processes using a geographical information system and tracers in a nested mesoscale catchment. IN: *Hydrol. Process.* 21:1289–1307.
- THOMASIUS, H., M. WÜNSCHE, H. SELENT & A. BRÄUNIG (1999): Wald- und Forstökosysteme auf Kippen des Braunkohlebergbaus in Sachsen – ihre Entstehung, Dynamik und Bewirtschaftung. IN: *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten.* H. 17.
- TROPEANO, D. (1983): Soil erosion in vineyards in the tertiary Piedmontese basin (Northwestern Italy): studies on experimental areas. IN: DE PLOEY (Eds.): *Rainfalls simulation, runoff and soil erosion.* Catena. Suppl. 4. 115-128.
- TWERTEK, M. (1995): Eintrag und Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer nach der Applikation an Weinreben. Diss. 113 S. Universität Kaiserslautern.
- U. S. SOIL CONSERVATION SERVICE [SCS], U. S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, ENGINEERING DIVISION (1975): *Urban Hydrology for small watersheds*, Technical release No. 55.
- UHLENBROOK, S. (1999): Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. IN: *Freiburger Schriften zur Hydrologie.* 10.
- UHLENBROOK, S. & C. LEIBUNDGUT (1997): Investigation of preferential flow in the unsaturated zone using artificial tracer. IN: *Tagungsband des 7th International Symposium on Water Tracing.*
- VOGT, E. & B. GÖTZ (1977): *Weinbau. Ein Lehr- und Handbuch für Praxis und Schule.* Stuttgart.
- VOIGT, H. J. (1990): *Hydro-Geochemie.* Leipzig.
- WAGENITZ, J. (2001): Lysimetermessungen – Was kommt unten raus?“ IN: *Das deutsche Weinmagazin.* H. 12. 34-36.
- WAGNER, M. (2007): Analyse und Modellierung langfristiger Auswirkungen einer hochdosierten Kalkungsmaßnahme auf den Stoffaustrag im Einzugsgebiet der Steilen Bramke (Oberharz). Göttingen.
- WALTER, B. (1963): Bodenkundlich-chemische Untersuchungen an drei verschiedenen Profilen des Mosel-Weinbaugebietes. IN: *WEINBERG U. KELLER.* 10.4: 140-153.
- WARRICK & AMOOZEGAR-FARD (1977): Soil Water Regimes Near Pours Cup Water Samplers. IN: *Water Resources Research.* 13 (1): 203-207.
- WAUCHOPE, R. D. (1978): The Pesticide Content of Surface Water Draining from Agricultural Fields. A Review. IN: *J. Environ. Qual.* 7. S. 459-472.
- WEBER, W. (1980): Die Entwicklung der nördlichen Weinbaugrenze in Europa. Trier.
- WEIHERMÜLLER, L., R. KASTELL & H. VERHEECKEN (2003): Räumliche Wirkung einer Saugkerze bei der Extraktion von Bodenwasser – Ergebnisse numerischer Simulationen. IN: *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundl. Gesell.,* 102, S. 149-150.
- WEILER, M., NAEF, F. & C. LEIBUNDGUT (1998): Study of runoff generation on hillslopes using tracer experiments and a physically-based numerical hillslope model. IN: *IAHS Publication no. 248,* 353-360.
- WEISSROTH, M. (2000): Ökosystemanalyse zur Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen anhand langjähriger Freilandmessungen. IN: *FAM-Bericht.* Diss. 192 S. TU München.
- WERNER, W., H.-W. OLFS, K. AUERSWALD & K. ISERMANN (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über diffuse Quellen. IN: *HAMM, A. [Hrsg.]: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.* 665-764.

- WESSEL-BOTHE, S. (2002): Simultaner Transport von Ionen unterschiedlicher Matrixaffinität in Böden aus Löss unter Freilandbedingungen – Messung und Simulation. IN: Bonner Bodenkundl. Abhandlungen, 38.
- WICHEREK, S (1991): Viticulture and soil erosion in the north of Parisian Basin. Example: the mid Aisne Region. IN: Z. Geomorph. N.F. Suppl.-Bd. 83.
- WIERMANN, A. (2005): Untersuchung der Ursachen von Wachstumsdepressionen bei Weinreben auf einem rekultivierten Kippenstandort. Diplomarbeit (unveröff.). Universität Halle.
- WILDEN, R., W. SCHAAF & R. F. HÜTTL (1999): Soil solution chemistry of two reclamation sites in the Lusatian lignite mining district as influenced by organic matter application. IN: Plant and Soil. 213. 231-240.
- WISCHMEIER, W. H. & D. D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planing. USDA. Agric. Handbook No. 537.
- WITTMANN, O. (1963): Über die Weinbergböden in Franken. IN: Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. Bd. 1. 93-101.
- WOHLRAB, B. et al. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Hamburg.
- WURBS, D. (2005): Vergleichende Untersuchungen zu den Folgewirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt in Flusseinzugsgebieten. Diss. 118. S. Universität Halle.
- WURBS, D. (2002): Die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Wasserhaushalt und Abflussverhalten der Weida unter besonderer Berücksichtigung der Wiederentstehung des Salzigen Sees. IN: Geo-Öko. Bd. 23:175-186. Bensheim.
- WUSSOW, G. (1922): Untere Grenzwerte dichter Regenfälle. IN: Meteorologische Zeitschrift 39. 173-178.
- YOUNG, R. A. & J. L. WIERSMA (1973): The role of rainfall impact in soil detachment and transport. IN: Water Resources Res. 9 (6): 1629-1637.
- ZAISS, H. (1998): Simulation ereignisspezifischer Einflüsse des Niederschlag-Abfluss Prozesses von Hochwasserereignissen kleiner Einzugsgebiete mit N-A Modellen. Technischer Bericht des Instituts für Ingenieurhydrologie und Hydraulik. TH Darmstadt. Nr. 42.
- ZAKOSEK, H. et al. (1967): Die Standortkartierung der hessischen Weinbaugebiete. Abh. des Hess. Landesamtes für Bodenforschung. H. 50.
- ZANCHI, C. (1989): Drainage as a Soil Conservation and Soil Stabilizing Practice on Hilly Slope. IN: Soil Erosion Protection Measures in Europe. Soil Technology Series. 1: 73-83.
- ZEPP, H. (1987): Wasserhaushalt und Verlagerung wasserlöslicher Stoffe in Lössdecken des Main – Taunus- Vorlandes. IN: Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde. H. 56.
- ZEPP, H. (1988): Wasserbilanz und Bodenwasserbewegung an einem Rebstandort im Rheingau. IN: Geol. Jb. Hessen. 116: 293-305. Wiesbaden.
- ZHOU, M., R. D. RHUE & W. G. HARRIS (1997): Phosphorus sorption characteristics of B hand Bt horizons from sandy coastal plain soils. IN: Soil. Sci. Soc. Am. J. 61: 1364-1369.
- ZIMMER, T. (1997): Untersuchungen zum Wasserhaushalt von Weinbergsböden im Rheingau. IN: Geisenheimer Berichte Bd. 35. Diss. 232 S. Forschungsanstalt Geisenheim.
- ZUIDEMA, P. (1985): Hydraulik der Abflussbildung während Starkregenniederschlägen. IN: Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich (79).

Erklärung

Ich versichere, dass ich die von mir vorgelegte Dissertation selbständig angefertigt, die benutzten Quellen und Hilfsmittel vollständig angegeben und die Stellen der Arbeit - einschließlich Tabellen, Karten und Abbildungen -, die anderen Werken im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, in jedem Einzelfall als Entlehnung kenntlich gemacht habe; dass diese Dissertation noch keiner anderen Fakultät oder Universität zur Prüfung vorgelegen hat; dass sie noch nicht veröffentlicht worden ist sowie, dass ich eine solche Veröffentlichung vor Abschluss des Promotionsverfahrens nicht vornehmen werde. Die Bestimmungen dieser Promotionsordnung sind mir bekannt. Die von mir vorgelegte Dissertation ist von Herrn Prof. Dr. M. Frühauf betreut worden.

Hildesheim, 30. September 2009

Reiko Liermann

Lebenslauf

Angaben zur Person

Name: Liermann
Vorname: Reiko
Geburtsdatum: 18.05.1973
Geburtsort: Schwedt/Oder
Staatsangehörigkeit: deutsch

Schulbildung

1989 – 1991 Erweiterte Oberschule in Schwedt/Oder, Abschluss: Abitur
1979 – 1989 Polytechnische Oberschule in Schwedt/Oder, Mittlere Reife
1980 – 1988 Musikschule „J. A. P. Schulz“, Fach: Klavier

Studium

12/1998 Abschluss: Diplom-Geograph
10/1991 – 12/1998 Studium der Geographie an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Nebenfächer: Geologie, Geobotanik

Zivildienst

10/1993 – 12/1994 Nationalpark „Unteres Odertal“ (Brandenburg)

Wissenschaftlicher Werdegang / Berufliche Tätigkeit

seit April 2009 Lehrkraft für besondere Aufgaben am Institut für Geographie,
Stiftung Universität Hildesheim
05/2008 – 12/2008 Mitarbeiter der Saxonia Media Filmproduktion GmbH in Leipzig
07/2007 – 10/2007 Visiting Scientist at the Department of Geography, University of Regina,
Saskatchewan, Canada
05/2006 – 05/2007 Elternzeit / Kindererziehung
03/2004 – 07/2006 Wissenschaftlich–Technischer Mitarbeiter in der UGT GmbH Müncheberg
06/1999 – 02/2004 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Geographie,
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Anhang

8 Anhang (Daten CD ROM)

8.1 Anhang – Material und Methoden

8 Anhang

8.1 Anhang – Material und Methoden

Anhang A 1-1: Labor und Feldmessanalysemethoden zur Bestimmung ausgewählter Parameter.

Parameter	Methode	DIN / Quelle	Einheit
Bodenart	Pipettanalyse n. KÖHN, Laser-Partikelanaly- sator (Fa. Malvern)	DIN 19683, Bl. 2	Gew.-%
k_f -Wert	Stechzylinderproben, Berechnung für den eindimensionalen stationären Fluss, in Apparatur nach EIJKELKAMP (1979)	DIN 19683, Bl. 9, HARTGE & HORN (1999)	cm/d
pF-Wert	stufenweise Entwässerung kapillar aufge- sättigter Stechzylinderproben bei vorgege- bener Saugspannung, in Apparatur nach EIJKELKAMP (1983)	HARTGE & HORN (1999)	lg hPa
GPV	s.o.	HARTGE & HORN (1999)	Vol.-%
FK	s.o.	HARTGE & HORN (1999)	Masse-%
nFK	s.o.	HARTGE & HORN (1999)	Vol.-%
nFK	s.o.	HARTGE & HORN (1999)	Masse-%
PWP	s.o.	HARTGE & HORN (1999)	lg hPa
LD	horizontweise Entnahme von Stechzy- lindern und Trocknung (24h) bei 105°C	HARTGE & HORN (1999)	g/cm
WG	grav. Feuchtebestimmung durch Trock- nung (24h) bei 105°C	HARTGE & HORN (1999)	Masse-%
An- / Kationen	Ionenchromatograph	DIN 38405 Teil 19	mg/l
Org. Kohlenstoff	Trockenveraschung (Glühverlust; 2h bei 300°C)	DIN 38414 Teil 3	%
Carbonat	nach SCHEIBLER	DIN 19864 Teil 5, SCHLICHTING et al. (1995)	% CaCO ₃
Kupfer, Blei, Zink	KWA im AAS	DIN 38414	mg/kg

Anhang A 1-2: Kenngrößen zur Charakterisierung von Klima und Witterungsgeschehen.

Meteorologische Kenngröße	Definition	Kurzzeichen
Meteorologisches Jahr	Januar bis Dezember	MJ
Winter	Dezember (Vorjahr) bis Februar	Wi
Frühjahr	März bis Mai	Fj
Sommer	Juni bis August	So
Herbst	September bis November	Hr
Hydrologisches Jahr	November (Vorjahr) bis Oktober	HJ
Hydrologisches Winterhalbjahr	November (Vorjahr) bis April	WHJ
Hydrologisches Sommerhalbjahr	Mai bis Oktober	SHJ
Sommertag	$T_{\max} \geq 25,0^{\circ}\text{C}$	S_T
Heißer Tag	$T_{\max} \geq 30,0^{\circ}\text{C}$	H_T
Tropennacht	$T_{\min} \geq 20,0^{\circ}\text{C}$	T_N
Kalter Tag	$T_{\max} < 10,0^{\circ}\text{C}$	K_T
Frosttag	$T_{\min} < 0,0^{\circ}\text{C}$	F_T
Eistag	$T_{\max} < 0,0^{\circ}\text{C}$	E_T
Extremer Eistag	$T_{\min} \leq -10,0^{\circ}\text{C}$	E_{ET}
Regentag	$N \geq 0,1 \text{ mm}$	R_T
Extreme Nassperiode	mind. 8 Regentage, wobei ein trockener Tage die Periode nicht unterbricht (DIETZER 2000)	N_P
Extreme Trockenperiode	mind. 11 Tage mit $N \leq 1,0 \text{ mm/d}$	T_P
Ariditätskoeffizient	$N_{\text{Jahr}} (\text{mm}) / \text{ETP}_{\text{Jahr}} (\text{mm})$; arid $a < 1$; humid $a > 1$	a
Potenzieller Bodenwasserbedarf	$N_{\text{korr}} - \text{Verdunstung} (\text{ETP}_{\text{Gras}}; \text{ETP}_{\text{T/l}})$	kWB
Vegetationsperiode	Zeitraum April bis Oktober	V_P
Vegetationstage	$T_{\text{mittel}} \geq 5^{\circ}\text{C}$ (Apr-Okt)	V_T
Trockenheitsindex	$N_{\text{korr_Tag}} (\text{m}) / (\text{C}_{\text{Tag}} + 10)$	dMi
Globalstrahlung (Apr-Okt)	Eingestrahlte Energie (kJ/cm^2) (Apr-Okt)	G_G
Wärmesumme $> 10^{\circ}\text{C}$ (Apr-Okt)	Wärmesumme $> 10^{\circ}\text{C}$ (Apr-Okt)	$\text{WS } 10^{\circ}\text{C}$
Wärmesumme $> 0^{\circ}\text{C}$ (Apr-Okt)	Wärmesumme $> 0^{\circ}\text{C}$ (Apr-Okt)	$\text{WS } 0^{\circ}\text{C}$
Durchschnittstemperatur (Apr-Okt)	Durchschnittstemperatur (Apr-Okt)	$^{\circ}\text{C}_V$
Durchschnittstemperatur zur Blüte	Durchschnittstemperatur zur Blüte	$^{\circ}\text{C}_{\text{Blüte}}$
Huglin-Index	Wärmesummenindex ($^{\circ}\text{C}$ Summe) während Rebwachstum vom 01.04. bis 30.09.	HG
Sonnenstunden pro J		SSD

8 Anhang (Daten CD ROM)

8.2 Anhang – Stoffkonzentrationen im Sickerwasser

Anhang A 2-25: Signifikanzniveaus¹⁾ für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.

Hanglage	ml	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	381	374	289	342	344	342	341	330	322	333	350
Varianten	***	***	ns	*	**	ns	*	***	***	ns	**
Hor_Diff	***	***	***	***	*	***	***	ns	***	***	***
Vert_Diff	**	***	ns	*	***	ns	ns	*	ns	***	*
Saison	ns	***	*	ns	*	ns	**	***	ns	*	*
SM	ns	ns	**	*	***	***	***	***	ns	***	***
HJ	ns	**	***	***	***	***	***	***	***	ns	***

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Kruskal-Wallis.

Anhang A 2-26: Signifikanzniveaus¹⁾ für die Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedener Pastorenstieg entsprechend der verschiedenen Betrachtungsebenen.

Hanglage	ml	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	214	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
Hor_Diff	ns	**	***	***	***	***	***	***	***	***	**
Vert_Diff	*	***	***	***	ns	***	***	***	ns	***	*
Saison	ns	ns	**	*	ns	*	*	ns	ns	*	ns
SM	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
HJ	**	**	ns	*	***	ns	***	***	ns	ns	***

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Kruskal-Wallis.

Anhang A 2-27: Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	342	330	322	332	350
p	**	*	ns	*	*	**	*	ns	*	ns
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q _{SHJ}	0,57	0,65	1,20	0,63	0,66	0,56	0,65	0,8	0,7	0,71
Q _{WHJ}	1,19	1,16	0,91	1,18	1,12	1,25	1,15	1,04	1,15	1,15
Q _{WHJ/SHJ} ^{1,2)}	2,1	1,8	0,8	1,9	1,7	2,2	1,8	1,3	1,6	1,6

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Anhang A 2-28: Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

OFFEN	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	116	100	108	107	109	108	106	105	102	110
p	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	ns
Med	8,03	0,73	0,71	0,11	0,99	6,02	0,35	0,13	0,94	6,06
Q _{SHJ}	0,92	0,82	0,77	0,35	0,44	0,53	0,33	0,6	0,71	0,5
Q _{WHJ}	1,02	1,05	1,07	1,15	1,21	1,18	1,34	1,08	1,11	1,21
Q _{WHJ/SHJ} ^{1,2)}	1,1	1,3	1,4	3,3	2,8	2,2	4,1	1,8	1,6	2,4

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Anhang A 2-29: Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

MULCH	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	144	119	140	139	136	138	128	128	130	140
p	**	*	ns	ns	ns	*	*	ns	**	ns
Med	8,05	0,73	0,71	0,11	1,07	4,76	0,56	0,06	0,88	5,03
Q _{SHJ}	0,47	0,58	1,08	0,74	0,71	0,57	0,58	0,92	0,52	0,86
Q _{WHJ}	1,51	1,41	0,91	0,93	1,24	1,44	1,39	1	1,5	1,05
Q _{WHJ/SHJ} ^{1,2)}	3,2	2,4	0,8	1,3	1,7	2,5	2,4	1,1	2,9	1,2

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Anhang A 2-30: Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{SHJ,WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ,WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

GRAS	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	114	79	94	98	97	95	96	89	100	100
p	ns	ns	ns							
Med	8,12	0,68	0,53	0,17	1,20	4,66	0,49	0,09	1,0	5,15
Q _{SHJ}	0,53	0,88	1,85	0,75	1,22	0,33	1,1	1,22	1,33	0,75
Q _{WHJ}	1,15	1	0,85	0,97	0,93	1,21	0,92	0,92	0,88	1,03
Q _{WHJ/SHJ} ^{1,2)}	2,2	1,1	0,5	1,3	0,8	3,7	0,8	0,75	0,7	1,4

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Anhang A 2-31: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	171	139	158	150	159	156	157	148	150	159
p	*	ns	***	***	***	***	***	ns	ns	***
Med ¹⁾	8,09	0,61	0,52	0,1	0,91	3,79	0,39	0,13	0,71	4,34
Q _{HJ_01} ¹⁾	1,26	1,41	2,44	2,92	2,13	2,1	1,68	1	0,93	3,27
Q _{HJ_02} ¹⁾	0,64	0,68	0,25	0,08	0,3	0,31	0,47	0,82	1,1	0,12
Q _{HJ_02/HJ_01} ^{1,2)}	0,5	0,5	0,1	0,03	0,1	0,1	0,3	0,8	1,2	0,04

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/KSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-32: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

OFFEN	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	53	50	49	46	49	49	49	48	41	49
p	*	***	***	*	**	**	*	ns	*	**
Med ¹⁾	8,03	1,0	0,66	0,13	1,58	12,91	0,46	0,17	2,28	10,64
Q _{HJ_01} ¹⁾	1,24	2,27	1,85	1,38	1,71	1,71	1,53	0,85	1,73	1,71
Q _{HJ_02} ¹⁾	0,25	0	0	0	0	0	0,1	1,2	0,1	0
Q _{HJ_02/HJ_01} ^{1,2)}	0,2	0	0	0	0	0	0,07	1,4	0,06	0

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/KSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-33: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

MULCH	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	66	51	63	59	64	62	62	58	62	63
p	ns	ns	**	***	**	**	**	ns	ns	***
Med ¹⁾	8,12	0,58	0,54	0,07	0,8	3,51	0,32	0,09	0,59	4,12
Q _{HJ_01} ¹⁾	1,53	0,6	2	3	2,27	2,18	2,18	1,67	0,67	3
Q _{HJ_02} ¹⁾	0,56	1,45	0,35	0	0,33	0,35	0,35	0,53	1,7	0,17
Q _{HJ_02/HJ_01} ^{1,2)}	0,4	2,4	0,2	0	0,1	0,2	0,2	0,3	2,5	0,06

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-34: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{HJ_01,HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01,HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

GRAS	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	52	38	46	45	46	45	46	42	47	47
p	**	ns	***	***	*	ns	ns	ns	ns	***
Med ¹⁾	8,15	0,61	0,44	0,11	0,94	3,75	0,49	0,17	0,94	3,13
Q _{HJ_01} ¹⁾	3,2	1,5	5,67	19	2,33	1,86	2	0,9	0,82	5,67
Q _{HJ_02} ¹⁾	0,41	0,87	0,24	0,09	0,53	0,56	0,65	0,92	1,08	0,42
Q _{HJ_02/HJ_01} ^{1,2)}	0,1	0,6	0,04	0,004	0,2	0,3	0,3	1,0	1,3	0,07

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-35: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	342	330	322	332	350
p	*	**	ns	***	**	***	***	ns	***	**
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q _{kSM}	1,08	0,84	0,91	0,8	0,81	0,77	0,79	0,95	0,79	0,83
Q _{SM}	0,6	2	1,44	2,53	2,1	3,13	2,75	1	2,94	2,24
Q _{SM/kSM} ^{1,2)}	0,6	2,4	1,6	3,2	2,6	4,1	3,5	1,1	3,7	2,7

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-36: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

OFFEN	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	116	100	108	107	109	108	106	105	102	110
p	ns	ns	ns	ns	**	ns	**	ns	*	ns
Med	8,03	0,73	0,71	0,11	0,99	6,02	0,35	0,13	0,94	6,06
Q _{kSM}	1,14	0,88	0,95	0,73	0,73	0,83	0,71	0,98	0,8	0,85
Q _{SM}	0,63	1,56	1,2	2	3	2	4,5	0,83	2,5	1,78
Q _{SM/kSM} ^{1,2)}	0,6	1,8	1,3	2,7	4,1	2,4	6,3	0,8	3,1	2,1

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-37: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

MULCH	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	144	119	140	139	136	138	138	128	130	140
p	ns	**	ns	*	**	**	**	ns	**	ns
Med	8,05	0,73	0,71	0,11	1,07	4,76	0,56	0,06	0,88	5,03
Q _{kSM}	0,98	0,74	0,89	0,71	0,78	0,77	0,77	1	0,77	0,83
Q _{SM}	0,92	8	1,56	2,29	4,5	4,75	5,67	0,83	4,5	2,29
Q _{SM/kSM} ^{1,2)}	0,9	10,8	1,8	3,2	5,8	6,2	7,4	0,8	5,8	2,8

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-38: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{kSM,SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM,SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

GRAS	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	114	79	94	98	97	95	96	89	100	100
p	ns	ns	ns	**	ns	*	ns	ns	ns	ns
Med	8,12	0,68	0,53	0,17	1,2	4,66	0,49	0,09	1,0	5,15
Q _{kSM}	1,07	1,03	0,90	0,66	0,9	0,73	0,86	0,97	0,78	0,82
Q _{SM}	0,64	0,78	1,67	4	1,38	2,8	1,57	1	2,33	1,86
Q _{SM/kSM} ^{1,2)}	0,6	0,8	1,9	6,1	1,5	3,8	1,8	1,0	3,0	2,3

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-39: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.

Hanglage	pH	LF	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	341	330	322	332	350
p	***	ns	***	***	ns	ns	***	ns	**	**
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q ₃₀	1,62	0,83	0,65	2,48	0,77	1,15	0,64	0,84	0,69	1,36
Q ₆₀	0,61	1,13	1,46	0,38	1,21	0,86	1,47	1,11	1,43	0,75
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,4	1,4	2,2	0,2	1,6	0,7	2,3	1,3	2,1	0,6

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-40: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.

OFFEN	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	116	100	108	107	109	108	106	105	102	110
p	ns	ns	ns	***	ns	ns	*	ns	ns	*
Med	8,03	0,73	0,71	0,11	0,99	6,02	0,35	0,13	0,94	6,06
Q ₃₀	1,35	1,26	0,96	2,18	1,30	1,30	0,61	0,92	0,77	1,7
Q ₆₀	0,77	0,84	1,04	0,36	0,75	0,77	1,55	0,96	1,24	0,6
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,6	0,7	1,1	0,2	0,6	0,6	2,5	1,0	1,6	0,4

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-41: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.

MULCH	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	144	119	140	139	136	138	128	128	130	140
p	***	ns	**	***	ns	ns	ns	ns	*	ns
Med	8,05	0,73	0,71	0,11	1,07	4,76	0,56	0,06	0,88	5,03
Q ₃₀	2,14	0,84	0,51	3,53	0,71	0,94	1,03	1,13	0,67	1,10
Q ₆₀	0,5	1,09	1,68	0,18	1,37	1,06	0,97	0,82	1,5	0,88
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,2	1,3	3,3	0,1	1,9	1,1	0,9	0,7	2,2	0,8

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-42: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{30,60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30,60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.

GRAS	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	114	79	94	98	97	95	96	89	100	100
p	ns	ns	*	***	*	ns	***	***	ns	ns
Med	8,12	0,68	0,53	0,17	1,20	4,66	0,49	0,09	1,0	5,15
Q ₃₀	1,32	0,72	0,63	2,25	0,58	1,13	0,26	0,45	0,66	1,30
Q ₆₀	0,70	1,4	1,65	0,31	1,81	0,76	3,7	2,42	1,47	1,24
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,5	1,9	2,6	0,1	3,1	0,7	14,2	5,4	2,2	1,0

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-43: Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	341	330	322	332	350
p	***	***	***	*	ns	***	ns	***	***	***
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q _{OH} ¹⁾	0,88	1,6	0,54	1,48	0,71	1,82	0,98	0,79	1,34	1,40
Q _{MH} ¹⁾	1,91	0,24	2,24	0,68	0,91	0,35	0,79	0,53	0,49	0,55
Q _{UH} ¹⁾	0,53	1,98	0,72	1,05	1,34	1,69	1,27	2,31	1,73	1,39

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

Anhang A 2-44: Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.

OFFEN	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	116	100	108	107	109	108	106	105	102	110
p	*	***	***	**	***	***	ns	***	**	***
Med	8,03	0,73	0,71	0,11	0,99	6,02	0,35	0,13	0,94	6,06
Q _{OH} ¹⁾	0,60	2,0	0,55	1,5	0,63	1,73	0,60	0,68	1,15	2,56
Q _{MH} ¹⁾	2,4	0,04	29	0,27	0,39	0,10	1,06	0,11	0,33	0,14
Q _{UH} ¹⁾	0,79	2,06	0,42	1,44	2,54	2,29	1,41	5,0	2,0	1,56

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

Anhang A 2-45: Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.

MULCH	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	144	119	140	139	136	138	128	128	130	140
p	**	***	*	**	ns	***	**	ns	***	*
Med	8,05	0,73	0,71	0,11	1,07	4,76	0,56	0,06	0,88	5,03
Q _{OH} ¹⁾	0,85	3,33	0,6	1,4	1	2,36	2,2	0,77	4,22	1,09
Q _{MH} ¹⁾	1,8	0,25	1,84	0,39	1,25	0,43	0,67	1	0,46	0,54
Q _{UH} ¹⁾	0,48	1,33	0,73	1,24	0,7	1,11	0,56	1,31	0,53	1,92

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

Anhang A 2-46: Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.

GRAS	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	114	79	94	98	97	95	96	89	100	100
p	***	***	*	ns	*	ns	ns	*	***	ns
Med	8,12	0,68	0,53	0,17	1,20	4,66	0,49	0,09	1,0	5,15
Q _{OH} ¹⁾	1,45	0,07	0,29	1,33	0,33	0,73	0,62	0,21	0,24	0,91
Q _{MH} ¹⁾	1,93	0,53	1,44	1,35	1,22	0,7	0,78	1,11	0,64	0,95
Q _{UH} ¹⁾	0,34	3,22	1,18	0,48	1,31	1,47	1,62	1,62	3,22	1

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

Anhang A 2-47: Varianten-Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Heineckeberg. $Q_{OFFEN, MULCH, GRAS} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OF, RM, DG} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	374	298	342	344	342	341	330	322	332	350
p	***	ns	ns	**	ns	**	ns	**	ns	**
Med	8,07	0,72	0,69	0,12	1,05	4,98	0,47	0,08	0,94	5,29
Q _{OFFEN} ¹⁾	0,66	1,17	1,04	0,84	0,76	1,63	0,68	1,56	1,0	1,68
Q _{MULCH} ¹⁾	0,82	1,05	1,09	0,72	1,03	0,86	1,21	0,58	0,83	0,73
Q _{GRAS} ¹⁾	1,78	0,72	0,81	1,88	1,16	0,70	1,09	1,12	1,27	0,89

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

Anhang A 2-48: Klimatische Faktoren und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{HJ_01, HJ_02} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{HJ_01, HJ_02} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	*	ns	ns	***	ns	***	***	**	ns	***
Med ¹⁾	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q _{HJ_01} ¹⁾	1,29	0,88	0,98	2,9	1,17	1,85	1,61	0,48	0,89	2,19
Q _{HJ_02} ¹⁾	0,73	1,09	1,0	0,15	0,82	0,44	0,49	3,5	1,18	0,33
Q _{HJ_02/HJ_01} ^{1,2)}	0,57	1,2	1,0	0,1	0,7	0,2	0,3	7,3	1,3	0,2

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SMKSM} \equiv 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-49: Zeitliche Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{SHJ, WHJ} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{SHJ, WHJ} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{WHJ/SHJ} > 1 \in WHJ > SHJ$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q _{SHJ}	1,06	1,73	1,04	0,8	1,31	1,54	0,74	0,67	1,77	1,35
Q _{WHJ}	0,97	0,77	0,97	1,01	0,89	0,83	1,09	0,67	0,78	0,87
Q _{WHJ/SHJ} ^{1,2)}	0,9	0,4	0,9	1,3	0,7	0,5	1,5	1	0,4	0,6

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{WHJ/SHJ} \neq 1 \in$ keine Relevanz für die zeitliche Variabilität „Rauschen“.

Anhang A 2-50: Schneeschmelze und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{kSM, SM} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{kSM, SM} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{SM/kSM} > 1 \in SM > kSM$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q _{kSM}	0,98	1,06	0,96	0,89	1,01	1,01	0,91	0,67	1,06	0,98
Q _{SM}	1,18	0,5	1,3	1,44	0,92	0,92	1,56	0,63	0,62	1,09
Q _{SM/kSM} ^{1,2)}	1,2	0,5	1,4	1,6	0,9	0,9	1,7	0,9	0,6	1,1

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{SM/kSM} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-51: Vertikale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{30, 60} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{30, 60} < 1 \in < \text{Med}$. $Q_{60/30} > 1 \in 30 > 60$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	***	***	***	ns	***	***	***	ns	***	**
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q ₃₀	1,81	0,21	0,54	1,08	0,23	0,38	0,43	0,81	0,17	0,67
Q ₆₀	0,57	3,61	1,85	0,82	4,32	2,55	2,12	0,48	4,72	1,45
Q _{60/30} ^{1,2)}	0,3	17,2	3,4	0,8	18,8	6,7	4,9	0,6	27,8	2,2

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

²⁾ $Q_{60/30} \cong 1 \in$ keine Relevanz für die Beschaffenheit der Bodenlösung.

Anhang A 2-52: Horizontale Differenzierung und Variabilität der Elementverteilung in der Bodenlösung (mmol/l [eq]) am Standort Stedtener Pastorenstieg. $Q_{OH, MH, UH} > 1 \in > \text{Med}$ bzw. $Q_{OH, MH, UH} < 1 \in < \text{Med}$.

Hanglage	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO ₃	SO ₄	R-I
n	212	203	197	202	202	202	203	110	198	203
p	**	***	***	***	***	***	***	***	***	**
Med	7,6	1,75	0,56	0,12	2,49	12,28	1,52	0,08	7,78	6,6
Q _{OH} ¹⁾	2,05	0,16	0,07	0,37	0,31	0,33	0,02	0,38	0,35	0,45
Q _{MH} ¹⁾	0,85	1,09	0,59	0,97	0,73	1,29	1,03	0,19	1,03	0,97
Q _{UH} ¹⁾	0,67	3,18	17,5	1,85	3,8	1,74	5,73	2,64	2,29	1,85

¹⁾ Test für mehrere unabhängige Stichproben nach Median-Test.

8 Anhang (Daten CD ROM)

8.3 Anhang – Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss

8.3 Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss

Anhang A 3-1: Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_1.

Standort Heineckeberg Plot_1 [OFFEN] Oberflächenabfluss													
Datum	Woche	SM	Ao l	pH	EC ms/cm	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	NO3 mg/l	PO4 mg/l	SO4 mg/l
14.07.00	28		1,0	6,80	0,42	1,39	25,43	2,30	37,80	15,51	4,25	1,70	19,20
22.07.00	29		1,0	6,46	0,44	1,03	43,76	3,84	72,09	10,01		6,27	18,71
29.07.00	30		1,0	7,35	0,42	5,04	40,88	5,23	49,45	13,72	5,87	11,92	28,19
07.08.00	32												
10.08.00	32		1,0	7,06	0,24	1,71	14,74	2,71	35,72	9,71	5,83	5,85	25,46
20.08.00	33		2,0	7,13	0,19	0,74	22,22	2,67	30,31	10,65	6,76		14,14
21.08.00	34		3,0	7,21	0,10	0,39	6,90	1,21	19,82	1,53	3,93	2,15	4,74
22.08.00	34		0,5	7,30	0,18	0,85	13,05	12,92	31,75	5,48	5,88		7,41
28.08.00	35		0,2	7,25	0,65								
03.09.00	35		1,0	7,15	0,21	0,97	34,95	2,55	29,77	28,39	8,47		9,67
20.09.00	38		0,6	7,17	0,94	10,50	52,00	12,00	97,80	46,28		19,30	40,29
02.10.00	40		0,3	7,16	0,96	3,32	9,94	2,39	30,79	106,94	64,86	12,66	64,70
09.10.00	41												
02.11.00	44		0,3	7,39	0,63	4,95	44,02	8,96	61,12	39,14	30,69	8,44	60,77
03.11.00	44		0,3	7,75	0,67	6,40	54,20	13,20	52,36	43,40	21,26	10,74	51,12
16.11.00	46		0,5	7,09	0,31	1,68	18,21	4,14	41,38	16,27	9,14	6,68	25,15
20.11.00	47		0,1	7,27	0,37	5,37	16,34	5,15	50,71	17,64	6,98	10,77	30,82
01.12.00	48		0,3	7,25	0,28	3,59	11,55	2,98	34,26	10,17	2,36	9,41	20,03
19.12.00	51		0,6	7,08	0,54	3,02	53,69	6,11	56,36	58,78		9,12	43,24
27.12.00	52	1	2,0	6,85	0,14	1,79	9,77	1,84	27,25	7,19	6,27	3,54	18,22
28.12.00	52	1	1,2	7,08	0,13	1,19	5,85	1,71	31,45	5,50	4,99	3,17	8,97
02.01.01	1	1											
03.01.01	1	1	1,0	7,28	0,14	0,61	6,88	1,87	33,81	4,45	5,68	2,68	6,65
23.01.01	4	1	0,9	7,42	0,33	2,03	26,79	3,72	47,82	14,90	9,24	7,38	36,09
05.02.01	6	1	10,0	7,39	0,07	0,40	4,04	0,77	23,23	1,57	4,30	1,56	5,33
23.02.01	8	1	1,5	7,53	0,11	1,51	10,53	1,25	26,23	10,04	2,57	1,76	5,08
11.03.01	10	1	0,5	7,55	0,20	1,51	8,40	2,36	35,19	9,76	11,58	1,79	21,07
12.03.01	11	1	1,0	7,14	0,18	1,08	9,51	1,93	30,06	7,06	6,66	2,38	13,08
17.03.01	11		3,2	7,15	0,15	0,73	5,98	1,69	23,47	4,67	6,62	3,34	11,67
23.03.01	12		2,4	7,28	0,11	0,62	3,91	1,28	20,66	2,45	5,30	1,86	7,21
25.03.01	12	1	5,5	7,33	0,09	0,89	2,96	0,76	14,70	1,93	2,94	1,70	5,04
26.03.01	13		1,0	7,09	0,10	0,59	1,30	1,06	12,60	1,37	2,94		2,55
27.03.01	13	1	3,0	7,21	0,05	0,69	1,42	0,64	13,01	1,57	2,92	1,00	2,17
30.03.01	13		2,0	7,10	0,10	0,89	2,81	0,95	20,07	2,19	4,61	1,43	6,77
02.04.01	14	1	0,2	7,75	0,15	0,96	4,71	1,40	26,82	2,44	7,43	2,14	10,46
17.04.01	16		0,7	7,34	0,37	6,22	17,78	3,76	39,40	18,93	8,77	8,06	30,28
06.05.01	18		2,0	6,93	0,21	2,03	10,56	2,51	28,86	8,36	5,44	3,12	17,19
07.05.01	19		1,0	7,06	0,15	0,71	5,58	1,43	26,72	2,19	5,35	2,54	13,21
06.06.01	23		1,4	7,02	0,43	2,11	52,46	3,03	27,78	14,13		16,58	49,12
17.06.01	24		2,0	6,84	0,22	1,12	18,05	2,02	21,97	9,02	2,53	6,21	19,26
28.06.01	26		0,5	7,31	0,62	1,45	82,12	7,33	57,86	51,79	3,98	14,33	37,66
08.07.01	27		10,0	7,10	0,11	2,79	7,23	1,20	21,16	5,11	1,80	2,57	5,05
09.07.01	28		2,0	7,35	0,19	2,97	4,72	2,17	18,20	7,35	1,58	3,28	5,74
14.07.01	28		1,0	7,09	0,24	10,59	7,35	3,93	35,56	20,52	5,48	2,86	30,76
16.07.01	29		5,0	7,10	0,11	4,61	4,02	1,61	19,17	5,72	2,34	2,21	3,56
31.07.01	31		4,5	6,79	0,12	0,45	12,46	1,21	16,51	7,80	1,49	2,87	6,55
04.08.01	31		1,0	6,98	0,28	0,49	18,91	2,31	27,84	12,39	0,50	6,20	10,98
05.08.01	31		3,0	6,73	0,19	0,55	19,83	1,69	19,77	13,89	0,63	3,72	7,66
31.08.01	35		2,5	7,10	0,39	1,61	47,55	5,88	31,11	23,89	0,71	6,99	38,37
26.11.01	48		0,6	7,27	0,44	5,94	53,88	5,07	29,41	26,14	18,95	9,55	37,72
07.12.01	49		1,0	7,51	0,32	0,91	15,14	3,15	21,58	10,53	6,74	4,79	11,41
25.12.01	52	1	3,0	7,99	0,12	1,50	8,10	1,89	17,53	6,21	6,61	3,22	6,19
27.01.02	4	1	0,7	7,50	0,49	19,62	30,25	5,22	34,20	54,20	19,47	12,08	40,11
09.02.02	6	1	1,0	7,24	0,33	12,33	27,60	4,08	26,28	31,17	15,25	13,44	22,77
25.02.02	9		0,8	7,77	0,29	6,72	16,46	4,54	34,16	14,09	11,45	10,13	23,27
27.02.02	9		1,0	7,64	0,18	3,76	9,82	2,91	25,90	10,06	8,50	5,34	10,70
14.03.02	11		1,0	7,39	0,34	5,93	11,35	3,64	37,66	14,16	14,11	5,08	39,71
15.03.02	11		2,0	7,28	0,13	1,22	4,76	1,36	18,36	2,83	3,64		5,51
19.03.02	12		1,3	7,44	0,15	1,08	5,03	1,52	21,71	3,67	9,07		11,73
28.05.02	22		1,0	7,62	0,78	2,25	128,79	4,55	33,42	35,03	3,64	17,57	34,69

Anhang A 3-1: Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_1 (Fortsetzung).

Standort Heineckeberg Plot_1 [OFFEN] Oberflächenabfluss													
Datum	Woche	SM	Ao l	pH	EC ms/cm	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	NO3 mg/l	PO4 mg/l	SO4 mg/l
08.06.02	23		1,4	7,53	1,38	5,26	239,24	17,24	123,84	107,32	3,77	21,97	60,55
21.06.02	25		1,2	7,45	0,57	1,06	87,28	3,54	27,01	32,62	3,57	17,14	24,08
17.07.02	29		15,0	6,93	0,22	0,98	34,14	4,16	40,63	8,03	3,81	8,74	11,47
08.08.02	32		3,0	7,16	0,25	0,79	20,40	2,81	27,70	3,00	7,22	9,59	12,02
10.08.02	32		3,0	7,29	0,16	1,64	13,19	1,93	26,88	5,63	10,13	6,55	12,29
12.08.02	33		5,7	7,23	0,14	0,74	6,19	1,84	23,16	1,30	1,30	3,41	3,44
21.08.02	34		1,0	6,94	0,26	2,27	21,18	3,02	37,15	7,68	11,12	7,73	17,12
10.09.02	37		1,0	7,35	0,22								
16.09.02	38		0,8	7,12	0,19								
22.10.02	43		1,0	7,55	0,38	1,98	23,32	2,45	29,88	23,18	29,21	10,59	39,67
03.11.02	44		1,0	7,51	0,11	0,06	11,19	0,97	16,65	5,37	5,22	3,63	5,49
14.11.02	46		1,0	7,30	0,32	0,67	15,01	2,37	25,02	17,39	5,29	7,84	19,08
25.11.02	48												
09.12.02	50	1	1,0	7,07	0,11		1,22	0,12	9,42	3,63	0,70		4,70
27.12.02	52	1	2,0	7,20	0,13		0,24	0,02	14,18	3,22	9,85		11,03
03.01.03	1	1	18,0	7,44	0,21		6,11	0,51	14,74	2,13	0,86	3,90	4,20
07.03.03	10		1,0	7,28	0,33	2,58	2,42	0,41	16,12	15,13	31,44	6,10	52,39
12.03.03	11		1,0	7,54	2,85								
11.04.03	15		2,6	6,96	0,13	1,01	5,43	1,73	26,64	2,65	5,29		7,56
19.04.03	16		2,9	7,26	0,17	1,44	4,65	1,64	26,63	3,61	9,76		13,80
12.05.03	20		1,0	7,31	0,25	0,60	6,10	0,70	27,81	7,52	5,39		13,61
13.05.03	20		1,4	6,97	0,34	2,38	6,76	1,10	27,62	11,24	0,33		16,52
19.05.03	21		2,0	6,94	0,25	1,29	7,91	0,96	27,06	8,47	4,96		10,27
05.06.03	23		3,3	6,89	0,26	0,65	14,71	0,73	26,75	9,01	14,82	1,25	18,14
08.06.03	23		3,0	6,95	0,14	0,94	14,81	1,11	39,76	4,04	2,57	2,44	4,97
10.06.03	24		1,0	7,03	0,18	1,31	21,38	2,30	40,11	7,08	5,21		9,57
12.06.03	24		3,0	7,01	0,18	0,82	19,75	1,92	40,62	7,17	18,21		9,04

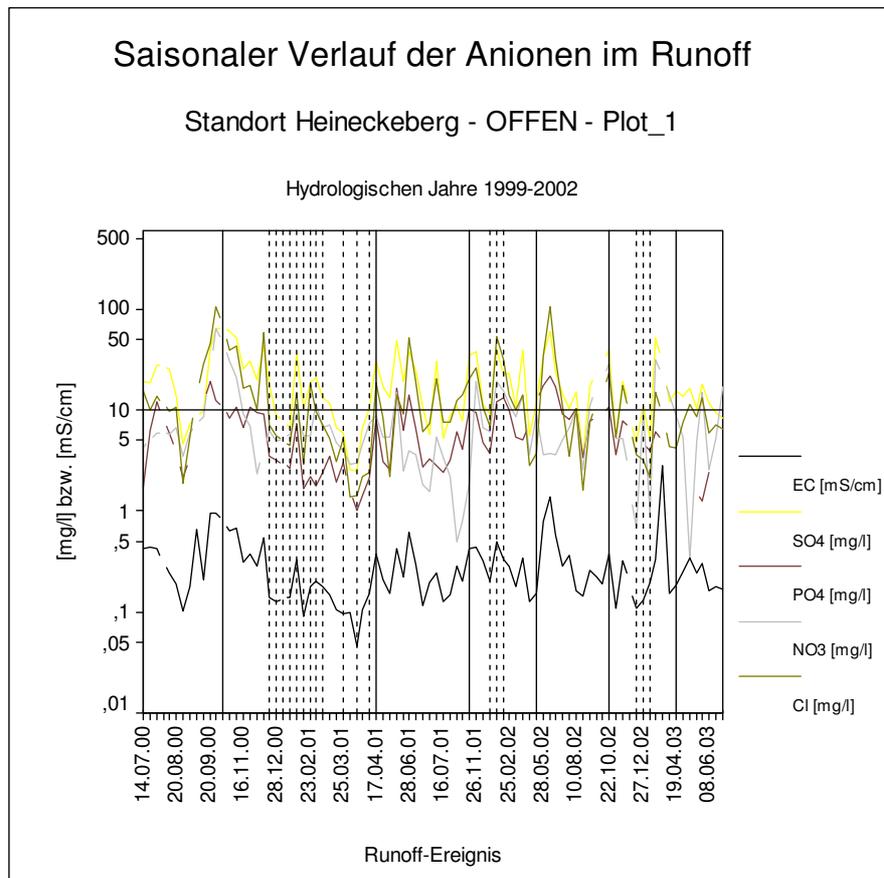
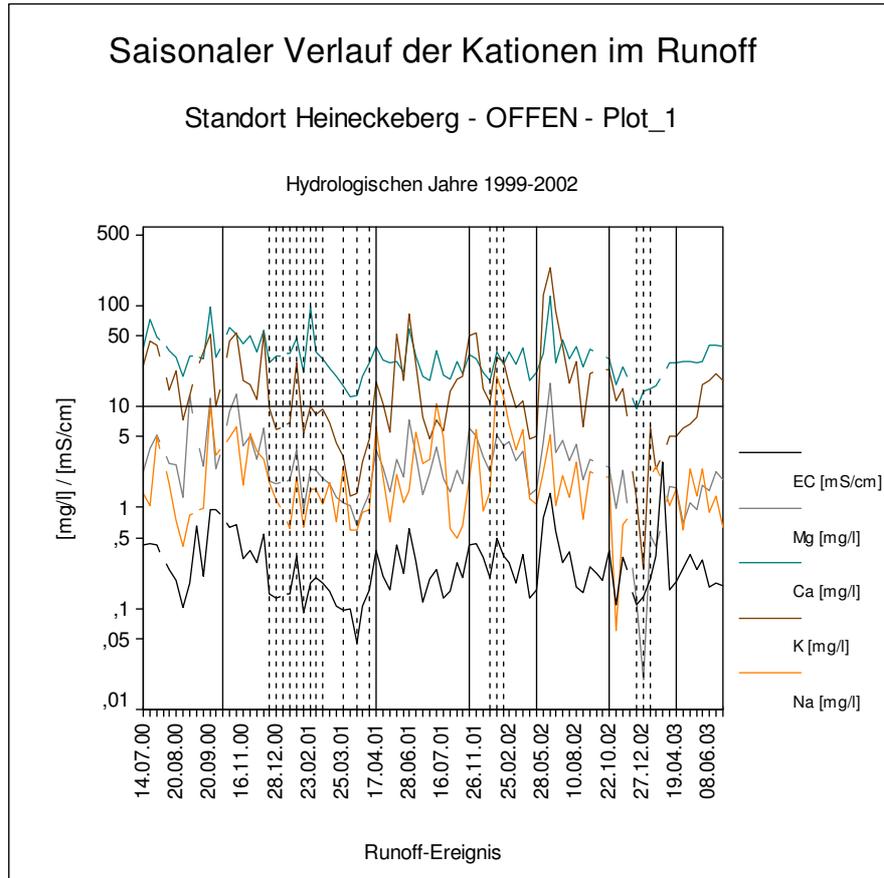
Anhang A 3-4: Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_4.

Standort Stedterer Pastorenstieg Plot_4 [OFFEN] Oberflächenabfluss													
Datum	Woche	SM	Ao l	pH	EC ms/cm	Na mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l	NO3 mg/l	PO4 mg/l	SO4 mg/l
30.08.01	35		0,5	7,07	1,25	9,65	35,33	20,35	251,26	32,77	4,00	10,03	299,79
06.09.01	36		1,0	7,29	0,51	3,52	14,89	7,04	72,66	12,54	15,56	9,55	97,79
08.09.01	36		24,0	7,95	0,19	1,28	8,18	3,39	34,50	4,57	11,91	1,64	26,99
12.12.01	50		0,8	7,63	0,59	2,82	37,45	5,16	33,96	13,95	25,30	11,41	32,67
25.12.01	52	1	11,0	6,86	0,25	4,15	10,63	2,34	31,23	14,10	24,65	3,87	41,86
26.12.01	52	1	2,0	7,22	0,21	2,21	9,72	1,97	27,71	8,84	13,83	5,62	19,37
27.12.01	52	1	1,0	7,34	0,23	1,97	10,83	2,01	29,74	7,52	13,33	7,86	19,05
28.12.01	52	1	10,0	7,16	0,13	0,54	5,31	1,17	19,27	4,49	5,25	2,46	14,80
19.01.02	3	1	1,2	7,52	0,33	2,28	19,40	4,63	38,60	10,24	21,52	4,14	40,00
27.01.02	4	1	1,0	7,36	0,28	1,45	14,42	3,61	34,22	6,58	15,88	6,21	23,38
28.01.02	5	1	3,0	8,05	0,14	0,31	4,59	1,58	20,63	3,50	7,89	1,71	12,07
27.02.02	9		0,8	7,44	0,46	3,07	16,84	6,92	73,19	10,81	45,80	5,72	78,88
06.05.02	19		1,0	7,48	0,71	5,75	24,74	7,71	79,74	16,01	90,12	9,76	100,78
17.07.02	29		6024,0	7,61	0,20	1,28	15,67	8,90	99,80	3,59	6,15	2,08	16,98
10.08.02	32		19,0	7,25	0,21	1,07	12,44	4,89	42,28	3,64	1,48	0,83	14,53
02.12.02	50		1,0	7,40	0,66	3,04	42,95	5,95	39,97	58,05	60,46	13,15	92,91
28.04.03	18		0,6	7,49	0,16	1,66	4,30	2,00	30,72	2,35	8,97		13,18
08.06.03	23		1,0	7,02	0,38	4,54	30,53	6,41	63,74	18,43			67,40

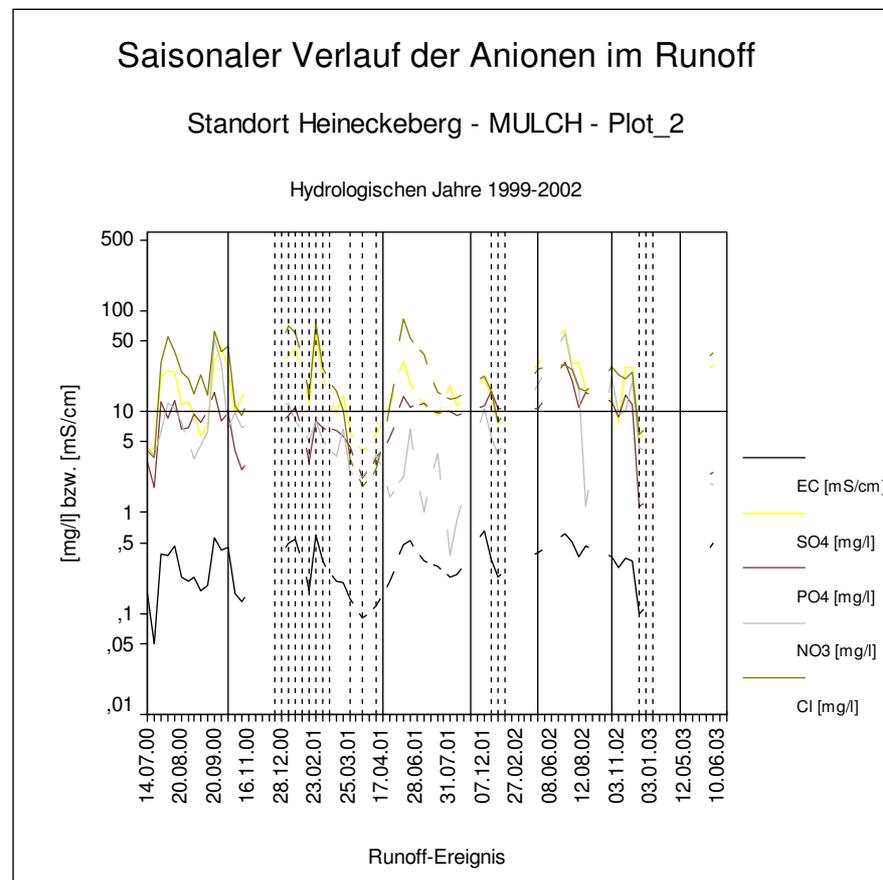
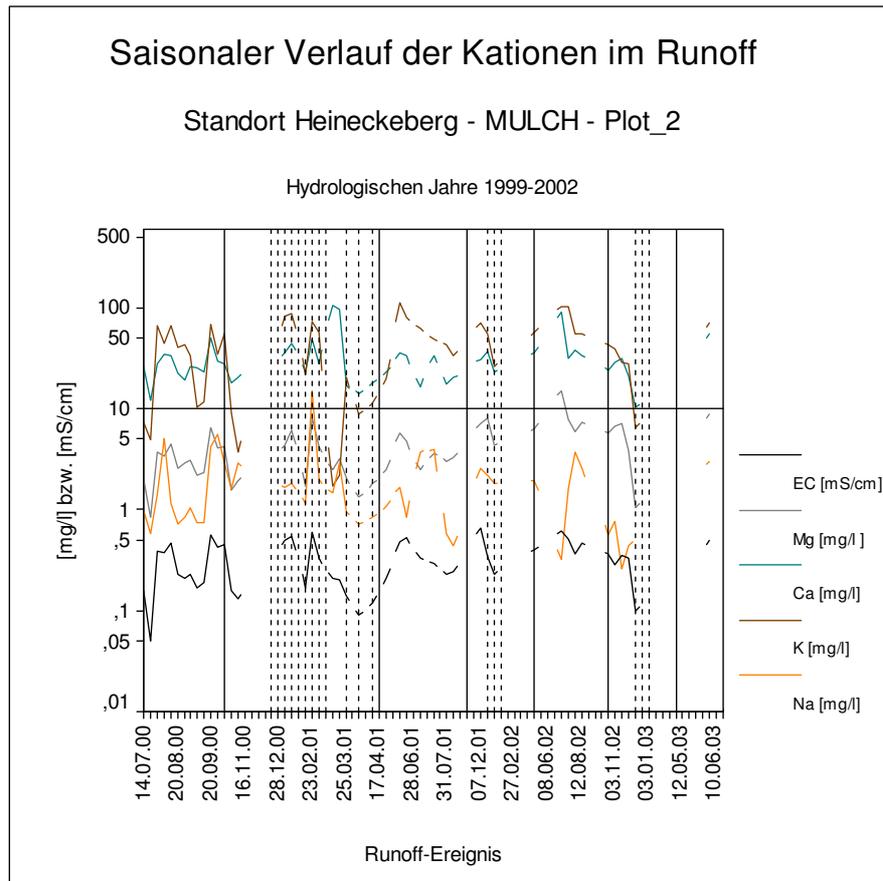
Anhang A 3-7: Datentabelle Oberflächenabfluss Plot_7.

Standort Steinkreuzweg Plot_7 [GRAS] Oberflächenabfluss													
Datum	Woche	SM	Ao	pH	EC	Na	K	Mg	Ca	Cl	NO3	PO4	SO4
			l		ms/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
02.01.01	1	1	1,8	7,09	0,39	1,82	29,95	4,46	45,05	11,33	10,48	9,84	26,35
08.01.01	2	1	6,5	7,24	0,21	1,22	15,54	3,06	38,44	2,83	3,98	5,21	8,15
06.02.01	6		0,6	7,34	0,17	2,20	9,85	2,39	28,51	4,56	12,53	4,77	17,95
02.03.01	9		0,5	7,37	0,13								
11.03.01	10	1	0,4	7,19	0,27	2,06	8,14	2,63	46,03	5,83	9,29	2,20	25,90
19.03.01	12	1	1,7	7,42	0,13	0,70	3,78	1,36	24,74	1,97	5,23	1,97	7,70
25.03.01	12	1	4,0	7,79	0,13	1,47	3,66	1,49	26,60	1,38	5,53	1,39	6,11
02.04.01	14		1,7	7,53	0,14	0,72	3,07	1,45	28,57	1,08	3,77	1,33	5,52
09.04.01	15		1,8	7,42	0,18	1,24	6,00	1,71	32,44	4,58	2,31	1,03	11,41
23.04.01	17		2,0	7,51	0,20	0,69	6,37	2,48	47,20	3,19	0,41		6,19
30.04.01	18		1,2	7,51	0,16	0,32	4,19	1,22	39,31	2,78	0,78		7,11
09.05.01	19		5,0	7,10	0,13	0,51	2,97	0,73	26,97	1,09	3,28	0,83	7,44
25.06.01	26		1,9										
13.07.01	28		7,0	6,91	0,28	2,64	17,01	3,88	31,36	6,71	0,64	11,68	34,34
06.09.01	36		12,0	7,51	0,18	0,49	12,26	1,75	25,56	2,87	4,68	3,89	10,29
12.09.01	37		1,5	7,06	0,18								
12.11.01	46		5,0	6,85	0,19	0,16	12,78	3,14	20,96	3,95	0,33	2,49	8,92
26.11.01	48		1,2	6,93	0,24	1,14	13,88	5,79	32,70	6,00		1,21	13,48
21.01.02	4	1	2,0	7,56	0,23	1,59	14,68	5,23	23,23	7,07	13,08	3,05	12,17
28.02.02	9		12,0	7,74	0,12	0,38	3,63	1,29	21,90	2,98	7,04	1,32	4,55
19.03.02	12		10,0										
15.04.02	16		9,0	7,50	0,19	0,84	5,84	1,36	24,08	2,44	6,77		12,73
13.05.02	20		12,0	7,41	0,17	0,60	4,69	1,29	28,20	2,64	6,06		6,61
10.06.02	24		4,0	6,93	1,01	1,29	82,19	3,32	42,11	81,49	144,27	58,07	67,36
24.06.02	26		120,0	7,91	0,40	1,01	12,17	3,13	60,50	7,07		3,47	37,78
17.07.02	29		120,0	7,51	0,45	1,26	8,81	5,82	82,16	1,94		1,63	2,83
12.08.02	33		200,0	7,27	0,36	1,00	11,70	6,31	89,16	1,61	0,25	1,56	4,16
28.10.02	44		4,5	7,00	0,29	0,26	15,58	2,72	34,62	6,91	8,02	4,19	15,10
28.11.02	48		8,0	7,45	0,21	0,12	8,40	2,24	22,95	4,23	11,25	3,46	10,83

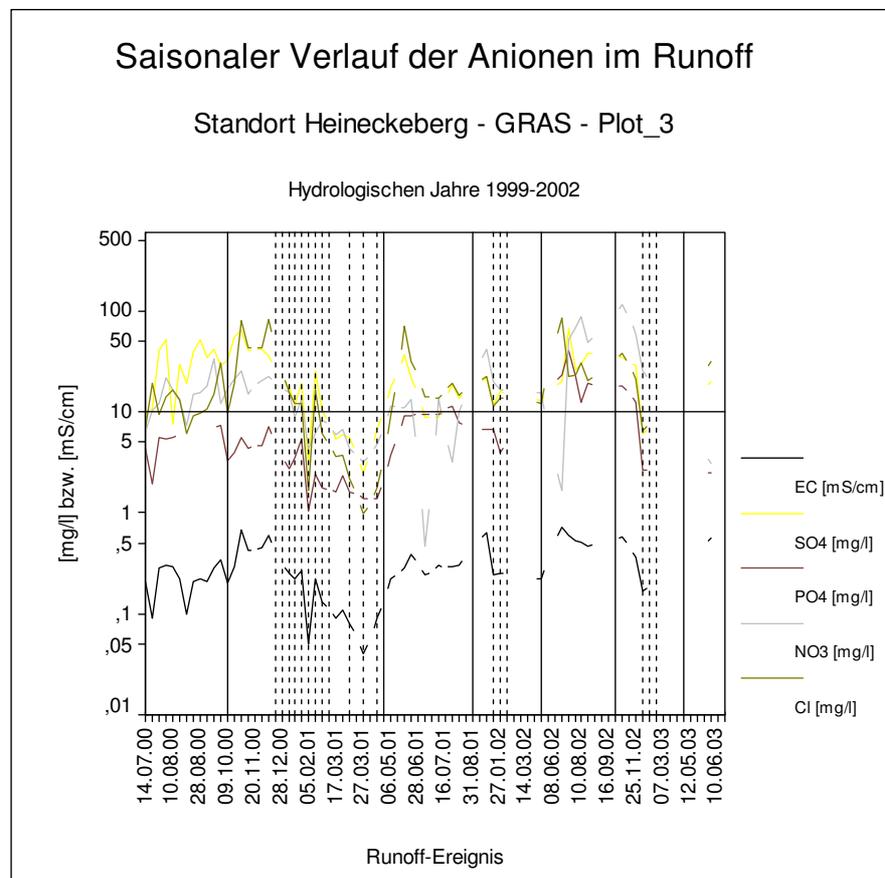
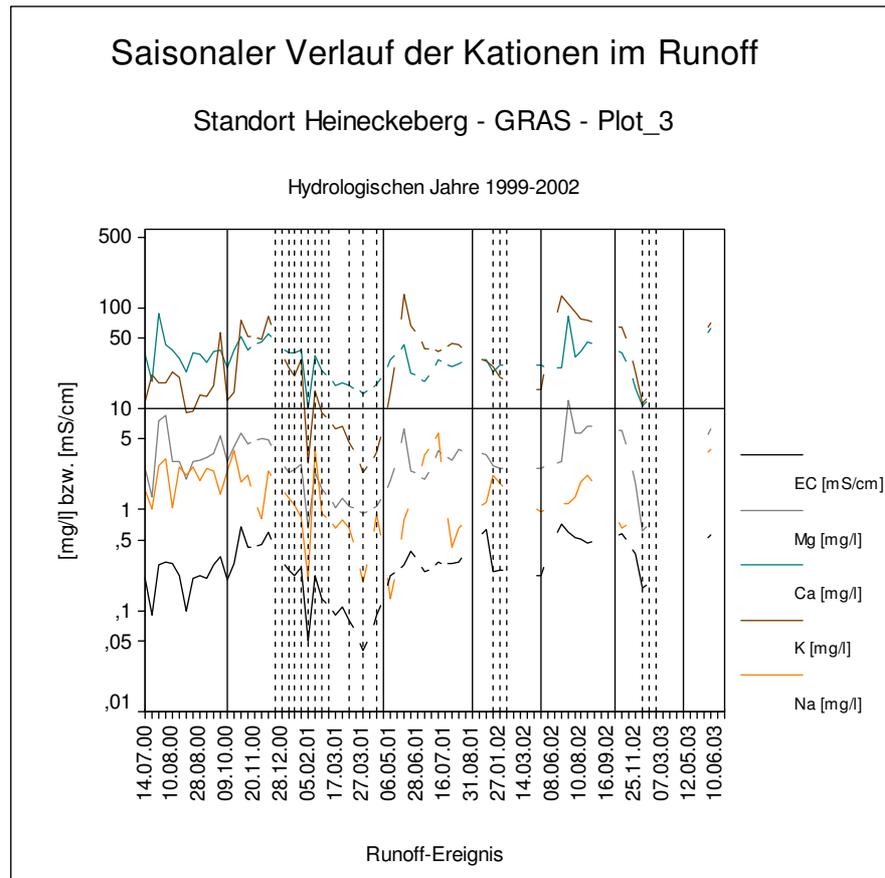
Anhang A 3-8: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 1.



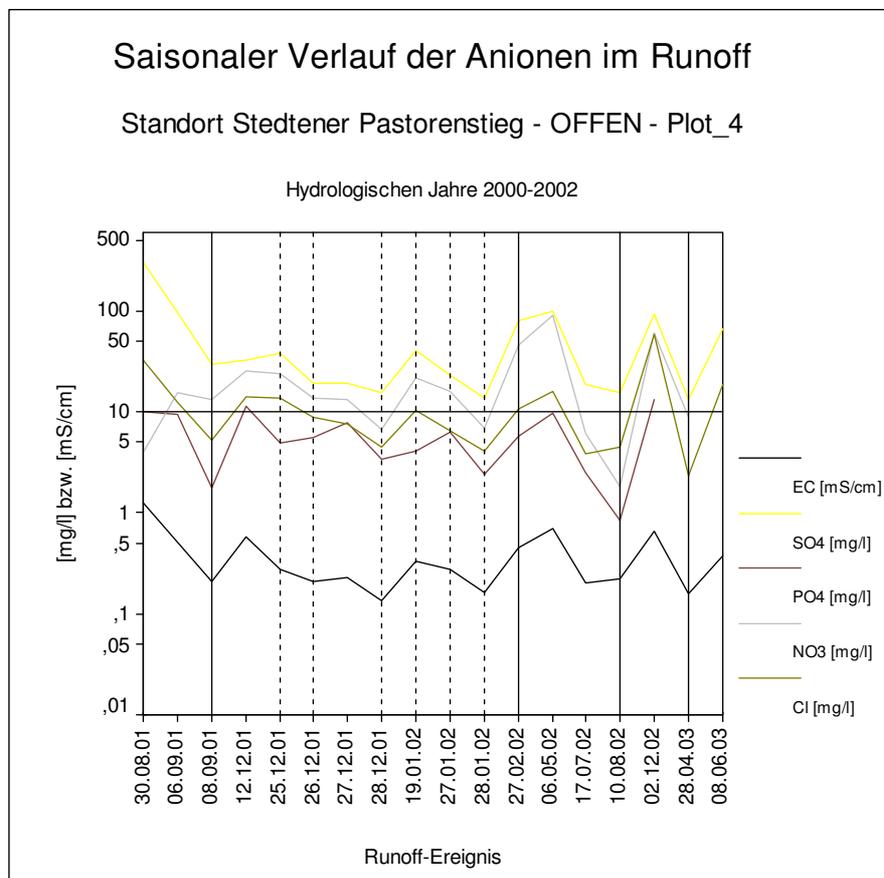
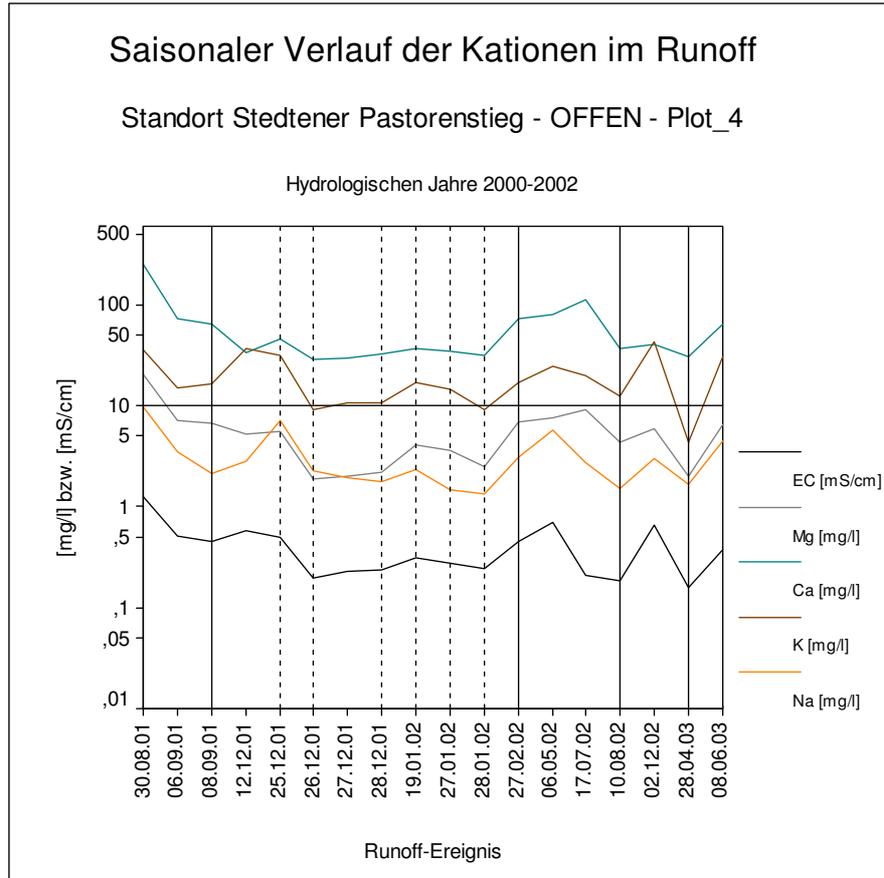
Anhang A 3-9: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 2.



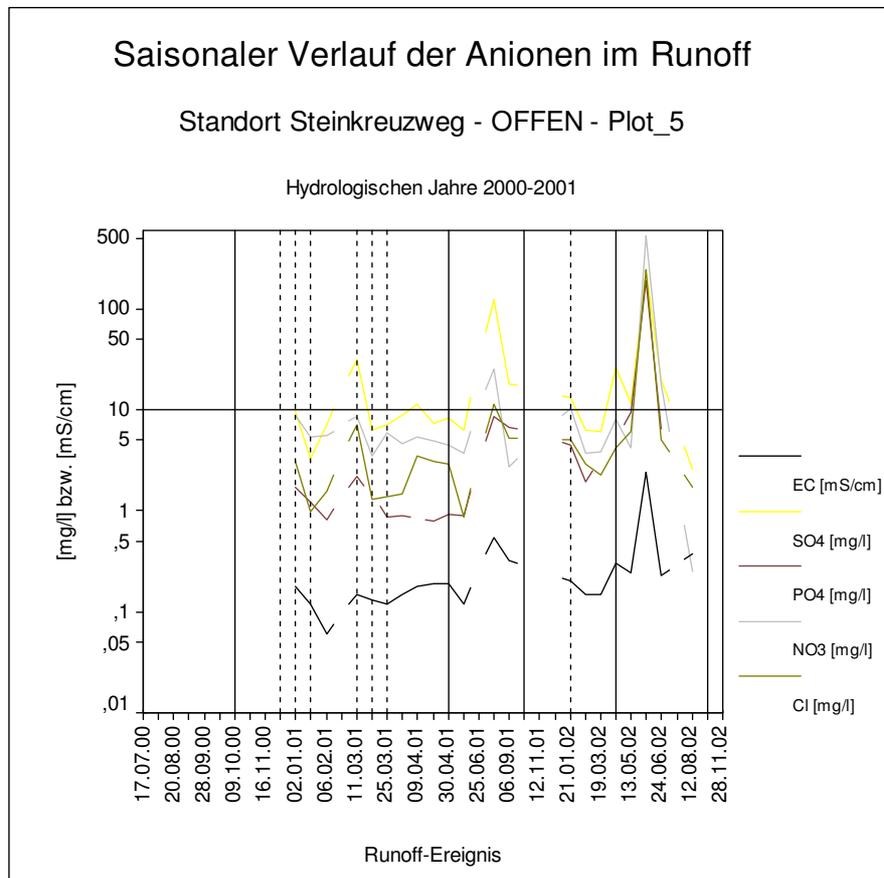
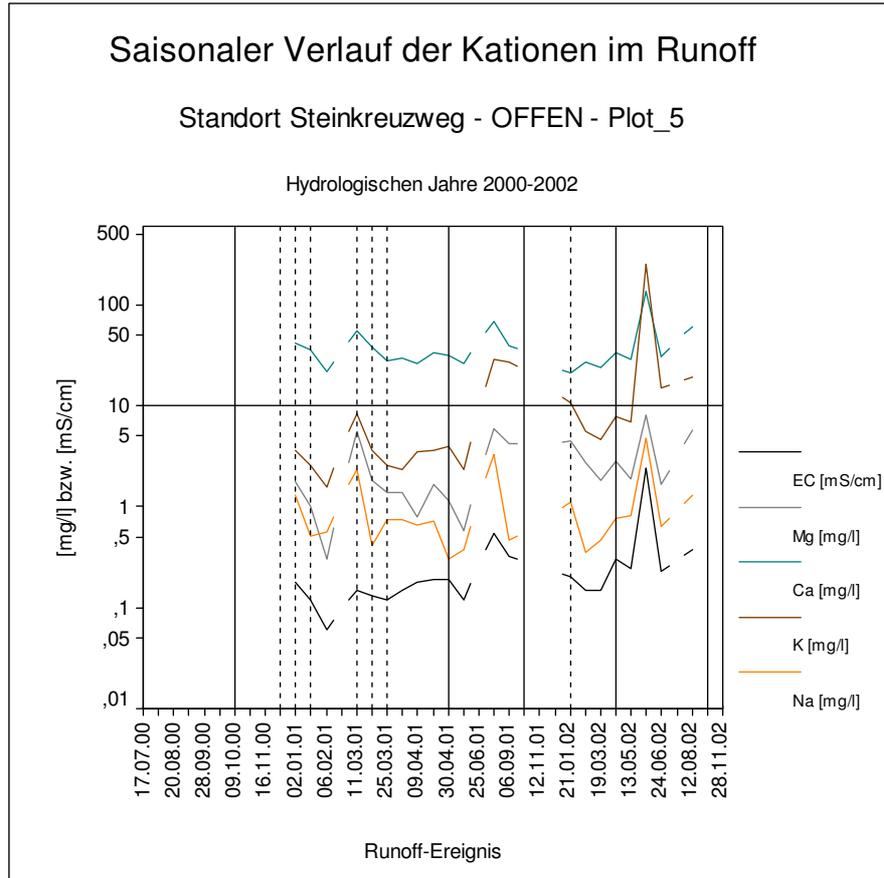
Anhang A 3-10: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 3.



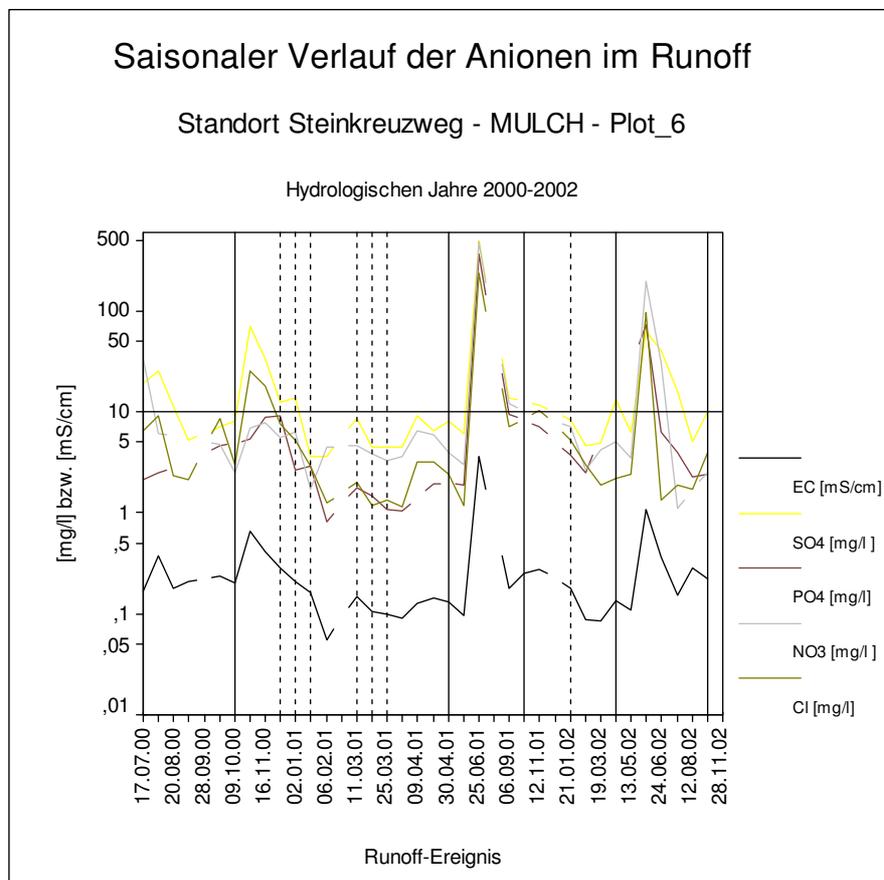
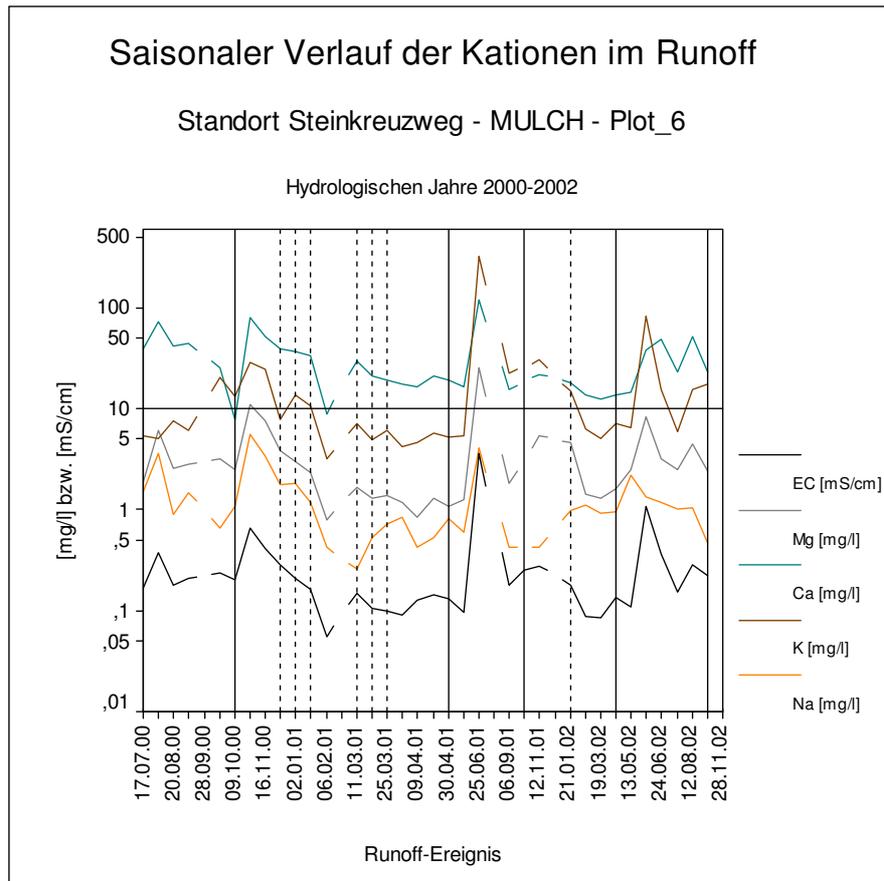
Anhang A 3-11: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 4.



Anhang A 3-12: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 5.



Anhang A 3-13: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 6.



Anhang A 3-14: Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelösten Nährstoffen. Ganglinien Plot 7.

